



KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE DER KUNSTSTOFFVERWERTUNG

**Volkswirtschaftliche Bewertung der stofflichen Verwertung
von Kunststoffabfällen in Österreich unter Einschluß
ökologischer Effekte**

Harald HUTTERER
Harald PILZ

MONOGRAPHIEN

Band 98

M-098

Wien, 1998

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleitung

Isabella Kossina

Autoren

Harald Hutterer, Harald Pilz (GUA – Gesellschaft für umweltfreundliche
Abfallbehandlung GmbH)

Übersetzung

Ulrike Stärk

Titelphoto

Kunststoffverwertung im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie
(ÖKK – Österreichischer Kunststoff Kreislauf AG)

Impressum

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

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, 1998
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-460-6

Kurzzusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Ermittlung des Potentials und der Grenzen der **stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen** in Österreich unter ökologischen, betriebswirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Der Marktinput an neuen Kunststoffwaren dürfte 1995 etwa 700.000 – 760.000 Tonnen oder ca. 90 kg pro Einwohner betragen haben. Kunststoffuntypische Polymeranwendungen (Fasern, Leime, Kleber, Lacke, Farben und Beschichtungen) sowie Kautschuke und Elastomere sind in dieser Menge nicht berücksichtigt. Die Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge dürfte im gleichen Jahr etwa 400.000 Tonnen oder 50 kg pro Einwohner (ohne Haftschnitz und Feuchtigkeit) betragen haben. Bei der Produktion und Verarbeitung von Kunststoffen für den österreichischen Markt fielen bei den entsprechenden Produktionsstätten im In- und Ausland zusätzlich ca. 50.000 t Produktionsabfälle an.

Von diesen 450.000 t Kunststoffabfall wurden 1995 ca 113.000 t (25 %) getrennt gesammelt, wovon 82.000 t (18%) stofflich und 31.000 t (7%) thermisch verwertet wurden. Von den nicht verwerteten Abfällen gelangten 17% in Müllverbrennungsanlagen, der Rest auf Deponien. Die stofflich verwerteten Kunststoffabfälle setzten sich aus 38.400 t Produktionsabfällen, 40.800 t Verpackungsabfällen und 2.600 t Nichtverpackungs-Abfällen zusammen. Von den stofflich verwerteten Verpackungsabfällen stammen 15.700 t (38,5 %) aus der Haushaltssammlung, der Rest aus dem Gewerbebereich.

Außer dem beschriebenen IST-Zustand der stofflichen Verwertung wurden folgende neue Verwertungswege untersucht:

- Die Ausweitung der stofflichen Verwertung von gewerblichen Verpackungen um 25.000 t (inkl. Verunreinigungen); dies entspräche einer Erhöhung der erfaßten Mengen um 73%, der stofflich verwerteten um 85%.
- Die Beschränkung der Haushaltssammlung auf automatisch sortierbare und großteils stofflich verwertbare Kunststoffe (Hohlkörper, große Folien); dies entspräche einer Verringerung der erfaßten Menge um 40% bei gleichzeitig leichter Steigerung der stofflich verwerteten Menge.
- Die Verwertung von zusätzlichen 28.600 t/a an Nichtverpackungs-Kunststoffen und von 6.400 t/a an Produktionsabfällen.

Es zeigte sich, daß bei den geprüften ökologischen Parametern Energie, CO₂-Emissionen, TOC-Emissionen und Reaktordeponiemengen alle Verwertungswege positive Wirkungen im Gesamtsystem aufwiesen. Bei der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse ergab sich für Produktionsabfälle und für Nichtverpackungen ein positives Ergebnis, während die Bilanz für die Verwertung gewerblicher Verpackungen leicht negativ und für Verpackungen aus Haushalten klar negativ ausfiel. Die Zusammenführung der geprüften ökologischen und der ökonomischen Effekte der untersuchten Verwertungswege in der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse zeigte folgendes Ergebnis:

- Die Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten würde sich durch die vorgeschlagene Optimierung der Haushaltssammlung deutlich verbessern, sie wäre aber noch immer leicht negativ. Das neue System würde somit zu einer erheblich verbesserten volkswirtschaftlichen Rentabilität bei leicht steigenden Verwertungsmengen führen.
- Im Bereich der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle ergab sich für das untersuchte Zusatzpotential ebenfalls ein beträchtlicher volkswirtschaftlicher Vorteil.
- Bei Produktionsabfällen wäre wegen der hohen spezifischen Rentabilität die Verwertung auch vergleichsweise geringer Zusatzmengen hoch rentabel.
- Die Ausweitung der stofflichen Verwertung von Verpackungsabfällen aus dem Gewerbe um die oben angegebenen 25.000 t/a entspräche in etwa der Obergrenze der volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit. Diese Steigerung setzt sich allerdings aus rentablen und nicht rentablen Anteilen zusammen. Zusätzlich verkleinert sich das sinnvolle Steigerungspotential bei zunehmendem Müllverbrennungsanteil für Restmüll.

Cost-benefit analysis of the recycling of plastic waste – Abstract

In this study, the potential and the limits of the recycling of plastic wastes in Austria were investigated and assessed by ecological, micro- and macro-economic criteria.

The market input for new plastic products was estimated at 700,000 to 760,000 Mg or 90 kg per capita. (Atypical plastic products as fibres, glues, dyes and coatings as well as rubber and elastomers were not considered.) Ultimate consumer plastic wastes were estimated at 400,000 Mg or 50 kg p.c. (adhering dirt and moisture excluded). In addition, about 50,000 Mg wastes were produced (inside Austria as well as abroad) during production of plastics resp. plastic goods used in Austria.

Out of these 450,000 Mg plastic wastes, 82,000 Mg (18 %) were recycled and 31,000 Mg (7 %) energetically recovered in 1995. 17 % of the remaining wastes were disposed of in waste incineration plants, the rest in disposal sites. Wastes for material recycling included 38,000 Mg production wastes, 2,500 Mg non-packaging wastes and 44,000 Mg packaging wastes. 19,000 Mg (43 %) of the recycled packaging wastes originate from household collection, the rest from factories.

In addition to the actual status, the following new recycling routes were investigated:

- an expansion of the material recycling of commercial packaging wastes by 25,000 Mg; this would mean an increase of the quantities collected by 73 %, of recycled quantities by 85 %
- a limitation of household collections to automatically sortable and recyclable wastes (hollow bodies, large foils); this would mean a reduction of the quantity collected by 40 %, but a slight increase of the quantity recycled
- recycling of additional 28,000 Mg p.a. of non-packaging plastic wastes and of 6,000 Mg p.a. of production wastes

It became evident, that for all recycling routes the ecological parameters selected (energy, CO₂ and TOC emissions, quantities disposed of in disposal sites) proved positive effects within the system investigated. Costing proved positive only for production and non packaging wastes, recycling of commercial packaging wastes amounted to slightly negative, of household packaging wastes to clearly negative costs. The combination of the assessed ecological and the economic effects by means of the macro-economic cost benefit analysis lead to the the following results:

- The cost-benefit balance of the separate collection and material recycling of plastic household packaging wastes would improve remarkably by the new system suggested, but would still remain slightly negative. This measure would considerably improve macro-economic rentability at slightly increased recycled quantities.
- A considerable additional potential of non-packaging plastic wastes could be recycled in an economically feasible way.
- For production wastes, additional recycling is profitable even for small amounts, given the high specific profitability of the recycling of these wastes.
- The expansion of material recycling of commercial packaging wastes by the quantities suggested (25,000 Mg p.a.) would be identical to the upper limit of macro-economic profitability. However, it must be considered, that these quantities are both composed of profitable and non profitable shares. In addition, the reasonable additional potential would result lower in case of an increasing incineration share of garbage.

Zusammenfassung

Ziel der Studie

Das Ziel dieser Arbeit war die Ermittlung des Potentials und der Grenzen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen auf Basis der derzeitigen Produkt- und damit auch Abfallzusammensetzung in Österreich unter ökologischen, betriebswirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten. Ökologische Lenkungsmaßnahmen bzw. -effekte für eine zukunftsorientierte Stoffbewirtschaftung konnten noch nicht berücksichtigt werden.

Vorgangsweise

1. Ermittlung der Kunststoffeinsatzmengen, gegliedert nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen.
2. Ermittlung der Kunststoffabfallmengen in verschiedenen Abfallfraktionen, wenn möglich gegliedert nach Kunststoffsorten und Abfallherkunft.
3. Erhebung der gegenwärtigen Verwertungsmengen und Abschätzung von zukünftig möglichen Verwertungspotentialen unter Beibehaltung der derzeitigen Produkt- bzw. Materialzusammensetzung.
4. Festlegung von Verwertungswegen, die die getrennte Sammlung, Sortierung, Aufbereitung und Verwertung von Kunststoffabfällen umfassen. Dabei wurden sowohl die heute bestehenden als auch zukünftig mögliche Verwertungswege untersucht.
5. Modellierung des übrigen Gesamtsystems, das die Erzeugung und Verarbeitung der gesamten Kunststoff-Einsatzmenge sowie die Sammlung und Entsorgung der nicht verwerteten Kunststoff-Abfallmenge beinhaltet.
6. Zusammenstellung aller Daten für die Berechnung der Güterbilanzen, der ausgewählten ökologischen Parameter (Energiebilanz, CO₂-Emissionen, TOC-Emissionen und Deponiemengen in Reaktordeponien) sowie für die betriebswirtschaftliche und volkswirtschaftliche Analyse.
7. Erstellung eines Rechenmodells, das auf Basis dieser Daten die genannten Bewertungsparameter für die untersuchten Verwertungswege einschließlich der resultierenden Veränderungen im übrigen System errechnet und in der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse zusammenführt.

Die Angaben zu zukünftigen Verwertungspotentialen und Verwertungswegen erfolgen unter der Annahme, daß keine Veränderungen im Bereich des Marktinputs stattfinden. Im Rechenmodell wurden viele Einflußgrößen als variable Inputparameter aufgenommen (z. B. der verbrannte Anteil des Systemmülls oder die Wirkungsgrade der Müllverbrennung hinsichtlich der Erzeugung von Strom und Wärme). Zusätzlich wurde zur Aufrechterhaltung einer konstanten Strom- und Dampfproduktion im System ein Prozeß „konventionelle Energieumwandlung“ in Form einer Gas- und Dampfturbine eingeführt.

Zur **ökologischen Analyse** der untersuchten Verwertungswege wurden folgende Kriterien aus der Güterbilanz des Systems errechnet: *die Summe der verbrauchten Primärenergieträger, die CO₂-Emissionen, die TOC-Emissionen und die Deponiemengen in Reaktordeponien.* Diese vier Kriterien können als die wichtigsten ökologischen Parameter für die betrachteten Verwertungswege angesehen werden.¹ Weder aus der Sichtung anderer Studien zur stoffli-

¹ Diese Feststellung beruht auf folgenden Grundannahmen: a) Die Verlängerung der Einsatzdauer von Kunststoffadditiven durch die stoffliche Verwertung erhöht – unter der Annahme der Umsetzung der Deponieverordnung – die Wahrscheinlichkeit, dass die Kunststoffabfälle samt den enthaltenen Additiven letztlich in einer Müllverbrennungsanlage anstatt auf einer Deponie landen. b) Eventuelle negative Effekte beim Gebrauch der Sekundärprodukte sind nicht größer als beim Gebrauch der entsprechenden Primärprodukte.

chen Kunststoffverwertung noch aus der intensiven Diskussion dieser Thematik in einem begleitenden Expertenbeirat ergaben sich konkrete Anhaltspunkte für weitere relevante Kriterien. Die ökologischen Auswirkungen der stofflichen Verwertung des Sortierrests der getrennten Haushaltssammlung wurden in dieser Studie allerdings nicht bewertet.

Bei der **betriebswirtschaftlichen Analyse** wurden die **Kosten** aller Stufen der untersuchten Verwertungswege auf Basis der Preissituation von 1997/98 ermittelt. Diesen Kosten wurden die ersparten Kosten der alternativen Restmüllsammlung und -behandlung gegenübergestellt. Sowohl für die produzierten Sekundärrohstoffe als auch für die erzeugten Strom- und Dampfmenen wurden erzielbare **Erlöse** berücksichtigt.

Die volkswirtschaftliche Betrachtung erfolgt mit Hilfe der **volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse**. Den **Veränderungen der Kosten** des Gesamtsystems durch die Realisierung eines Verwertungsweges (meist Mehrkosten) werden dabei die monetär bewerteten **Nutzeffekte** dieses Verwertungsweges gegenübergestellt. Folgende Nutzeffekte wurden berücksichtigt: substituierte Primärproduktion von Kunststoffen, substituierte konventionelle Strom- und Wärmeproduktion, Reduktion der CO₂-Emissionen, Reduktion der TOC-Emissionen und Reduktion der Deponiemengen in Reaktordeponien.

Das erstellte Rechenmodell bietet die Möglichkeit, in Zukunft zusätzliche Verwertungswege aufzunehmen oder aber die bereits enthaltenen Verwertungswege weiter zu untergliedern. Da außerdem alle Daten miteinander verknüpft sind, ist eine Vielzahl von Sensitivitätsanalysen möglich.

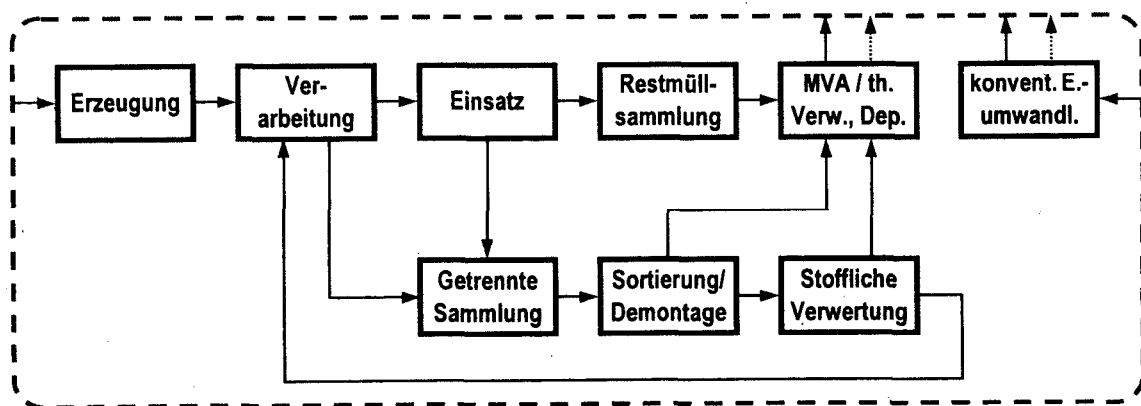


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen. Die strichlierten Pfeile repräsentieren die Abgabe von Strom und Wärme. Abkürzungen: Müllverbrennungsanlage (MVA), thermische Verwertung (th. Verw.), Deponierung (Dep.), konventionelle Energieumwandlung (konvent. E.-umwandl.).

Kunststoffeinsatz

Der Marktinput an neuen Kunststoffwaren dürfte 1995 in Österreich etwa **700.000–760.000 Tonnen** betragen haben, das sind ca. 90 kg pro Einwohner und Jahr. Kunststoffuntypische Polymeranwendungen wie Fasern, Leime, Kleber, Lacke, Farben und Beschichtungen sowie Kautschuke und Elastomere sind in dieser Menge und auch in allen folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt.

Die Unsicherheit resultiert vor allem aus Abgrenzungsproblemen zu den kunststoffuntypischen Anwendungen, aus geheimgehaltenen Produktionsmengen, statistisch nicht erfaßten Verarbeitungsmengen des Kleingewerbes sowie Importen und Exporten von Gütern, die nur teilweise aus Kunststoff bestehen. 90 % der eingesetzten Kunststoffe sind Thermoplaste.

Etwa die Hälfte der Gesamtmenge lässt sich Einsatzbereichen zuordnen, in denen die Produkte überwiegend langlebig sind, und ca. ein Drittel sind Verpackungen.

Tab. 1: Kunststoffeinsatz nach Sorten und Einsatzbereichen (Österreich 1995)

	KFZ	Elektro	Verpack.	Bau	Sonstiges	Gesamt
HDPE	2	2	54	15	18	91
L/LDPE	0	6	106	6	32	149
PP	20	11	36	6	28	102
PVC	8	15	3	113	12	150
PS	1	15	24	1	18	58
EPS	0	0	5	11	1	17
PET	2	3	10	0	2	16
ABS	7	10	0	0	6	23
andere Thermopl.	12	12	1	3	11	40
PUR	10	4	1	12	25	53
andere Duromere	4	10	0	4	14	31
Gesamt	66	86	241	171	165	730

Kunststoffabfall

Die Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge dürfte 1995 in Österreich etwa 470.000 t betragen haben. In dieser Menge sind allerdings Haftschmutz und Feuchtigkeit auf den Kunststoffabfällen enthalten. Insgesamt machen diese Verunreinigungen etwa 70.000 t aus. Die Menge der „sauberen“ Kunststoffabfälle beträgt somit 400.000 t/a oder 50 kg pro Einwohner und Jahr. Zusätzlich fielen bei der Produktion und Verarbeitung von in Österreich eingesetzten Kunststoffen ca. 50.000 t Produktionsabfälle an. Die größten Datenunsicherheiten bestehen in den Bereichen Gewerbemüll, Baustellenabfall und Sperrmüll.

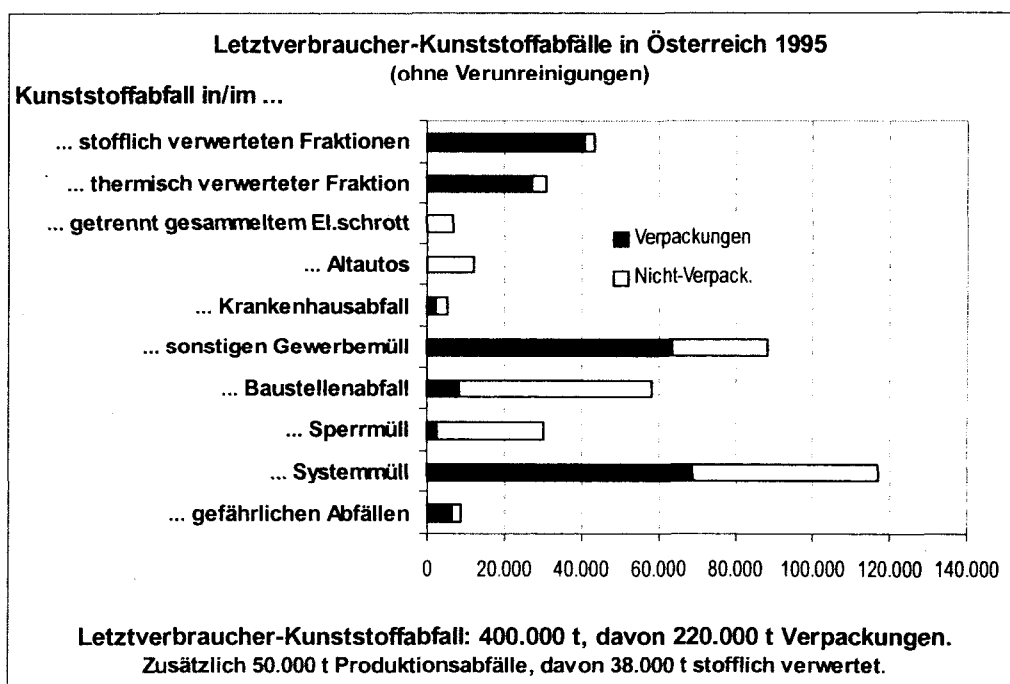


Abb. 2: Zusammensetzung und Verteilung des Letztverbraucher-Kunststoffabfalls in Österreich

Von den insgesamt 450.000 t Kunststoffabfall wurden im Jahr 1995 82.000 t stofflich und 31.000 t thermisch verwertet. Von den nicht verwerteten Abfällen gelangten 17 % in Müllverbrennungsanlagen und 83 % auf Deponien.

IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen

Im Jahr 1995 wurden ca. 38.400 t der Produktionsabfälle und 2.500 t Nicht-Verpackungsabfälle aus Kunststoff stofflich verwertet. Die verwerteten Nicht-Verpackungen stammen vor allem aus den Bereichen KfZ, Landwirtschaft und Bau.

Bei der Verwertung von Kunststoffverpackungen wurden die Mengen des Jahres 1996 verwendet, um einen möglichst aktuellen Zustand abzubilden. Im Jahr 1996 wurden insgesamt 44.200 t Kunststoffverpackungen (ohne Verunreinigungen) stofflich verwertet. Davon stammen 19.100 t aus der Haushaltssammlung, der Rest kommt aus dem Gewerbebereich. Die gesamte Abfallmenge aus Kunststoffverpackungen wurde für 1996 auf 227.000 t geschätzt.

1995 bzw. 1996 wurden damit 46.600 t (oder 11,5 %) der Letztverbraucher-Kunststoffabfälle bzw. 85.000 t (oder 19 %) der gesamten Kunststoffabfallmenge (inkl. Produktionsabfälle) stofflich verwertet.

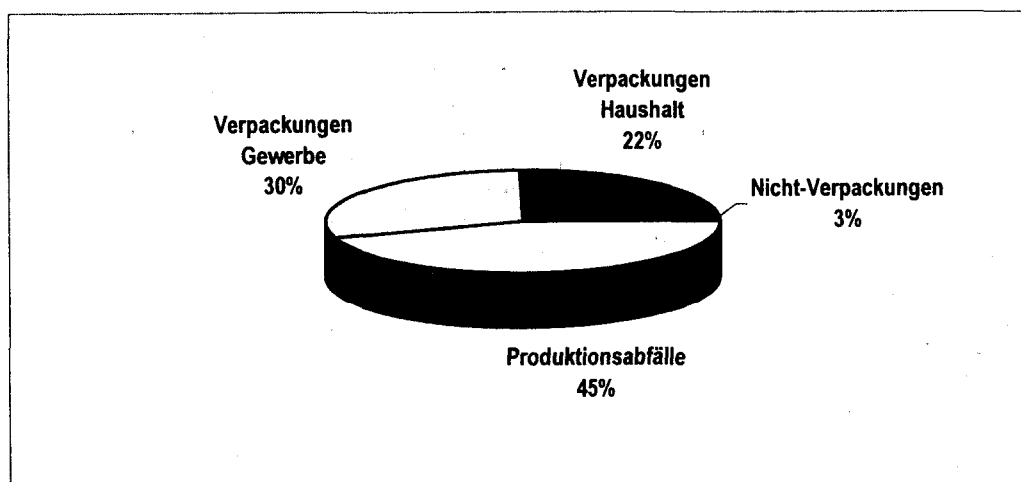


Abb. 3: Herkunft der stofflich verwerteten Kunststoffabfallmengen

Definition zukünftiger Verwertungswege

Die Angaben zu zukünftigen Verwertungswegen erfolgen ebenfalls unter der Annahme, daß keine Veränderungen im Bereich des Marktinputs stattfinden. Folgende neue Verwertungswege wurden im Rahmen dieser Arbeit untersucht:

Im Bereich der **gewerblichen Verpackungen** wurde die Verwertung von zusätzlichen 25.000 t/a (inkl. Verunreinigungen) geprüft. Dies entspricht einem Drittel der noch im Gewerbemüll und im Baustellenabfall enthaltenen Mengen („Verpackungen Gewerbe PLUS“). Die anschließende Analyse und Bewertung der stofflichen Verwertung zeigte, daß damit das sinnvolle Potential im Bereich der gewerblichen Verpackungen jedenfalls erschöpft wäre. Im Falle einer Realisierung dieses Verwertungsweges würde sich die getrennte Erfassung von Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich um 73 % und die stofflich verwertete Menge um 85 % erhöhen.

Die volkswirtschaftliche Analyse in dieser Arbeit zeigte, daß die stoffliche Verwertung von **Verpackungen aus dem Haushalt** auf dem heutigen Mengenniveau nicht rentabel ist. Da-

her wurde für den Haushaltsbereich eine optimierte Situation modelliert, in der möglichst nur solche Kunststoffverpackungen gesammelt würden, die sich nach einer weitgehend automatischen Sortierung auch größtenteils stofflich verwerten lassen („Verpackungen Haushalt NEU“). Eine solche Sammlung würde sich auf Hohlkörper und große Folien konzentrieren. Bei dieser „neuen“ Haushaltssammlung würde die zu erwartende Sammelmenge ca. 34.000 t/a (inkl. Verunreinigungen) betragen, wovon 23.000 t/a stofflich verwertet würden. Dies würde zwar eine Reduktion der heutigen Sammelmenge um 40 %, trotzdem aber eine leichte Steigerung der stofflich verwerteten Menge bedeuten.

Im Bereich der **Nicht-Verpackungen** stützen sich die Abschätzungen der möglichen Verwertungspotentiale auf eine aktuelle Studie des Umweltbundesamtes Berlin, in der Kunststoffabfallmengen in verschiedenen Abfallfraktionen nach Sorten und Produktgruppen erhoben wurden. Insgesamt ergab sich in diesem Bereich ein zusätzliches Verwertungspotential von ca. 27.600 t/a (Agrar- und Baufolien, Hart-PVC-Profilen und -Platten, PUR-Weichschaum, große Formteile aus Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen etc.). Die mögliche Steigerung der Verwertung von **Produktionsabfällen** wurde mit 6.400 t/a abgeschätzt.

Die Kombination der bestehenden und der zusätzlich möglichen Verwertungswege bzw. der Ersatz der bestehenden Haushaltssammlung durch die „neue“ Haushaltssammlung ergäbe in Summe eine stoffliche Verwertungsmenge von 138.000 t/a an sauberen Kunststoffabfällen, das sind 30 % der gesamten Kunststoffabfallmenge.

Tab. 2: Übersicht über die getrennt gesammelten und stofflich verwerteten Mengen (ohne Verunreinigungen) im IST- und im SOLL-Zustand. Für den Zustand „Verpackungen Haushalt SOLL“ wird der Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt IST“ durch den Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt NEU“ ersetzt. Die anderen SOLL-Zustände ergeben sich durch einen Ausbau des IST-Zustandes.

Sauberer Kunststoffabfall [t/a]	Abfall gesamt	getrennt ¹⁾ gesammelt	stofflich verwertet	stoffliche Verw.quote
Verpackungen Gewerbe IST	102.000	26.600	25.200	24,7%
Verpackungen Gewerbe SOLL		49.500	43.600	42,7%
Verpackungen Haushalt IST	125.000	49.200	19.100	15,3%
Verpackungen Haushalt SOLL		30.400	20.700	16,6%
Nicht-Verpackungen IST	180.000	2.400	2.400	1,3%
Nicht-Verpackungen SOLL		28.600	28.600	15,9%
Summe Letztverbraucher-Abfall - IST	407.000	78.200	46.700	11,5%
Summe Letztverbraucher-Abfall - SOLL		108.500	92.900	26,7%
Produktionsabfall IST	50.000	38.400	38.400	76,8%
Produktionsabfall SOLL		44.800	44.800	89,6%
Summe Kunststoffabfall gesamt - IST	457.000	116.600	85.100	18,6%
Summe Kunststoffabfall gesamt - SOLL		153.300	137.700	30,1%

¹⁾ Bei Verpackungsabfällen inklusive mitgesamelter Nicht-Verpackungen

Ergebnisse

Die Bewertung der untersuchten Verwertungswege mit Hilfe des beschriebenen Modells führte unter den heutigen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen zu folgenden Ergebnissen:

Ökologische Parameter

Bei den Kriterien Energie, CO₂, TOC und Reaktordeponiegut verursachen alle Verwertungswege positive Wirkungen im Gesamtsystem. So kann z. B. die Primärenergiebilanz pro Tonne Kunststoff durch die stoffliche Verwertung anstelle der alternativen Entsorgung um 35 % bis 90 % verbessert werden. Die Summe aller Verwertungswege (mit „Haushalt-NEU“ statt „Haushalt-IST“) senkt den Primärenergieeinsatz des Gesamtsystems allerdings nur um 15 %.

Abfallwirtschaftliche Nettokostenanalyse

Im Bereich der Produktionsabfälle und der Nicht-Verpackungen liegen die aktuellen Kosten für die getrennte Sammlung, Aufbereitung und Verwertung von Kunststoffabfällen niedriger als die Kosten der alternativen Restmüllsammlung und Entsorgung. Im Gegensatz dazu kostet die gewerbliche Verpackungssammlung und -verwertung mehr bzw. die Sammlung und Verwertung der Haushaltsverpackungen deutlich mehr als die alternative Restmüllsammlung und Entsorgung.

Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse

Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse wurde untersucht, ob die genannten ökologischen Vorteile die betriebswirtschaftlichen Mehrkosten der Verwertung rechtfertigen. Das Ergebnis einer derartigen Kosten-Nutzen-Analyse setzt sich aus folgenden Positionen zusammen:

Positionen der Kosten-Nutzen-Analyse für Prozesse der stofflichen Verwertung

- Kosten der getrennten Sammlung und Sortierung
- Nettokosten der stofflichen und thermischen Verwertung
- + Ersparte Kosten der Restmüllsammlung
- + Ersparte Nettokosten der Restmüllbehandlung
- = **Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse**

- + Ersparte Kosten der Primärproduktion und konventionellen Energieumwandlung
- + Ersparte Kosten von Emissionsvermeidung und Deponiesanierung
- = **Ergebnis der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse**

Bei **Produktionsabfällen** und den untersuchten **Nicht-Verpackungs-Abfällen** verbessert die Kosten-Nutzen-Analyse der derzeitigen stofflichen Verwertung die bereits positive Bilanz der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse. Der volkswirtschaftliche Vorteil der zusätzlichen Verwertung von Nicht-Verpackungs-Abfällen anstelle ihrer Entsorgung belief sich auf insgesamt 220 Mio ATS/a.

Die Kosten-Nutzen-Analyse der **Verpackungsverwertung** zeigte, daß **im gewerblichen Bereich** im IST-Zustand die Nutzeffekte größer sind als die Mehrkosten (= positiver Kosten-Nutzen-Saldo). Die **stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe** kann also als **volkswirtschaftlich rentabel** angesehen werden.

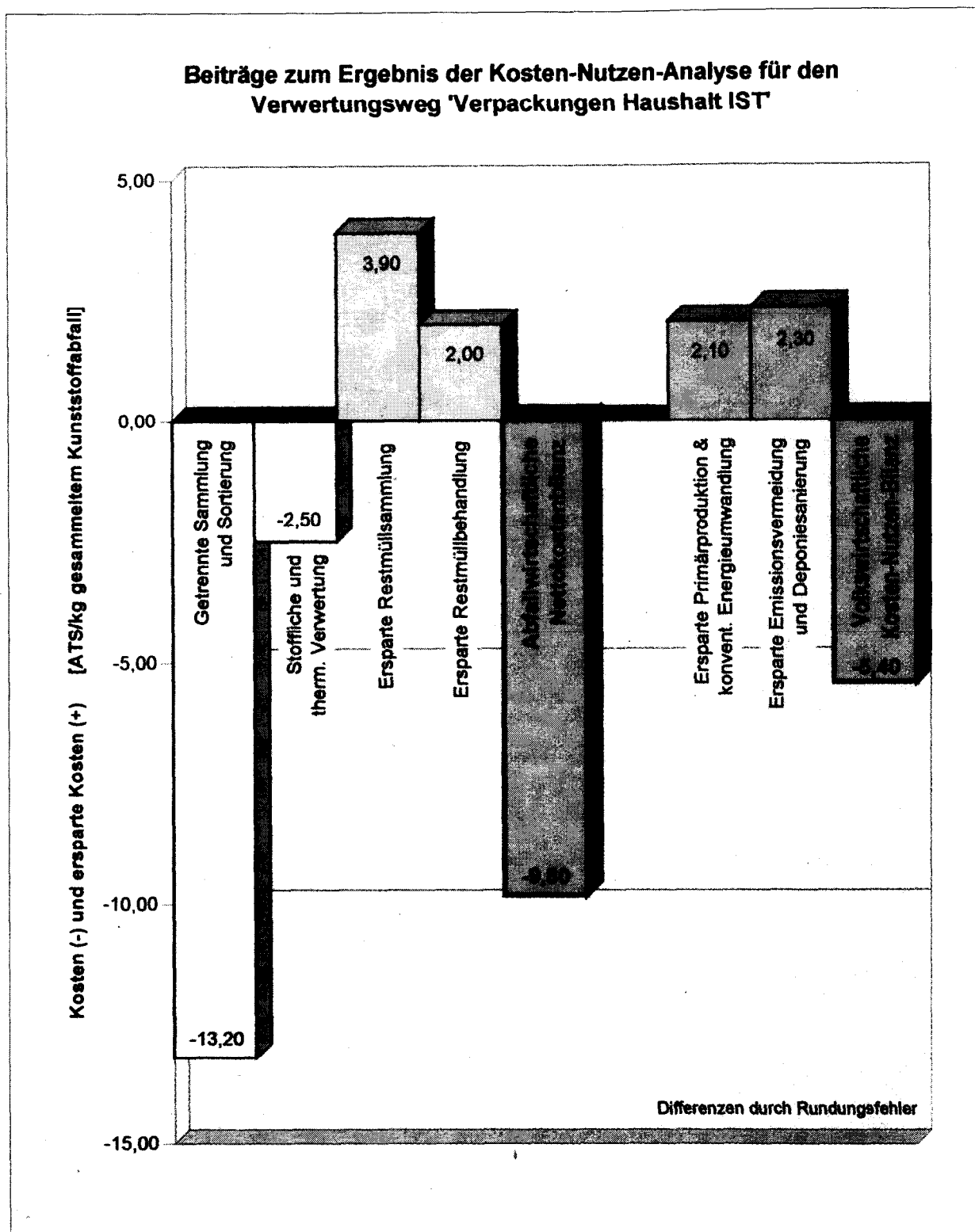


Abb. 4: Teilbeträge der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz und der darauf aufbauenden volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Bilanz am Beispiel der stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten, IST-Zustand 1995. Alle angegebenen Kosten beziehen sich einheitlich auf die **getrennt gesammelte** Menge an Kunststoffabfällen.

Kosten-Nutzen-Analyse für den Maximalzustand der stofflichen Verwertung

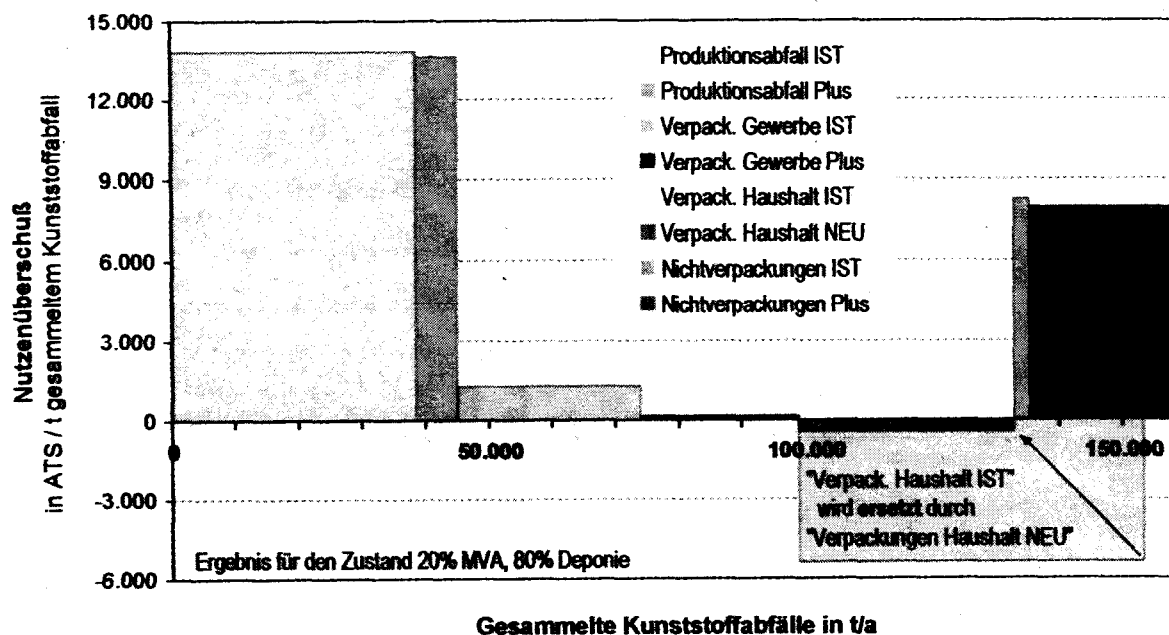


Abb. 5: Die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse der stofflichen Kunststoffverwertung ergibt, daß im IST-Zustand die Verwertung von Produktionsabfällen mit einem bedeutenden volkswirtschaftlichen Nutzen und die Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten mit einem negativen volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Saldo verbunden ist. Die wichtigsten Maßnahmen zur Weiterentwicklung der stofflichen Kunststoffverwertung sollten die Optimierung der Haushaltssammlung und der Ausbau der Verwertung von Nicht-Verpackungen sein.

Die **Breite** der Flächen im Diagramm entspricht der **Sammelmenge** jedes Verwertungs-
weges. Die **Höhe** der Flächen zeigt die **Kosten-Nutzen-Bilanz** pro Tonne getrennt ge-
sammeltem Kunststoffabfall. Damit entsprechen die **Flächen** dem **volkswirtschaftlichen**
Gesamteffekt eines Verwertungs-
weges. Die Kosten-Nutzen-Bilanz für „Verpackungen
Gewerbe PLUS“ kann durch Variation verschiedener Basisdaten innerhalb ihrer Unsicher-
heitsbereiche Werte zwischen -1,- bis +1,- ATS/kg annehmen.

Für das **zusätzlich lukrierbare Potential** im gewerblichen Bereich ist der **Nutzenüber-
schuß** hingegen nur noch **marginal**. Dabei ist jedoch zu beachten, daß dieses Zusatzpoten-
tial aus einer Mischung von rentablen Anteilen (mit teilweise neuen Erfassungslösungen) und
bereits unrentablen Teilen (mit haushaltsähnlicher Erfassung) besteht.

An dieser Stelle muß grundsätzlich festgehalten werden, daß die Kosten-Nutzen-Bilanzen
aller Verwertungswege von einer Reihe von Parametern abhängen, die sich entweder durch
zukünftige Entwicklungen in der Abfallwirtschaft verändern können (Beispiel: Müllverbren-
nungsanteil bei der Restmüllbehandlung) oder die aufgrund mangelnder Datenqualität mit
einem bestimmten Unsicherheitsbereich verbunden sind (Beispiel: monetäre Bewertung der
externen Nutzeneffekte durch *Vermeidung von Emissionen und Deponiegut*). In der Regel
bleibt die Größenordnung der Ergebnisse bei einer Variation der Werte innerhalb der mögli-
chen Bereiche jedoch erhalten.

Im Fall der zusätzlichen Sammlung von Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich sind diese Unsicherheiten deshalb besonders kritisch, weil die Kosten-Nutzen-Bilanz durch relativ geringe Änderungen der verwendeten Werte entweder positiv oder negativ ausfallen kann. Wann die volkswirtschaftlich sinnvolle Grenze der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe tatsächlich erreicht ist, kann daher nur mit realen Daten der jeweils existierenden Erfassungsschienen und nur für die gerade bestehenden abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen genauer ermittelt werden.

Für die stoffliche Verwertung von **Verpackungen aus dem Haushaltsbereich** ergab die Kosten-Nutzen-Analyse für den **IST-Zustand ein negatives Ergebnis** (-5,- bis -6,- ATS pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall). Das heißt, daß die Nutzeffekte der stofflichen Verwertung die Mehrkosten nicht aufwiegen. Oder anders ausgedrückt: Die Nutzeffekte der stofflichen Verwertung der Haushaltsfraktion könnten auf andere Weise (z. B. durch effiziente Strom- und Wärmeproduktion, Altlastensanierung und Primärproduktion von Kunststoffen) mit geringeren Kosten erzielt werden.

Für die optimierte Haushaltssammlung „Haushalt NEU“ (Hohlkörper und große Folien) verbessert sich die Kosten-Nutzen-Bilanz deutlich, sie bleibt aber noch immer leicht negativ (0,- bis -1,- ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall). Es ist jedoch anzunehmen, daß eine detailliertere Untersuchung der Möglichkeiten für eine Neugestaltung der Haushaltschiene auf Basis der in der gegenständlichen Arbeit gewonnenen Erkenntnisse Lösungen mit weiter verbesserter Kosten-Nutzen-Relation liefern würde. Außerdem konnten im Rahmen dieser Studie noch nicht alle Nutzeffekte der getrennten Sammlung und eventuelle Schadeffekte auf andere getrennte Sammlungen im Falle einer völligen Auflassung der Kunststoffsammlung im Haushaltsbereich einbezogen werden. Als weiterer wesentlicher Einflußfaktor für zukünftige Entscheidungen sollte auch die Wirkung steigender Energie- und Rohstoffpreise untersucht werden. Der volkswirtschaftliche Gewinn durch die vorgeschlagene Optimierung der Haushaltssammlung beträgt unter den heutigen Rahmenbedingungen etwa 280 Mio ATS/a.

Die folgende Tabelle zeigt die ermittelten Obergrenzen volkswirtschaftlich sinnvoller Verwertungspotentiale für Kunststoff-Verpackungsabfälle in Österreich. Die vorgeschlagene Kombination erfüllt die in der „Zielverordnung Verpackungsabfälle“ vorgegebene Mindestquote von 20 % für die stoffliche Verwertung von Kunststoff-Verpackungsabfällen.

Tab. 3: Obergrenzen volkswirtschaftlich sinnvoller Verwertungspotentiale für Kunststoff-Verpackungsabfälle in Österreich

Volkswirtschaftlich sinnvolle Verwertungspotentiale	Verpack.-abfall	Sammlung		stoffliche Verwertung	
		Menge	Quote	Menge	Quote
Mengen ohne Verunreinigungen	1996 [1000 t]	[1000 t]	%	[1000 t]	%
Haushalt & Kleingewerbeanteil	125	30,4	24%	20,7	17%
(Groß-) Gewerbe, Industrie, etc.	102	49,5	49%	43,6	43%
Gesamt	227	79,9	35%	64,3	28%
	"sauber"	"sauber" = ohne Feuchtigkeit und Haftschmutz!			

Bemerkung zu den Sammelmengen:

- Inklusive mitgesamelter Nicht-Verpackungen.
- Die angegebene sinnvolle Maximalmenge im Haushaltsbereich kann sich im Fall von steigenden Rohölpreisen ebenfalls erhöhen.
- Gewerbe einschließlich heute verwerteter Mengen.

Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Die Umsetzung der Forderung des Abfallwirtschaftsgesetzes nach einer volkswirtschaftlich sinnvollen bzw. zweckmäßigen Verwertung verlangt nach einer Weiterentwicklung der heute bestehenden Abfallwirtschaft. Dabei müssen jedenfalls auch Lenkungswirkungen zur Erfüllung der Ziele Schadstoffe zu minimieren sowie Rohstoff-, Energie- und Deponievolumenverbrauch so gering als möglich zu halten Beachtung finden. Durch die vorliegende Arbeit hat sich bestätigt, daß die Methodik der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse ein ausgezeichnetes Instrument zur Ermittlung sinnvoller Verwertungsquoten und generell zur Beurteilung der volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit abfallwirtschaftlicher Maßnahmen ist.

Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse konnten alle relevanten ökonomischen Effekte und die wichtigsten ökologischen Auswirkungen verschiedener Wege der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen zu einem einzigen Bewertungsparameter zusammengeführt werden. Bei eindeutig positiver oder negativer Kosten-Nutzen-Bilanz (volkswirtschaftlicher Nutzen oder Schaden) eines Verwertungsweges oder einer abfallwirtschaftlichen Maßnahme lassen sich klare Handlungsempfehlungen ableiten, die sowohl ökologische als auch ökonomische Effekte berücksichtigen.

Mit der Erstellung von Kosten-Nutzen-Analysen für die Kunststoffverwertung wurde ein zwar ökonomisch bedeutender, aber mengenmäßig nur kleiner Teil der gesamten Altstoffverwertung untersucht. Zur Optimierung des Gesamtsystems der getrennten Sammlung und Altstoffverwertung wäre daher eine analoge Analyse der stofflichen Verwertung anderer Altstoffe zielführend.

Aus den Ergebnissen der volkswirtschaftlichen Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich - rein abfallseitig betrachtet, ohne Berücksichtigung von Lenkungsmaßnahmen bzw. -effekten beim Marktinput - können folgende Handlungsprioritäten abgeleitet werden:

1. Optimierung der Verpackungssammlung aus Haushalten

Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist eine Optimierung der Sammlung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten dringend notwendig. Diese Optimierung besteht darin, nur mehr jene Kunststoffverpackungen getrennt zu sammeln, die sich für eine kostengünstige (automatische) Sortierung und anschließende sortenreine werkstoffliche Verwertung eignen. Im wesentlichen sind dies Hohlkörper und große Folien. Hauptziel sollte es sein, den Erfassungsaufwand aus Haushalten generell und besonders im Einzugsbereich von Müllverbrennungsanlagen zu reduzieren und dabei gleichzeitig treffsicherer zu sammeln, so daß das Sammelgut in wesentlich höherem Ausmaß stofflich verwertet werden kann.

2. Verwertung von Nicht-Verpackungs-Kunststoffabfällen

Durch den Ausbau der stofflichen Verwertung von Nicht-Verpackungs-Kunststoffabfällen könnte die heute stofflich verwertete Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge um 56 % gesteigert werden. Um die entsprechende getrennte Sammlung und die stoffliche Verwertung auch tatsächlich ins Leben zu rufen, müßten aber erst konkrete, für die Praxis geeignete Maßnahmen entwickelt werden. Diese Maßnahmen reichen von der Auswahl der besten Art der getrennten Erfassung über die Marktentwicklung für Sekundärprodukte bis hin zu Lenkungsmaßnahmen durch den Gesetzgeber oder Selbstverpflichtungen der Wirtschaft. Der größte Teil dieses Zusatzpotentials müßte über Sammlungen im gewerblichen Bereich zu erfassen sein. Ob bestimmte Nichtverpackungs-Abfälle aus Haushalten gemeinsam mit Kunststoffverpackungen oder besser getrennt erfaßt werden sollten, müßte noch untersucht werden.

3. Ausbau der Verwertung von Produktionsabfällen

Das geschätzte Potential für die zusätzliche stoffliche Verwertung von Abfällen aus der Kunststoffverarbeitung ist mit 6.400 t/a mengenmäßig zwar relativ unbedeutend. Durch die stark positive spezifische Kosten-Nutzen-Bilanz dieses Verwertungsweges ergibt sich dennoch ein beachtlicher volkswirtschaftlicher Vorteil von etwa 87 Mio ATS/a.

4. Ausbau der Verpackungssammlung aus dem Gewerbe

Eine Steigerung der stofflichen Verwertungsquote der Kunststoffverpackungsabfälle insgesamt ist fast ausschließlich durch zusätzliche Sammelmengen aus dem Gewerbe zu erreichen. Der Ausbau der getrennten Sammlung von Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich ist unter den heutigen abfallwirtschaftlichen Bedingungen volkswirtschaftlich zweckmäßig, allerdings nur in einem begrenzten Ausmaß. Die Obergrenze hängt unter anderem von abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen wie dem Müllverbrennungsanteil bei der Restmüllbehandlung und von der monetären Bewertung der externen Nutzeffekte ab. In der derzeitigen Situation beträgt das sinnvolle Ausbaupotential höchstens 25.000 t/a, das sind etwa 75 % der heutigen Sammelmenge. Mit zunehmendem Müllverbrennungsanteil wird sich das volkswirtschaftlich rentabel verwertbare Potential allerdings verringern.

Der Ausbau der gewerblichen Sammlung von Kunststoffverpackungen beträfe in erster Linie mittlere und kleinere Anfallstellen. Es müßten daher neue Erfassungsmethoden eingesetzt werden, die im wesentlichen die Bündelung von Mengen kleiner Anfallstellen, die Verdichtung des Materials an der Anfallstelle und einen möglichst direkten Transport von der Anfallstelle und Verwerter zum Ziel haben. Für die Berechnungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden solche neue Methoden modellhaft festgelegt und als Berechnungsgrundlagen verwendet.

Der zu erwartende volkswirtschaftliche Gewinn gegenüber dem IST-Zustand aus der Optimierung der Haushaltssammlung von Kunststoffverpackungen und der zusätzlichen Verwertung von Nicht-Verpackungs-Kunststoffabfällen beträgt insgesamt etwa 500 Mio ATS/a.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffen vor allem die Erfäßbarkeit für die getrennte Sammlung und die volkswirtschaftliche Rentabilität die limitierenden Faktoren sind. Die Grenzen des Möglichen bzw. Sinnvollen sind hier viel früher erreicht als die technischen und ökologischen Grenzen bzw. die Grenzen der Aufnahmefähigkeit des Marktes für Sekundärrohstoffe. Unter Vorgabe einer positiven Kosten-Nutzen-Relation werden jedenfalls maximal 30 % aller Kunststoffabfälle (inklusive Produktionsabfälle) einer stofflichen Verwertung zugeführt werden können. In diesem Maximalzustand würde die eingesetzte Recyclatmenge 16 % der gesamten verarbeiteten Kunststoffmenge ausmachen.

Ein Faktor für langfristige Überlegungen, der in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht wurde, ist eine Verbesserung der Kosten-Nutzen-Bilanz aufgrund von steigenden Energie- und Rohstoffpreisen. Insbesondere für die Verwertungswege mit schlechter Kosten-Nutzen-Relation (Haushaltsschiene, Teile der Gewerbesammlung, einzelne Nicht-Verpackungen) könnten sich dadurch veränderte Entscheidungsgrundlagen ergeben.

Bei der Bewirtschaftung von Kunststoffabfällen bestehen die wichtigsten Aufgaben mittelfristig in folgenden Punkten:

- Entwicklung von Bewertungsgrundlagen und -modellen, die die Quantifizierung der abfallwirtschaftlichen Auswirkungen von Produktgestaltung und Materialauswahl und die damit verbundene volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse ermöglichen.
- Schrittweise Optimierung der operativen Umsetzung der Verpackungsverordnung.
- Einführung einer umfassenden Stoffbewirtschaftung der gesamten Kunststoffabfälle. Das bedeutet, daß die Bemühungen um eine stoffliche Verwertung auch auf den Bereich der Nicht-Verpackungs-Kunststoffe auszudehnen und die nicht stofflich verwertbaren Kunststoffabfälle einer geeigneten thermischen Behandlung oder Verwertung zuzuführen sind.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	21
1.1	Geschichte und Motivation dieser Studie.....	21
1.2	Ziele und Fragestellungen dieser Studie	21
1.3	Untersuchungsrahmen	23
1.3.1	Systemidentifikation	23
1.3.2	Bilanzgrenzen für Kunststoff.....	24
2	KUNSTSTOFFEINSATZ.....	28
2.1	Entwicklung des Kunststoffeinsatzes seit 1950.....	28
2.2	Kunststoffeinsatz in Österreich im Jahr 1995	30
2.3	Kunststoffeinsatz nach Sorten und Einsatzbereichen	34
2.4	Kunststoffverpackungsmenge	38
3	KUNSTSTOFFABFALL.....	41
3.1	Produktionsabfälle	41
3.2	Letztverbraucher-Kunststoffabfall auf Basis einer Lebensdauerrechnung	43
3.3	Abfallseitige Erhebungen zum Letztverbraucher-Kunststoffabfall.....	45
3.3.1	Kunststoffabfall in verschiedenen Abfallfraktionen.....	45
3.3.2	Kunststoffverpackungsabfall in verschiedenen Abfallfraktionen.....	54
3.3.3	Annahmen zum Verunreinigungsgrad von Kunststoffabfällen.....	57
4	STOFFLICHE VERWERTUNG.....	59
4.1	Allgemeines zur stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen	59
4.1.1	Verwertungsverfahren	59
4.1.2	Verwertungsprodukte	61
4.1.3	Verwertungsbetriebe	62
4.2	Untersuchte Verwertungswege	65
4.2.1	IST-Zustand der stofflichen Kunststoffverwertung	65
4.2.2	Zukünftig mögliche Verwertungswege	67
4.2.3	Übersicht über alle untersuchten Verwertungswege.....	73
4.2.4	Nicht separat untersuchte Verwertungswege	78
4.3	Grenzen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen	79
4.4	Rechtliche Grundlagen für die stoffliche Kunststoffverwertung	81
5	BEWERTUNGSGRUNDLAGEN.....	85
5.1	Rechenmodell zur Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung	85
5.1.1	Systemidentifikation	85
5.1.2	Berechnung der Bewertungsparameter von einzelnen Verwertungswegen	87

5.2	Ökologische Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung.....	88
5.2.1	Auswahl der ökologischen Bewertungskriterien.....	88
5.2.2	Güterbilanz.....	91
5.2.3	Primärenergiebilanz	92
5.2.4	CO ₂ - und CH ₄ -Emissionen.....	94
5.2.5	TOC-Emissionen	95
5.2.6	Direkt deponierte Abfallmengen	96
5.3	Betriebswirtschaftliche Analyse	96
5.3.1	Kosten der getrennten Erfassung und Sortierung	96
5.3.2	Kosten der Verwertung.....	100
5.3.3	Kosten der Restmüllsammlung und Behandlung	102
5.4	Volkswirtschaftliche Analyse	102
5.4.1	Methodik der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse	102
5.4.2	Auswahl der berücksichtigten Nutzeffekte	103
5.4.3	Monetäre Bewertung interner Nutzeffekte	104
5.4.4	Monetäre Bewertung externer Nutzeffekte	105
5.4.5	Kosten-Nutzen-Analyse von Verwertungswegen	108
5.4.6	Nicht berücksichtigte Nutzeffekte	108
6	ERGEBNISSE.....	110
6.1	Bewertung der Verwertungswege im IST-Zustand der Abfallwirtschaft.....	110
6.2	Bewertung der Verwertungswege bei 80 % Müllverbrennungsanteil	121
6.3	Sensitivitätsanalysen	125
7	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	130
7.1	Grenzen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen	130
7.2	Maßnahmen zur Optimierung der stofflichen Kunststoffverwertung	130
7.3	Ausblick	133
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	136

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1-1:	Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen.	23
Abb. 1-2:	Erster Abgrenzungsschritt für die Untersuchungen in dieser Arbeit: Ausscheidung von Kautschuken und Elastomeren.	27
Abb. 1-3:	Zweiter Abgrenzungsschritt durch Ausscheidung der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen aus den gesamten Polymeranwendungen im Kunststoffbereich	27
Abb. 2-1:	Entwicklung der Kunststoffproduktion in der BRD.	28
Abb. 2-2:	Entwicklung der Kunststoffproduktion von 1940 bis 2005, geglättet und extrapoliert.	29
Abb. 2-3:	Jährliches Wachstum der Kunststoffproduktion seit 1985.	29
Abb. 2-4:	Einsatzmenge von Kunststoffwaren auf Letztverbraucherebene in Österreich 1995, hochgerechnet auf Basis verschiedener Studien	31
Abb. 2-5:	Angaben zum PVC-Einsatz in Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen	36
Abb. 2-6:	Zusammensetzung des Kunststoffeinsatzes in Österreich (ohne kunststoffuntypische Polymeranwendungen) nach Kunststoffsorten	37
Abb. 2-7:	Zusammensetzung des Kunststoffeinsatzes in Österreich (ohne kunststoffuntypische Polymeranwendungen) nach Einsatzbereichen	37
Abb. 2-8:	Angaben zum Kunststoffverpackungsverbrauch in westeuropäischen Ländern	39
Abb. 2-9:	Pro-Kopf-Verbrauch an Kunststoffwaren und Kunststoffverpackungen in westeuropäischen Ländern	40
Abb. 3-1:	Zusammensetzung von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen nach verschiedenen Herkunftsbereichen	44
Abb. 3-2:	Sortenstruktur von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen	45
Abb. 3-3:	Intervalle der abfallseitigen Erhebung der Letztverbraucher-Kunststoffabfälle in Österreich	46
Abb. 3-4:	Letztverbraucher-Kunststoffabfallmengen in verschiedenen Abfallfraktionen für die Bereiche Verpackung und Nicht-Verpackungen	48
Abb. 3-5:	Zusammensetzung der Kunststoffverpackungsabfälle nach Sammelfraktionen	49
Abb. 3-6:	Zusammensetzung der Kunststoff-Nichtverpackungsabfälle nach Sammelfraktionen	49
Abb. 3-7:	Zusammensetzung der Kunststoffverpackungsabfälle nach Entsorgungswegen	50
Abb. 3-8:	Zusammensetzung der Kunststoff-Nichtverpackungsabfälle nach Entsorgungswegen	50
Abb. 4-1:	Mengenverhältnisse der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem österreichischen Kunststoffeinsatz, IST-Zustand.	74
Abb. 4-2:	Sortenstruktur der stofflich verwerteten Letztverbraucher-Kunststoffabfälle im IST-Zustand	75
Abb. 4-3:	Sortenstruktur aller stofflich verwerteten Kunststoffabfälle (inkl. Produktionsabfälle) im IST-Zustand	75
Abb. 4-4:	Mengenverhältnisse der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem österreichischen Kunststoffeinsatz, SOLL-Zustand	76
Abb. 4-5:	Sortenstruktur der stofflich verwerteten Letztverbraucher-Kunststoffabfälle im SOLL-Zustand	77
Abb. 4-6:	Sortenstruktur aller stofflich verwerteten Kunststoffabfälle (inkl. Produktionsabfälle) im SOLL-Zustand	77
Abb. 4-7:	Verwertungspflichten eines Systems	82
Abb. 5-1:	Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen	85
Abb. 6-1:	Reduktion des Primärenergieverbrauchs durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %	115
Abb. 6-2:	Betriebswirtschaftlicher Gewinn bzw. Verlust innerhalb der Abfallwirtschaft durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %	115
Abb. 6-3:	Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %	116

Abb. 6-4:	Reduktion des Primärenergieverbrauchs durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.....	116
Abb. 6-5:	Betriebswirtschaftlicher Gewinn bzw. Verlust innerhalb der Abfallwirtschaft durch die untersuchten Verwertungswege im Soll-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.....	117
Abb. 6-6:	Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.....	117
Abb. 6-7:	Teilbeträge der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz und der darauf aufbauenden volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Bilanz am Beispiel der stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten, IST-Zustand 1995.....	119
Abb. 6-8:	Absoluter Beitrag der berücksichtigten internen und externen Nutzeffekte zur Kosten-Nutzen-Bilanz der einzelnen Verwertungswege.....	120
Abb. 6-9:	Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.....	123
Abb. 6-10:	Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.....	124
Abb. 6-11:	Veränderung der Primärenergieersparnis des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Wärmenutzungsgrad der MVA.	125
Abb. 6-12:	Veränderung der CO ₂ -Reduktion des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Kunststoffabbau in der Reaktordeponie	126
Abb. 6-13:	Veränderung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit von der Output-Quote der Sortierung und dem Fremdstoffanteil im Sammelgut.....	126
Abb. 6-14:	Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit von der Bewertung externer Nutzeffekte und vom MVA-Anteil.....	127
Abb. 6-15:	Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Gewerbe-PLUS“ in Abhängigkeit von der Bewertung externer Nutzeffekte und vom MVA-Anteil	127
Abb. 6-16:	Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit vom MVA-Anteil und von der Bewertung externer Nutzeffekte.....	128
Abb. 6-17:	Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit von einer möglichen Steigerung des Rohölpreises und vom MVA-Anteil.....	128

1 EINLEITUNG

1.1 Geschichte und Motivation dieser Studie

Im Jahr 1995 beauftragte das Umweltbundesamt eine Arbeit unter dem Titel "Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich". Diese Studie wurde durch das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien erarbeitet und im Frühjahr 1997 vom Umweltbundesamt publiziert.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde zunächst eine umfassende Güterbilanz der gesamten Kunststoffflüsse und -lager in Österreich erstellt. Teilbilanzen wurden weiters für Polyethylen, für Vinylchloridpolymere und für die Additive aller Kunststoffe erstellt. Andere Kunststoffsorten und bestimmte Einsatzbereiche von Kunststoffen wurden nicht separat untersucht. In der Systemidentifikation wurden insgesamt sieben Prozesse berücksichtigt, die von der Polymer-Synthese bis zur Deponie bzw. Verwertung reichen.

Die Möglichkeiten zur Wiederverwertung wurden anhand von sechs Szenarien dargestellt und untersucht. Die Szenarien wurden so definiert, daß einerseits das Ausmaß der stofflichen Verwertung zwischen Extremzuständen variiert wurde und andererseits für die übrigen Mengen verschiedene Kombinationen von thermischer Verwertung bzw. Behandlung und Deponierung eingesetzt wurden. Die Beurteilung erfolgte anhand der Frage, inwieweit die verschiedenen Szenarien die Ziele des Abfallwirtschaftsgesetzes erfüllten.

Für die Entwicklung einer konkreten Strategie zur Optimierung der Kunststoffverwertung in Österreich stellt die Arbeit eine wertvolle und notwendige, aber nicht ausreichende Grundlage dar. Dafür sind vor allem folgende Gründe ausschlaggebend:

- Die erstellte Güterbilanz weist nicht die notwendige Untergliederung auf, um die Wiederverwertung von Kunststoffabfällen entsprechend differenziert betrachten zu können.
- Die untersuchten Szenarien variieren den stofflich verwerteten Kunststoffabfall nur als undifferenzierte Gesamtmenge, ohne daß auf deren Zusammensetzung aus möglicherweise realistischen Teilmengen eingegangen wird.
- Die ökonomischen Aspekte, sowohl aus betriebswirtschaftlicher als auch aus volkswirtschaftlicher Sicht, wurden in dieser ersten Arbeit überhaupt nicht untersucht.

Diese Umstände wurden im Rahmen der Schlußpräsentation der Studie in einem Expertengremium erkannt und diskutiert. Dabei kam man zu dem Schluß, daß die Arbeit nach einer Fortsetzung verlangt, die im wesentlichen folgende Frage beantworten sollte: *Welcher Grad an stofflicher Verwertung ist für welche Kunststoffabfälle aus technischer, ökologischer und ökonomischer Sicht sinnvoll respektive optimal?*

1.2 Ziele und Fragestellungen dieser Studie

Das Ziel dieser Arbeit war die Ermittlung des Potentials und der Grenzen der stofflichen² Verwertung von Kunststoffabfällen auf Basis der derzeitigen Produkt- und damit auch Abfallzusammensetzung in Österreich unter ökologischen, betriebswirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten. Ökologische Lenkungsmaßnahmen bzw. -effekte für eine zukunftsorientierte Stoffbewirtschaftung konnten noch nicht berücksichtigt werden.

² In dieser Studie wird die stoffliche Verwertung im Sinne der werkstofflichen Verwertung untersucht. Die rohstoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen, die z. B. in Deutschland in größerem Maßstab angewendet wird, ist nicht Gegenstand dieser Arbeit.

Fragestellungen zum Kunststoffeinsatz und Kunststoffabfall:

- Wie hoch sind die verbrauchten Kunststoffmengen in verschiedenen Einsatzbereichen und bei verschiedenen Kunststoffsorten?
- Welche Menge an Kunststoffabfall ergibt sich aus einer Lebensdauerbetrachtung für die untergliederte Einsatzmenge?
- Welche Kunststoffabfallmengen können in den verschiedenen Abfallfraktionen quantifiziert werden?
- Wie groß ist der Anteil der Verunreinigungen der Kunststoffabfälle in den verschiedenen Abfallfraktionen?

Fragestellungen zur stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen

- Welche Kunststoffabfallmengen werden derzeit stofflich verwertet?
- Welche zusätzlichen Mengen könnten getrennt erfaßt werden, um sie einer stofflichen Verwertung zuzuführen?
- Mit welchen Verfahren können diese Kunststoffe stofflich verwertet werden?
- Sind Märkte für die Verwertungsprodukte vorhanden bzw. werden sie in Zukunft entstehen?

Fragestellungen zur Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung

- Welche Güterflüsse sind mit den einzelnen Verwertungswegen verbunden und wie wirken sich diese in der übrigen Abfallwirtschaft aus?
- Wie ändert sich die Energiebilanz des gesamten betrachteten Systems aufgrund der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen?
- Welche Güter- und Stoffflüsse eignen sich darüber hinaus als Kriterien für die ökologische Bewertung der Kunststoffverwertung?
- Wie ändern sich die ausgewählten Güter- und Stoffflüsse aufgrund der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen?
- Welche Kosten bzw. Ersparnisse ergeben sich durch die Kunststoffverwertung innerhalb der Abfallwirtschaft?
- Welche volkswirtschaftlichen Nutzeffekte sind mit den einzelnen Verwertungswegen verbunden und wie können diese monetär bewertet werden?
- Welche der untersuchten Kriterien begrenzen den sinnvollen Bereich für die stoffliche Kunststoffverwertung und wo liegen demgemäß diese Grenzen?
- Durch welche Maßnahmen können sinnvolle Verwertungslösungen, die noch nicht existieren, verwirklicht werden bzw. nicht sinnvolle Verwertungslösungen, die heute bestehen, zurückgenommen werden?

1.3 Untersuchungsrahmen

1.3.1 Systemidentifikation

Die Systemidentifikation wird anhand der Methodik der Stoffflußanalyse nach BACCINI & BRUNNER [1991] erstellt. Das betrachtete System weist folgende Spezifikationen auf:

Räumliche Systemgrenze:

Da sich alle Berechnungen auf den Kunststoffeinsatz in Österreich beziehen, sind sowohl im Produktions- als auch im Abfallbereich alle jene Prozesse und Güterflüsse von Interesse, die durch diesen österreichischen Kunststoffeinsatz bedingt sind. Eingeschlossen sind damit auch die ausländische Produktion von Kunststoffen für Österreich bzw. die Verwertung österreichischer Kunststoffabfälle im Ausland.

Zeitliche Systemgrenze:

Alle Berechnungen beziehen sich auf den Zeitraum von einem Jahr. Bezugsjahr für Kunststoffeinsatz- und Kunststoffabfallmengen ist das Jahr 1995. Die Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungen erfolgt für die Mengen des Jahres 1996.

Betrachtete Prozesse (s. Abb. 1-1):

- Kunststofferzeugung
- Kunststoffverarbeitung
- Kunststoffeinsatz
- Getrennte Sammlung von Kunststoffabfällen
- Sortierung/Demontage von Kunststoffabfällen
- Stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen
- Thermische Verwertung von Kunststoffabfällen
- Restmüllsammlung
- Restmüllverbrennung
- Reaktordeponie
- Reststoffdeponie
- Konventionelle Energieumwandlung (zur Gewährleistung einer gleichbleibenden Strom- und Wärmeproduktion im Gesamtsystem)

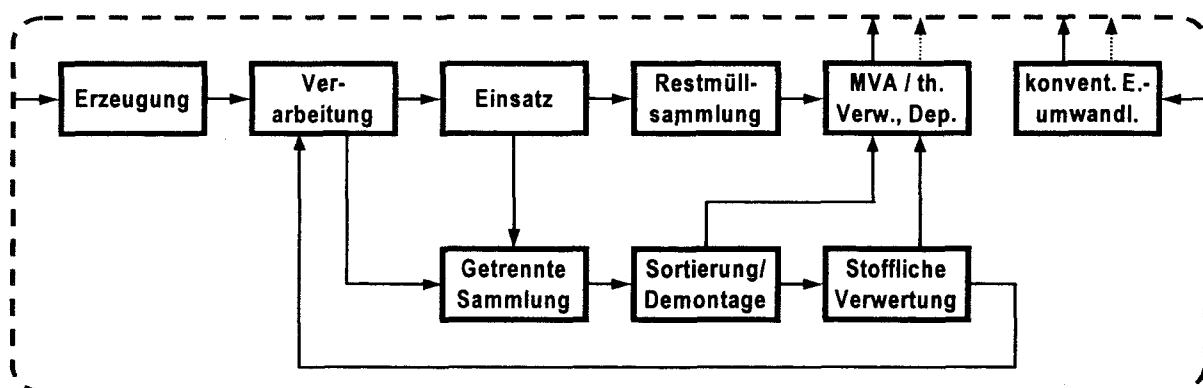


Abb. 1-1: Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen. Abkürzungen: Müllverbrennungsanlage (MVA), thermische Verwertung (th. Verw.), Deponierung (Dep.), konventionelle Energieumwandlung (konvent. E.-umwandl.). Die strichlierten Pfeile repräsentieren die Abgabe von Strom und Wärme.

1.3.2 Bilanzgrenzen für Kunststoff

1.3.2.1 Einteilung der Kunststoffe

Zunächst ist die Unterscheidung von Kunststoffen und Kautschuken zu beachten. Naturkautschuk und synthetische Kautschuke haben zwar zum Teil ähnliche Ausgangsstoffe und Bildungsreaktionen wie Kunststoffe, sie werden heute aber fast immer als eigene Werkstoffgruppe behandelt.

Kunststoffe werden vor allem hinsichtlich ihrer Verarbeitbarkeit bzw. dem Ordnungszustand der Polymere unterschieden. **Thermoplaste** erweichen in der Wärme und sind nahezu beliebig verformbar. Bei den **Duromeren** bilden die Polymere ein festes, engmaschiges Netzwerk. Die Formgebung muß vor der Bildung des Netzwerks (Aushärtung) erfolgen. Duromere sind thermisch und chemisch sehr widerstandsfähig.

Eine besondere Gruppe bilden die **Elastomere**, die bei Raumtemperatur bzw. höherer Temperatur gummielastisch sind. Die einzelnen Ketten sind hier weitmaschig und nur lose vernetzt. Üblicherweise sind Elastomere nicht schmelzbar, es gibt jedoch auch thermoplastische Elastomere.

Zu den Elastomeren zählen z. B. Naturkautschuk und synthetische Kautschuke. Beispiele für Elastomere unter den Kunststoffen im engeren Sinn sind u. a. thermoplastische Polyamid- oder Polyurethanelastomere (Skischuhe, Schuhsohlen, Schläuche, Dichtungen, etc.), Schlagzähigkeitsverbesserer sowie vernetzte Polyurethanelastomere (Fahrradsättel, Kopfstützen, Schuhsohlen, Karosserieteile).

Weiters können Kunststoffe hinsichtlich ihrer Bildungsreaktionen nach Polymerisaten, Polykondensaten und Polyaddukten unterschieden werden. Eine Übersicht über die Einteilung der Kunststoffe nach DOMININGHAUS [1992] gibt Tab. 1-1. Nicht extra aufgeführt sind dort die oben genannten, von Polyurethan bzw. Polyamid abgeleiteten Elastomere, die mit ihren teils thermoplastischen, teils duromeren und teils elastomeren Eigenschaften nicht in das Schema dieser Tabelle passen.

Bei Polyurethan (PUR) ist zu beachten, daß es als Thermoplast, Duromer und Elastomer vorkommen kann:

- Rein thermoplastische Polyurethane sind lineare Polyurethane, die eine Ähnlichkeit mit den Polyamiden besitzen. Derzeit haben diese Stoffe jedoch keine mengenmäßige Bedeutung.
- Die *meisten Produkte aus PUR* sind vernetzte Polyurethane mit elastomeren bis duromeren Eigenschaften (Gießharze, Hartschaumstoffe, Weichschaumstoffe, Integralschaumstoffe, etc.)
- Eine Mittelstellung nehmen die thermoplastischen PUR-Elastomere ein, die sowohl thermoplastisch als auch vernetzt sind (s. oben).

In Kunststoffstatistiken werden die verschiedenen PUR-Bereiche meist in Form einer Gruppe bei den Duromeren zusammengefaßt. Daher werden auch in dieser Arbeit die Polyurethane generell als Duromere bezeichnet.

Innerhalb der Kunststoffe kann schließlich zwischen den synthetischen Kunststoffen und den abgewandelten Naturstoffen unterschieden werden. Letztere sind aber mengenmäßig unbedeutend. Zu den Kunststoffen aus abgewandelten Naturstoffen zählen z. B. Thermoplaste aus abgewandelter Zellulose wie Cellulosenitrat (Celluloid), Celluloseacetat, Cellulosepropionat und Celluloseacetobutyrat. Weitere abgewandelte Naturstoffe sind Vulkanfiber (aus Zellulose) und Casein-Formaldehyd (Kunsthorn).

Tab. 1-1: Einteilung der Kunststoffe nach DOMININGHAUS [1992]

Polymerisate	Polykondensate	
Thermoplaste Polyolefine PE Polyethylen PP Polypropylen Andere Polyolefine PB Polybuten - 1 etc. Vinylpolymere PVC Polyvinylchlorid PVC-Modifikationen Styrolpolymere PS Polystyrol Styrol-Copolymere SAN Styrol/Acrylnitril-Copolymere ABS Acrylnitril/Polybutadien/Styrol-Propolymere etc. Polyacrylate PAN Polyacrylnitril PMMA Polymethylmethacrylat etc. PVK Polyvinylcarbazol POM Polyacetal Fluorkunststoffe PTFE Polytetrafluorethylen etc.	Thermoplaste PA Polyamide thermoplastische Polyester PC Polycarbonat PET Polyethylenterephthalat Polyarylsulfon & -sulfid Polyaryletherketone etc.	Duromere PF Phenol/Formaldehyd-Kunststoffe UF Harnstoff/Formaldehyd-Kunstst. MF Melamin/Formaldehyd-Kunstst. UP ungesättigte Polyesterharze verwandte Reaktionsharz-Formmassen SI Silicone
Polyaddukte		
Thermoplaste PUR lineare Polyurethane	Duromere EP Epoxidharze PUR vernetzte Polyurethane	

1.3.2.2 Untersuchte Kunststoffmengen und Kunststoffsorten

Wie bereits oben erwähnt, werden Naturkautschuk und synthetische Kautschuke heute fast immer als eigene Werkstoffgruppe behandelt und sind daher auch in der vorliegenden Arbeit nicht inkludiert. Darüber hinaus werden in Statistiken über den Kunststoffverbrauch Produktgruppen wie synthetische Fasern, Leime, Kleber, Lacke, Farben und Beschichtungen normalerweise nicht als Kunststoffprodukte angesehen. Auch bei Abfallanalysen können diese

Anwendungen wegen Identifikations- und Quantifizierungsproblemen nicht den Kunststoffmengen zugeordnet werden. Die Vereinigung der europäischen Kunststoffherzeuger (APME - Association of Plastic Manufacturers in Europe) bezeichnet die genannten Anwendungsgebiete als „Non-Plastic products“. In der vorliegenden Studie wird diese Gruppe mit „**kunststoffuntypische Polymeranwendungen**“ bezeichnet und ebenfalls aus der Untersuchung ausgeschlossen.

Verbundstoffe aus Kunststoff und anderen Materialien werden in Übereinstimmung mit der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin nur dann berücksichtigt, wenn der Kunststoffanteil mehr als die Hälfte der Gesamtmasse ausmacht. Insgesamt sind in der vorliegenden Arbeit also **folgende Bereiche ausgeschlossen**:

- Naturkautschuk und synthetische Kautschuke,
- Kunststoffuntypische Polymeranwendungen (Fasern, Leime, Kleber, Lacke, Farben und Beschichtungen),
- Verbundstoffe mit einem Kunststoffanteil von weniger als 50 Gewichtsprozent.

Die verbleibende Menge kann als **Kunststoffwaren** im eigentlichen Sinn bezeichnet werden. Abb. 1-3 und Abb. 1-3 zeigen die mengenmäßige Bedeutung der ausgegrenzten Bereiche im Vergleich zu den betrachteten Kunststoffwaren. Die Menge an Kautschuken und Elastomeren von ca. 150.000 t/a wurde auf Basis der Angaben von FEHRINGER & BRUNNER [1997] und KRAMMER et al. [1992] abgeschätzt. Die Angaben zu den kunststoffuntypischen Polymeranwendungen stammen von SOFRES [1997].

Zu den Kunststoffmengen in thermoplastischen Beschichtungen sei noch angemerkt, daß sich diese etwa zur Hälfte auf PE für Verbundkartons und PVC für beschichtete Textilgewebe verteilen. Die Abschätzung der PE-Menge in Verbundkartons in Österreich ergibt nach SOFRES [1997] ca. 12.000 t für 1995. In der Studie von PROGNOS [1995] wird diese Menge für 1994 mit 7.000 t angegeben. Eigene Berechnungen auf Basis der Angaben der ÖKO-BOX GmbH und von INTECUS [1991] ergaben ca. 9.000 t für 1995.

Durch die gewählten Bilanzgrenzen für Kunststoff sind die Mengenangaben dieser Studie nicht direkt mit der Arbeit von FEHRINGER & BRUNNER [1997] vergleichbar, wo die drei oben genannten Bereiche eingeschlossen waren.

Bei den untersuchten Kunststoffwaren werden nach Möglichkeit folgende **Kunststoffsorten** unterschieden:

Thermoplaste:

L/LDPE, HDPE, PP, PVC, PS, EPS, PET, ABS/SAN, andere Thermoplaste

Duromere:

PUR, andere Duromere

In den Studien von SOFRES [1997] und ECO-CONSULTIC [1997] wurden weiters die Kunststoffsorten PA, PMMA, PC und POM getrennt untersucht. Bei diesen Kunststoffen werden vor allem Produktionsabfälle stofflich verwertet. Bedeutende Mengen an Letztverbraucher-Kunststoffabfällen, die sich für eine getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung eignen würden, konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit bei diesen Kunststoffsorten nicht identifiziert werden.

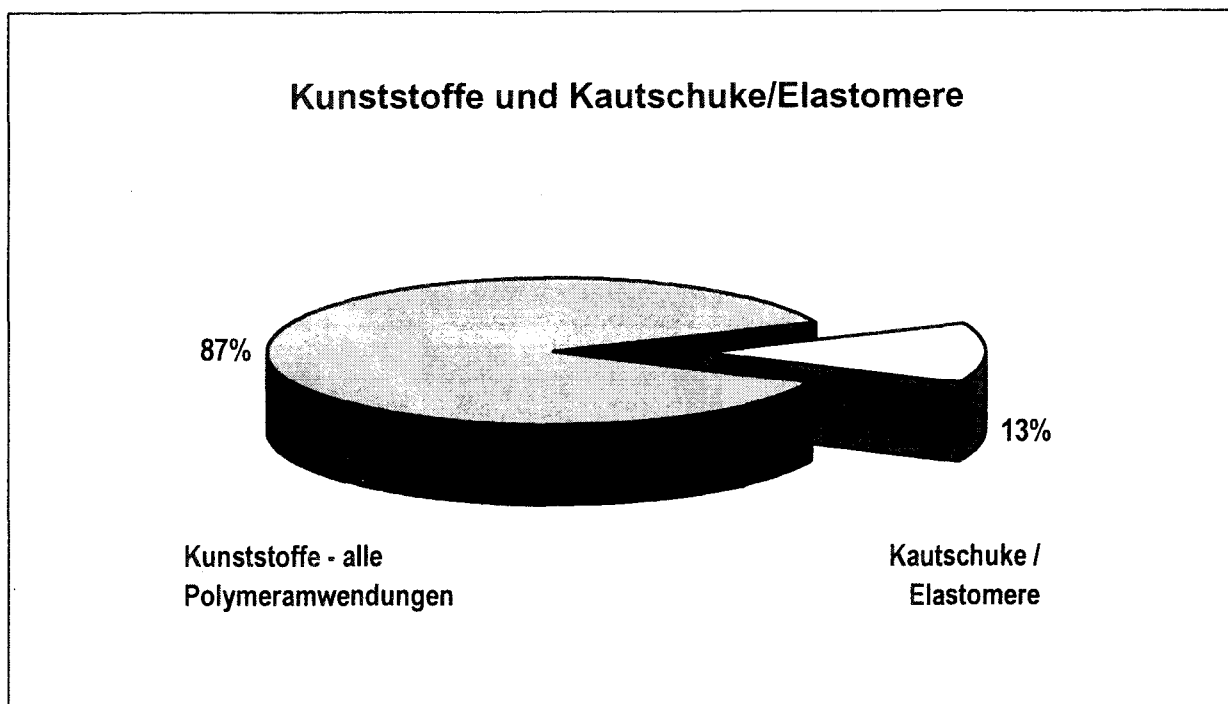


Abb. 1-2: Erster Abgrenzungsschritt für die Untersuchungen in dieser Arbeit: Ausscheidung von Kautschuken und Elastomeren.

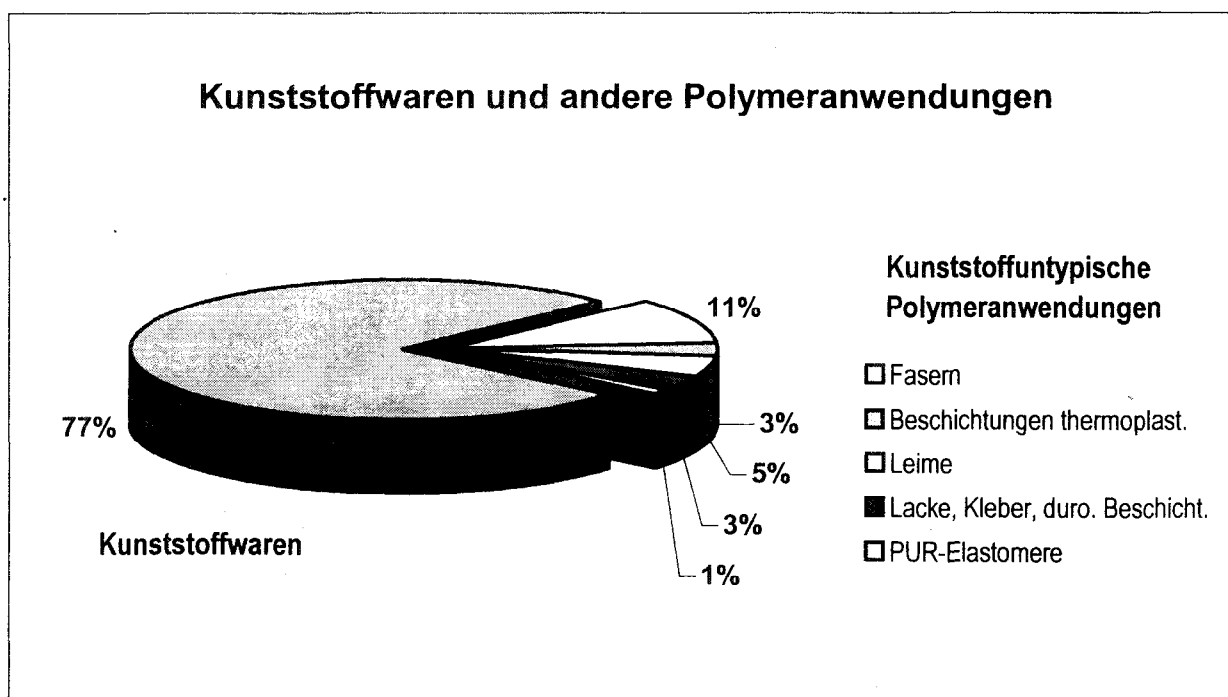


Abb. 1-3: Zweiter Abgrenzungsschritt durch Ausscheidung der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen aus den gesamten Polymeranwendungen im Kunststoffbereich. Übrig bleiben die in dieser Arbeit untersuchten **Kunststoffwaren**.

2 KUNSTSTOFFEINSATZ

2.1 Entwicklung des Kunststoffeinsatzes seit 1950

Die zeitliche Entwicklung des Einsatzes von Kunststoffen ist aus zwei Gründen von Interesse:

- Für die Hochrechnung von Angaben zum Kunststoffeinsatz vergangener Jahre benötigt man Daten über dessen jährliche Wachstumsrate.
- Aussagen über Kunststoffabfälle können unter anderem aus einer Lebensdauerrechnung auf Basis von Daten zum Kunststoffeinsatz in den vergangenen Jahren und Jahrzehnten gewonnen werden. Darüber hinaus kann ein Modell zur Lebensdauerrechnung Prognosen über die zukünftige Entwicklung des Aufkommens an Kunststoffabfällen liefern.

Für die Darstellung der Entwicklung des Kunststoffeinsatzes seit dem Jahr 1950 werden Daten über die *Produktion* von Kunststoffen in der BRD und in Westeuropa verwendet [VKE 1997]. Für Angaben zum Kunststoffeinsatz müßten eigentlich zusätzlich die Import- und Exportströme von Rohformen und Fertigwaren berücksichtigt werden. Es ist aber anzunehmen, daß die *relative, geglättete Veränderung* der Produktionsdaten dem tatsächlichen Kunststoffeinsatz sehr nahe kommt.

Die deutschen Produktionsdaten werden zunächst auf einen Indexwert von 100, bezogen auf das Jahr 1995, umgerechnet. Die zeitliche Entwicklung wird danach geglättet bzw. modelliert, indem den Datenpunkten anfänglich eine exponentielle und danach drei lineare Regressionsfunktionen zugeordnet werden. Schließlich erfolgt eine Extrapolation bis zu den Jahren 1940 und 2005. Abb. 2-3 legt nahe, Angaben über den Kunststoffeinsatz aus den Jahren 1990–1994 mit einer jährlichen Wachstumsrate von etwa 3 % auf 1995 hochzurechnen.

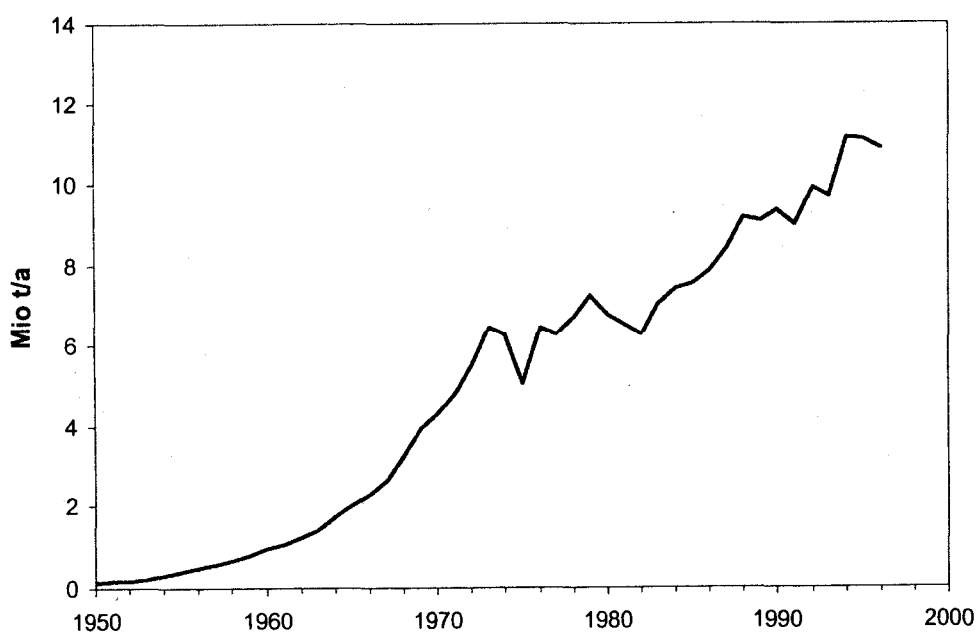


Abb. 2-1: Entwicklung der Kunststoffproduktion in der BRD

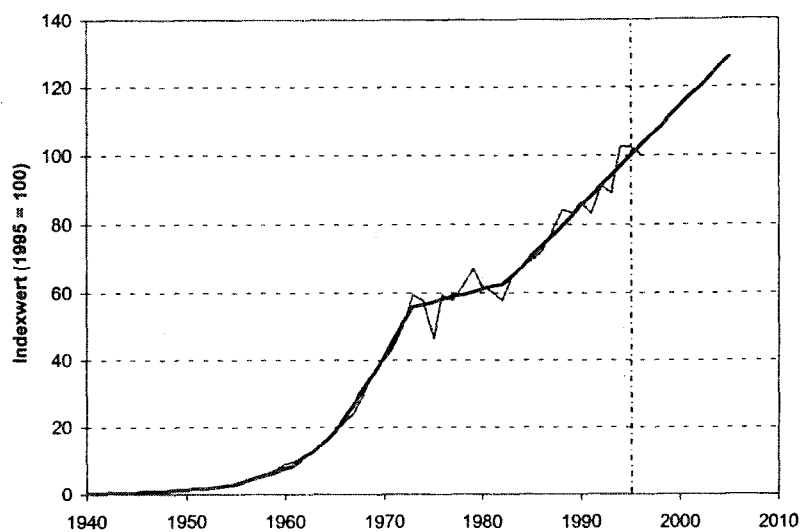


Abb. 2-2: Entwicklung der Kunststoffproduktion von 1940 bis 2005, geglättet und extrapoliert.

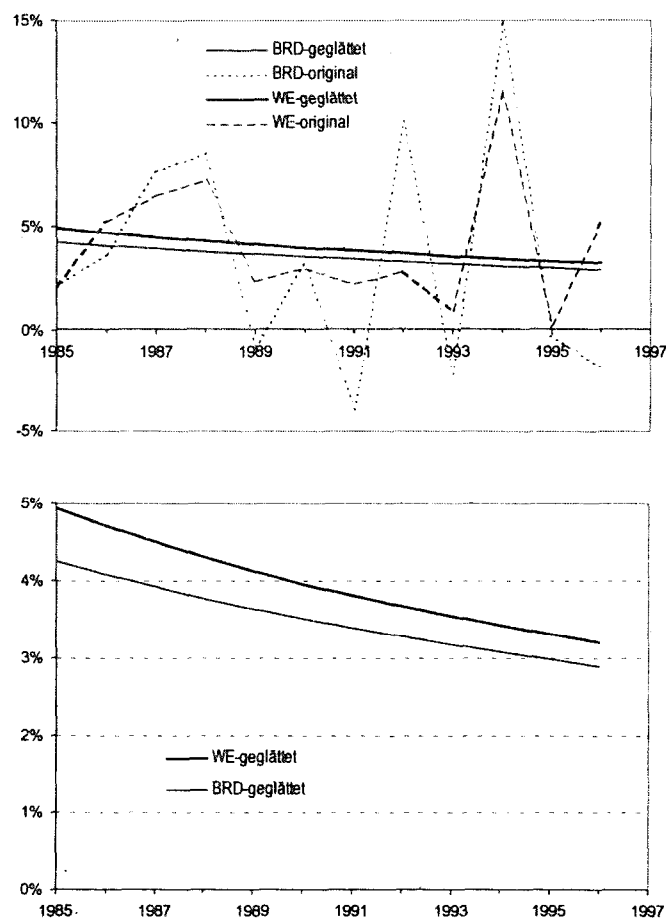


Abb. 2-3: Jährliches Wachstum der Kunststoffproduktion seit 1985. Daten für die BRD und Westeuropa, ursprünglicher und geglätteter Verlauf.

2.2 Kunststoffeinsatz in Österreich im Jahr 1995

Über den Verbrauch von Kunststoffwaren in Österreich liegen nur sehr wenige konkrete Daten vor. Die verfügbaren Angaben zum Kunststoffverbrauch weichen zudem stark voneinander ab. Im folgenden wird versucht, eine plausible Menge und Zusammensetzung des österreichischen Kunststoffverbrauchs abzuschätzen, indem alle verfügbaren österreichischen Daten einerseits und Werte aus Deutschland und anderen westeuropäischen Ländern andererseits verglichen und aufeinander abgestimmt werden.

Die folgenden Angaben sind Kunststoffmengen, die auf der Ebene des Letztverbrauchers zum Einsatz gelangen. Sofern die entsprechenden Daten bekannt sind, besteht der Berechnungsvorgang für den Kunststoffverbrauch auf der Ebene des Letztverbrauchers aus folgenden Schritten:

Produktion von Kunststoff-Rohformen (inklusive Rezyklat)

± Export/Import von Kunststoff-Rohformen

+ Additive für die Kunststoffverarbeitung

– Produktionsabfälle aus der Kunststoffverarbeitung

± Export/Import von Kunststoffwaren

± Export/Import von Waren mit Kunststoffanteil (befüllte Verpackungen; Kunststoffe in Autos, Elektrogeräten, Möbeln, etc.)

= Verbrauch von Kunststoffwaren auf Letztverbraucherebene
(= „**Kunststoffeinsatz**“)

Kunststoffuntypische Polymeranwendungen wie Fasern, Leime, Kleber, Lacke, Farben und Beschichtungen sowie der Bereich der Kautschuke und Elastomere sind in den folgenden Zahlen nicht enthalten.

Die **Unsicherheiten** der Daten zur Kunststoffeinsatzmenge ergeben sich vor allem aus folgenden Punkten:

- Abgrenzungsprobleme zum Bereich der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen,
- statistisch aus Datenschutzgründen nicht erfaßte Produktionsmengen,
- statistisch nicht erfaßte Verarbeitungsmengen des Kleingewerbes bzw. von Betrieben außerhalb der typischen Kunststoffbranchen,
- Doppelzählungen in der Produktionsstatistik auf Verarbeiterebene (zweifache Verarbeitung im Inland),
- Importe bzw. Exporte von Fertigwaren aus Kunststoff, insbesondere bei Gütern, die nur teilweise aus Kunststoff bestehen (befüllte Verpackungen, Kraftfahrzeuge, Elektro- und Elektronikgeräte, Möbel, Spielwaren, etc.).

Für die Ermittlung der gesamten, in Österreich im Jahr 1995 eingesetzten Kunststoffmenge werden die aktuellsten Studien zu diesem Thema analysiert und verglichen. Dabei werden insbesondere die unterschiedlichen Betrachtungsgrenzen berücksichtigt und die Daten mit einer jährlichen Wachstumsrate von 3 % hochgerechnet (vergleiche Abb. 2-3). Abb. 2-4 zeigt das Ergebnis dieser Gegenüberstellung. Im Zuge der genaueren Analyse der Quellen stellt sich heraus, daß die jüngste Arbeit des Umweltbundesamtes [FEHRINGER & BRUNNER 1997] die verlässlichste *obere* Grenze und die Kombination der Daten der vorliegenden Studie und des Kunststoffherstellerverbandes Österreich die verlässlichste *untere* Grenze jenes Intervalls bilden, in dem die wahre Menge des Kunststoffeinsatzes liegen dürfte.

Der Kunststoffeinsatz in Österreich im Jahr 1995 betrug demnach **700.000 bis 760.000 t**. In dieser Arbeit wird im folgenden der Mittelwert von **730.000 t** verwendet.

Da in der vorliegenden Arbeit auch Produktionsabfälle untersucht werden, wird für die Angabe von Abfall- und Verwertungsquoten als alternative Vergleichszahl auch der gesamte Input in die Kunststofferzeugung und -verarbeitung (= Kunststoffeinsatzmenge plus Produktionsabfälle) benötigt. Abschnitt 3.1 weist die für diese Arbeit relevante Menge an Produktionsabfällen mit etwa 50.000 t/a aus. Damit betrug der **Gesamtinput im betrachteten System** im Jahr 1995 **780.000 t**.

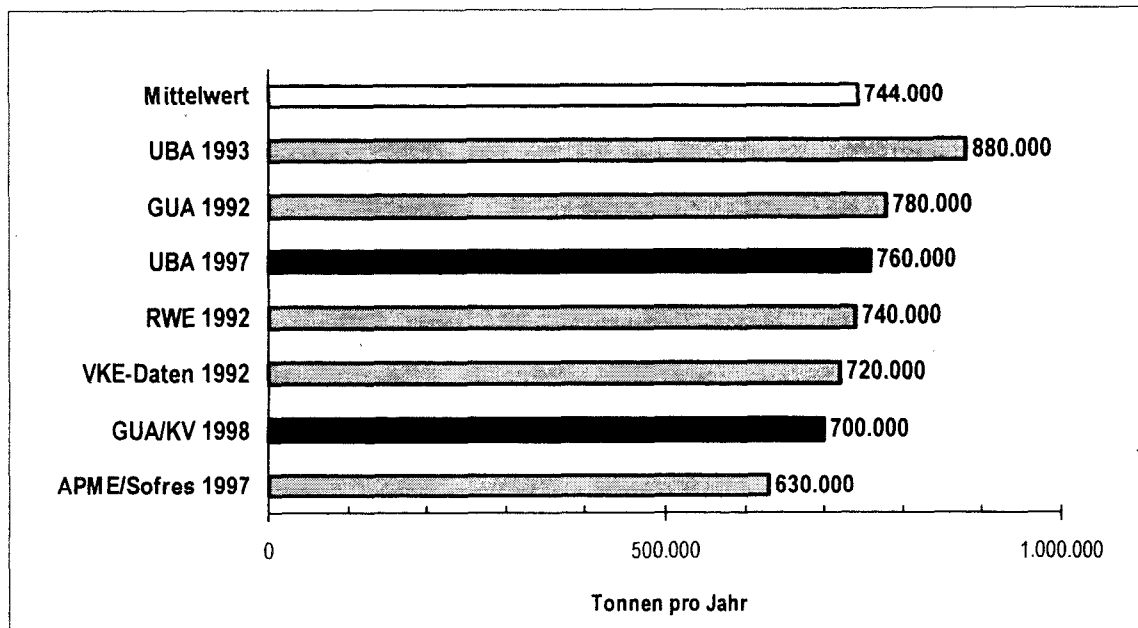


Abb. 2-4: Einsatzmenge von Kunststoffwaren auf Letztverbraucherebene in Österreich 1995, hochgerechnet auf Basis verschiedener Studien

Erläuterungen der Studien zum Kunststoffeinsatz im Detail:

APME/Sofres 1997: Information system on plastic waste management in Western Europe, European Overview, 1995 Data

Im Auftrag der APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) stellt Sofres Conseil seit 1989 jährlich Daten über die Erzeugung, die Verarbeitung und den Einsatz von Kunststoffen in allen westeuropäischen Ländern zusammen [SOFRES 1997]. Die bedeutendste Grundlage sind hierbei die Inputmengen auf der Ebene der Kunststoffverarbeitung. Bei allen Angaben wird zwischen Kunststoffwaren und kunststoffuntypischen Polymeranwendungen unterschieden, wobei die Bereiche Kunststoffeinsatz und Kunststoffabfälle nur für den Bereich der Kunststoffwaren untersucht werden.

Durch den Vergleich der Angaben in den verschiedenen Jahren lässt sich erkennen, daß gerade die Trennung zwischen Kunststoffwaren und kunststoffuntypischen Polymeranwendungen mit vielen Unsicherheiten verbunden ist bzw. im Lauf der Jahre verbessert wurde. Der Anteil der Kunststoffwaren am gesamten Polymereinsatz in Westeuropa wurde z. B. 1989 mit 91 %, 1990 mit 82 % und 1995 mit 77 % angegeben.

Da bei den Inputmengen der Kunststoffverarbeitung Additive von Sofres größtenteils nicht berücksichtigt wurden, wird der angegebene Wert von 590.000 t für Österreich im Jahr 1995 noch um die fehlenden Additive (7 % Anteil an den Fertigwaren, s. Tab. 2-3) ergänzt. Damit

ergibt sich ein Kunststoffeinsatz von 630.000 t. Dieser Wert ist aber mit Sicherheit zu niedrig. Dies zeigen unerklärliche Unstimmigkeiten beim Vergleich von österreichischen Daten mit westeuropäischen Durchschnittswerten:

- Gemessen am gesamten Polymereinsatz von ca. 980.000 t im Jahr 1995 (hochgerechnet aus FEHRINGER & BRUNNER [1997]) beträgt der Anteil der Kunststoffwaren hier nur 65 % (westeuropäischer Durchschnitt: 77 %).
- Auch die Angaben von Sofres zur gesamten verarbeiteten Polymermasse sind mit Sicherheit zu niedrig (650.000 t im Jahr 1995).

Probleme bestehen offenbar bei der Quantifizierung der Verarbeitungs- und Einsatzmenge im Bereich der Duromere³ sowie bei der vollständigen Erfassung der Kunststoffwaren (nicht erfaßte Verarbeitungsmengen des Kleingewerbes bzw. von Betrieben außerhalb der typischen Kunststoffbranchen). Auch der Importüberschuß von Kunststofffertigwaren wurde wahrscheinlich zu niedrig angesetzt.

GUA/KV 1998: Korrektur der Datenerhebung im Rahmen dieser Studie aufgrund der Angaben des Österreichischen Kunststoffherstellerverbandes (KV)

Die Marktforschung der österreichischen Kunststoffindustrie verfügt über relativ genaue Zahlen zum Input der Kunststoffverarbeiter in Österreich. Beim Vergleich dieser Daten mit den Ergebnissen im Rahmen der vorliegenden Arbeit (Kunststoffeinsatz nach Sorten und Einsatzbereichen: s. folgender Abschnitt) treten die größten Differenzen in den Bereichen Verpackung, Bau und „Sonstiges“ auf. Diese Differenzen können einerseits durch einen Import- oder Exportüberschuß auf der Ebene der Fertigwaren entstehen oder andererseits auf einer Überschätzung des Einsatzes in dieser Arbeit beruhen.

Zu den KV-Daten in der untenstehenden Tabelle ist zu bemerken, daß in der Menge an „PP-Sonstiges“ bereits der geschätzte Importüberschuß an PP in Möbeln berücksichtigt wurde. Außerdem werden beim KV einige Waren zum Bereich Verpackungen gezählt, die üblicherweise unter Sonstiges fallen (z. B. Frischhalteboxen).

Die Differenz zwischen KV und GUA-1998 beträgt insgesamt ca. 50.000 t/a. Werden davon 20.000 t/a als Importüberschuß betrachtet (14.500 t/a mindestens allein im Bereich Verpackungen), verbleiben 30.000 t/a als Differenz für die gesamte Kunststoffeinsatzmenge, die in dieser Arbeit mit 730.000 t/a angegeben wird. Die Berücksichtigung der Daten des Österreichischen Kunststoffherstellerverbandes führt also zu einer Kunststoffeinsatzmenge von 700.000 t/a. Diese Zahl wird in der vorliegenden Arbeit als der verlässlichste **untere** Wert für den Kunststoffeinsatz angesehen.

Tab. 2-1: Vergleich der Daten des Österreichischen Kunststoffhersteller Verbandes (KV) und den Ergebnissen dieser Studie (GUA 1998) in einzelnen Bereichen des Kunststoffeinsatzes. Angaben in 1000 t/a für 1995.

	Verpackungen		Bau		Sonstiges	
	KV	GUA-98	KV	GUA-98	KV	GUA-98
HDPE	48	54			4	18
LDPE	96	106			19	32
PP	30	36			20	28
PVC			90	113		
EPS			20	11		
PET	30	10				

³ Verarbeitete Menge in Österreich: 300.100 t 1989 nach GUA [1992], 130.000 nach SOFRES [1997].

VKE-Daten 1992: Verbrauch thermoplastische Kunststoffe (incl. PUR) nach Verwenderbranchen

Der deutsche Verband kunststofferzeugende Industrie (VKE) gibt den Verbrauch thermoplastischer Kunststoffe (incl. PUR) nach Verwenderbranchen in Deutschland mit 6.011.000 t im Jahr 1990 an [VKE 1997]. Die Ergänzung von 4,2 % Kunststoffwaren aus „anderen Duromeren“ und die Umrechnung auf Österreich mit den Bevölkerungszahlen von 1995 und einem jährlichen Wachstum des Kunststoffverbrauchs von 3 % ergibt als Schätzwert 720.000 t/a.

RWE 1992: Kunststoffe im System- und Gewerbemüll Österreichs

Die Mengenerhebungen zur Studie der RWE Entsorgung AG bezogen sich auf Österreich im Jahr 1990 und waren auf die Kunststoffsorten PE, PP, PVC, PS und PET eingeschränkt [RWE 1992]. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit decken diese Sorten 80 % der Kunststoffwaren ab. Durch die Ergänzung der fehlenden Sorten, Hinzurechnung von etwa 30.000 t an nicht berücksichtigtem Importüberschuß⁴ und mit einem jährlichen Wachstum des Kunststoffverbrauchs von 3 % gelangt man von den ursprünglich angegebenen 477.000 t/a zu einem Schätzwert von 740.000 t/a für das Jahr 1995.

UBA 1997: Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich

Diese Studie wurde vom Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellt [FEHRINGER & BRUNNER 1997]. Die Mengenangaben beziehen sich auf alle Polymeranwendungen in Österreich im Jahr 1994. Zusätzlich eingeschlossen sind außerdem Kautschuke und Elastomere. Im Bereich der Außenhandelsbilanz der Fertigwaren wurden erstmals in größerem Maßstab Waren berücksichtigt, die nur zum Teil aus Kunststoff bestehen (abgeschätzte Kunststoffanteile).

Trotzdem wurde damit der Importüberschuß an Kunststoffen in Fertigwaren aus folgenden Gründen unterschätzt:

- Im Textilbereich wird ein Exportüberschuß angegeben, wogegen die Außenhandelsbilanz aller synthetischen und potentiell synthetischen Textilwaren für 1994 einen deutlichen Importüberschuß ergibt.
- Der Importüberschuß bei Elektro- und Elektronikgeräten fehlt. Angaben über Lacke, Farben, Leime, lackierte Waren und Waren mit Kunststoffbeschichtungen werden ebenfalls nicht gemacht.
- Der Kunststoffanteil (inkl. Lack) von Kraftfahrzeugen sollte mit 10 % anstatt mit 7 % angesetzt werden.
- Die Angabe des Importüberschusses an Kunststoffverpackungen verpackter Waren stellt nach Auskunft des Österreichischen Instituts für Verpackungswesen eine Abschätzung der Untergrenze dar.

Die verarbeitete Menge an Duromeren wurde auf Basis der Studie der GUA [1992] hochgerechnet. Die Kombination der Industrie- und Gewerbestatistik mit der Außenhandelsstatistik ergab dort für die Duromerverarbeitung 300.100 t im Jahr 1989 (39 % aller Polymeranwendungen), während SOFRES [1997] für das Jahr 1995 130.000 t angibt (20 % aller Polymeranwendungen; im westeuropäischen Durchschnitt sind es 17 %). Die Menge an Duromeren in der Verarbeitung und im Einsatz wurde also wahrscheinlich zu hoch angegeben.

⁴ Positionen in der Außenhandelsstatistik, die keiner bestimmten Kunststoffart zugeordnet werden konnten, wurden nicht berücksichtigt. Auch Importe und Exporte von Waren, die nur zum Teil aus Kunststoff bestehen, wurden nicht betrachtet. Dadurch wurden schätzungsweise 30.000 t/a an Importüberschuß auf der Ebene der Fertigwaren nicht berücksichtigt.

Für die Umrechnung der Einsatzmenge dieser Studie (1.130.000 t im Jahr 1994) auf Kunststoffwaren werden sowohl die Kautschuke und Elastomere als auch kunststoffuntypische Polymeranwendungen abgezogen. Dabei wird der westeuropäische Durchschnitt für kunststoffuntypische Polymeranwendungen von 23 % verwendet.⁵ Der resultierende Wert für den Einsatz an Kunststoffwaren im Jahr 1995 beträgt 760.000 t. Unter Berücksichtigung der zugrundeliegenden, relativ umfangreichen Datenerhebung einerseits und den genannten Unsicherheiten andererseits wird dieser Wert insgesamt als verlässlichster oberer Wert für den Kunststoffeinsatz in Österreich angesehen.

GUA 1992: Mittelfristiges Strategiekonzept für die Verwertung gebrauchter Kunststoffe in Österreich

Die Datenerhebungen dieser Studie bezogen sich auf Österreich im Jahr 1991. Dabei wurde der Importüberschuß auf der Ebene der Fertigwaren nur sehr grob abgeschätzt und wahrscheinlich überschätzt. Daneben erscheint die Angabe für die verarbeitete Menge an Duromeren im Vergleich mit anderen Studien ungewöhnlich hoch (s. oben). Die Ausgrenzung von kunststoffuntypischen Polymeranwendungen (westeuropäischer Mittelwert) und Hochrechnung mit einem jährlichen Wachstum des Kunststoffverbrauchs von 3 % führt zu einem Schätzwert von 780.000 t/a für das Jahr 1995.

UBA 1993: Kunststoffe in Österreich, Szenarien für Verbrauch, Abfall und Verwertung bis zum Jahr 2000

In einer früheren Arbeit des Umweltbundesamtes wurden im Jahr 1993 fünf internationale Studien über den Kunststoffverbrauch in Westeuropa für die Hochrechnung des Kunststoffeinsatzes in Österreich ausgewertet [DANZER & MAYER 1993]. Danach wird der Verbrauch an Kunststoffwaren in Österreich im Jahr 1990 mit 730.000–790.000 t angegeben.⁶ Die Hochrechnung des Mittelwerts mit einem jährlichen Wachstum des Kunststoffverbrauchs von 3 % führt zu einem Schätzwert von 880.000 t/a für das Jahr 1995.

Im Vergleich mit aktuelleren und differenzierteren Daten stellt sich heraus, daß damals sowohl der Faktor für die Umrechnung westeuropäischer auf österreichische Werte als auch der Prozentsatz der Kunststoffwaren an den gesamten Polymeranwendungen zu hoch angesetzt wurden.

2.3 Kunststoffeinsatz nach Sorten und Einsatzbereichen

Die oben angegebene Kunststoffeinsatzmenge von ca. 730.000 t/a verteilt sich auf folgende Kunststoffsorten und Einsatzbereiche (die höchsten zehn Werte in den abgrenzbaren Bereichen sind grau hinterlegt):

⁵ Bedingt durch die unterschiedliche Struktur der Kunststoffverarbeitung in den einzelnen Ländern variiert natürlich auch der Anteil der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen auf der Ebene der Verarbeitung. Diese länderspezifischen Unterschiede werden sich durch den Außenhandel auf der Ebene der Fertigwaren größtenteils wieder ausgleichen. Gerade die kunststoffuntypischen Polymeranwendungen sind im Außenhandel aber kaum mehr quantifizierbar. Es wird daher angenommen, dass der durchschnittliche Anteil der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen auf der Ebene der Verarbeitung in ganz Westeuropa (bei nur 2 % Nettoexportüberschuß an Fertigwaren) dem Anteil in den einzelnen Ländern relativ nahe kommt.

⁶ Die Angaben der APME (PWMI) für das Jahr 1990 waren letztlich die wichtigste Quelle für diese Abschätzung. Bemerkenswert ist, dass sich auf Basis der gleichen Quelle heute der geringste Wert für den Kunststoffeinsatz in Österreich ergibt.

Tab. 2-2: Kunststoffeinsatz nach Sorten und Einsatzbereichen in Österreich im Jahr 1995

	KFZ	Elektro	Verpack.	Bau	Sonstiges	Gesamt
HDPE	2	2	54	15	18	91
L/LDPE	0	6	106	6	32	149
PP	20	11	36	6	28	102
PVC	8	15	3	113	12	150
PS	1	15	24	1	18	58
EPS	0	0	5	11	1	17
PET	2	3	10	0	2	16
ABS	7	10	0	0	6	23
andere Thermopl.	12	12	1	3	11	40
PUR	10	4	1	12	25	53
andere Duromere	4	10	0	4	14	31
Gesamt	66	86	241	171	165	730

Die obigen Angaben sind als **Schätzwerte** zu betrachten, die die **Mengenverhältnisse** zwischen den verschiedenen Einsatzbereichen verdeutlichen sollen. Da für den Kunststoffeinsatz in seiner Gesamtheit keine österreichischen Daten in dieser Detailschärfe vorliegen, wurden die Zahlenwerte dieser Matrix durch die Abstimmung von Daten westeuropäischer Länder (insbesondere Deutschland) mit einzelnen Angaben für Österreich gewonnen. Im Detail bestand dieser Vorgang aus folgenden Schritten:

- Ausgangsbasis waren die oben angegebene Kunststoffeinsatzmenge von 730.000 t/a und die Daten des VKE [1997] über den Kunststoffverbrauch in Deutschland nach Sorten und Branchen (dort keine Angaben für PET und für „andere Duromere“).
- Ergänzung der Mengen für „andere Duromere“ (Daten von APME und verschiedene Angaben zum Duromereinsatz in den Bereichen Kfz, Elektro/Elektronik und Bau).
- Abschätzung der PET-Mengen, wobei die in Österreich untypisch niedrige PET-Verpackungsmenge berücksichtigt wurde⁷ (Angaben von APME, Maack Business Services, Prognos und der ARGEV). Abzug der PET-Mengen von den „sonstigen Thermoplasten“ der VKE-Matrix.
- Korrektur der PVC-Mengen (Abschätzung der gesamten PVC-Einsatzmenge weiter unten; Branchenverteilung aus der Auswertung von Angaben der API PVC- und Umweltberatung, der Studie von RWE [1992] und des österreichischen Verpackungsinstituts).
- Korrektur des Wertes für HDPE im Bauwesen (15.000 t/a laut Österreichischem Kunststoffherstellerverband) und des Wertes für EPS-Verpackungen (30 % vom Gesamteinsatz laut SOFRES [1997]).
- Die obigen Korrekturen machen schließlich eine Umverteilung von 20.000 t/a notwendig, wovon die Sorten LDPE, HDPE, PP und „andere Thermoplaste“ betroffen sind. Bei den Polyolefinen werden dabei die Angaben der PCD Polymere zum Verbrauch von HDPE, LDPE und PP in Österreich berücksichtigt, bei den „anderen Thermoplasten“ wird statt 30.000 t/a der aus dem europäischen Durchschnitt abgeleitete Wert von 40.000 t/a übernommen.

⁷ PET-Verpackungsangaben für Österreich bewegen sich zwischen 4.900 t ([PROGNOS 1995b], Inlandsabsatz und Export) und 45.000 t/a ([SHELL CHEMICALS 1998], davon ein Teil in den Export). Die Übertragung des westeuropäischen Durchschnitts auf Österreich ergäbe 26.000 t/a für den gesamten PET-Einsatz. Für diese Studie wird der Marktinput an neuen Verpackungen in Österreich im Jahr 1995 auf 10.000 t/a geschätzt. Seitens der ARGEV wurde diese Mengenschätzung als realistisch bestätigt.

Diese Anpassungsschritte führen schließlich zu den Werten der oben angegebenen Matrix. Gegenüber westeuropäischen Daten oder den Ursprungsdaten des VKE (bezogen auf das Jahr 1990) lassen sich nun folgende „österreichtypische“ Abweichungen oder zeitliche Entwicklungen erkennen, die in ihrer Tendenz jedenfalls richtig sind:

- Erhöhte Kunststoffmengen in den Bereichen KfZ, Elektro/Elektronik und Bauwesen sowie verringerte Mengen im Bereich Verpackung gegenüber den VKE-Ausgangswerten;
- Weniger PET, HDPE und PVC (besonders Verpackungen), aber mehr PUR, PS und ABS als im westeuropäischen Durchschnitt.

Für alle Werte der obigen Matrix zum Kunststoffeinsatz ist mit einem Unsicherheitsbereich von mindestens $\pm 10\%$ zu rechnen. Bereits für die gesamte Kunststoffeinsatzmenge beträgt der Unsicherheitsbereich $\pm 4\%$, der sich durch die Verteilung auf Kunststoffsorten und Einsatzbereiche noch weiter erhöht. Am Beispiel PVC soll veranschaulicht werden, wie groß die Streuung der Daten sein kann. So ergibt die Berechnung der gesamten PVC-Einsatzmenge auf der Basis verschiedener Quellen für 1995 Werte zwischen 115.000 t/a und 185.000 t/a (s. Abb. 2-5).

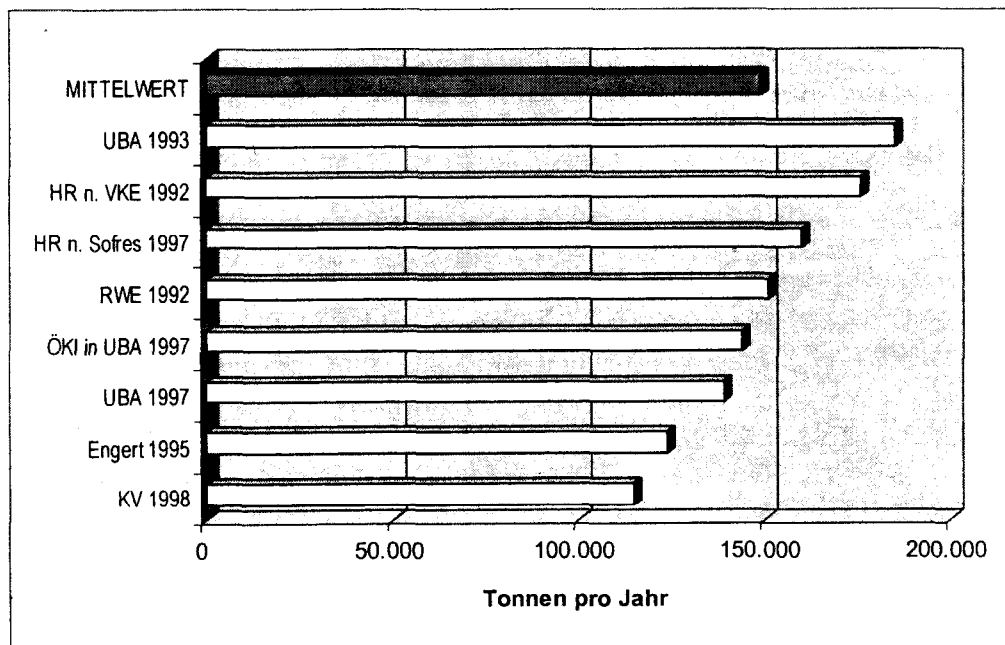


Abb. 2-5: Angaben zum PVC-Einsatz in Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen. („HR n.“ steht für „Hochrechnung nach“; „ÖKI“ steht für „Österreichisches Kunststoffinstitut“)

Für die Hochrechnung aus den Angaben des VKE [1997] wurde der dort angegebene PVC-Anteil mit der gesamten Kunststoffeinsatzmenge von 730.000 t/a multipliziert. Auf die gleiche Art wurde der westeuropäische PVC-Anteil nach SOFRES [1997] hochgerechnet (nach vorhergehender Ergänzung der fehlenden Additive). Die Hochrechnung nach ENGERT et al. [1995] geht von jener PVC-Menge aus, die für Deutschland im Bauwesen angegeben wird.

Unter den Bereich „Sonstiges“ mit etwa 23 % des gesamten Kunststoffeinsatzes fallen z. B. Möbel mit knapp 6 %, Haushaltswaren mit knapp 3 % und die Landwirtschaft mit gut 2 %. Da für diese Bereiche jedoch keine Einsatzmengen nach Kunststoffsorten bekannt sind, werden sie in der obigen Matrix nicht separat dargestellt. Die übrigen 12 % des Kunststoffeinsatzes verteilen sich auf eine Vielzahl von Anwendungen. Beispielfhaft seien die Bereiche Maschinenbau, Luft- und Raumfahrt, Medizin, Sport und Spielwaren genannt.

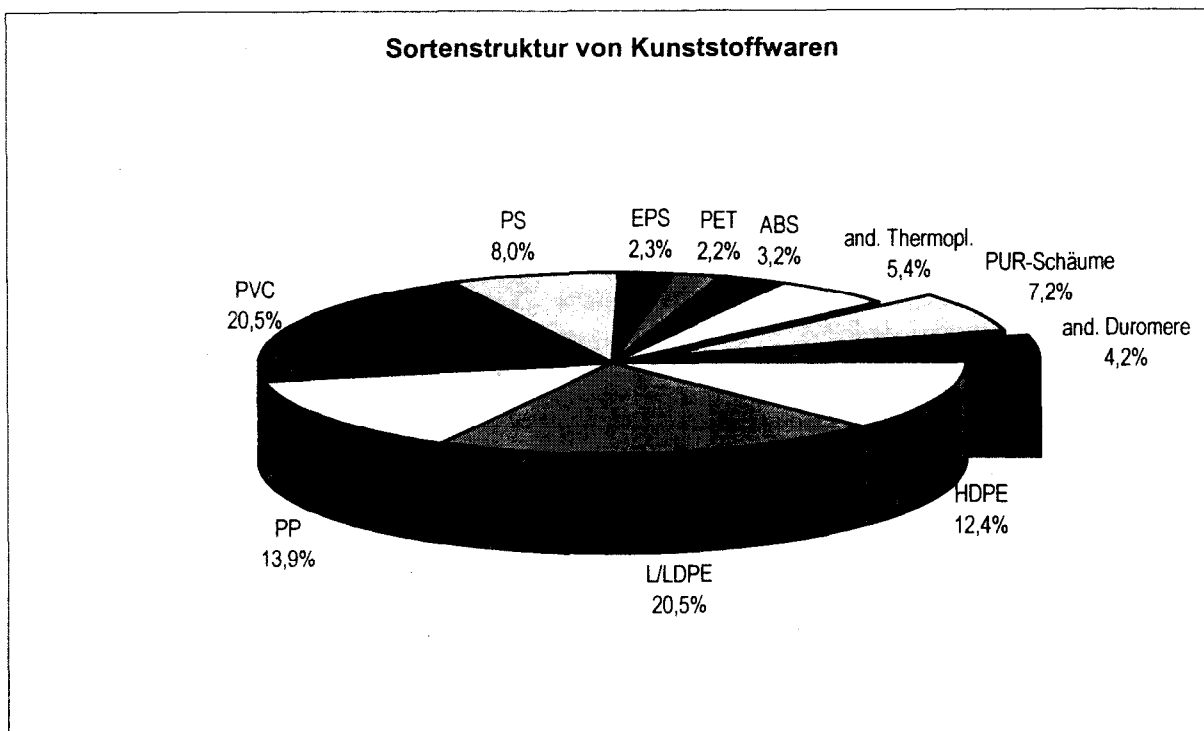


Abb. 2-6: Zusammensetzung des Kunststoffeinsatzes in Österreich (ohne kunststoffuntypische Polymeranwendungen) nach Kunststoffsorten

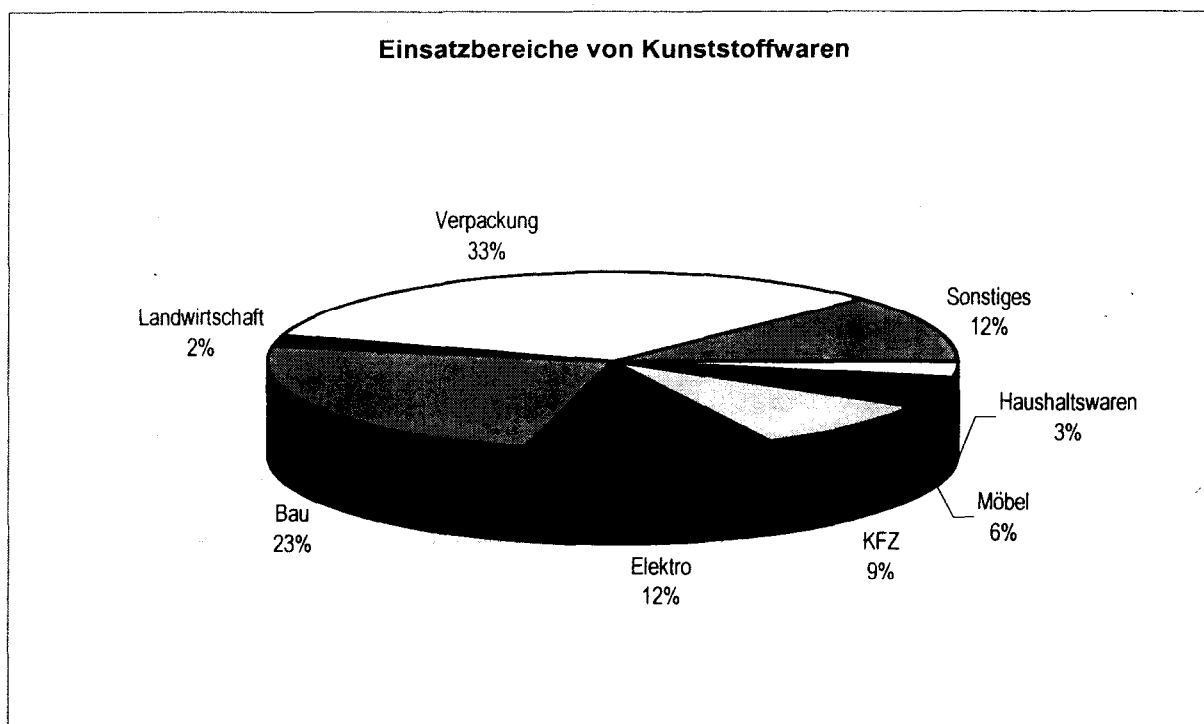


Abb. 2-7: Zusammensetzung des Kunststoffeinsatzes in Österreich (ohne kunststoffuntypische Polymeranwendungen) nach Einsatzbereichen

Abschließend sind in der folgenden Tabelle noch die in dieser Arbeit verwendeten Additiv- und Füllstoffanteile von Kunststoffwaren für die verschiedenen Kunststoffsorten angegeben. Dabei handelt es sich um jene Mengen, die im Zuge der Kunststoffverarbeitung zugesetzt werden. Für die Sorten LDPE bis PET wurden die Angaben von RWE [1992] übernommen, die übrigen Werte wurden aus FEHRINGER & BRUNNER [1997] abgeleitet.

Tab. 2-3: Additiv- und Füllstoffanteil für verschiedene Kunststoffsorten

Kunststoffsorte	Additiv- anteil
LDPE	1,6%
HDPE	1,6%
PP	3,1%
PVC	18,4%
PS	0,0%
EPS	0,0%
PET	0,0%
ABS	9,1%
andere Thermoplaste	13,0%
PUR-Schäume	9,1%
andere Duromere	16,7%
Summe	7,2%

2.4 Kunststoffverpackungsmenge

Da seit einigen Jahren der Verpackungsbereich immer wieder in den Mittelpunkt der Diskussion gerückt wird und die Angaben zum jährlichen Verbrauch an Kunststoffverpackungen stark differieren, werden im folgenden einige aktuelle Zahlen miteinander verglichen.

Die aktuellste österreichische Erhebung zum Verbrauch von Kunststoffverpackungen auf Letztverbraucherebene⁸ von PROGROS [1995] ergab für das Jahr 1994 eine Menge von 218.000 t (ohne Kunststoff in Verbundverpackungen⁹). Laut Prognos [1997] ist der Verbrauch an Kunststoffverpackungen im Jahr 1995 um ca. 3 % gestiegen, was zu einer Menge von etwa 225.000 t führt.

Diese Zahl muß allerdings als **Mindestwert** angesehen werden, da die Kunststoffverpackungsmengen in verschiedenen Bereichen noch nicht vollständig erhoben werden konnten:

- Produktionsmengen des Kleingewerbes,
- nicht identifizierbare Positionen und Sammelpositionen der Außenhandelsstatistik,
- bisher nicht berücksichtigte Positionen der Außenhandelsstatistik verpackter Waren,
- bisher nicht quantifizierter Importüberschuß bei befüllten Getränkeverpackungen.

In der Studie von SOFRES [1997] finden sich Angaben zum Verbrauch von Kunststoffverpackungen für alle Länder der EU sowie für Norwegen und die Schweiz. Folgende Abbildung zeigt den Pro-Kopf-Verbrauch an Kunststoffverpackungen in diesen Ländern.

⁸ Im angegebenen Verbrauch von Kunststoffverpackungen auf Letztverbraucherebene sind im Umlauf befindliche Mehrwegverpackungen und Mehrweg-Neubeschaffungen für den Neuaufbau von Mehrwegsyste men nicht enthalten. Die Ersatzbeschaffung für ausscheidende Mehrwegverpackungen ist inkludiert.

⁹ Nach den Abgrenzungen der vorliegenden Arbeit müßte zu diesem Wert noch die Kunststoffmenge in Verbundverpackungen mit überwiegendem Kunststoffanteil (z. B. Medikamentenblister) hinzugezählt werden.

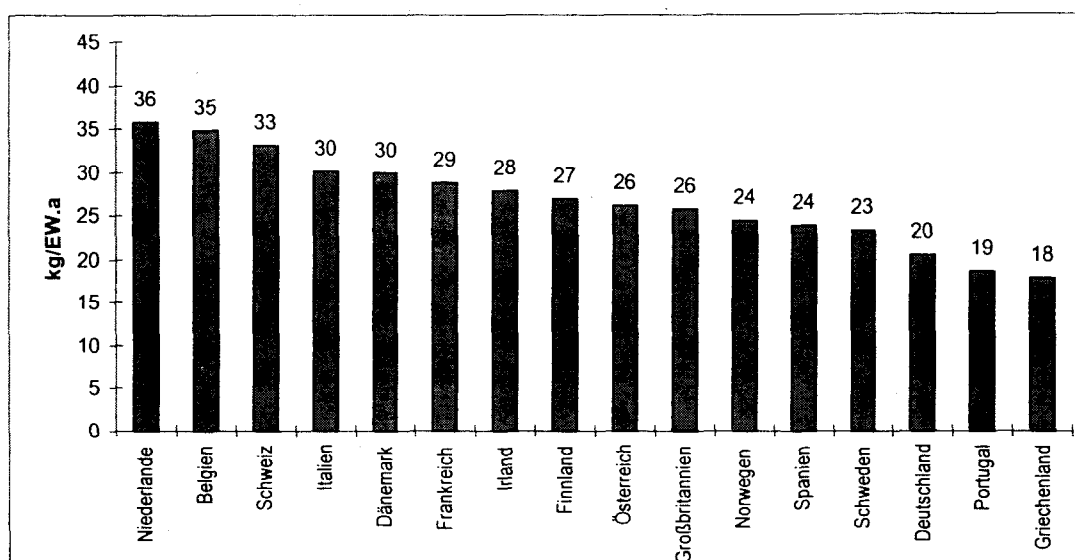


Abb. 2-8: Angaben zum Kunststoffverpackungsverbrauch in westeuropäischen Ländern

Die Bandbreite der Daten zum Verbrauch an Kunststoffverpackungen in Westeuropa reicht also von 18 kg/EW.a bis zum doppelten Wert von 36 kg/EW.a. Die Differenzen zwischen den einzelnen Ländern lassen sich durch die Unterschiede in der Wirtschafts- und Warenstruktur allein nicht erklären. Der Haupteinfluß dürfte wohl der Vollständigkeitsgrad der Mengenerhebungen in den einzelnen Ländern sein.¹⁰ Unvollständige Angaben sind vor allem bei Produktionsmengen (Produktionsmengen des Kleingewerbes; Probleme bei der Zuordnung „später als Verpackung verwendet“) und bei befüllten Importen und Exporten zu erwarten.

Würde man nun z. B. annehmen, daß in den Niederlanden, Belgien, der Schweiz, Italien und Dänemark die Wirtschafts- und Warenstruktur ähnlich wie in Österreich ist, aber in diesen Ländern die Erhebungen zu den Verpackungsmengen eine größere Vollständigkeit haben (durchschnittlicher Kunststoffverpackungsverbrauch 32,8 kg/EW.a), so würde die auf Österreich hochgerechnete Kunststoffverpackungsmenge etwa **265.000 t/a** betragen. Ein Teil der Differenz zum oben angegebenen Wert von 225.000 t/a läßt sich dadurch erklären, daß die Menge der Einweg-Getränkeflaschen aus Kunststoff in Österreich derzeit wahrscheinlich noch um bis zu 20.000 t/a niedriger liegt als in den genannten Ländern.

Der gesamte Kunststoffeinsatz wird in der vorliegenden Arbeit mit ca. 730.000 t/a angegeben. Im Vergleich dazu ergeben sich auf Basis der Angaben von SOFRES [1997] 630.000 t/a. Es ist anzunehmen, daß bei der Erhebung von Sofres ca. 100.000 t an Kunststoffwaren nicht identifiziert werden konnten (z. B. wegen Abgrenzungsproblemen zum Bereich der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen, statistisch nicht erfaßten Verarbeitungsmengen und unentdeckten Importen von Waren, die nur zum Teil aus Kunststoffen bestehen). Rechnet man bei dieser Menge mit dem gleichen Verpackungsanteil wie bei der von SOFRES identifizierten Menge (35,7 %), so ergibt sich auf Basis des gesamten Kunststoffverbrauchs von ca. 730.000 t/a eine angepaßte Verpackungsmenge von **260.000 t/a**.

Aus der Abstimmung einer Vielzahl von Daten für die oben angegebene Matrix des Kunststoffeinsatzes nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen (Tab. 2-2) resultiert eine Kunststoffverpackungsmenge von ca. 240.000 t/a. Dieser Wert entspricht etwa dem Mittelwert der oben dargestellten Bandbreite von Angaben zum Kunststoffverpackungsverbrauch und wird der vorliegenden Arbeit in der Folge zugrunde gelegt.

¹⁰ Da z. B. die Wirtschafts- und Warenstruktur von Deutschland mit jener in Portugal und Griechenland sicher nicht vergleichbar ist, ist die Korrektheit des für Deutschland angegebenen Wertes zu bezweifeln, der mit 20 kg/EW.a nur um 5 % bzw. 10 % über Portugal und Griechenland liegt.

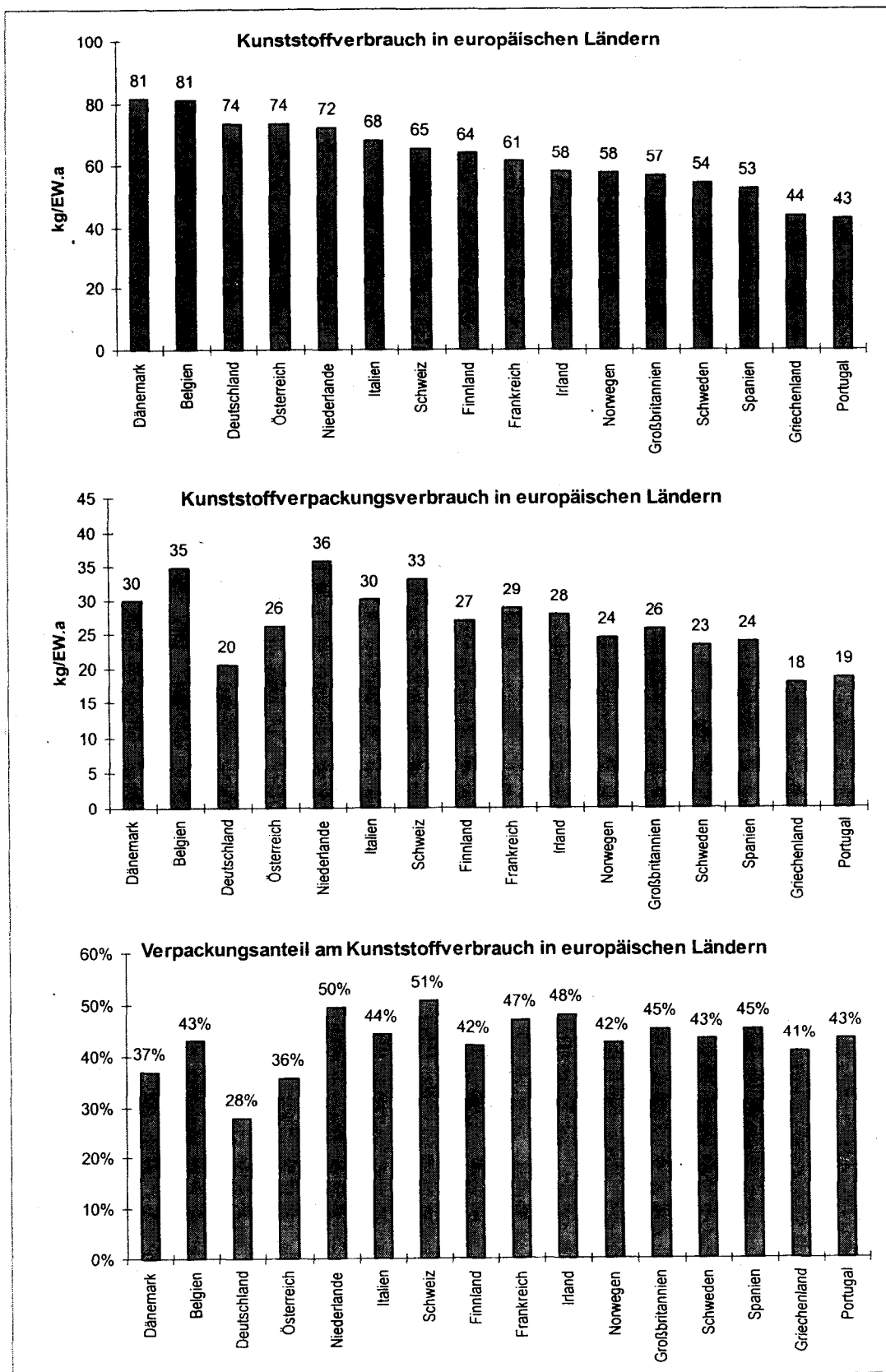


Abb. 2-9: Pro-Kopf-Verbrauch an Kunststoffwaren und Kunststoffverpackungen in westeuropäischen Ländern. Der resultierende Verpackungsanteil verdeutlicht die Unsicherheit der Datenlage.

3 KUNSTSTOFFABFALL

Die gesamte Kunststoffabfallmenge setzt sich aus den Produktionsabfällen der Kunststoffherzeugung und -verarbeitung und den Letztverbraucherabfällen zusammen. Die durch den Kunststoffeinsatz in Österreich bedingten Produktionsabfälle betragen ca. 50.000 t/a (s. folgender Abschnitt).

Daten über die Menge und Zusammensetzung von Letztverbraucherabfällen können auf zwei verschiedene Arten gewonnen werden. Eine Methode besteht in der Kombination der Kunststoffeinsatzmengen mit einem Modell zur Lebensdauer der Kunststoffwaren. Die andere Methode ist die Auswertung von Daten über Mengen und Zusammensetzung verschiedener Abfallfraktionen (Systemmüll, Altstoffsammlungen, etc.).

Die Lebensdauerrechnung auf Basis der oben angegebenen Einsatzmengen führt auf einen Letztverbraucherabfall von 450.000 t an Kunststoffwaren im Jahr 1995 in Österreich. Die abfallseitigen Erhebungen ergeben eine mögliche Bandbreite von 270.000 bis 410.000 t (ohne Feuchtigkeit und Haftschmutz).

Für die Berechnungen in der vorliegenden Studie werden die Letztverbraucher-Kunststoffabfälle (sauber) mit 400.000 t/a angenommen. Diese Festlegung resultiert aus der Vermutung, daß besonders die Kunststoffabfälle im Bereich der Nicht-Verpackungen einerseits durch die Lebensdauerrechnung überschätzt und andererseits durch die abfallseitigen Erhebungen aufgrund mangelnder Identifizierbarkeit unterschätzt werden. Einschließlich der Produktionsabfälle beträgt die gesamte Kunststoffabfallmenge damit 450.000 t/a.

3.1 Produktionsabfälle

Produktionsabfälle entstehen bei der Erzeugung und bei der Verarbeitung von Kunststoffen. Für die Bewirtschaftung von Kunststoffabfällen in Österreich sind einerseits die *in Österreich anfallenden* Produktionsabfälle von Interesse. Andererseits sind für die Modellrechnung im Rahmen dieser Studie jene Mengen an erzeugten und verarbeiteten Kunststoffen bzw. Produktionsabfällen zu berücksichtigen, die dem *Kunststoffeinsatz* in Österreich entsprechen, ungeachtet dessen, ob die jeweilige Produktionsstätte im Inland oder im Ausland gelegen ist.

Zunächst soll auf die Situation innerhalb der österreichischen Grenzen eingegangen werden. Mengenmäßig bedeutende Kunststoffherzeuger sind in Österreich nur die PCD Polymere (PE und PP) und mit wesentlich kleineren Produktionsmengen die Sunpor Kunststoff (EPS) und die Para Chemie (PMMA). Bei den Produktionsabfällen aus der Erzeugung stellt sich vor allem das Problem der Grenzziehung zwischen „minderwertigen Produkten“ und Abfällen. Bei der PCD-Polymere fallen jährlich bis zu 20.000 t an Blöcken, Anfahrkuchen, Fäden und dergleichen an, die als minderwertige Ware oder Produktionsabfall gehandelt und meist im Ausland verwertet werden [KRUSCHITZ 1998]. Da diese Mengen jedenfalls nicht durch die Produktionsstatistiken erfaßt werden und daher in der Kunststoffeinsatzmenge nicht enthalten sind, werden sie in dieser Arbeit zum Produktionsabfall gezählt. Bei der Sunpor Kunststoff und bei der Para Chemie werden Produktionsabfälle vor allem intern verwertet. Insgesamt wird die Menge der Produktionsabfälle aus der Kunststoffherzeugung daher auf ca. 20.000 t/a geschätzt.

Die Menge der Produktionsabfälle aus der Kunststoffverarbeitung in Österreich wird auf folgendem Weg abgeschätzt: In der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] wurden die spezifischen Abfallmengen bei der Verarbeitung verschiedener Kunststoffsorten in der BRD ermittelt. Diese Werte werden mit den Daten von SOFRES [1997] zur österreichischen Kunststoffverarbeitung verknüpft.¹¹ Aus dieser Abschätzung ergeben sich 25.800 t/a an Produktionsabfällen aus der Kunststoffverarbeitung.

Tab. 3-1: Abschätzung der Produktionsabfälle aus der Kunststoffverarbeitung in Österreich

Kunststoffsorte	verarbeitete Menge 1995 t/a	Verarbeitungsabfall	
		%	t/a
LDPE	101.654	2,2%	2.272
HDPE	83.463	3,1%	2.629
PP	69.553	5,6%	4.020
PVC	74.903	3,5%	3.214
PS	49.222	2,4%	1.181
EPS	26.751	2,4%	642
PET	21.401	2,0%	428
ABS	19.261	2,9%	614
andere Thermoplaste	35.311	7,9%	3.208
PUR-Schäume	37.451	9,4%	3.872
andere Duromere	31.031	10,0%	3.724
Summe	550.000	4,2%	25.805

In Summe ergibt sich also für 1995 eine Produktionsabfallmenge von ca. 46.000 t. Das Österreichische Kunststoffinstitut gibt für das Jahr 1992 eine Produktionsabfallmenge von 47.350 t an. Hierbei ist jedoch unklar, inwieweit minderwertige Produkte enthalten sind und welcher Anteil dieser Abfälle den kunststoffuntypischen Polymeranwendungen zuzuordnen ist.

Nach der Betrachtung der österreichischen Situation werden nun noch jene Produktionsabfallmengen quantifiziert, die *durch den österreichischen Kunststoffeinsatz bedingt* sind, und zwar unabhängig von ihrem Anfallsort. Die Angabe von Produktionsabfällen aus der Kunststoffherzeugung ist dabei besonders schwierig. Während die oben angegebene Menge der PCD Polymere etwa 3,5 % der Produktionsmenge ausmacht, wurde in der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] für die Kunststoffherzeugung durchschnittlich nur 1 % Abfall zur externen Verwertung und Entsorgung ermittelt. Unter Berücksichtigung von minderwertigen Produktmengen einerseits und einer im Durchschnitt höheren internen Verwertung als bei der PCD andererseits wird für diese Arbeit die Produktionsabfallmenge auf 2,5 % der Produktionsmenge geschätzt, das sind 19.000 t/a.

Die Berechnung der Produktionsabfälle aus der Kunststoffverarbeitung erfolgt nach der bereits beschriebenen Vorgangsweise: Die Verarbeitungsmengen, die durch den österreichischen Kunststoffeinsatz (ca. 760.000 t/a) bedingt sind, werden mit sortenspezifischen Abfallmengen verknüpft, woraus sich eine Menge von 32.000 t/a ergibt. Die gesamte Menge an Produktionsabfällen beträgt in der Modellrechnung damit 51.000 t/a.

¹¹ Dabei wurde der von der APME angegebene Input der Kunststoffverarbeitung in Österreich von 514.000 t/a auf 550.000 t/a erhöht. Damit wird berücksichtigt, dass die Daten der APME einen Kunststoffverbrauch ergeben, der etwa um 100.000 t/a unter jenem Wert liegt, der für diese Studie ausgewählt wurde, wobei die Unvollständigkeit der Daten auf der Ebene der Verarbeitung dafür nur zum Teil verantwortlich ist.

Die folgende Tabelle faßt die Abschätzungen zum Aufkommen an Produktionsabfällen noch einmal zusammen:

Produktionsabfälle ...	... in Österreich	... in der Modellbilanz
...aus der Erzeugung	20.000 t	19.000 t
...aus der Verarbeitung	25.800 t	32.000 t

Von den Produktionsabfällen aus der *Erzeugung* werden in Österreich nur etwa 1.000 t/a entsorgt [FEHRINGER & BRUNNER 1997]. In der Modellbilanz dieser Arbeit sind dagegen auch die Produktionsabfälle aus der Erzeugung von Kunststoffsorten einzubeziehen, die in Österreich zwar nicht erzeugt, aber verbraucht werden. So gelangen z. B. aus der Produktion von PVC, technischen Kunststoffen und Polyesterharzen prozentuell mehr Abfälle zur Entsorgung als bei der Produktion von PE oder PP. In der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] beträgt die durchschnittliche Menge der entsorgten Abfälle aus der Kunststofferzeugung 0,4 % der Produktionsmenge. Bezogen auf die Mengen in dieser Arbeit sind das 3.000 t/a an entsorgten Abfällen. Die übrige Menge wird über den Handel mit Produktionsabfällen und minderwertigen Produkten einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Aufgrund von eigenen Erhebungen bei Betrieben für stoffliche Kunststoffverwertung in Österreich kann festgehalten werden, daß mindestens 15.000 t/a an Produktionsabfällen aus der Kunststoffverarbeitung in Österreich stofflich verwertet werden, das sind etwa 60 % der entsprechenden Abfallmenge. Jene Mengen, die über den Handel ins Ausland gelangen oder direkt an Kunststoffverarbeiter in Österreich gehen, konnten im Rahmen dieser Arbeit nur teilweise quantifiziert werden. In der BRD werden ca. 80 % der Verarbeitungsabfälle einer stofflichen Verwertung zugeführt [ECO-CONSULTIC 1997]. Für die vorliegende Studie wird der Anteil der verwerteten Verarbeitungsabfälle auf 70 % geschätzt (18.100 t/a aus Österreich, 22.400 t/a in der Modellbilanz).

Von den innerhalb Österreichs anfallenden Produktionsabfällen werden damit insgesamt ca. 37.100 t/a einer stofflichen Verwertung zugeführt und 8.700 t/a entsorgt. Innerhalb der Bilanz des verwendeten Rechenmodells, in dem alle Mengen auf den österreichischen Kunststoffeinsatz bezogen werden, gelangen 38.400 t/a zur stofflichen Verwertung und 12.600 t/a zur Entsorgung.

3.2 Letztverbraucher-Kunststoffabfall auf Basis einer Lebensdauerrechnung

Ausgangspunkt für Ermittlung von Abfallmengen durch eine Lebensdauerrechnung ist die in Abschnitt 2.3 dargestellte Matrix zum Kunststoffeinsatz nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen. Die Kenngrößen für die Lebensdauerrechnung werden der Studie von SOFRES (1997) in Form von „Abfallquoten“ (= Abfallmenge/Einsatzmenge in einem bestimmten Einsatzbereich im Jahr 1995) entnommen. Diesen Abfallquoten liegen sehr differenzierte Annahmen zur Lebensdauer von Kunststoffwaren zugrunde.

Mit Hilfe der Entwicklung des Kunststoffeinsatzes in den letzten Jahrzehnten (s. Abschnitt 2.1) kann aus den Abfallquoten die durchschnittliche Lebensdauer der Kunststoffwaren für den jeweiligen Einsatzbereich abgeleitet werden. Verpackungen sind sehr kurzlebige Kunststoffwaren. Trotzdem ist nach SOFRES (1997) davon auszugehen, daß im gleichen Jahr nur ca. 92 % der Einsatzmenge in den Abfall gelangen.¹²

¹² Neueste Datenerhebungen im Rahmen laufender Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Verpackungsmenge im Einsatz eventuell etwas niedriger und gleichzeitig die Abfallquote etwas höher liegen könnte, als in dieser Arbeit angenommen wurde. Die Abfallmenge an Kunststoffverpackungen würde durch diese Korrekturen aber in etwa gleich bleiben.

Die auf diesem Weg abgeleitete Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge beträgt etwa **450.000 t** für das Jahr 1995. Tab. 3-3 zeigt, wie sich diese Menge auf verschiedene Kunststoffsorten und Einsatzbereiche verteilt. Die höchsten zehn Werte in den abgrenzbaren Bereichen sind grau hinterlegt.

Tab. 3-2: Abfallquoten (Kunststoffabfall/Kunststoffeinsatz im gleichen Bezugsjahr) und durchschnittliche Lebensdauer von Kunststoffwaren in verschiedenen Einsatzbereichen

Einsatzbereich	Abfallquote	durchschnittliche Lebensdauer in Jahren
KFZ	54 %	23
Elektro	38 %	26
Bau	17 %	31
Sonstiges	81 %	7

Tab. 3-3: Letztverbraucher-Kunststoffabfall nach Sorten und Einsatzbereichen

	KFZ	Elektro	Verpack.	Bau	Sonstiges	Gesamt
HDPE	1	1	48	3	14	66
LDPE	0	2	98	1	24	126
PP	11	4	32	1	27	75
PVC	4	4	3	20	11	43
PS	1	6	23	0	13	42
EPS	0	0	5	1	0	6
PET	1	1	10	0	2	14
ABS	4	4	0	0	6	14
andere Thermopl.	7	4	1	1	10	23
PUR	6	2	1	2	14	24
andere Duromere	2	4	0	1	13	20
Gesamt	36	33	221	29	134	452

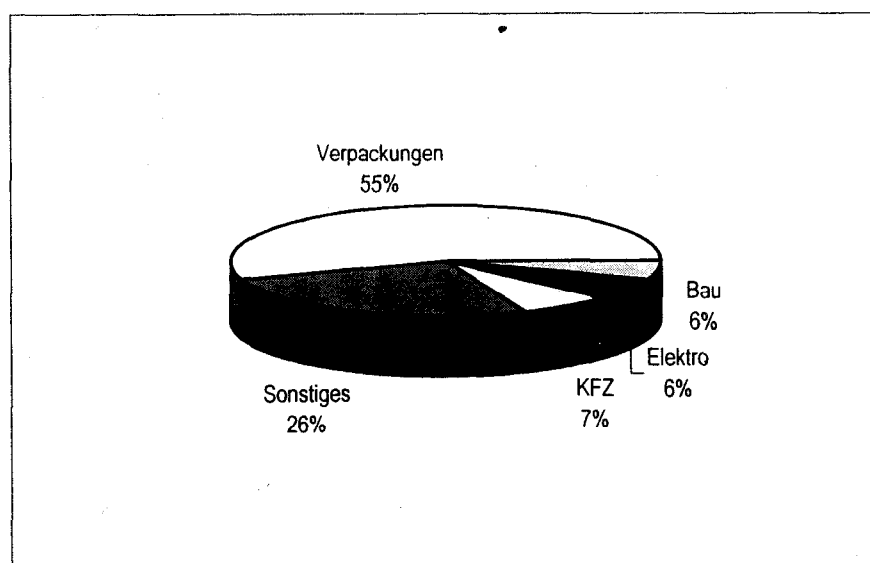


Abb. 3-1: Zusammensetzung von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen nach verschiedenen Herkunftsbereichen

Für eine **Prognose der Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge im Jahr 2005** wird der Kunststoffeinsatz extrapoliert (s. Abschnitt 2.1) und die gleiche Lebensdauerrechnung angewendet. Das Resultat ist ein Zuwachs der Kunststoffabfallmenge um 60 % im Vergleich mit dem Jahr 1995. Bei den Einsatzbereichen, aus denen der Kunststoffabfall stammt, ändert sich dabei vor allem der Beitrag aus dem Bauwesen von den heutigen 6 % auf ca. 15 % im Jahr 2005. Die absolute Menge der Letztverbraucher-Kunststoffabfälle aus dem Bauwesen wird sich etwa um den Faktor 3,5 erhöhen und beträgt dann etwa 100.000 t/a.

Aus Tab. 3-3 kann die Sortenstruktur des Kunststoffabfalls für Verpackungen und Nicht-Verpackungen abgeleitet werden. Bei der Berechnung der Sortenstruktur des gesamten Letztverbraucher-Kunststoffabfalls wird berücksichtigt, daß die Gesamtmenge in der vorliegenden Arbeit aufgrund der Abstimmung von Ergebnissen aus der Lebensdauerrechnung und aus abfallseitigen Erhebungen mit 400.000 t/a festgelegt wird (Verpackungen 220.000 t/a, Nicht-Verpackungen 180.000 t/a). Diese Festlegung wird auch auf die Zusammensetzung der Herkunftsbereiche von Kunststoffabfällen übertragen.

Während Polyolefine 47 % des Kunststoffeinsatzes ausmachen, sind sie im Letztverbraucher-Kunststoffabfall mit ca. 62 % vertreten. Der PVC-Anteil nimmt dagegen aufgrund der langen Lebensdauer der meisten Produkte von 21,5 % im Einsatz auf 8,4 % im Abfall ab.

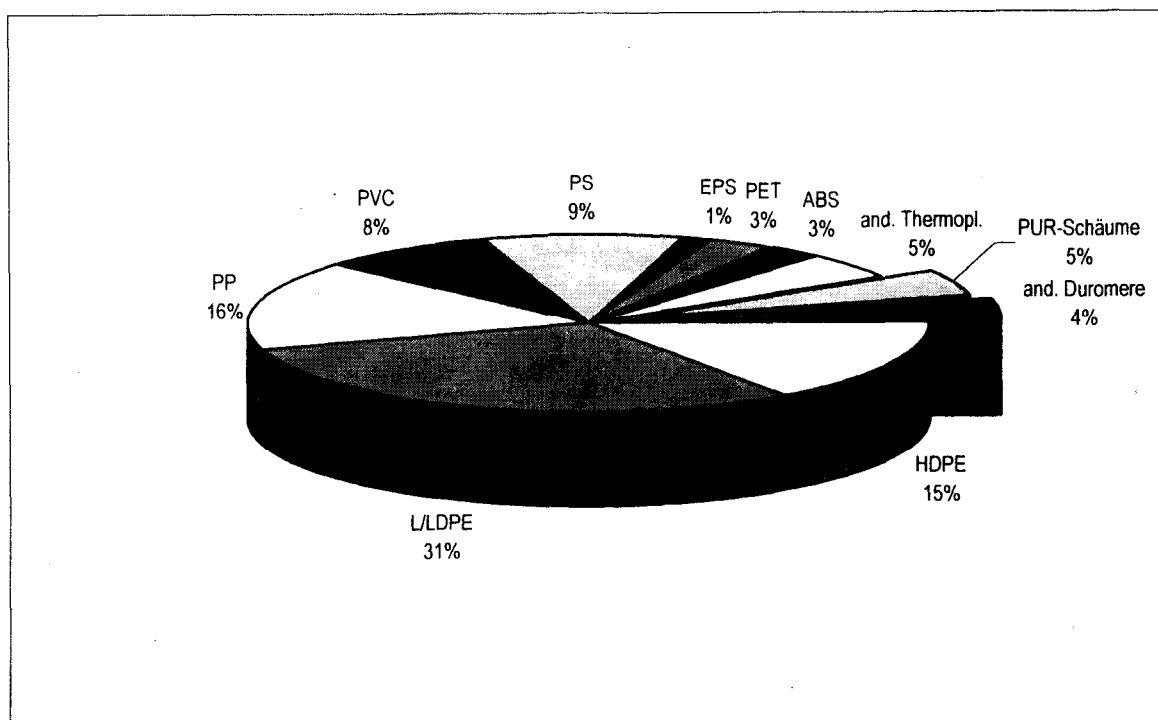


Abb. 3-2: Sortenstruktur von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen

3.3 Abfallseitige Erhebungen zum Letztverbraucher-Kunststoffabfall

3.3.1 Kunststoffabfall in verschiedenen Abfallfraktionen

Die abfallseitigen Erhebungen zum Letztverbraucher-Kunststoffabfall stützen sich auf Angaben zur Menge verschiedener Abfallfraktionen wie Systemmüll, Gewerbemüll, getrennt gesammelte Altstoffe etc. und auf Ergebnisse von Müllanalysen zum Kunststoffanteil in diesen Abfallfraktionen. Sowohl für die Gesamtmenge verschiedener Abfallfraktionen als auch für

den Kunststoffanteil können aus der Literatur meist nur Intervalle abgeleitet werden, innerhalb derer die wahren Werte wahrscheinlich liegen. Die abfallseitig ermittelte Kunststoffabfallmenge kann daher ebenfalls nur als Intervall angegeben werden.

Hauptursachen für die Unsicherheiten bei den Mengenangaben sind

- unsichere Gesamtmengen (z. B. Unvollständigkeit von Mengenerhebungen beim Gewerbemüll und Baustellenabfall; Einflüsse anderer Sammelsysteme auf die Sammelmenge; Abgrenzungsprobleme zwischen verschiedenen Abfallfraktionen; etc.),
- unsichere Repräsentativität der Stichproben bei Abfallanalysen,
- mangelnde Identifikation von Kunststoffmengen bei Abfallanalysen (z. B. Kunststoff in Materialverbunden, in Elektrogeräten oder im Sortierrest der Abfallanalysen).

Zusätzlich wird in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt, daß Analysenergebnisse abfallseitig erhobener Kunststoffmengen Haftschnitz und Feuchtigkeit beinhalten. Mithilfe geschätzter Verunreinigungsanteile (s. Abschnitt 3.3.3) werden daher aus den verunreinigten Mengen die „sauberen“ Kunststoffabfallmengen errechnet. Dieser zusätzliche Berechnungsschritt ist notwendig, da sich konsistente Quotenangaben nur auf durchgehend saubere Kunststoffmengen beziehen können.

Die folgende Tabelle und Abbildung faßt das Ergebnis der abfallseitigen Erhebung von Kunststoffabfällen zusammen. Die Daten werden weiter unten im Detail erläutert.

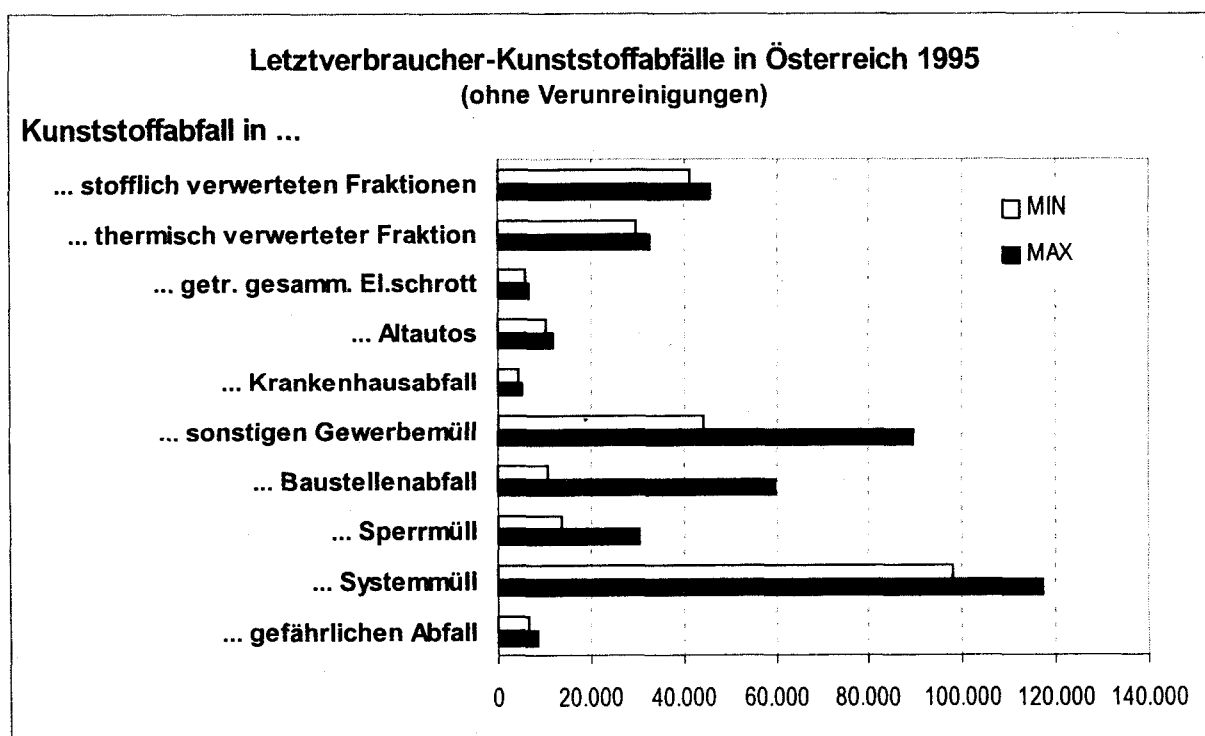


Abb. 3-3: Intervalle der abfallseitigen Erhebung der Letztverbraucher-Kunststoffabfälle in Österreich

Tab. 3-4: Überblick über die Ergebnisse der abfallseitigen Erhebungen zum Letztverbraucher-Kunststoffabfall

Kunststoffabfälle im/in ...	[t/a], ohne Verunreinigungen, 1995		
	MIN	MAX	Durchschnitt
... gefährlichen Abfall	7.000	9.000	8.000
... Systemmüll	98.000	118.000	108.000
... Sperrmüll	14.000	31.000	22.000
... Baustellenabfall	11.000	60.000	35.000
... sonstigen Gewerbemüll	44.000	90.000	67.000
... Krankenhausabfall	4.000	5.000	5.000
... Altfahrzeuge	10.000	12.000	11.000
... getrennt gesammeltem El.schrott	6.000	7.000	6.000
... thermisch verwerteter Fraktion	30.000	33.000	31.000
... stofflich verwerteten Fraktionen	41.000	46.000	43.000
Summe	265.000	411.000	336.000

Die Menge an sauberen Letztverbraucher-Kunststoffabfällen lag im Jahr 1995 nach abfallseitigen Erhebungen also zwischen 265.000 t und 410.000 t. Die Bestimmung der Kunststoffabfallmenge mit Hilfe einer Lebensdauerrechnung ergab im Vergleich dazu 450.000 t. Es ist durchaus plausibel, daß besonders die Kunststoffabfälle im Bereich der Nicht-Verpackungen einerseits durch die Lebensdauerrechnung überschätzt und andererseits durch die abfallseitigen Erhebungen unterschätzt werden. Während bei der Lebensdauerrechnung oft zu kurze Einsatzzeiten¹³ angenommen werden, liegen die Probleme bei abfallseitigen Erhebungen vor allem bei der unvollständigen Identifikation und Quantifizierung der Kunststoffe im Abfall.

Daher werden in der vorliegenden Studie die Letztverbraucher-Kunststoffabfälle (sauber) mit **400.000 t/a** angenommen. Selbst wenn man bei der Lebensdauerrechnung von der minimalen Kunststoffeinsatzmenge von 700.000 t/a ausgeht, kann ein noch niedrigerer Wert für die Abfallmenge nur mehr mit sehr zweifelhaft hohen Einsatzzeiten errechnet werden. Eine Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge unter 400.000 t/a ist daher relativ unwahrscheinlich. Im Vergleich dazu ergibt eine Umrechnung der Abfallmenge aus der Vorgängerstudie von FEHRINGER & BRUNNER [1997] auf die Bilanzgrenzen dieser Arbeit eine Letztverbraucher-Kunststoffabfallmenge von 425.000 t/a. Dieser Wert beruht auf der Einsatzmenge für alle Polymeranwendungen und einer Lebensdauerrechnung.

Auf Basis dieser Festlegung werden die Kunststoffabfallmengen in allen Abfallfraktionen außer den relativ sicheren stofflich und thermisch verwerteten Mengen so angepaßt, daß sich als Gesamtsumme 400.000 t/a ergibt. Die Anpassung erfolgt innerhalb der oben angegebenen Bandbreiten und im Verhältnis der Größe der einzelnen Unsicherheitsbereiche.

Tab. 3-5 und die folgenden Abbildungen zeigen die resultierenden Verteilungen von Verpackungsabfällen und Nicht-Verpackungsabfällen auf verschiedene Sammelfraktionen bzw. Entsorgungswege. Die Berechnung der Verpackungsabfallmengen wird im folgenden Abschnitt erläutert. Für die Aufgliederung nach Entsorgungswegen wurden die Inputmengen der Müllverbrennungsanlagen in Wien und Wels im Jahr 1995 [BINDER et al., 1996; MAGISTRATSABTEILUNG 48, 1997] mit den Kunststoffabfallanteilen der jeweiligen Abfallfraktionen multipliziert. Die deponierten Abfallmengen ergeben sich durch Abzug der verwerteten Mengen und der in Müllverbrennungsanlagen behandelten Mengen von der gesamten Abfallmenge.

¹³ Kunststoffwaren müssen nach dem Überschreiten ihrer Lebensdauer nicht sofort in den Abfall gelangen: Elektroaltgeräte und Alt-Kraftfahrzeuge verbleiben zum Teil im persönlichen Besitz, Kunststoffrohre verbleiben zum Teil im Erdreich, Kunststoffverpackungen werden zum Teil für andere Zwecke weiterverwendet, etc.

Tab. 3-5: Letztverbraucher-Kunststoffabfallmengen in verschiedenen Abfallfraktionen für die Bereiche Verpackung und Nicht-Verpackungen

Kunststoffabfälle im/in ...	[t/a], ohne Verunreinigungen, 1995		
	Verpackungen	Nicht-Verpack.	Gesamt
gefährlichen Abfall	6.600	2.000	8.500
Systemmüll	68.800	48.100	116.800
Sperrmüll	2.700	27.400	30.100
Baustellenabfall	8.300	49.800	58.100
sonstigen Gewerbemüll	63.600	24.600	88.100
Krankenhausabfall	2.200	3.000	5.200
Altautos	0	11.900	11.900
getrennt gesamm. El.schrott	0	6.700	6.700
thermisch verwertete Fraktion	27.100	4.000	31.100
stofflich verwertete Fraktionen	40.800	2.600	43.300
Summe	220.000	180.000	400.000

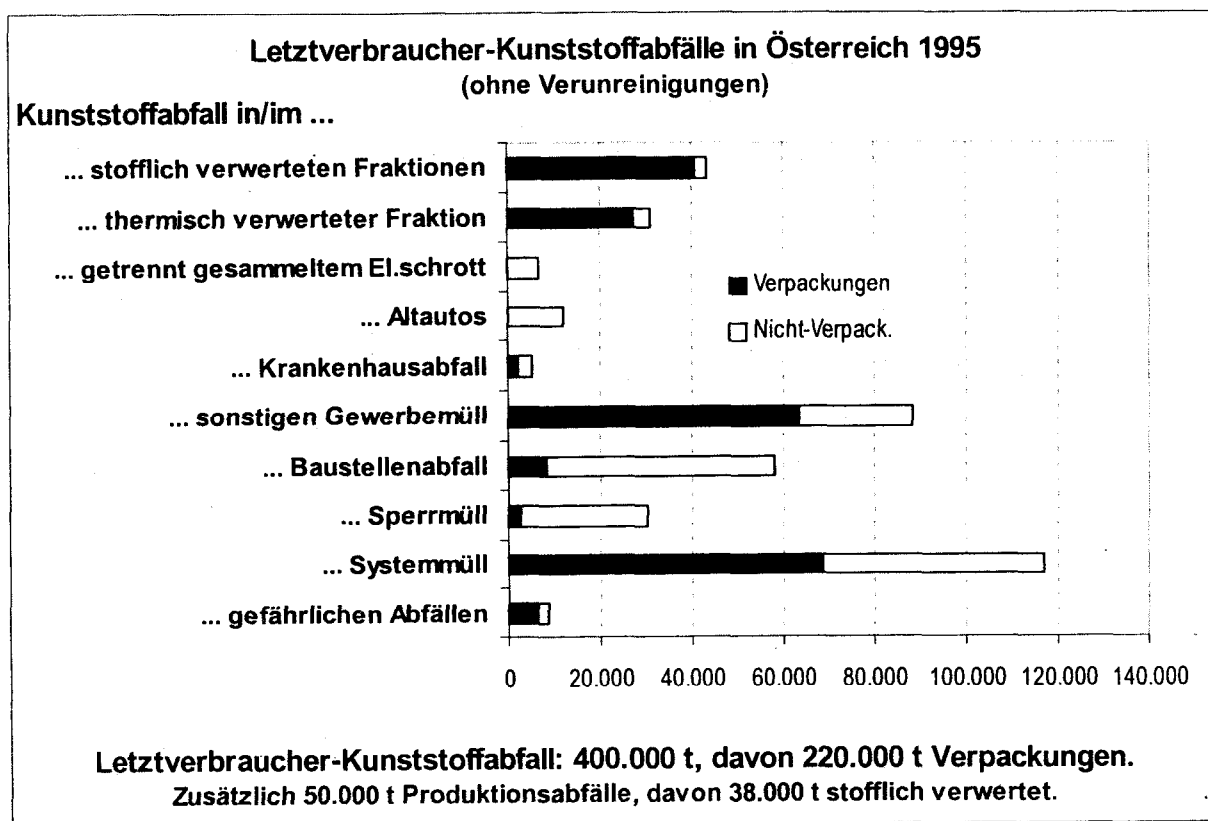


Abb. 3-4: Letztverbraucher-Kunststoffabfallmengen in verschiedenen Abfallfraktionen für die Bereiche Verpackung und Nicht-Verpackungen

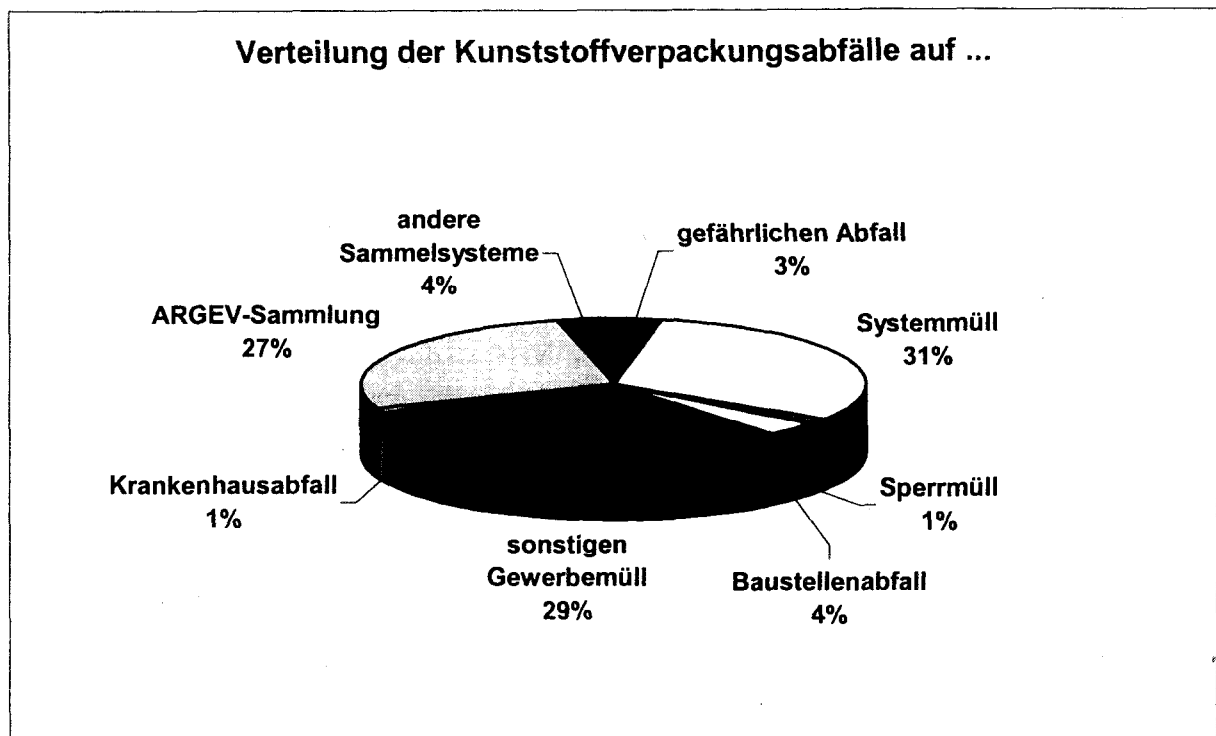


Abb. 3-5: Zusammensetzung der Kunststoffverpackungsabfälle nach Sammelfrac-tionen

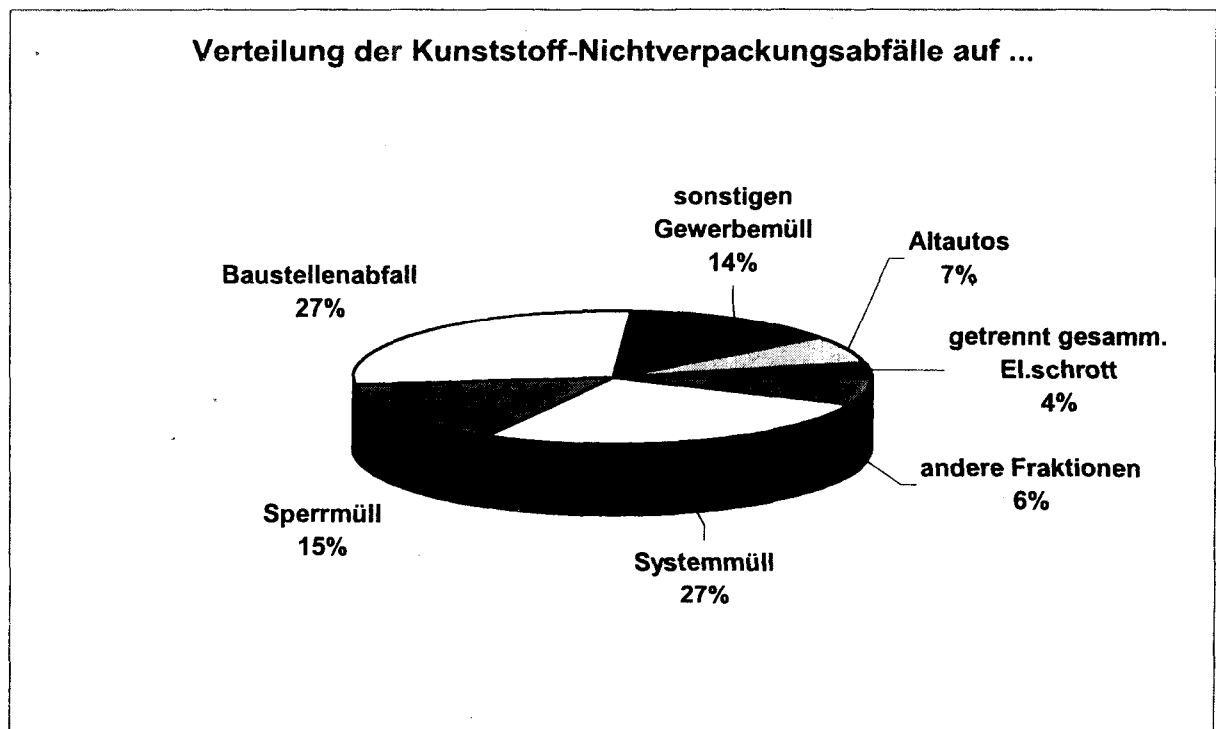


Abb. 3-6: Zusammensetzung der Kunststoff-Nichtverpackungsabfälle nach Sammelfrac-tionen



Abb. 3-7: Zusammensetzung der Kunststoffverpackungsabfälle nach Entsorgungswegen

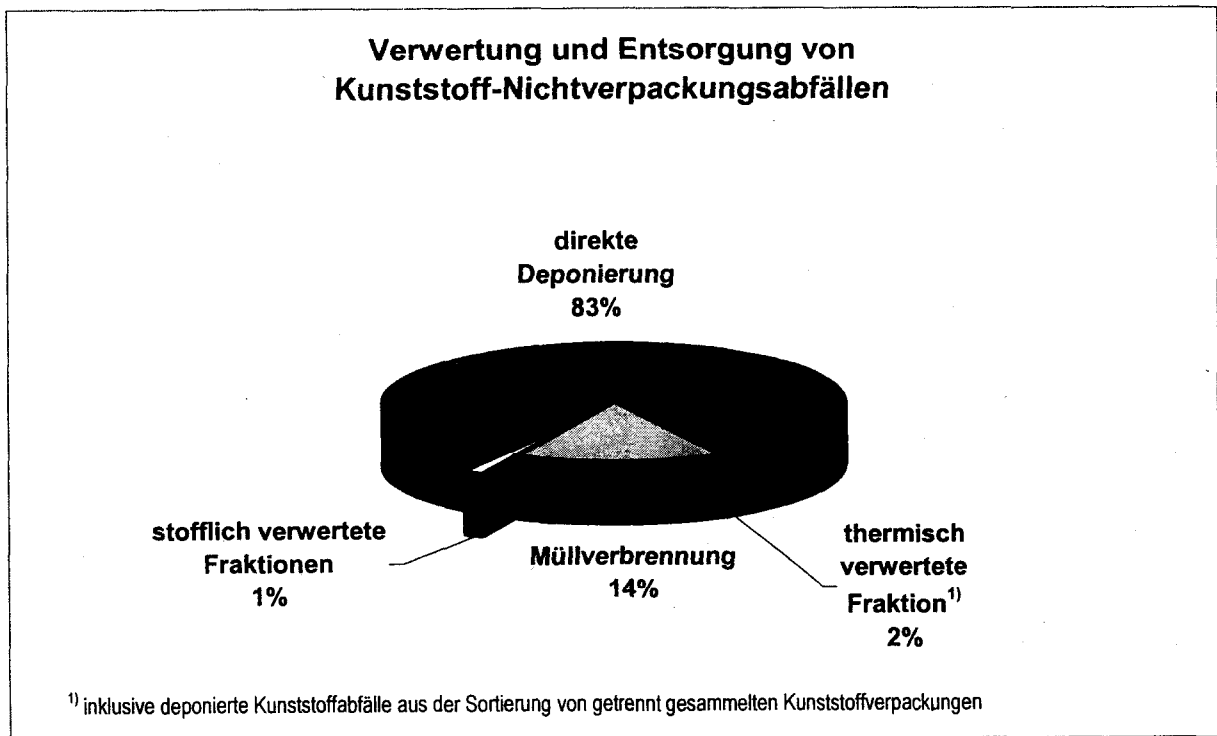


Abb. 3-8: Zusammensetzung der Kunststoff-Nichtverpackungsabfälle nach Entsorgungswegen

Die Daten zu den Kunststoffabfallmengen in den einzelnen Abfallfraktionen werden im folgenden in der Reihenfolge ihrer mengenmäßigen Bedeutung kurz erläutert.

Systemmüll

Der Kunststoffabfall im Systemmüll setzt sich aus folgenden Teilen zusammen:

- Kunststoffverpackungen im Systemmüll: 7,4 % (s. folgender Abschnitt).
- Kunststoff-Nichtverpackungen im Systemmüll: 1,7 %–2,9 % nach Abfallanalysen im Burgenland [IUT, 1996], in Salzburg [IUT, 1996b] und in Niederösterreich [HAUER, 1995].
- Kunststoff in Verbunden mit mehr als 50% Kunststoffanteil und in Elektrogeräten: 1,0 %–1,5 % nach ECO-CONSULTIC [1997], wo für Kunststoff in Verbunden 1 kg/EW.a sowie für Kunststoff in Elektrogeräten 0,7 kg/EW.a im Hausmüll angegeben ist.

Der gesamte Kunststoffanteil am Systemmüll beträgt damit 10 %–12 %. Gemeinsam mit der Systemmüllmenge von 1.271.000 t für 1995 [AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG, 1996] und dem mittleren Verunreinigungsgrad von 23 % (s. Abschnitt 3.3.3) ergeben sich für die „saubere“ Kunststoffabfallmenge im Systemmüll 98.000–118.000 t/a.

Gewerbemüll

Die größten Unsicherheiten bei der Angabe von Kunststoffabfallmengen bestehen in den Bereichen Gewerbemüll, Baustellenabfall und Sperrmüll. Sowohl die Bruttomengen dieser Abfälle und deren Abgrenzung untereinander als auch die Kunststoffanteile der einzelnen Fraktionen sind nur schwer bestimmbare Größen.

Für die Zwecke der vorliegenden Arbeit wird daher zunächst die **Größenordnung** der Kunststoffabfallmengen in den genannten Fraktionen mit Hilfe vorhandener Literaturwerte grob abgeschätzt und als Intervall möglicher Werte angegeben. Durch die oben begründete Festlegung der gesamten Kunststoffabfallmenge und der resultierenden Anpassung der Abfallmengen in den einzelnen Abfallfraktionen ergibt sich schließlich auch für den Gewerbemüll, Baustellenabfall und Sperrmüll eine Abschätzung, die den wahren Werten wahrscheinlich relativ nahe kommt.

Unter Gewerbemüll wird im folgenden vor allem hausmüll- und sperrmüllähnlicher Gewerbeabfall verstanden. Aus der gesamten Gewerbemüllmenge sind insbesondere folgende Teilbereiche ausgeschlossen:

- Produktionsabfälle aus der Kunststoffherzeugung und -verarbeitung, die separat angegeben werden
- Andere industrielle Reststoffe mit einer relativ homogenen Zusammensetzung
- Baustellenabfälle und Krankenhausabfälle, die separat angegeben werden
- Rückstände von Shredderbetrieben, da der Input der Shredderanlagen in anderen Abfallfraktionen bereits berücksichtigt wird (Alt-KfZ, getrennt gesammelte Elektroaltgeräte, Sperrmüll, etc.).

Der auf diese Weise eingegrenzte Gewerbemüll wird in Anlehnung an die Angaben der Bundesländer Oberösterreich [BINDER et al., 1996] und Tirol [AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, 1995] auf 70–80 kg/EW.a geschätzt, das sind 560.000–640.000 t für das Jahr 1995. In der Studie von PROGNOSE [1995] sind die Direktanlieferungen gewerblicher und industrieller Abfälle zu Abfallbehandlungsanlagen für das Jahr 1994 mit 720.000 Tonnen angegeben. In dieser Menge sind auch industrielle Reststoffe und jene Baustellenabfälle enthalten, die letztlich zu Gewerbemülldeponien gelangen.

In der Literatur stehen drei Arbeiten mit relativ detaillierten Angaben zum Kunststoffanteil im deutschen Gewerbemüll zur Verfügung. Die Auswertung und Umrechnung dieser Daten auf die Bilanzgrenzen dieser Studie liefert folgende Kunststoffanteile im Gewerbemüll:

- 9% nach FRUTH UND KRANERT [1997]
- 13% nach BARGHOORN & SCHWILLING [1995]
- 16% nach ECO-CONSULTIC [1997]

Für die vorliegende Arbeit wird eine Spanne von 9 % bis 16 % gewählt. Unter Berücksichtigung eines mittleren Verunreinigungsgrad von 12 % ergeben sich für die „saubere“ Kunststoffabfallmenge im Gewerbemüll 44.000–90.000 t/a.

Baustellenabfall

Die Gesamtmenge der Baustellenabfälle hängt besonders vom enthaltenen mineralischen Anteil ab. Auf Basis einer Übersicht verschiedener Angaben zum Baustellenabfall in der Studie von GLENCK et al. [1996] wurde die Untergrenze für die Baustellenabfallmenge mit 50 kg/EW.a angenommen. Die Obergrenze wurde auf Basis eigener Erhebungen zum Baustellenabfall in Wien mit 120 kg/EW.a abgeschätzt. Für Österreich ergibt sich somit für 1995 eine mögliche Bandbreite von 400.000–970.000 t.

Für den Kunststoffanteil in Baustellenabfällen gibt es kaum Angaben. Die Auswertung der Daten in FRUTH & KRANERT [1997] und BLUME & SIMM [1994] ergibt ein geschätztes Intervall von 3 %–7 %. Über den mittleren Verunreinigungsgrad von 12 % errechnet sich die „saubere“ Kunststoffabfallmenge im Baustellenabfall mit 11.000–60.000 t/a.

Stofflich und thermisch verwertete Kunststoffabfälle

In Abschnitt 4.2.1.2 ist die Mengenbilanz der getrennten Sammlung und Verwertung durch die ARGEV GmbH und die ÖKK AG für die Jahre 1995 und 1996 dargestellt. Von dort sind folgende Kunststoffabfallmengen für 1995 übernommen:

- Über ARGEV und ÖKK zur stofflichen Verwertung: 36.350 t
- Über ARGEV und ÖKK zur thermischen Verwertung: 29.860 t
- Bei der Sortierung aussortierte und deponierte Mengen: 4.670 t

Im gleichen Abschnitt sind die übrigen getrennt gesammelten und stofflich verwerteten Letztverbraucher-Kunststoffabfälle mit einer Gesamtmenge von ca. 11.200 t im Jahr 1995 angegeben.

Für die zusammenfassende Darstellung der Kunststoffabfallmengen wurden die Mengen zur thermischen Verwertung und die aussortierten und deponierten Mengen zusammengefaßt. Es sind vor allem Kunststoff-Nichtverpackungen, die heute aus verrechnungstechnischen Gründen aussortiert werden. In einer zukünftig optimierten Bewirtschaftung der getrennt gesammelten Kunststoffabfälle sollten diese Mengen jedoch ebenfalls thermisch verwertet werden.

Bei den angegebenen Mengen wird mit einer Unsicherheit von $\pm 5\%$ gerechnet, da einerseits die Zusammensetzung der Sammelmenge und der „Mischkunststofffraktion“¹⁴ unsicher ist und andererseits die übrigen Sammelmengen zum Teil nur geschätzt werden können. Gemeinsam mit dem Verunreinigungsgrad von 10 % in der ARGEV-Sammlung und von 5 % bei anderen Sammlungen ergeben sich die in Tab. 3-4 angegebenen Kunststoffabfallmengen.

¹⁴ Die Mischkunststofffraktion ergibt sich aus der Sammelmenge durch Aussortierung der Restmüllmengen und der Mengen zur stofflichen Verwertung.

Sperrmüll

Die Sperrmüllmengen sind besonders davon abhängig, ob parallel zum Sperrmüll der Eisenschrott separat erfaßt wird oder nicht. Daher wurde mit Hilfe der Auswertung der Sperrmüll- und Schrottmengen aller niederösterreichischen Bezirke [AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG, 1996] eine Sperrmüllmenge ohne Schrott errechnet, die etwa bei 22 kg/EW.a liegt. Für Österreich errechnet sich so eine Sperrmüllmenge von 180.000 t im Jahr 1995.

Zum Kunststoffanteil im Sperrmüll wurden die Arbeiten von ECO-CONSULTIC [1997], FRUTH & KRANERT [1997] und SCHÄFER [1997] ausgewertet. Es ergeben sich Kunststoffanteile zwischen 8 % und 18 %. Über den mittleren Verunreinigungsgrad von 5,5 % errechnet sich die „saubere“ Kunststoffabfallmenge im Sperrmüll mit 14.000–31.000 t/a.

Altautos

Nach Angaben der Wirtschaftskammer gelangten 1995 etwa 120.000 Alt-PKW zu österreichischen Shredderbetrieben [UMWELTSCHUTZ, 1996]. Rechnet man pro PKW mit einer Masse von 960 kg [GUA, 1992c] und berücksichtigt man zusätzlich LKW, Traktoren und Busse, so ergeben sich insgesamt 130.000–150.000 t/a. Der Kunststoffanteil der heute entsorgten Alt-PKW liegt bei etwa 8 % [GUA, 1992b; GUA 1992c]. Die resultierende Kunststoffabfallmenge beträgt 10.000–12.000 t/a.

Gefährlicher Abfall

Eine Abschätzung der Kunststoffverpackungsmenge im gefährlichen Abfall ergibt ca. 6.600 t für das Jahr 1995 (s. folgender Abschnitt). Daneben enthalten auch gefährliche Abfälle aus dem medizinischen Bereich Kunststoff. Diese Menge kann auf Basis der Studie der PROJEKTGRUPPE AKH [1994] einschließlich der Abfallbehälter aus Kunststoff mit ca. 1.000 t/a angegeben werden.

Über die Entsorgung verschiedenster gefährlicher Abfälle gelangen sicherlich noch weitere Kunststoffmengen in diese Abfallfraktion. Im Rahmen dieser Studie war jedoch eine weitere Vervollständigung der Daten nicht möglich. Die „saubere“ Kunststoffabfallmenge wird schließlich mit insgesamt 7.000–9.000 t/a abgeschätzt.

Getrennt gesammelter Elektronikschrott

Folgende Quellen wurden zur Abschätzung der getrennt gesammelten Elektroaltgeräte verwendet:

- NELLES et al. [1996] und SALHOFER & GABRIEL [1996] für die getrennt gesammelten Großgeräte und Bildschirmgeräte, die nicht bereits in der Sperrmüll- oder Gewerbemüllmenge enthalten sind.
- PROJEKTGRUPPE EAG [1995] für die getrennt gesammelten Klein- und Elektronikgeräte.
- Abfalldatenverbund des Umweltbundesamtes für gefährliche Abfälle zur Abschätzung der getrennt gesammelten Kühl- und Gefriergeräte.
- [API, 1997] und LAVU [1996] zur Abschätzung der getrennt gesammelten oder in Sortieranlagen aussortierten Kabelmengen. 4.300 t von den gesamten 6.000 t sind Produktionsabfälle.

Die Kunststoffanteile von Elektroaltgeräten wurden den Angaben des ZVEI [1992] entnommen. Der Kunststoffanteil von Kabeln wurde nach [API, 1997] und PROJEKTGRUPPE EAG [1995] abgeschätzt. Die erhobenen Daten sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Für die gesamte Kunststoffmenge in dieser Abfallfraktion wird mit einer Unsicherheit von $\pm 5\%$ gerechnet.

Tab. 3-6: *Getrennt gesammelte Elektroaltgeräte und ihre Kunststoffanteile*

	Gesamt- menge	Kunststoff- anteil	Kunststoff- menge
	t/a		t/a
Großgeräte und Bildschirmgeräte	15.300	14%	2.110
Klein- und Elektronikgeräte	2.400	35%	840
Kühl- & Gefriergeräte	5.600	35%	1.960
Kabel	6.000	25%	1.500
Summe	29.300	22%	6.410

Krankenhausabfall

Bei den haushaltsähnlichen und nicht gefährlichen Abfällen aus medizinischen Einrichtungen ist nach REINTHALER [1992] mit einer Gesamtmenge von etwa 42.000 t/a zu rechnen. Schätzungsweise ein Drittel davon wird gemeinsam mit dem Systemmüll entsorgt. Der Rest könnte bei der abfallseitigen Erhebung von Kunststoffabfällen auch gemeinsam mit dem Gewerbemüll betrachtet werden. Da sein Kunststoffgehalt aber deutlich höher liegt als beim Durchschnitt des Gewerbemülls, wird er in dieser Arbeit getrennt angeführt, obwohl er mengenmäßig den kleinsten Beitrag zur gesamten Kunststoffabfallmenge liefert.

Aus der Studie der PROJEKTGRUPPE AKH [1994] kann für diese Abfallfraktion ein Kunststoffanteil von 18 %–22 % abgeleitet werden. Mit der relevanten Gesamtmenge von 28.000 t/a und dem durchschnittlichen Verunreinigungsgrad von 15 % ergeben sich so 4.300–5.300 t/a an sauberem Kunststoffabfall.

3.3.2 Kunststoffverpackungsabfall in verschiedenen Abfallfraktionen

Die gesamte Abfallmenge an Kunststoffverpackungen wird aus der Lebensdauerrechnung mit 220.000 t/a übernommen. Eine weitere Anpassung dieser Menge nach unten wird nicht vorgenommen, da die verwendete Abfallquote von 92 % bereits sehr niedrig angesetzt ist. Neueste Datenerhebungen im Rahmen laufender Untersuchungen deuten darauf hin, daß die Verpackungsmenge im Einsatz eventuell etwas niedriger und gleichzeitig die Abfallquote etwas höher liegen könnte, als in dieser Arbeit angenommen wurde. Die Abfallmenge an Kunststoffverpackungen würde durch diese Korrekturen aber in etwa gleich bleiben.

Eine Übersicht über die Verteilung der Kunststoffverpackungsabfallmenge auf Sammelfrak-tionen und Entsorgungswege befindet sich gemeinsam mit den Daten der Nicht-Verpackungen am Beginn des vorigen Abschnitts. Im folgenden wird die Erhebung der Abfallmengen in den einzelnen Sammelfrak-tionen kurz erläutert.

Systemmüll

Für die Berechnung des Kunststoffverpackungsanteils im Systemmüll wurden Abfallanalysen für Salzburg [IUT, 1996b], für Niederösterreich [HAUER, 1995] und für das Burgenland [IUT, 1996] ausgewertet. Zusätzlich wurde der Kunststoffverpackungsanteil im Wiener Systemmüll auf folgendem Weg abgeschätzt: Aus der Systemmüllanalyse von 1990/91 und der gleichzeitig getrennt gesammelten Menge an Kunststoffverpackungen errechnet sich das Abfallpotential für 1990/91. Berücksichtigt man die Steigerung der Marktmenge an Kunststoffverpackungen bis 1996 [PROGNOS 1997] und die gestiegenen Mengen der getrennten Samm-

lung, so ergibt sich für die Systemmüllmenge von 1996 ein Kunststoffverpackungsanteil von 6,6 %–6,8 %.

Gemeinsam mit den Werten der drei genannten Bundesländer und unter Berücksichtigung von nicht identifizierten Kunststoffverpackungen in den Analyseresten ergibt sich für 1996 ein Kunststoffverpackungsanteil im Systemmüll von etwa 7 %. Da sich die vorliegende Abfallbilanz auf das Jahr 1995 bezieht, wird dieser Wert unter Berücksichtigung der Veränderung der Einsatzmenge an Kunststoffverpackungen, der getrennt gesammelten Menge und der Systemmüllmenge auf 1995 umgerechnet, wodurch sich für den Kunststoffverpackungsanteil im Systemmüll 7,4 % oder 94.200 t ergeben. Mit dem angenommenen Verunreinigungsanteil von 30 % (s. folgender Abschnitt) folgt daraus eine „saubere“ Kunststoffverpackungsmenge von 65.950 t.

Zusätzlich zu dieser Menge im Systemmüll wurde versucht, die über den Hausbrand entsorgte Kunststoffverpackungsmenge abzuschätzen. Dafür wurden die jahreszeitlichen Unterschiede der ARGEV-Sammelmengen der Jahre 1995 und 1996 herangezogen [ARGEV 1996; ARGEV, 1997] und gleichzeitig der Mehrverbrauch an Getränkeflaschen aus Kunststoff im Sommer berücksichtigt. Die Hälfte der geringeren Sammelmenge im Winterhalbjahr wurde dem Hausbrand zugeordnet. Die vom Systemmüll abgezweigte Menge für den Hausbrand wurde nur mit der halben Intensität angenommen wie die Abzweigung von Mengen aus der getrennten Sammlung. Auf diese Weise errechnet sich eine Kunststoffverpackungsmenge von 2.500 t/a (sauber), die in den Hausbrand gelangt. Umgelegt auf die Anzahl der Allesbrenner-Einzelöfen in Österreich [UMWELTSCHUTZ, 1995] sind das etwa 8,5 kg pro Ofen und Jahr. Für die Übersicht über die Kunststoffabfallmengen am Beginn des vorigen Abschnitts wurde diese Menge dem Systemmüll zugeordnet.

Gewerbemüll

Die Kunststoffverpackungsmenge im Gewerbemüll wurde in der vorliegenden Arbeit durch Abzug aller übrigen identifizierten Mengen von der gesamten Kunststoffverpackungsabfallmenge berechnet. Damit ist dieser Wert der unsicherste in der erstellten Bilanz, weil er durch Änderungen der Gesamtmenge oder Änderungen von Mengen in einzelnen Abfallfraktionen direkt beeinflusst wird. Eine direkte Erhebung des Kunststoffverpackungsabfalls im Gewerbemüll war jedenfalls im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

Beim Kunststoffverpackungsabfall im Gewerbemüll ist zu berücksichtigen, daß ein Teil dieser Menge eigentlich aus dem Haushaltsbereich stammt. Dies gilt z. B. für ca. 6.900 t Kunststoffverpackungen in anderen Altstoffsammelschienen [GUA, 1998], die im Zuge der Altstoffverwertung als Reststoffe anfallen und in den Gewerbemüll gelangen, oder für die „wilde Deponierung“ von Kunststoffverpackungen, die mit etwa 700 t/a abgeschätzt werden kann. Insgesamt wird diese Menge aus dem Haushaltsbereich mit 8.000 t/a angenommen. Für den übrigen Gewerbemüll verbleiben damit 65.700 t an verunreinigten bzw. 55.900 t an sauberen Kunststoffverpackungen.

Stofflich und thermisch verwertete Kunststoffabfälle

Die stofflich und thermisch verwerteten sowie die aussortierten und deponierten Kunststoffverpackungsmengen werden aus der Mengenbilanz der getrennten Sammlung und Verwertung in Abschnitt 4.2.1.2 übernommen.

Baustellenabfall

Der Kunststoffverpackungsanteil im Baustellenabfall wird nach BIDLINGMAIER & KRANERT [1997] mit 1,6 % angenommen. Von der resultierenden Gesamtmenge von ca. 11.000 t werden noch geschätzte 500 t abgezogen, die zur stofflichen Verwertung gelangen.

Gefährlicher Abfall

Die Kunststoffverpackungsabfälle im gefährlichen Abfall setzen sich aus folgenden Anteilen zusammen:

- Ca. 4.000 t entleerte Ölgebinde nach GUA [1993] und ÖKO CONSULT [1993]
- Ca. 1.000 t Kunststoffgebinde aus dem Farb- und Lackbereich, abgeschätzt auf Basis der Daten in AFORMA [1993]
- Ca. 500 t befüllte Kunststoffgebinde [EBS 1997]
- Ca. 1.100 t Kunststoffverpackungen in der Problemstoffsammlung, abgeschätzt auf Basis der Zusammensetzung der Wiener Problemstoffsammelmenge.

Sperrmüll

Der Kunststoffverpackungsanteil im Sperrmüll wird in Anlehnung an die Angaben von BIDLINGMAIER & KRANERT [1997] und DOMENIG & KRAMMER. [1995] mit 1,5 % abgeschätzt.

Krankenhausabfall

Über den Kunststoffverpackungsanteil im Krankenhausabfall lagen keine konkreten Angaben vor. Es ist aber anzunehmen, daß er aufgrund der im Krankenhaus gebrauchten Waren höher liegt als beim Systemmüll. Für diese Arbeit wurde daher der Kunststoffverpackungsanteil im Krankenhausabfall mit 10 % abgeschätzt.

Bei der **Aufteilung des Kunststoffverpackungsabfalls nach Entsorgungswegen** ist vor allem zu berücksichtigen, daß in Wien mit einem anderen Kunststoffverpackungsanteil im Systemmüll zu rechnen ist als im Bundesdurchschnitt. Einerseits werden in Wien weniger Kunststoffverpackungen pro Einwohner und Jahr getrennt gesammelt. Andererseits ist aber auch die Systemmüllmenge pro Einwohner und Jahr höher als in den anderen Bundesländern. Die Berechnung des Kunststoffverpackungsanteils im Wiener Systemmüll findet sich am Beginn dieses Abschnitts.

Bilanz für Kunststoffverpackungsabfall für 1996

Die bisher beschriebene Bilanz der Kunststoffabfälle bezieht sich auf 1995, da für dieses Jahr bei den meisten Abfallfraktionen Daten verfügbar waren. Bei der folgenden Bewertung der stofflichen Verwertung von **Kunststoffverpackungen** werden die Zahlen von 1996 verwendet, um einen möglichst aktuellen Zustand abzubilden. Daher wurde die gesamte Bilanz der Kunststoffverpackungsabfälle auch für 1996 erstellt. Die Berechnung der Mengen in den einzelnen Abfallfraktionen erfolgte analog zum Jahr 1995.

Nach PROGNOSE [1997] betrug das Wachstum der Kunststoffverpackungsmenge von 1993 auf 1994 3,5 % und von 1994 auf 1995 3 %. Für das Wachstum der Einsatzmenge und der gesamten Abfallmenge von 1995 auf 1996 werden ebenfalls 3 % angenommen, womit sich für 1996 eine Kunststoffverpackungsabfallmenge von 227.000 t ergibt.

Tab. 3-7: Bilanz der Kunststoffverpackungsabfälle in Österreich im Jahr 1996. Die angegebenen Quoten beziehen sich immer auf die Gesamtmenge des Kunststoffverpackungsabfalls.

Kunststoffverpackungsabfall (ohne Verunreinigungen)	Menge gesamt	Quote	Anteile	Haushalt & Kleingew.anteil	Anteile Quoten	Gewerbe & andere	Anteile Quoten
Bilanz 1996	1000 t	%	%	1000 t	%	1000 t	%
Verpackungsabfall gesamt	227			124	55%	102	45%
Getrennt gesammelt	71	31,5%		45	36,2%	26	25,8%
davon zur stofflichen Verwertung	44	19,5%	62%	19	15,3%	25	24,6%
davon zur thermischen Verwertung	27	12,0%	38%	26	21,0%	1	1,2%
Im System-/Gewerbe- u.a. Restmüll	155	68,5%		79	63,8%	76	74,2%
davon an Müllverbrennungsanlagen	32	14,1%	21%	21	26%	11	15%
davon deponiert	123	54,4%	79%	59	74%	65	85%

3.3.3 Annahmen zum Verunreinigungsgrad von Kunststoffabfällen

Bei abfallseitigen Erhebungen von Kunststoffabfallmengen wurden in der Vergangenheit anhaftende Verunreinigungen und Feuchtigkeit praktisch nie berücksichtigt. Dementsprechend sind kaum Analysen oder Literaturangaben zum Verunreinigungsgrad vorhanden. Zum Zeitpunkt der abfallseitigen Erhebungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit waren uns folgende Literaturwerte bekannt:

- GALLENGEMPER & DOEDENS [1994] geben für den Verschmutzungsgrad (Restinhalte und Anhaftungen) von Kunststoffverpackungen im gelben Sack bzw. im Restmüllbehälter folgende Werte an:

Fraktion	Verschmutzungsgrad [Gew.-%]	
	Leichtstoffsack	Restmüllbehälter
Folien	10	51
Schaumstoffe	1	14
Hohlkörper	15	28
Becher/Blister	6	40

- In einer Analyse der GUA im Jahr 1982 wurde bei Kunststoffen aus dem Systemmüll ein Verunreinigungsanteil von 35 % festgestellt (20 % Feuchtigkeit, 15 % Haftschatz-Trockensubstanz).
- In einer Studie der APME [MARK & MARTIN, 1995] werden für die Verunreinigung von Kunststoffverpackungen im Systemmüll verschiedene Werte unter 10 % angegeben.

Für die vorliegende Arbeit werden für die Verunreinigungsgrade von Verpackungen und Nicht-Verpackungen in den verschiedenen Abfallfraktionen **Schätzwerte** verwendet, die in ihrem Verhältnis zueinander plausibel scheinen. Bei zukünftigen Erhebungen von Kunststoffabfallmengen sollte die analytische Bestimmung der verschiedenen Verunreinigungsgrade jedenfalls immer mit eingeschlossen sein.

Tab. 3-8: Schätzwerte für den mittleren Verunreinigungsgrad von Kunststoffabfällen in den verschiedenen Abfallfraktionen

Kunststoffabfälle im/in ...	Verunreinigungsanteil		
	Verpackungen	Nicht-Verpack.	Gesamt
... gefährlichen Abfall	20%	10%	18%
... Systemmüll	30%	10%	23%
... Sperrmüll	10%	5%	5%
... Baustellenabfall	20%	10%	12%
... sonstigen Gewerbemüll	15%	5%	12%
... Krankenhausabfall	20%	10%	15%
... KfZ-Wracks	0%	2%	2%
... getrennt gesammeltem El.schrott	0%	2%	2%
... ARGEV-Sammlung	10%	10%	10%
... and. getr. Sammlungen	5%	5%	5%

Der angenommene Verunreinigungsgrad von 10 % für Verpackungen in der ARGEV-Sammlung wird durch die Mengenbilanz zur stofflichen Verwertung untermauert [GUA, 1998].

4 STOFFLICHE VERWERTUNG

4.1 Allgemeines zur stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen

4.1.1 Verwertungsverfahren

Unter stofflicher (werkstofflicher) Verwertung wird in dieser Studie die Aufbereitung von Kunststoffabfällen zu „neuen“ Kunststoff-Rohformen (Regranulat oder Mahlgut) oder die direkte Verarbeitung zu neuen Formteilen verstanden. Die rohstoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen, die z. B. in Deutschland in größerem Maßstab angewendet wird (Kunststoffabfall als Reduktionsmittel im Hochofen oder Herstellung von Synthesegas, synthetischem Rohöl oder Paraffin aus Kunststoffabfall), ist nicht Gegenstand dieser Arbeit.

Wichtige Voraussetzung für die sortenreine stoffliche Verwertung von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen ist deren sortenreine Erfassung oder die gemischte Erfassung mit anschließender Sortierung nach Kunststoffsorten. Auf die diesbezüglichen Aktivitäten in den Jahren 1995 und 1996 wird in Abschnitt 4.2.1 näher eingegangen.

Bei der stofflichen Verwertung werden Produktionsabfälle und Letztverbraucher-Äbfälle aus dem Nicht-Verpackungsbereich im allgemeinen nur zerkleinert bzw. gemahlen und in dieser Form an Kunststoffverarbeiter abgegeben. Verpackungsabfälle und verunreinigte Letztverbraucher-Kunststoffabfälle werden nach der Zerkleinerung meist verschiedenen Wasch- und Trennvorgängen unterzogen und danach in einem Extruder aufgeschmolzen und granuliert.

Im folgenden werden die Verwertungsverfahren für verschiedene Kunststoffsorten und für gemischte Kunststoffabfälle kurz beschrieben. Zusätzlich zu den genannten Verfahren gab es in den letzten Jahren auch einige Versuche zur Abtrennung von Verunreinigungen (z. B. Aluminium) aber auch zur Trennung von Kunststoffsorten mit Hilfe elektrostatischer Kräfte. Bis heute wird jedoch keines dieser Verfahren in Österreich in größerem Maßstab angewendet.

Verwertung von PE-, PP- und PS- Abfällen

Eine ausführliche Beschreibung der Verwertung von PE-Abfällen findet sich unter anderem in [ÖKI, 1996] und [FEHRINGER & BRUNNER, 1997]. Die Verwertung von PP und PS verläuft heute praktisch nach dem gleichen Schema. Die wichtigsten Schritte des Verwertungsprozesses sind:

- Maschinenbeschickung mit gleichzeitiger manueller Aussortierung von Fremdkunststoffen und anderen Reststoffen, die durch vorgelagerte Sortiervorgänge noch nicht ausgeschieden wurden
- Zerkleinerung und Wäsche des Materials
- Abtrennung von Reststoffen, Materialverbunden und Fremdkunststoffen bzw. Trennung von PS und PP in Schwimm-Sink-Becken, Hydrozyklonen und dgl.
- Trocknung des Materials und eventuell Agglomeration (durch schnell rotierende Messer erwärmt sich das Material, wodurch Zusammenballungen entstehen und das Material weiter getrocknet und homogenisiert wird)
- Granulierung in einem Extruder

Verwertung von PET-Abfällen

Die Verwertung von PET-Abfällen wird z. B. in [ÖKI, 1996] ausführlich beschrieben. PET-Abfälle werden zur Vermeidung von Qualitätseinbußen nicht granuliert, sondern nur in ge-

mahlener und gereinigter Form als „Flakes“ an die Verarbeiter geliefert. Die wichtigsten Schritte des Verwertungsprozesses sind:

- Aussortierung von Fremdkunststoffen. Da von den Verarbeitern nur minimale Verunreinigungen toleriert werden, stellt diese Vorsortierung den wesentlichen Schritt der PET-Verwertung dar. Seit einigen Jahren sind daher Anlagen zur maschinellen Sortierung von PET- und PVC-Flaschen mittels infrarotspektroskopischer Analyse im Einsatz.
- Zerkleinerung zu „Flakes“
- Intensive Wäsche des Materials
- Abtrennung von Reststoffen in Hydrozyklonen, Schwimm-Sink-Becken und dgl.
- Trocknung der Flakes

Verwertung von EPS-Abfällen

Bei EPS-Abfällen ist keine spezielle Aufbereitung erforderlich, sie werden lediglich zerkleinert und direkt als Zuschlagstoff bei der Leichtbeton-, Dämmstoffziegel und Estrichherstellung eingesetzt. Die Nachfrage nach EPS-Abfällen für den Einsatz im Baubereich ist wesentlich höher als das bestehende Angebot an gesammelter Ware.

Gemahlene EPS-Abfälle können ebenso in der Produktion von neuen EPS-Verpackungen und EPS-Formteilen verwendet werden. Dieser bis vor einigen Jahren hauptsächlich beschrittene Verwertungsweg wurde durch die Umstellung der Sammlung (früher getrennt, heute über die ARGEV-Sammlung) und durch die starke Nachfrage aus der Bauwirtschaft weitgehend zurückgedrängt. Einige Verpackungshersteller nehmen noch saubere Großverpackungsabfälle aus dem Handel zurück und setzen sie bei der Produktion von neuen EPS-Formteilen ein.

Schließlich können EPS-Abfälle auch in einem Extruder granuliert und zu verschiedenen Spritzgußprodukten weiterverarbeitet werden.

Verwertung von Hart-PVC

Aufgrund der langen Lebensdauer von Produkten aus Hart-PVC fallen heute erst geringe Mengen an Letztverbraucherabfällen aus Hart-PVC an. Bei der Verwertung von Hart-PVC handelt es sich daher vorwiegend um Produktionsabfälle. Die Hart-PVC-Abfälle werden nach ihrem Gehalt an Füllstoffen und Additiven klassifiziert, gemahlen und als Pulver an die Verarbeiter abgegeben.

Verwertung von Weich-PVC

Neben Produktionsabfällen werden derzeit vor allem Altbodenbeläge und Dachbahnen getrennt gesammelt und verwertet. Das Altmaterial wird bei der Neuproduktion von Dachbahnen, Dichtungsbahnen und Bodenbelägen als Mittellage oder als Füllstoff eingesetzt. Für den PVC-Anteil aus der Aufbereitung von Kabelabfällen gibt es grundsätzlich Möglichkeiten zur stofflichen Verwertung, die derzeit in Österreich aber nicht praktiziert werden.

Verwertung von PUR-Abfällen

PUR-Abfälle werden zerkleinert und gemeinsam mit ca. 15 % Neumaterial zu einem neuen PUR-Formenverbund verarbeitet, wobei Produkte mit unterschiedlicher Dichte erzeugt werden können. Diese Verwertungsschiene wird für Weichschaum aus PUR bereits in großem Maßstab angewendet, wobei derzeit noch vor allem Produktionsabfälle und nur wenig Letztverbraucher-Abfälle zur Verfügung stehen. Auch die Verwertung von PUR-Hartschaum-

abfällen nach dem gleichen Prinzip besteht in der Praxis bereits, wenngleich die verwerteten Mengen noch relativ gering sind.

Daneben können PUR-Abfälle auch über die Alkoholysereaktion zu den ursprünglichen Ausgangsstoffen (Polyol und Diisocyanat) und nachfolgend zu neuen PUR-Produkten verarbeitet werden. Die Firma Getzner in Vorarlberg setzt diese „rohstoffliche Verwertung“ für die Produktionsabfälle aus dem eigenen Betrieb ein. Ein ähnlicher Sonderfall ist die Verwertung von Produktionsabfällen aus PMMA, die durch Depolymerisierung ebenfalls in die ursprünglichen Ausgangsstoffe zerlegt werden.

Verwertung von anderen Duromeren

Alte Formteile aus Duromeren werden zu Partikeln mit weniger als 0,8 mm vermahlen und als Zuschlag im Ausmaß von maximal 15 % bei der Produktion von neuen Formteilen verwendet, ohne daß eine Qualitätsminderung eintritt [BLEDZKI & GORACY, 1993]. Dieses „Partikelrecyclingverfahren“ wird derzeit vor allem für Produktionsabfälle verwendet. Darüber hinaus werden in der Literatur auch Pilotprojekte zur Verwertung von Letztverbraucher-Abfällen beschrieben, die Mengen sind jedoch derzeit unbedeutend.

Gemischte Verwertung bestimmter Kunststoffsorten

Für die Herstellung dickwandiger Produkte eignen sich auch Mischungen aus PE-, PP- und PS-Abfällen mit einem hohen HDPE-Anteil, jedoch ohne Fremdstoffe wie Papier, Metalle, etc. Die Abfälle werden zerkleinert, gewaschen, im Extruder aufgeschmolzen und mehr oder weniger direkt zu den entsprechenden Endprodukten verarbeitet.

Stoffliche Verwertung der Mischkunststofffraktion

Die Mischkunststofffraktion ist der Sortierrest bzw. der „Bandüberlauf“ der Sortierung von getrennt gesammelten Kunststoffverpackungen und wird oft auch als „thermische Fraktion“ bezeichnet. Seit 1996 wird ein Teil dieser Mischkunststofffraktion auch stofflich verwertet. Die Fa. Böhler in Lauterach/Vbg. verarbeitet diese Fraktion zu Dachziegeln, Rasengittersteinen und ähnlichen Produkten. Voraussetzung ist ein Mindestanteil an Polyolefinen von 70 % in der verwendeten Inputmenge.

Das Material wird zunächst in einem Grobshredder zerkleinert und danach von schweren Teilen, z. B. größeren Metallen befreit. Nach dem Durchgang durch eine Feinmühle kann auch noch ein Teil der enthaltenen Papierfasern abgetrennt werden. In Summe fallen dadurch etwa 5 % des Inputs als Reststoff an. Das aufbereitete Material wird schließlich in einen Extruder eingebracht, wo der Polyolefinanteil aufgeschmolzen wird. Direkt im Anschluß an den Extruder gelangt das Material in die Preßformen für Dachziegel oder Rasengittersteine.

4.1.2 Verwertungsprodukte

In Tab. 4-1 sind jene Kunststoffprodukte aufgelistet, die zum Teil oder zur Gänze aus Recyclat bestehen. Die Angaben stammen von der ÖKK, dem VKRÖ (Vereinigte Kunststoff-Recycler Österreichs), der API PVC- und Umweltberatung, aus der Studie des ÖKI [1996] und von einzelnen Verwertern. An dieser Stelle soll noch erwähnt werden, daß ein Großteil der in Österreich produzierten Recyclate exportiert wird. Für PE-Regranulate betrug die Exportquote im Jahr 1995 ca. 80 % [ÖKI, 1996].

Tab. 4-1: Stofflich verwertete Kunststoffwaren und sowie jene Kunststoffprodukte, die zum Teil oder zur Gänze aus dem jeweiligen Recyclat bestehen

Ausgangsprodukt	Kunststoff	Produkt aus Recyclat
Verpackungsfolien, Agrarfolien, Säcke, Tragtaschen	LDPE	Müll- und Entsorgungssäcke, Palettenabdeckhauben, Garten-, Landwirtschafts-, Bau- und Verpackungsfolien, Tragetaschen (Ein- und Mehrschicht), Elektrorohre, Kabelschutzrohre
Wickelfolien	LLDPE	Folien
Spülmittel-, Schampoo-, Waschmittelflaschen, Fässer, Getränkekisten, Eimer, Kanister, Rohre	HDPE	Gießkannen, Kanister, Baueimer, Mineralölfflaschen, Düngemittelflaschen, Spülmittelflaschen, Kabelschutzrohre, Abwasserrohre, Profile, Abdeckplatten für Erdleitungen und Kabelschächte, Getränkekisten, Spitalmüllbehälter, Schiffstau
Eimer, Kanister, Flaschen	PP	Baueimer, Kanister, Mörteltröge
Getränkeflaschen	PET	Getränkeflaschen (Mehrschicht), Flaschen für Non-food-Produkte (z. B. Spülmittelflaschen), Folien, Tiefziehschalen, Fasern (Füllungen für Anoraks und Schafsäcke), Vlies-Pullover, Teppichrückenbeschichtungen, Rucksäcke, Taschen
Joghurtbecher	PS	Eierverpackungen, Tiefziehfolien, Schuhabsätze, Videokassetten, Büroartikel, Joghurtbecher (Mehrschicht)
Styropor-Verpackungen	EPS	Formschäume, Leichtbeton, wärmedämmende Estriche und Putze, Wärmedämmplatten, Spritzgußteile (z. B. für Auto- und Elektroindustrie)
Produktionsabfälle, Rohrverschnitt, Scheckkarten	Hart-PVC	Rohre, Profile
Produktionsabfälle, Bodenbeläge, Dachbahnen	Weich-PVC	Verwendung bei der Neuproduktion von Dachbahnen, Dichtungsbahnen und Bodenbelägen als Mittellage oder als Füllstoff
Produktionsabfälle, Matratzen, KfZ-Teile	PUR	KfZ-Teile, Trittschalldämmungen, Sportmatten, Bodenbeläge, Skischuh-Teile
Gemischte Kunststoffabfälle	PE, PP, PS	Schallschutzwände, Straßenbegrenzungspfähle, Paletten, Platten, Pfähle, etc.
Mischkunststofffraktion	> 70 % PE/PP	Dachziegel, Rasengittersteine

4.1.3 Verwertungsbetriebe

Im folgenden sind jene Betriebe angeführt, die in den Jahren 1996 und 1997 in Österreich Kunststoffabfälle stofflich verwertet haben. In Klammer sind die jeweils verwerteten Kunststoffsorten angegeben.

Mitgliedsbetriebe der Vereinigten Kunststoff-Recycler Österreichs (VKRÖ):

- Böhler Kunststoff-Technik GmbH (Mischkunststofffraktion)
- Ecoplast Kunststoffrecycling GmbH (PE)
- Henkel Austria GmbH (PE)
- Lobbe MTU GmbH (PET)
- OKUV Karl Blaimschein kg (PE, PP, PS, div. Produktionsabfälle)
- RE-Plast Kunststoff Wiederverwertungs GmbH (Gemischte Kunststoffabfälle)
- SKY „Plastic Recycling and Commerce“ GmbH (PE, PP, PS)
- Welser Kunststoff Recycling WKR GmbH (PE)

Andere Verwertungsbetriebe (Schwerpunkt Produktionsabfälle, nicht lizenzierte Verpackungen und Nicht-Verpackungen):

- Hamburger Unterland GmbH (PE)
- C.A. Greiner & Söhne GmbH (PUR)
- Meyer Josef GmbH (PVC)
- SKV-Recycling (HDPE, PVC, PP)

EPS-Verwerter:

- Flatz Verpackungen GmbH
- Hirsch GmbH
- Isolite Dämmstoffe GmbH
- Reststofftechnik GmbH
- Salzer Formtech GmbH

Weitere EPS-Verwerter: Austrotherm GmbH, Eichhorn GmbH, Goidinger GmbH, mm-Styro-Recycling GmbH, Protteolith Liebenfels Baustoffe GmbH, Protteolith Prottes ProduktionsGmbH, Rieger GmbH, Sevalite HandelsGmbH, Wiedner GmbH, Zeiler Handels- und Transport GmbH

Für die Verwertung österreichischer Kunststoffverpackungsabfälle sind außerdem noch folgende **Auslandspartner der ÖKK** von Bedeutung:

BRD: STF Recycling GmbH (PP, PS)

CH: Poly Recycling AG (PE, PP, PS, PET)

NL: Reko NV (PE, PET)

Im Bereich **Sammlung / Mahlen / Handel von Produktionsabfällen** und Nicht-Verpackungen aus Kunststoff sind in Österreich daneben folgende Betriebe aktiv:

- Aisa-Plast Kunststoffverwertung
- Kruschitz Werner
- Tree Dkfm. A. GmbH
- Zentraplast GmbH
- *Gangus Plastic Vertriebs GmbH (Handel)*
- *Hofer Rupert GmbH & CoKG (Handel)*
- *Modum GmbH (Handel)*
- *Plastoplan Kunststoffhandels GmbH (Handel)*

Weitere Verwertungsunternehmen, über deren Tätigkeitsumfang keine gesicherten Informationen vorlagen:

- Oekurex Kunststoff GmbH (Schallschutzwände aus gemischten Kunststoffabfällen)
- Kunststoffrecycling Himberg GmbH (PE)
- Muldenzentrale Sortier & Recycling AG (Gemischte Kunststoffabfälle)
- Freone GmbH (PS, PP)

Schließlich seien an dieser Stelle noch die **ÖKK-Partner im Bereich der thermischen Verwertung** genannt:

- Amarec Abfallwiederverwertung- und Beratungs GmbH
- AVE Abfall-Verwertung-Entsorgungs-GmbH
- Baufeld-Austria GmbH (VKRÖ-Mitglied)

Die inländischen Kapazitäten für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen wurden vom Österreichischen Kunststoffinstitut für das Jahr 1995 mit 150.000 t/a Extruder-Kapazität geschätzt. Die tatsächlich nutzbare Kapazität dürfte aber unter 100.000 t/a liegen, da der Materialdurchsatz meistens durch die Aggregate zur Materialtrocknung nach dem Waschprozeß begrenzt wird [ÖKI, 1996]. Über die zusätzlichen Mahlkapazitäten liegen keine vollständigen Angaben vor.

Im Rahmen der Erhebungen für die vorliegende Studie wurden mit den Geschäftsführern der wichtigsten Verwertungsbetriebe Gespräche geführt. Folgende Betriebe wurden dabei auch besucht:

Firma	Gesprächspartner	Ort
OKUV Karl Blaimschein kg	Hr. A. Blaimschein	St. Marien
Ecoplast Kunststoffrecycling GmbH	Hr. Knittl, Mag. Ketzler	Wildon
Henkel Austria GmbH	Hr. Hanreich	Wien
Sky „Plastic Recycling and Commerce“ GmbH	Hr. Kruschitz	Völkermarkt
Welser Kunststoff Recycling WKR GmbH	Hr. Dupal	Wels
Böhler Kunststoff-Technik GmbH	Hr. Böhler	Lauterach
KRF (heute Oekurex Kunststoff GmbH)	Hr. Völkl	Kapfenberg
Salzer Formtech GmbH	Dr. Ruckensteiner	St. Pölten
Flatz Verpackungen GmbH	Hr. Flatz	Lauterach
Zentraplast GmbH	Hr. Danner	Gusen, OÖ
C.A. Greiner & Söhne GmbH	Hr. Eder	Linz
C.A. Greiner & Söhne GmbH	Hr. Weingartner	Schwanenstadt
Meyer Josef GmbH	Hr. Meyer	Großnondorf

Weitere Experteninterviews wurden mit folgenden Personen geführt:

Institution / Firma	Gesprächspartner	Ort
Österreichisches Kunststoffinstitut	Prof. Hinterhofer, Mag. Nowak	ÖKI, Wien
TU Wien - Institut für Abfallwirtschaft	Hr. Fehringer	TU-AWS, Wien
ÖKK - Österreichischer Kunststoffkreislauf	DI Ecker, Hr. Pauliny	ÖKK, Wien
VKRÖ - Vereinigte Kunststoff-Recycler Ö.	Mag. Ketzler	GUA, Wien
API - PVC- und Umweltberatung	Dr. Röder	API, Wien
Bonus Holsystem / Hamburger Unterland	DI Mayer	Wien
Baufeld-Austria GmbH	DI Ogulin	Baufeld, Wien
Büro Prof. Vogel	Prof. Vogel	Wien

4.2 Untersuchte Verwertungswege

In dieser Arbeit werden folgende Kunststoffabfälle betrachtet:

- Jene **Produktionsabfälle**, die im Inland und im Ausland bei der Produktion der *in Österreich eingesetzten* Kunststoffe anfallen, unabhängig davon, ob sie im Inland oder Ausland verwertet oder entsorgt werden.
- Alle **Letztverbraucher-Kunststoffabfälle** aus Österreich, unabhängig davon, ob sie im Inland oder Ausland verwertet oder entsorgt werden.

Der Export und Import von Kunststoffabfällen wurde daher in dieser Arbeit nicht untersucht.

4.2.1 IST-Zustand der stofflichen Kunststoffverwertung

4.2.1.1 Produktionsabfälle

Im Abschnitt 3.1 wurde bereits abgeschätzt, daß im Jahr 1995 von den insgesamt 51.000 t Produktionsabfällen, die bei der Produktion der in Österreich eingesetzten Kunststoffe anfallen, etwa 38.400 t stofflich verwertet wurden. Eine genauere Erhebung zur stofflichen Verwertung von Produktionsabfällen erschien für die vorliegende Arbeit nicht notwendig, weil in diesem Bereich durch die verhältnismäßig geringe Zahl der Anfallstellen, durch die relativ hohe Qualität des Materials und die erzielbaren Erlöse die Verwertungsaktivitäten ohnehin „von selbst“ entstehen.

4.2.1.2 Verpackungen

Bei der Verwertung von Kunststoffverpackungen wurden die Mengen des Jahres 1996 verwendet, um einen möglichst aktuellen Zustand abzubilden. Der Großteil der 1996 getrennt gesammelten und verwerteten Kunststoffverpackungen lief über das ARA-System bzw. dessen Branchenrecycling-Gesellschaften ARGEV und ÖKK. Die ARGEV ist für die getrennte Sammlung und Sortierung der ARA-lizenzierten Kunststoffverpackungen zuständig, während die ÖKK die stoffliche und thermische Verwertung der Sortierfraktionen koordiniert.

Die folgende Tabelle zeigt die Mengen der im Jahr 1996 getrennt gesammelten Kunststoffverpackungen und mitgesammelten Nicht-Verpackungen und deren Aufteilung auf die stoffliche Verwertung, die thermische Verwertung und die Deponierung von aussortierten Kunststoffen. Für die Erstellung dieser Bilanz wurden die Angaben der ARGEV [1997] und der ÖKK [1997] mit den Analysen der ARGEV-Haushaltssammlung und der thermischen Fraktion abgestimmt [GUA, 1997].

Tab. 4-2: Mengenbilanz der Kunststoffabfälle, die im Jahr 1996 innerhalb des Systems ARGEV/ÖKK getrennt gesammelt, sortiert und verwertet oder entsorgt wurden.

Kunststoffabfallmengen 1996, inkl. Verunreinigungen [t/a]	Haushalt		Gewerbe		Gesamt	
	Verpackung	Nicht-Verp.	Verpackung	Nicht-Verp.	Verpackung	Nicht-Verp.
Getrennte Sammlung	50.097	4.562	18.893	345	68.990	4.907
Aufteilung der Sammelmenge auf:						
Sortenreine stoffliche Verwertung	19.093		17.584		36.677	
Stoffl. Verwert. d. Mischkst.fraktion	1.989	99			1.989	99
Thermische Verwertung	28.166	216	1.309	345	29.475	561
Aussortierte Kunststoffe	849	4.247			849	4.247

Im Vergleich dazu wurden im Jahr 1995 im ARGEV/ÖKK-System insgesamt 66.300 t Kunststoffverpackungen getrennt gesammelt und 36.200 t stofflich verwertet [GUA, 1997]. Die entsprechenden Mengen aus dem Haushaltsbereich betrugen 45.200 t bzw. 17.450 t (40.700 t bzw. 15.700 ohne Verunreinigungen).

Neben dem ARA-System waren im Jahr 1996 noch zwei weitere Sammel- und Verwertungssysteme aktiv:

- Bonus Holsystem für Verpackungen GmbH. & Co. kg
- GUT - Dr. Klaus Galle Umwelttechnik

Außerdem können die Inverkehrbringer von Kunststoffverpackungen diese Verpackungen auch selbst zurücknehmen und einer Verwertung zuführen, anstatt an einem Sammel- und Verwertungssystem teilzunehmen („Selbsterfüller“). Die umfangreichen Mengenerhebungen bei den Kunststoffverwertern in Österreich im Rahmen dieser Arbeit ergaben für das Jahr 1995 eine Inputmenge von 6.400 t aus dem Bereich der anderen Sammelsysteme und Selbsterfüller. Die von Selbsterfüllern zur Verwertung im Ausland exportierte Kunststoffverpackungsmenge konnte nicht erhoben werden.

Für 1996 wird die Gesamtmenge der durch andere Sammelsysteme und Selbsterfüller erfaßten Kunststoffverpackungsmenge auf 7.500 t geschätzt, um einerseits mögliche Exporte und andererseits Mengenverschiebungen von der ARGEV zu anderen Sammelsystemen und Selbsterfüllern zu berücksichtigen (Abnahme der gewerblichen Erfassung von Kunststoffverpackungen durch die ARGEV von 1995 auf 1996 um ca. 2.200 t).

Schließlich sind bei den verwerteten Verpackungsmengen noch die aus Mehrwegsystemen ausgeschiedenen Getränkeketten und andere ausgeschiedene Mehrweggebinde zu berücksichtigen. Die Erhebungen bei den Verwertern ergaben dafür eine Sammel- und Verwertungsmenge von ca. 2.300 t in den Jahren 1995 und 1996.

4.2.1.3 Nicht-Verpackungen

Die Sammlung von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen im Bereich der Nicht-Verpackungen steht erst am Anfang ihrer möglichen Entwicklung. Nennenswerte Sammelaktivitäten gibt es derzeit für Agrarfolien (Sammlung über Altstoffsammelzentren und Lagerhäuser/RUG - Raiffeisen Umwelt Gesellschaft) und Kunststoffrohre (Österreichischer Arbeitskreis Kunststoffrohr Recycling - ÖAKR). Daneben werden auch Baufolien, Kfz-Teile (Batteriekästen, Stoßstangen, PUR-Schäume), Bodenbeläge, Dachbahnen und Schaumstoffmatten gesammelt.

Der „Österreichische Arbeitskreis Kunststoff-Fenster“ organisiert die Rücknahme von Altfenstern. Die vollautomatische Zerlegung und die anschließende Verwertung der Fenster erfolgen in Deutschland. Auch getrennt gesammelte Altbodenbeläge und -dachbahnen werden an deutsche PVC-Recycling-Arbeitsgemeinschaften zur Verwertung weitergeleitet. Weiters existieren Sammlungen für Scheckkarten und Medikamentenblister, die Sammelmengen betragen aber nur einige Tonnen pro Jahr. In Oberösterreich werden von der LAVU (ÖÖ. Landes-Abfallverwertungsunternehmen AG) nennenswerte Mengen an Nicht-Verpackungskunststoffen gesammelt. Ähnlich umfangreiche Sammelaktivitäten existieren in den anderen Bundesländern derzeit noch nicht.

Erhebungen bei den Verwertern ergaben für das Jahr 1995 eine Gesamtmenge von ca. 2.500 t an stofflich verwerteten Nicht-Verpackungskunststoffen (inklusive in Deutschland verwerteter PVC-Abfälle). Möglicherweise wurden zusätzliche Mengen an getrennt gesammelten Nicht-Verpackungen zur Verwertung ins Ausland exportiert.

Tab. 4-3: Zusammensetzung der stofflich verwerteten Nicht-Verpackungskunststoffabfälle im Jahr 1995

Produkt	Menge [t]	Kunstst.sorte
Batteriekästen	850	PP
Agrar- & Baufolien	650	PE
Rohre	260	PE, PVC, PP
Bodenbeläge	240	PVC
Stoßstangen	200	PP
Schaumstoffe	150	PUR
Dachbahnen	50	PVC
Sonstiges	100	PE, PP, PVC
Summe	2.500	PE, PP, PVC, PUR

4.2.2 Zukünftig mögliche Verwertungswege

Die Angaben zu zukünftigen Verwertungspotentialen und Verwertungswegen erfolgen unter der Annahme, daß keine Veränderungen im Bereich des Marktinputs stattfinden. Mögliche Maßnahmen zur Aufwandsminimierung, wie z. B. Entwicklungen zur Vereinheitlichung von Kunststoffsorten, Kenncodes zur Ermöglichung von automatischer Sortierung, etc., wurden nicht berücksichtigt.

4.2.2.1 Produktionsabfälle

Bereits heute werden etwa 75 % der Produktionsabfälle stofflich verwertet. Für die übrige Abfallmenge gibt es einerseits physikalische Gründe, die eine stoffliche Verwertung erschweren bzw. verhindern, z. B. bei unverträglichen Kunststoffverbunden, Materialverbunden, verunreinigten Abfällen, etc. Andererseits hängt die betriebswirtschaftliche Rentabilität der Verwertung von Produktionsabfällen vom Preis der alternativen Deponierung bzw. thermischen Verwertung und vom Preis der primären Kunststoff-Rohformen ab. Bei zukünftig steigenden Rohölpreisen und Entsorgungskosten ist daher auch eine weitere Steigerung bei der Verwertung von Produktionsabfällen zu erwarten.

Um das zusätzliche Potential für die stoffliche Verwertung von Produktionsabfällen grob abzuschätzen wird angenommen, daß die stoffliche Verwertungsquote bei den Abfällen aus der Kunststoffverarbeitung noch bis auf maximal 90 % angehoben werden kann. In der Modellbilanz entspricht das einer Zusatzmenge von 6.400 t/a. Da die Steigerung der Verwertung von Produktionsabfällen einerseits jedenfalls volkswirtschaftlich sinnvoll (siehe Abschnitt 6.1) und andererseits mengenmäßig nur von untergeordneter Bedeutung ist, wird die tatsächliche Größe des Zusatzpotentials in dieser Arbeit nicht genauer quantifiziert.

4.2.2.2 Verpackungen aus dem gewerblichen Bereich

Die bereits vorgestellte Bilanz der Kunststoffverpackungsabfälle für das Jahr 1996 ergibt, daß im Gewerbemüll und im Baustellenabfall in Summe noch etwa 81.000 t Kunststoffverpackungen enthalten sein müßten (Menge inklusive Verunreinigungen). In der vorliegenden Arbeit wurde angenommen, daß ca. 25.000 t oder 30 % dieser Menge in Zukunft noch getrennt erfaßt werden könnten.

Bei dieser eher vorsichtigen Abschätzung wurden einerseits die bisherigen Erfahrungen der ARGEV bei der gewerblichen Sammlung und andererseits die in früheren Untersuchungen abgeschätzten Verpackungsmengen im Gewerbemüll berücksichtigt, die deutlich weniger als die genannte Menge ergaben. Das gewählte Potential für den zukünftigen Ausbau der gewerblichen Verpackungssammlung wurde noch dahingehend untergliedert, daß drei Bereiche mit unterschiedlich hohem Sammelaufwand unterschieden wurden:

- 35 % der 25.000 t können analog zur heutigen Sammlung im gewerblichen Bereich erfaßt werden.
- Für weitere 40 % der 25.000 t wird eine Erfassung angenommen, die durch Kleinballenpressen unterstützt wird. Der Einsatz der kostengünstigen Kleinballenpressen hat aus verschiedenen Gründen bisher keine weiterreichende Verbreitung gefunden. Für mittlere und kleinere Anfallstellen bietet diese Lösung günstige Voraussetzungen, durch höhere Transport- und Zwischenlagerdichte die Erfassungskosten deutlich zu reduzieren. In Kombination mit der Nutzung von Leerfahrten von Speditionen und Etablierung direkter Transportverbindungen zwischen Anfallstellen und Verwertungsbetrieben können Erfassungskosten realisiert werden, die nur wenig über jenen der bisher üblichen Erfassungsschiene aus größeren Anfallstellen liegen.
- Für die übrigen 25 % der 25.000 t wird angenommen, daß es sich um kleine Anfallstellen handelt, für die aufgrund der geringen Mengen eine Sammelschiene etabliert wird, die technisch und kostenmäßig mit der Haushaltsschiene vergleichbar ist.

Für die konkrete Durchrechnung dieses Verwertungsweges wird weiters angenommen, daß zwei Drittel der Sammelmenge über die ARGEV und ein Drittel über andere Sammelsysteme laufen. Von der ARGEV-Menge sollen 75 %, bei den anderen Sammelsystemen 90 % der Sammelware zur stofflichen Verwertung gelangen. Im Schnitt werden damit 80 % der zusätzlich gesammelten Verpackungen aus dem Gewerbe stofflich verwertet. Beim Verwertungsweg „Verpackungen Gewerbe-IST“ gelangen im Vergleich dazu 95 % der gesammelten Menge zur stofflichen Verwertung.

Durch diesen Ausbau der Sammlung und Verwertung würde sich die getrennte Erfassung von Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich um 73 % und die stofflich verwertete Menge um 85 % erhöhen. Die anschließende Analyse und Bewertung der stofflichen Verwertung zeigt, daß mit den ausgewählten Mengen das sinnvolle Potential im Bereich der gewerblichen Verpackungen jedenfalls abgedeckt ist, da sich für die Sammlung und Verwertung zusätzlicher Mengen mit hoher Wahrscheinlichkeit eine negative Kosten-Nutzen-Bilanz ergibt.

4.2.2.3 Verpackungen aus dem Haushaltsbereich

Die Untersuchung und Bewertung der einzelnen Verwertungswege in dieser Arbeit zeigt, daß die stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Haushalt auf dem heutigen Mengenniveau volkswirtschaftlich nicht rentabel ist. Daher wurde für den Haushaltsbereich eine optimierte Situation konstruiert, in der möglichst nur solche Kunststoffverpackungen gesammelt werden, die sich nach einer weitgehend automatischen Sortierung größtenteils stofflich verwerten lassen. Eine solche Sammlung konzentriert sich auf Hohlkörper und große Folien. Die erreichbare Verwertungsmenge in der optimierten Situation wird aus folgenden Teilen zusammengesetzt:

Flaschen

Im Rahmen der Erhebung von Kunststoffeinsatzmengen wurde der Verbrauch von PET-Einwegflaschen mit 9.000 t/a ermittelt. Auf Basis der Angaben von SOFRES [1997] für Westeuropa kann zusätzlich der Einsatz von HDPE-Flaschen in Österreich mit 15.000 t/a abgeschätzt werden. Abzüglich der getrennt gesammelten Menge von ca. 6.000 t im Jahr 1996 ergibt sich eine Menge von 18.000 t/a an Flaschen im Systemmüll. Auf Basis dieser Abschätzungen wird angenommen, daß bei einer auf Flaschen konzentrierten Sammlung die Verwertungsmenge von den heutigen 6.000 t/a noch auf 13.000 t/a gesteigert werden kann. Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß in den nächsten Jahren ein starker Anstieg beim Verbrauch von PET-Einwegflaschen zu erwarten ist.

Große Hohlkörper

Es wird angenommen, daß derzeit noch etwa 5.500 t/a an großen Hohlkörpern (mit einem Inhalt von fünf Litern oder mehr) im Systemmüll enthalten sind und daß aus der optimierten Haushaltssammlung ca. 2.000 t dieser großen Hohlkörper für die stoffliche Verwertung gewonnen werden können.

Große Folien und EPS-Verpackungen

Gemeinsam mit Experten der ARGEV wurde abgeschätzt, daß bei einer optimierten Haushaltssammlung jährlich ca. 5.000 t große Folien (größer 1,5 m²) und 500 t EPS-Verpackungen der stofflichen Verwertung zugeführt werden könnten.

Die Summe der bisher genannten Mengen von 20.500 t/a wird noch auf 20.000 t/a abgesenkt, da für das Bundesland Vorarlberg größtenteils eine Verwertung der gemischten Sammelware nach einer nur geringfügigen Vorsortierung angenommen wird (s. unten). Die stofflich verwertbare Menge der optimierten Haushaltssammlung wird auf 65 % der Sammelmenge geschätzt. Die übrigen 35 % sind einerseits kleine Kunststoffverpackungen, für die sich die Aussortierung nicht lohnt, und andererseits mitgesammelte Nicht-Verpackungen aus Kunststoff. Damit ergibt sich eine Sammelmenge von 30.800 t/a.

Bereits 1996 wurden knapp 3.000 t der Mischkunststofffraktion von der Fa. Böhler in Vorarlberg stofflich verwertet. Es erscheint nicht unrealistisch, daß in Zukunft die gesamte Sammelmenge aus Vorarlberg (4.700 t im Jahr 1996 inklusive Verbundstoffe und Fremdstoffe) nach einer nur geringfügigen Vorsortierung im vermischten Zustand durch die Fa. Böhler zu Finalprodukten wie Dachziegeln, Rasengittersteinen und ähnlichem verarbeitet wird. In der vorliegenden Arbeit wird angenommen, daß dieser Verwertungsweg jährlich für 3.000 t Kunststoffverpackungen beschränkt wird. Gleichzeitig muß aber darauf hingewiesen werden, daß eine genaue Kosten-Nutzen-Analyse dieses Verwertungsweges noch aussteht (s. Abschnitt 4.2.4).

Insgesamt beträgt die zu erwartende Sammelmenge dieser „neuen“ Haushaltssammlung also ca. 33.800 t/a (inkl. Verunreinigungen), wovon 23.000 t/a stofflich verwertet werden. Das bedeutet eine Reduktion der heutigen Sammelmenge um 40 % bei gleichzeitig leichter Steigerung der stofflich verwerteten Menge. Schließlich soll hervorgehoben werden, wie sich die heutigen Outputfraktionen der Sortierung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten durch die Optimierung der Haushaltssammlung verändern würden:

- Zunahme der Flaschenfraktionen (HDPE und PET)
- Zunahme der EPS-Fraktion
- starke Abnahme der Mischkunststofffraktion
- starke Abnahme bis Entfall der „Becherfraktion“ (PS und PP)
- leichte Abnahme der LDPE-Folien aus Haushalten, der aber eine starke Zunahme der Folien aus dem Gewerbebereich gegenübersteht

4.2.2.4 Nicht-Verpackungen

Im Bereich der Nicht-Verpackungen stützen sich die Abschätzungen der möglichen Verwertungspotentiale vor allem auf eine aktuelle Studie des Umweltbundesamtes Berlin, in der in verschiedenen Abfallfraktionen Kunststoffabfallmengen nach Sorten und Produktgruppen erhoben wurden [ECO-CONSULTIC, 1997].

Tab. 4-4: Nicht-Verpackungskunststoffe in der BRD (1994) im Systemmüll und in der DSD-Sammlung sowie Kunststoffabfälle im Sperrmüll und Gewerbemüll (verglichen mit den Erhebungen dieser Studie für Österreich, 1995):

	BRD 1994	LDPE	HDPE	PP	PVC-U	PUR	Österr. 1995
	kg/c.a						kg/c.a
Kst.-NV. Syst.müll & DSD/ARGEV	5,89		16%	14%	37%		7,2
Kunststoffabfall im Sperrmüll	1,15				22%	26%	4,0
Kunststoffabfall im Gewerbemüll	7,87	15%	11%		27%	10%	20,7
Summe	14,91						31,8

Die oben genannte Gesamtmenge der deutschen Erhebung entspricht etwa 50 % der entsprechenden Abfallmenge für Österreich. Überträgt man die deutschen Pro-Kopf-Werte und die dargestellte Sortenverteilung auf Österreich, so ergeben sich folgende Abfallmengen nach Kunststoffsorten und Abfallfraktionen (im Bereich Sperr- und Gewerbemüll sind diese Werte als **Mindestmengen** zu verstehen):

Tab. 4-5: Abschätzung von Abfallmengen bestimmter Kunststoffsorten in den genannten Abfallfraktionen (Kunststoff-Nichtverpackungen im Systemmüll und in der ARGEV-Sammlung, Mindestmengen für den gesamten Kunststoffabfall im Sperr- und Gewerbemüll)

	LDPE	HDPE	PP	PVC-U	PUR
	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a
Kunstst.-NV Systemmüll & ARGEV		7.600	6.600	17.500	
Kunststoffabfall im Sperrmüll				2.000	2.400
Kunststoffabfall im Gewerbemüll	9.400	6.800		17.200	6.300
Summe	9.400	14.400	6.600	36.700	8.700

In der genannten Studie des UBA Berlin werden auch die wichtigsten Produktgruppen in diesen Abfallmengen aufgezählt:

- PVC-U (Hart-PVC) im Systemmüll: Fußbodenplatten, Spielzeug, Haushaltsgegenstände und Kunststoff in Elektrogeräten
- HDPE im Systemmüll: Haushaltsgegenstände wie Eimer, Schüsseln und Frischhalteboxen sowie Kunststoff in Elektrogeräten
- PP im Systemmüll: Blumentöpfe, Frischhalteboxen
- Alle drei Kunststoffsorten finden sich in Verbunden (Schuhe, Werkzeuge, Einrichtungsgegenstände), Hygieneartikeln und Kleinteilen aus dem Bereich Elektro und Elektronik.
- PUR im Sperrmüll: Matratzen, Polster
- PVC-U im Sperrmüll: Rohre, Fensterprofile, Rolläden, Dachrinnen
- LDPE im Gewerbemüll: vor allem Folien (ein Teil davon sind auch Transportverpackungen); keine weiteren Angaben zu den Produkten im Gewerbemüll.

Besonders beim Gewerbemüll war die Klassifikation der Abfälle nach Kunststoffsorten ein großes Problem. Auf Basis der obigen Angaben und einiger anderer Literaturwerte wurden die folgenden Verwertungspotentiale von Nicht-Verpackungen aus Kunststoff abgeschätzt:

PVC-U aus dem Baubereich

Die PVC-U-Menge im Gewerbemüll, Baustellenabfall und Sperrmüll kann mit mindestens 19.000 t/a abgeschätzt werden. Diese Abfälle sind diverse Profile, Rohre, Dachrinnen, Rolläden, Kunststoffenster u. ä. Das mögliche Sammel- und Verwertungspotential wird auf 7.500 t/a oder 40 % der Mindestabfallmenge geschätzt. Ein interessantes Detail der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] ist, daß im Gewerbemüll fast 15 mal mehr PVC-U als PVC-P (Weich-PVC) identifiziert wurde.

Agrar- und Baufolien, HDPE-Abfälle aus dem Baubereich

Die Abschätzung des möglichen Sammel- und Verwertungspotentials von 6.000 t/a beruht auf folgenden Angaben:

- Laut SOFRES [1997] stammen 1,8 % des Letztverbraucher-Kunststoffabfalls aus der Landwirtschaft, das wären nach den Daten dieser Studie jährlich 7.200 t saubere oder 8.500 t verunreinigte Kunststoffabfälle allein aus der Landwirtschaft.
- Nach Angaben verschiedener Kunststoffverwerter fallen im Baubereich zusätzlich bedeutende Mengen an Baufolien sowie kleinere Mengen an Rohren und Behältern aus HDPE an.

PUR-Weichschaumstoffe

Die Abschätzung des möglichen Sammel- und Verwertungspotentials von 4.000 t/a beruht auf folgenden Angaben:

- Nach ECO-CONSULTIC [1997] sind im Sperr- und Gewerbemüll jährlich mindestens 8.700 t PUR-Abfälle enthalten.
- Der jährliche Anfall an PUR-Altmatratzen wird von der Firma Greiner auf ca. 400.000 Stück entsprechend 2.400 t (ohne Verunreinigungen) geschätzt.
- Nach Angaben der Firma Greiner lassen sich pro Auto ca. 15 kg Schaumstoff wirtschaftlich entnehmen. Legt man diese Menge auf zwei Drittel der anfallenden Altautos um, so ergeben sich 1.200 t/a.

Gehäuseteile von Elektroaltgeräten

Die Auswertung verschiedener Studien zum Kunststoffanteil in Elektroaltgeräten führt zu einer Menge von 3.200 t/a an demontierbaren größeren Gehäuseteilen. Im Vergleich dazu beträgt nach ECO-CONSULTIC die Kunststoffmenge in Elektroaltgeräten allein im Systemmüll 5.800 t/a. Etwa die Hälfte der demontierbaren Gehäuseteile besteht aus PE, die andere Hälfte besteht vorwiegend aus PVC-U und ABS. Kunststoffteile, die möglicherweise halogenierte Flammenschutzmittel enthalten, müssen vor einer stofflichen Verwertung jedenfalls ausgeschieden werden (s. Abschnitt 4.3).

Fußbodenplatten aus PVC

Auf Basis der Angaben von ECO-CONSULTIC [1997] wird die Abfallmenge an Bodenplatten und ähnlichen Produkten aus PVC im Systemmüll mit 5.000 t/a und die mögliche Verwertungsmenge mit 2.500 t/a abgeschätzt. Ein interessantes Detail der Studie von ECO-CONSULTIC [1997] ist, daß im Systemmüll sechs mal mehr PVC-U als PVC-P identifiziert wurde.

Formteile aus Alt-Kraftfahrzeugen

Die Menge der leicht demontierbaren Kunststoffteile in heute anfallenden Altautos wird nach Angaben von RUHSERT [1995] mit 25 kg pro Auto abgeschätzt. Diese Menge setzt sich aus Stoßstangen, Kraftstoffbehältern, Kühlerwasserkästen, Kühlerschutzgittern und Zierleisten zusammen, wobei die Kunststoffsorten PP, PS, ABS, PE und PA vorkommen.

Da der Kunststoffanteil im Auto ständig zunimmt, ist in den kommenden Jahren auch mit einer Erhöhung der demontierbaren Kunststoffmenge aus Altautos zu rechnen. Von den genannten Teilen werden derzeit jährlich ca. 200 t Stoßstangen verwertet. Das zusätzliche Verwertungspotential für Kfz-Teile wird in dieser Arbeit mit 2.400 t/a angenommen.

Eimer und Behälter aus Haushalten

Auf Basis der Angaben von ECO-CONSULTIC [1997] wird die Menge an Eimern und Haushaltsbehältern aus HDPE und PP im Systemmüll mit 2.500 t/a und die mögliche Verwertungsmenge mit 1.000 t/a abgeschätzt.

Blumentöpfe

Blumentöpfe aus PP sind in einer Größenordnung von etwa 1.500 t/a im Systemmüll enthalten (Abschätzung nach ECO-CONSULTIC). Aus einer produktbezogenen Abfallanalyse von SCHÄFER [1997] läßt sich eine wesentlich höhere Blumentopfmenge im Abfall ableiten, deren Kunststoffanteil jedoch unsicher ist. Die mögliche Sammel- und Verwertungsmenge an Blumentöpfen wird in dieser Studie mit 1.000 t/a angenommen.

Aus diesen Abschätzungen ergibt sich insgesamt ein zusätzliches Verwertungspotential von 27.600 t/a im Bereich der Nicht-Verpackungen aus Kunststoff. Die folgende Tabelle faßt die Beiträge zu dieser Gesamtmenge noch einmal zusammen.

Tab. 4-6: Teilmengen des Verwertungsweges „Nicht-Verpackungen PLUS“

Produkt	Menge [t]	Kunstst.sorte
PVC-U aus dem Baubereich	7.500	PVC-U
Agrar- & Baufolien, HDPE-Baugew.	6.000	PE
PUR-Weichschaumstoffe	4.000	PUR
Gehäuseteile v. Elektroaltgeräten	3.200	PE, PVC-U, ABS
PVC-Bodenplatten a. Haushalten	2.500	PVC
Formteile aus Alt-Kraftfahrzeugen	2.400	PP, PS, PE
Eimer & Behälter aus Haushalten	1.000	PE, PP
Blumentöpfe	1.000	PP
Summe	27.600	

4.2.3 Übersicht über alle untersuchten Verwertungswege

In der vorliegenden Arbeit werden also insgesamt acht Verwertungswege untersucht: Der IST-Zustand der Verwertung von Produktionsabfällen, von Verpackungen aus dem Gewerbe, von Verpackungen aus Haushalten und von Nicht-Verpackungen sowie der Ausbau bzw. Umbau dieser Verwertungswege. Der SOLL-Zustand der Verwertung ergibt sich in der Regel durch Kombination des IST-Zustandes mit dem vorgeschlagenen Ausbau. Nur bei der Verwertung von Verpackungen aus Haushalten wird im SOLL-Zustand der Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt IST“ durch den Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt NEU“ ersetzt.

Die Daten zur Sortenstruktur der Verwertungswege ergeben sich aus den bisher genannten Informationen zu den verwerteten Kunststoffabfallmengen, aus Angaben der ÖKK und aus den Erhebungen bei den Verwertern. Auffallend ist, daß 80 % der stofflich verwerteten Letztverbraucher-Abfälle aus PE sind. Am gesamten Letztverbraucher-Kunststoffabfall hat PE dagegen einen Anteil von nur 46 %.

Tab. 4-7: Übersicht über die gesammelten und stofflich verwerteten Mengen bei den untersuchten Verwertungswegen. Die letzte Spalte enthält die jeweils erreichten stofflichen Verwertungsquoten. Für den Zustand „Verpackungen Haushalt SOLL“ wird der Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt IST“ durch den Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt NEU“ ersetzt. Die anderen SOLL-Zustände ergeben sich durch Kombination von „IST“ und „PLUS“.

Sauberer Kunststoffabfall [t/a]	Abfall gesamt	getrennt ¹⁾ gesammelt	stofflich verwertet	erreichte Verw.Quote
Verpackungen Gewerbe IST	102.000	26.600	25.200	24,7%
Verpackungen Gewerbe Plus		22.900	18.400	
Verpackungen Gewerbe Soll		49.500	43.600	42,7%
Verpackungen Haushalt IST	125.000	49.200	19.100	15,3%
Verpackungen Haushalt NEU		30.400	20.700	
Verpackungen Haushalt Soll		30.400	20.700	16,6%
Nicht-Verpackungen IST	180.000	2.400	2.400	1,3%
Nicht-Verpackungen Plus		26.200	26.200	
Nicht-Verpackungen Soll		28.600	28.600	15,9%
Σ Letztverbraucher-Abfall (Soll)	407.000	108.500	92.900	26,7%
Produktionsabfall IST	50.000	38.400	38.400	76,8%
Produktionsabfall Plus		6.400	6.400	
Produktionsabfall Soll		44.800	44.800	89,6%
Σ Kunststoffabfall gesamt (Soll)	457.000	153.300	137.700	30,1%

¹⁾ Bei Verpackungsabfällen inklusive mitgesamelter Nicht-Verpackungen

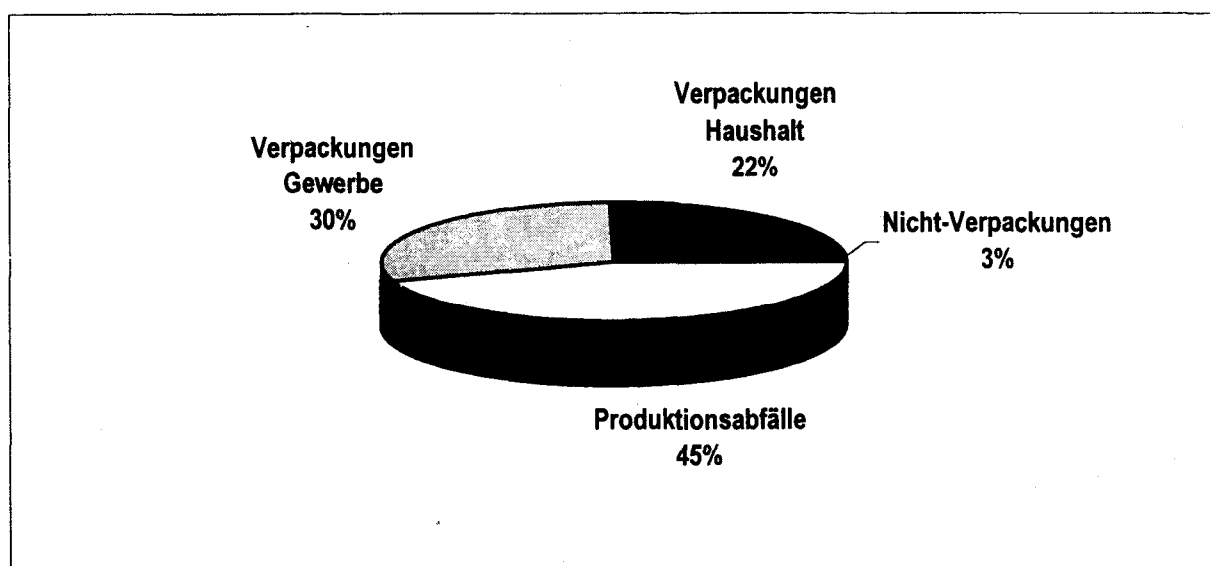


Abb. 4-1: Mengenverhältnisse der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem österreichischen Kunststoffeinsatz, IST-Zustand.

Tab. 4-8: Sortenstruktur der Verwertungswege im IST-Zustand

Kunststoffsorte	Produktionsabfall	Verpackungen Gewerbe	Verpackungen Haushalt	Nicht-Verpackungen
LDPE	10%	79%	50%	26%
HDPE	10%	16%	15%	7%
PP	20%	1%	9%	44%
PVC	18%			17%
PS	4%	1%	7%	
EPS	1%	4%	1%	
PET	2%		18%	
ABS	2%			
andere Thermoplaste	11%			
PUR-Schäume	12%			6%
andere Duromere	11%			
Mengen, sauber [t]	38.400	25.150	19.080	2.380

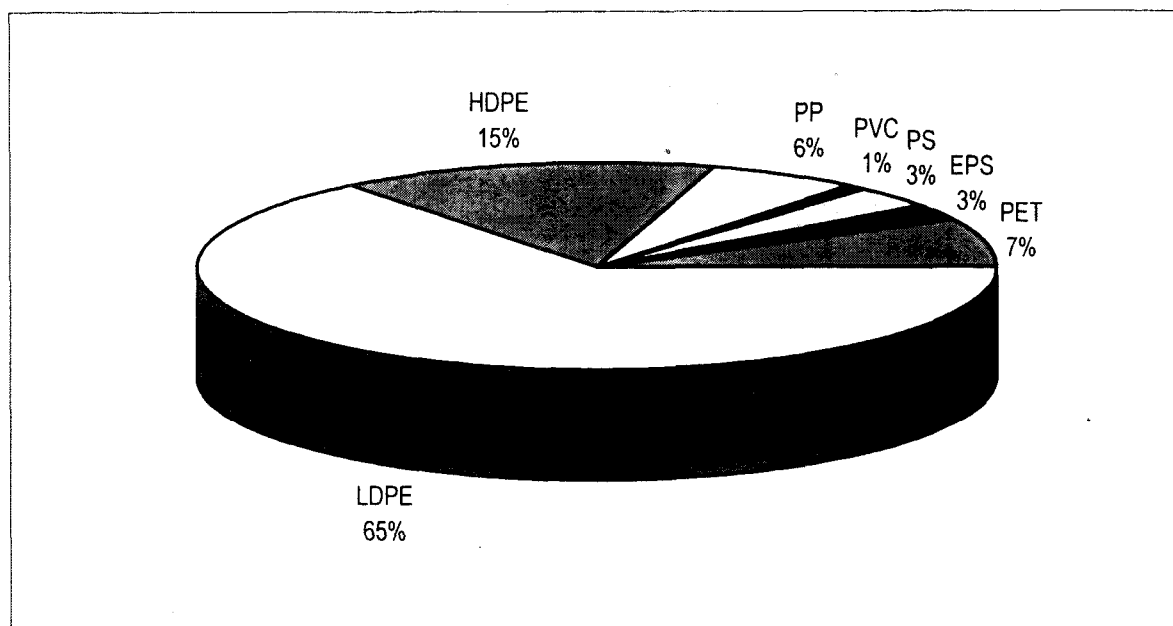


Abb. 4-2: Sortenstruktur der stofflich verwerteten Letztverbraucher-Kunststoffabfälle im IST-Zustand

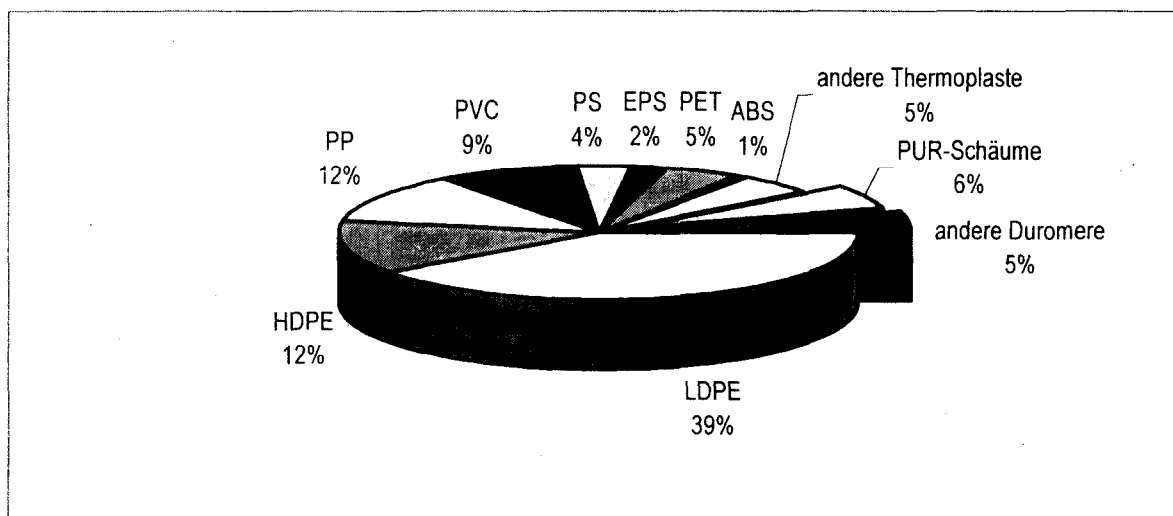


Abb. 4-3: Sortenstruktur aller stofflich verwerteten Kunststoffabfälle (inkl. Produktionsabfälle) im IST-Zustand

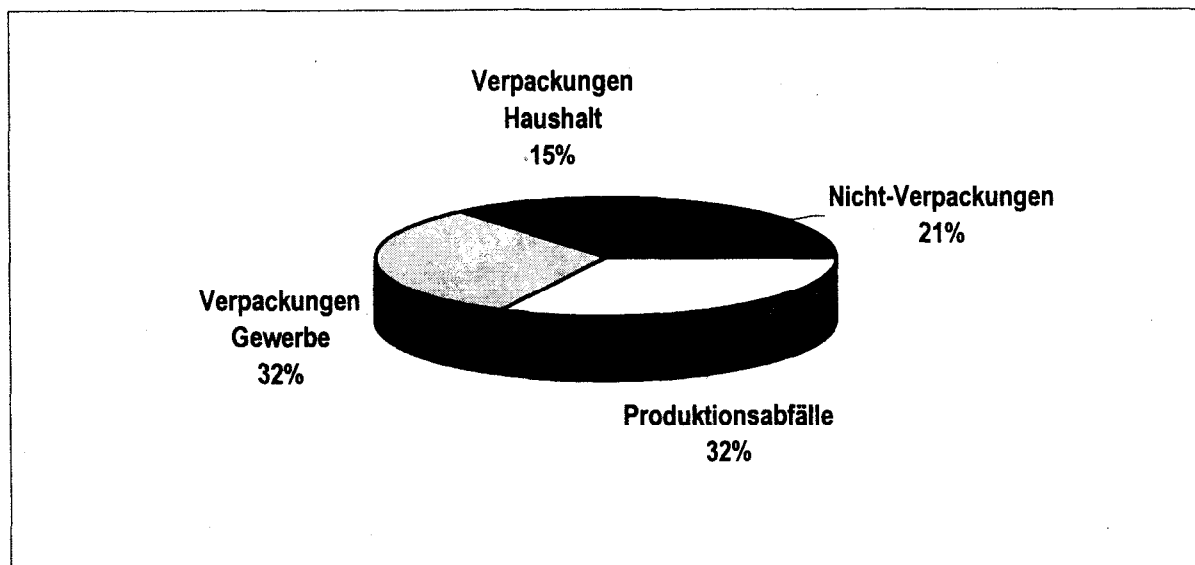


Abb. 4-4: Mengenverhältnisse der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem österreichischen Kunststoffeinsatz, **SOLL-Zustand**.

Tab. 4-9: Sortenstruktur der Verwertungswege im SOLL-Zustand

Kunststoffsorte	Produktionsabfall	Verpackungen Gewerbe	Verpackungen Haushalt	Nicht-Verpackungen
LDPE	10%	83%	30%	22%
HDPE	10%	14%	29%	10%
PP	20%		2%	13%
PVC	18%			37%
PS	4%		1%	2%
EPS	1%	3%	3%	
PET	2%		35%	
ABS	2%			3%
andere Thermoplaste	11%			
PUR-Schäume	12%			14%
andere Duromere	11%			
Mengen, sauber [t]	44.800	43.500	20.700	28.600

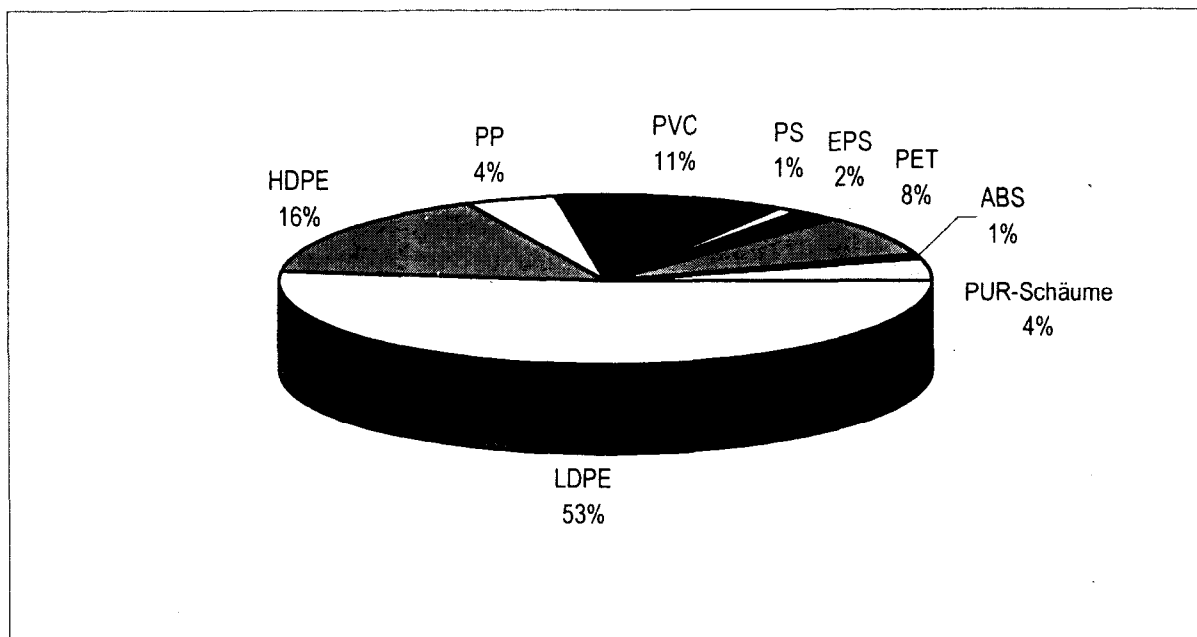


Abb. 4-5: Sortenstruktur der stofflich verwerteten Letztverbraucher-Kunststoffabfälle im SOLL-Zustand

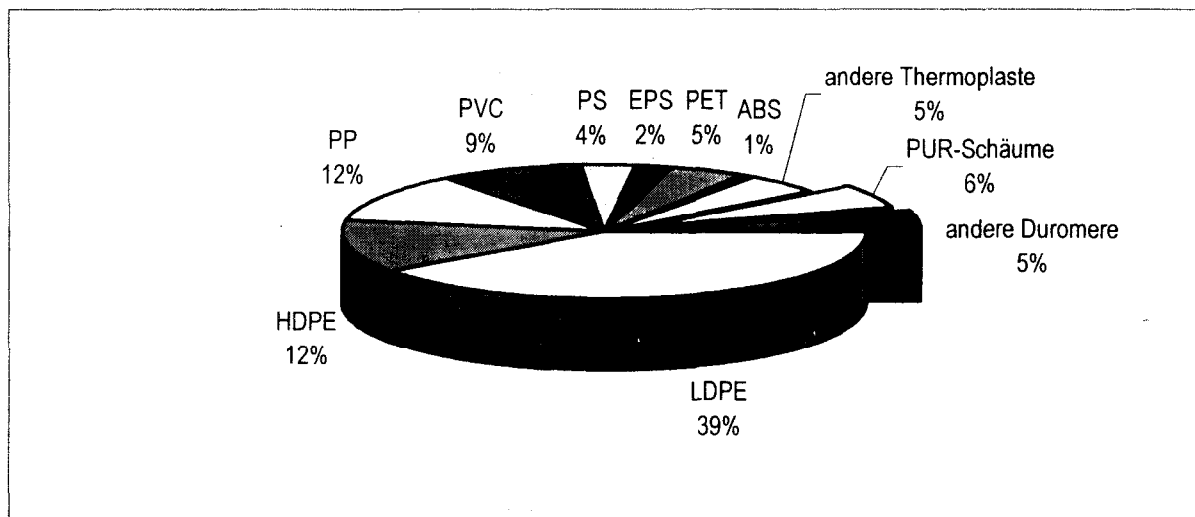


Abb. 4-6: Sortenstruktur aller stofflich verwerteten Kunststoffabfälle (inkl. Produktionsabfälle) im SOLL-Zustand

4.2.4 Nicht separat untersuchte Verwertungswege

Stoffliche Verwertung von gemischten Kunststoffabfällen zu Dachziegeln und Rasengittersteinen

In den vergangenen Jahren wurden in vielen Ländern Versuche unternommen, gemischte Kunststoffabfälle stofflich zu verwerten. Die resultierenden dickwandigen Produkte können aber in den seltensten Fällen mit den Preisen vergleichbarer Produkte aus anderen Werkstoffen konkurrieren.

Die Verwertung von gemischten Kunststoffabfällen zu Dachziegeln und Rasengittersteinen durch die Fa. Böhler in Vorarlberg scheint dagegen ein Verwertungsweg mit marktfähigen Produkten zu sein. Trotzdem sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch einige Punkte ungeklärt:

- Kostenbilanz einer auf diesen Verwertungsweg abgestimmten getrennten Sammlung von Kunststoffverpackungen
- Kostenbilanz einer sinnvollen, eingeschränkten Vorsortierung (Aussortierung von Restmüll und besonders gefragten Fraktionen wie z. B. PET-Flaschen)
- Kostenbilanz des Verwertungsprozesses
- Tatsächliches Marktpotential der genannten Finalprodukte
- Tatsächliche Substitutionseffekte durch den Einsatz der Finalprodukte (Ersatz von Blech, Holz, Beton oder Ton)
- Ökologische und ökonomische Bewertung der Substitutionseffekte
- Erzielbare Wiederverwertung der Produkte nach Ablauf ihrer Lebensdauer bzw. letztendliche Art der Entsorgung
- Bewertung der Dissipation der in den gesammelten Abfällen enthaltenen Schadstoffe über die Verwertungsprodukte.

Insgesamt stehen den jedenfalls geringeren Aufbereitungs- und Verwertungskosten jedenfalls auch geringere ökologische und volkswirtschaftliche Nutzeffekte gegenüber. Daher ist der Fehler voraussichtlich gering, wenn bei der folgenden Bewertung der ausgewählten Verwertungswege die Inputmenge der Fa. Böhler wie der Durchschnitt der übrigen getrennt gesammelten Kunststoffverpackungen aus Haushalten behandelt wird. Die tatsächliche Kosten-Nutzen-Bilanz dieser Form der gemischten stofflichen Verwertung sollte in einer Folgestudie noch ermittelt werden.

Stoffliche Verwertung von bestimmten Kunststoffmischungen zu verschiedenen Formteilen

Bestimmte Mischungen von Kunststoffabfällen wurden 1996 von den Firmen RE-Plast Kunststoff Wiederverwertungs GmbH und KRF Kunststoff-Recycling und Forschungs-GmbH (heute Oekurex Kunststoff GmbH) verwertet. Das Inputmaterial setzt sich in diesem Fall aus bestimmten Outputfraktionen der Sortierung von Kunststoffverpackungen zusammen (meist Mischungen von PE und PP mit geringfügigen Anteilen von PS) und ist nicht mit der von der Fa. Böhler verwerteten Mischkunststofffraktion vergleichbar.

Bei der Verwertung dieser Kunststoffmischungen werden die Kunststoffabfälle zumeist gewaschen und in einem Extruder aufgeschmolzen. Die Herstellung der Finalprodukte erfolgt entweder direkt im Anschluß an den Extruder oder über den Zwischenschritt der Regranulierung des Materials.

Da sich diese Art der Verwertung nur wenig von der sortenreinen Verwertung von Kunststoffabfällen unterscheidet, außerdem keine Angaben über die erzielbaren Erlöse für die Finalprodukte vorlagen und die verwertete Menge 1996 insgesamt weniger als 2.000 t betrug, werden in der vorliegenden Arbeit für die derart verwerteten Kunststoffmischungen die gleichen Daten wie für die sortenreine Kunststoffverwertung verwendet. Für eine genaue Kosten-Nutzen-Bilanz dieses Verwertungsweges sind vor allem noch die Erhebung der substituierten Produktmengen (aus Holz, Aluminium, Beton, etc.) und die ökologische und ökonomische Bewertung der Substitution ausständig.

Ausblick: Mögliche Unterteilung von Verwertungswegen

Das im Rahmen dieser Arbeit erstellte Rechenmodell bietet die Möglichkeit, zusätzliche Verwertungswege einzuführen oder bestehende Verwertungswege in verschiedene Teile zu untergliedern. Dadurch könnten in späteren Arbeiten jene acht Verwertungswege, die im Rahmen dieser Studie untersucht wurden, einer noch differenzierteren Bewertung unterzogen werden.

4.3 Grenzen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen

Der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen sind in verschiedenen Bereichen Grenzen gesetzt. Im wesentlichen sind hier die Grenzen der getrennten Erfäßbarkeit von Abfällen, der Verwertungstechnik, der Marktfähigkeit von Verwertungsprodukten, der ökologischen Vorteilhaftigkeit, der Wirtschaftlichkeit und der volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit zu nennen. Die drei erstgenannten Grenzen werden im folgenden kurz besprochen, die drei letztgenannten ergeben sich durch die nachfolgende ökologische, ökonomische und volkswirtschaftliche Bewertung der ausgewählten Verwertungswege.

Grenzen der getrennten Erfäßbarkeit von Kunststoffabfällen

Durch die oben beschriebenen Abschätzungen der Zusatzpotentiale für die getrennte Sammlung von gewerblichen Kunststoffverpackungen und von Nicht-Verpackungen aus Kunststoff wurde bereits deutlich, daß nicht die vorhandene Kunststoffabfallmenge, sondern deren getrennte Erfäßbarkeit den Ausbau von entsprechenden Sammlungen limitiert. Die Schwierigkeiten der getrennten Erfassung sind vor allem dadurch begründet, daß die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen im größeren Maßstab nur für sortenreine Kunststoffabfälle möglich und sinnvoll ist. Gerade die sortenreine Erfassung von Kunststoffabfällen oder die Trennung von Kunststoffsorten im Rahmen von Sortierprozessen sind aber Probleme, die meist nicht oder nur mit hohem finanziellen Aufwand gelöst werden können.

Folgende Punkte tragen im einzelnen zur begrenzten Erfäßbarkeit von Kunststoffabfällen bei:

- Vielfalt der Sorten und Produkte beim Kunststoffeinsatz
- Fehlende Kennzeichnung nach Kunststoffsorten
- Geringes Produktgewicht (über 60 % der Kunststoffverpackungsabfälle aus Haushalten wiegen nach BRANDRUP [1995] weniger als 10 g)
- Große Volumensbeanspruchung der Kunststoffabfälle bei der getrennten Sammlung
- Meist große Oberfläche pro Masseneinheit, dadurch häufig hoher Verunreinigungsanteil
- Viele Produkte bestehen nur zum Teil aus Kunststoff (Notwendigkeit einer Demontage)

Bei der Erfassung von Kunststoffen in Elektroaltgeräten treffen z. B. mehrere der genannten Punkte zusammen. Im Elektro- und Elektronikbereich wird eine Vielzahl von Kunststoffen eingesetzt. Die einzelnen Kunststoffteile sind aber in den seltensten Fällen gekennzeichnet. Zudem ist die mechanische Trennung der einzelnen Teile heute noch zu teuer. Vor der stofflichen Verwertung müssen außerdem Kunststoffteile, die möglicherweise halogenierte Flammschutzmittel enthalten, ausgeschieden werden (s. unten). Kunststoffe aus getrennt gesammelten Elektroaltgeräten werden daher heute meist deponiert oder thermisch verwertet [TREE, 1997].

Grenzen der Verwertungstechnik

Aus rein technischer Sicht können wahrscheinlich über 90 % der Thermoplaste und ein Großteil der Duromere stofflich verwertet werden. Hindernisse für die stoffliche Verwertung im Bereich der Aufbereitung und Regranulierung von Kunststoffabfällen können sich aus folgenden Gründen ergeben:

- Klebrige oder andere stark anhaftende Verunreinigungen von Kunststoffabfällen
- Restinhalte in Kunststoffverpackungen, die gefährlicher Abfall sind
- Additive in Kunststoffabfällen, die bei der stofflichen Verwertung zu schädlichen Emissionen führen können (z. B. Dioxinbildung durch halogenierte Flammschutzmittel in Kunststoffen aus Elektro- und Elektronikgeräten; siehe ZVEI [1992b] und MEYER et al. [1992])
- Additive in Kunststoffabfällen, deren Einsatz heute in der Kunststoffverarbeitung nicht mehr erlaubt ist (z. B. Cd-haltige Pigmente in alten Bierkisten)
- Gaseinschlüsse in Schaumstoffen, die bei der stofflichen Verwertung zu schädlichen Emissionen führen können (z. B. FCKW).

Grenzen der Marktfähigkeit

Die Marktfähigkeit von sortenreinen Recyclaten ist neben dem Verhältnis der Preise für Primär- und Sekundärware vor allem eine Frage der Recyclatqualität bzw. der Einsatzmöglichkeiten der Recyclate in der Kunststoffverarbeitung.

In einer Studie von Chem Systems, London, wurde der mögliche Einsatz von Recyclaten bei der Kunststoffverarbeitung für einzelne Kunststoffsorten untersucht [BRANDRUP, 1995]. Gewichtet man diese maximalen Einsatzquoten mit der Sortenstruktur des in dieser Arbeit empfohlenen „SOLL-Zustandes“, so errechnet sich ein maximaler Einsatz von sortenreinen Recyclaten von 20 % der gesamten verarbeiteten Kunststoffmenge. Die Menge der produzierten Sekundärrohstoffe bzw. -produkte im SOLL-Zustand beträgt im Vergleich dazu 16 % der gesamten verarbeiteten Kunststoffmenge. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in dieser Menge einerseits die verwerteten Produktionsabfälle und andererseits auch Verwertungsprodukte enthalten sind, die keine Kunststoffprodukte ersetzen.

Laut einer Umfrage bei deutschen Kunststoffverarbeitern begrenzen weniger die geltenden Normen, als individuelle Kundenspezifikationen den Einsatz von Recyclaten [BRANDRUP, 1995]. Wichtige Einschränkungen durch Normen und Vorschriften bestehen derzeit im Lebensmittel-, Medizin- und Sicherheitsbereich (z. B. für Druckrohre oder bestimmte Autoteile). Über den Einsatz von Recyclaten wird aus Gründen der Produzentenhaftung nicht gerne öffentlich gesprochen.

In einer Studie des Österreichischen Kunststoffinstituts (ÖKI) wurde die Qualität von Recyclaten aus österreichischen Kunststoffverwertungsbetrieben untersucht [ÖKI, 1996]. Der Bericht des ÖKI bescheinigt den untersuchten PE-Recyclaten eine „gute Qualität für übliche technische Anwendungen“. Das Qualitätsniveau der Recyclate ist im allgemeinen stark kunden- bzw. anwenderorientiert. Für den Einsatz in Langzeitanwendungen ist eine Nachstabilisierung oder gemeinsame Weiterverarbeitung mit Neuware erforderlich. Für die Verarbeitung zu kurzlebigen Produkten sind jedoch keinerlei Einschränkungen gegeben.

Österreichische Kunststoffverarbeiter verweisen vor allem auf das Problem der Qualitätsschwankungen bei Recyclaten. Die Nachfrage nach Regranulat mit hoher Qualität (z. B. mit ausreichend gutem Schmelzflußindex) ist heute jedenfalls wesentlich größer als das Angebot.

Das Marktpotential für Recyclingprodukte aus gemischten Kunststoffabfällen ist trotz vieler Versuche auf diesem Gebiet schwer einzuschätzen. Die meist dickwandigen Produkte wie Paletten, Platten, Pfähle u. ä. können in den seltensten Fällen mit den Preisen vergleichbarer Produkte aus anderen Werkstoffen konkurrieren. In manchen Fällen kann das Kunststoffprodukt jedoch Anforderungen der Hygiene, der Haltbarkeit oder der Form besser erfüllen als andere Materialien.

4.4 Rechtliche Grundlagen für die stoffliche Kunststoffverwertung

Die rechtlichen Grundlagen für die stoffliche Kunststoffverwertung werden anhand der Begriffsbestimmung „Stoffliche Verwertung“, anhand der im Abfallrecht geforderten Verwertungsziele und anhand sonstiger rechtlicher Rahmenbedingungen dargestellt.

Begriff „Stoffliche Verwertung“

Im Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) werden im §1 die Ziele und Grundsätze der Abfallwirtschaft angeführt. Der Grundsatz der Abfallverwertung wird dabei in §1 Abs. 2 Z 2 dargestellt. Darin heißt es, daß Abfälle stofflich und thermisch zu verwerten sind, soweit bestimmte Voraussetzungen erfüllt werden. Zu diesen Voraussetzungen zählen, daß die Verwertung ökologisch vorteilhaft und technisch möglich ist, daß die dabei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Abfallbehandlung nicht unverhältnismäßig sind und daß ein Markt für die gewonnenen Stoffe vorhanden ist oder geschaffen werden kann.

Die stoffliche und thermische Verwertung werden im AWG grundsätzlich gleich behandelt. Ein Vorrang der stofflichen Verwertung gegenüber der thermischen Verwertung läßt sich anhand der auf Grundlage des AWG erlassenen Verpackungsverordnung (VerpackungsVO) und der damit verbundenen Zielverordnung Verpackungsabfälle (ZielVO) ableiten. In den erwähnten Verordnungen werden ausdrücklich Verwertungsquoten für die stoffliche Verwertung vorgeschrieben. Diese Verordnungen haben allerdings einen eingeschränkten Geltungsbereich. Sie sind nur auf Verpackungsabfälle anzuwenden.

In der VerpackungsVO wird der Begriff „Stoffliche Verwertung“ folgendermaßen eingegrenzt (§ 2 Abs. 9 VerpackungsVO): Die stoffliche Verwertung von Verpackungen besteht in der Nutzung ihrer stofflichen Eigenschaften für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke mit Ausnahme der Energiegewinnung.

Verwertungsziele:

Verwertungsziele für die stoffliche Verwertung werden in der VerpackungsVO und in der ZielVO festgelegt.

Die **VerpackungsVO** gilt als Maßnahmenverordnung gemäß § 7 AWG. Das Wesen der VerpackungsVO besteht in der Rücknahme- und Verwertungsverpflichtung für in Verkehr gebrachte Verpackungen durch die Inverkehrbringer (Hersteller, Importeure, Abpacker und Vertreiber von Verpackungen). Die Inverkehrbringer können sich von ihren Pflichten durch Teilnahme an einem durch Bescheid genehmigten Sammel- und Verwertungssystem durch Zahlung von Lizenzbeträgen entledigen.

Für **Verpackungen, die nicht an Sammel- und Verwertungssystemen teilnehmen**, werden Verwertungsziele für die stoffliche Verwertung von zurückgenommen und im Betrieb des Unternehmens anfallenden Verpackungen festgelegt. Für Kunststoffe ist dabei eine stoffliche Verwertungsquote von 40% vorgegeben. Das heißt, daß 40% der zurückgenommenen bzw. erfaßten Kunststoffverpackungen „in eine Anlage zur stofflichen Verwertung nach dem Stand der Technik einzubringen“ sind (§ 10 VerpackungsVO). Es besteht allerdings die Einschränkung, daß zur Erfüllung dieser Vorgabe keine Unverhältnismäßigkeit der Mehrkosten nach § 1 Abs. 2 AWG gegeben sein darf.

Bei der Berechnung der geforderten Verwertungsquote von 40% ist die in der Verpackungs-VO verwendete Formulierung von „in eine Anlage einzubringen“ zu berücksichtigen:

In eine Verwertungsanlage „einbringen“ bedeutet, daß die Verpackungen zu einer Anlage gebracht und dort auch eingesetzt werden. Werden über Vorsortierungen Störstoffe bzw. für den Verwertungsprozeß nicht geeignete Verpackungen abgeschieden, so gelten diese Mengen als nicht stofflich verwertet und können auch nicht der stofflichen Verwertungsquote zugerechnet werden. Als verwertet gelten laut VerpackungsVO nur jene Verpackungen, die tatsächlich in den Verwertungsprozeß eingebracht worden sind. Abfallmengen, die aus dem Verwertungsprozeß selbst stammen, müssen nicht von der Verwertungsquote abgezogen werden [BMUJF, 1996].

Sammel- und Verwertungssysteme müssen mindestens 50% der unter Vertrag stehenden Menge (Lizenzmenge) erfassen und zumindest 25% der gesamten Lizenzmenge bzw. 15 % der Lizenzmenge jedes Packstoffs stofflich verwerten. Diese Angaben leiten sich von der EU-Verpackungsrichtlinie 1994 ab (Art.6 Abs.1 RVerpackung). Sie gelten als Mindestanforderungen und werden durch Bescheid im Einzelfall gesondert festgelegt. Die Erfassungsquoten und stofflichen Verwertungsquoten sind so festzulegen, daß sie „den Erfordernissen des Umweltschutzes und der **volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit** dienen“.

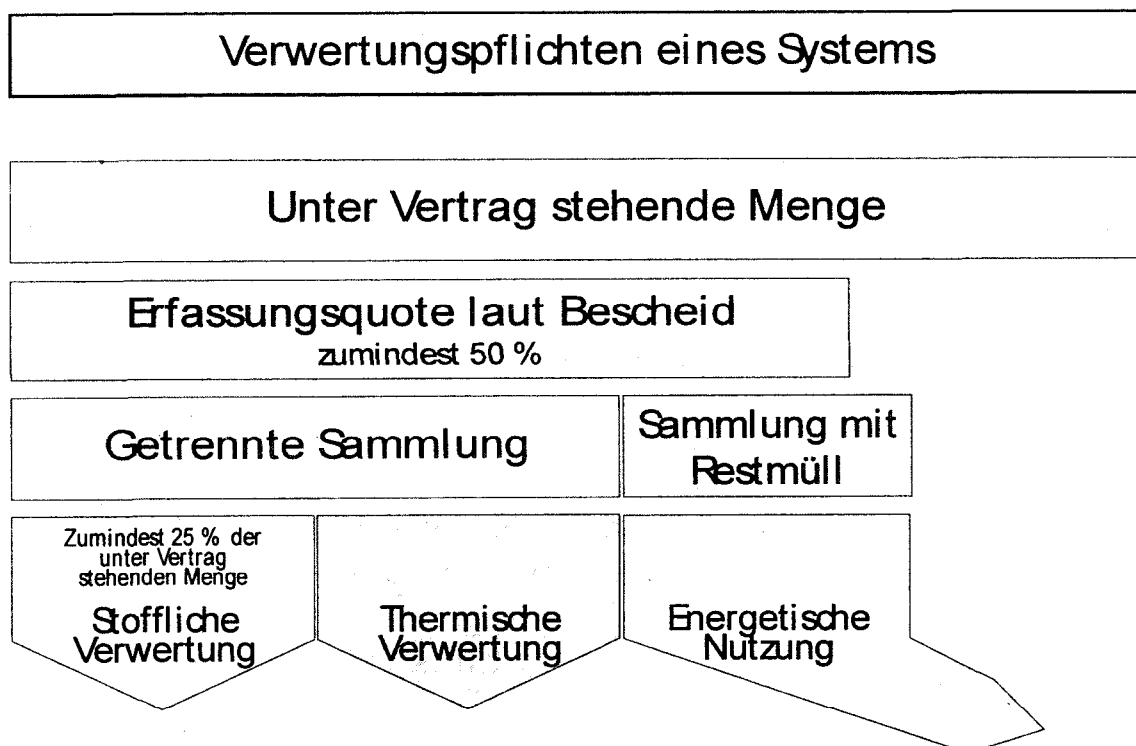


Abb. 4-7: Verwertungspflichten eines Systems. Quelle: Erläuterungen zur VerpackungsVO 1996, BMUJF [1996].

In der VerpackungsVO werden auch Anforderungen an die stoffliche Verwertbarkeit von Verpackungen gestellt. So sind Verpackungen so zu gestalten, daß ein gewisser Gewichtsprozentsatz der verwendeten Materialien bei der Herstellung handelsfähiger Produkte stofflich verwertet werden kann (Anl. 1 VerpackungsVO). Eine Kontrolle dieser Bestimmung scheint allerdings aus heutiger Sicht nicht vollziehbar.

In Ergänzung zur VerpackungsVO wurde die **Zielverordnung Verpackungsabfälle** (ZielVO) als Zielverordnung gemäß § 8 AWG erlassen. Die ZielVO beinhaltet die Ziele der Vermeidung und Verwertung von Abfällen von Getränkeverpackungen und sonstigen Verpackungen. Es werden die Wiederbefüllung, die umweltgerechte Verwertung und die energetische Nutzung von Getränkeverpackungen geregelt, die Restmengen von sonstigen Verpackungen, die auf Deponien abgelagert werden dürfen, festgelegt und stoffliche Verwertungsquoten für die einzelnen Packstoffe bestimmt.

Für Kunststoffe ist dabei eine stoffliche Verwertungsquote von 20% vorgegeben. Diese Verwertungsquote bezieht sich im Gegensatz zu den Quotenangaben der VerpackungsVO auf die in Verkehr gesetzte Verpackungsmenge abzüglich jener Verpackungen, die wiederverwendet werden.

1996 wurde die von der ZielVO vorgegebene stoffliche Verwertungsquote wahrscheinlich knapp erreicht oder knapp verfehlt. Zwar ergaben die Erhebungen im Rahmen dieser Arbeit eine gesamte Kunststoffverpackungsabfallmenge von 227.000 t und eine stofflich verwertete Menge von 44.100 t (Mengen ohne Verunreinigungen), das entspricht einer Verwertungsquote von 19,5 %. Die tatsächliche Gesamtmenge an Kunststoffverpackungsabfällen kann aber durchaus etwas niedriger liegen. Betrug sie 1996 z. B. nur 220.000 t oder weniger, wurde das Ziel von 20 % mit der genannten stofflich verwerteten Menge knapp erreicht. Außerdem kann auch die tatsächliche Menge an stofflich verwerteten Kunststoffabfällen höher liegen als angenommen, da insbesondere die über Selbsterfüller verwerteten Mengen unsicher sind.

Der in dieser Arbeit vorgeschlagene Umbau bzw. Ausbau der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen führt zu einer stofflichen Verwertungsquote von etwa 28 %. Damit würde die von der ZielVO bis zum Jahr 1998 geforderte stoffliche Verwertungsquote jedenfalls erreicht werden. Die Mindestquoten für die stoffliche Verwertung der Kalenderjahre ab 1999 sind allerdings erst festzulegen.

Weiters werden in der ZielVO die Restmengen sonstiger Verpackungen, die in Abhängigkeit vom Ablagerungszeitpunkt auf Deponien gelangen, begrenzt. Ab dem Jahr 1998 dürfen 90.000 t an Kunststoffverpackungen (ohne Getränkeverpackungen) auf Deponien abgelagert werden, ab dem Jahr 2001 nur mehr 60.000 t.

Die Erreichung dieser Restmengenziele kann nach den Erkenntnissen dieser Arbeit nicht durch Maßnahmen zur Steigerung der stofflichen Verwertung, sondern nur durch den Ausbau der Restmüllverbrennung bzw. eines Restmüll-Splittings mit Verbrennung der heizwertreichen Fraktion erreicht werden.

Es ist anzunehmen, daß bis zum Jahr 2001 keine neuen Müllverbrennungsanlagen in Betrieb gehen werden. Selbst wenn der vorgeschlagene Ausbau der getrennten Sammlung von Verpackungen aus dem Gewerbe bis 2001 vollständig umgesetzt werden könnte und der Rückbau der Haushaltssammlung erst dort realisiert wird, wo neue Müllverbrennungsanlagen in Betrieb gehen, ist im Jahr 2001 voraussichtlich mit einer deponierten Restmenge von etwa 100.000 t an „sonstigen Kunststoffverpackungsabfällen“ zu rechnen. Das Restmengenziel für Kunststoffe im Jahr 2001 mit 60.000 t wird daher mit Sicherheit nicht erreicht werden. Das Restmengenziel für 1998 mit 90.000 t wird voraussichtlich ebenfalls verfehlt oder nur ganz knapp erreicht werden.

Sonstige rechtliche Rahmenbedingungen

Für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen sind neben der VerpackungsVO und der ZielVO noch weitere rechtliche Rahmenbedingungen zu erwähnen.

Die **EU-Verpackungsrichtlinie** (Richtlinie 94/62/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle) besagt, daß spätestens zum 30. Juni 2001 mindestens 15 % jedes Verpackungsmaterials im Verpackungsabfall stofflich verwertet werden müssen. Diese Zielvorgabe soll alle 5 Jahre neu festgelegt bzw. erhöht werden.

Bezugsgröße ist die Menge der Verpackungsabfälle (= in Verkehr gebrachte Verpackungen minus wiederverwendete Verpackungen). Produktionsrückstände zählen nicht zum Verpackungsabfall. Verpackungsmaterialien sind Kunststoff, Glas, Papier, etc. Verbundstoffe werden dem gewichtsmäßig überwiegenden Packstoff der Verbundverpackung zugerechnet.

Im **Abfallwirtschaftsgesetz** (AWG) ist als grundsätzliche Rahmenbedingung die Aufforderung zur umweltgerechten und **volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertung** von Abfällen enthalten (§5 Abs. 2 Z 2.a). Diese Aufforderung bezieht sich auf die Erstellung des Bundesabfallwirtschaftsplanes und ist in Form von konkreten Vorgaben bei der Gestaltung der abfallwirtschaftlichen Situation in Österreich zu berücksichtigen. Außerdem wird festgehalten, daß die Voraussetzungen und Kriterien für Sammel- und Verwertungssysteme (z. B. Sammel- und Verwertungsquoten) in **volkswirtschaftlich zweckmäßiger Weise** einzurichten sind (§7c Abs. 1). Die vorliegende Arbeit kann als wesentlicher Beitrag zu diesem Entwicklungsprozeß angesehen werden.

Im **Altlastensanierungsgesetz** (ALSAG) sind ebenfalls Bestimmungen enthalten, von denen ein gewisser Einfluß auf die Entwicklung der stofflichen Verwertung abgeleitet werden kann. Das ALSAG dient als rechtliche Grundlage zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung. Die Finanzierung erfolgt dabei aus Beiträgen, die bei der Ablagerung von Abfällen auf Deponien in Abhängigkeit von der Abfallart und vom Deponietyp eingehoben werden (ALSAG-Beitrag). Der ALSAG-Beitrag wurde in den vergangenen Jahren stetig angehoben. Die nächste Erhöhung erfolgt am 1. Jänner 2001. Es ist anzunehmen, daß die dadurch weiter steigenden Deponiepreise eine Zunahme der stofflichen Verwertung bewirken.

Als weitere rechtliche Rahmenbedingung für die stoffliche Verwertung ist die auf Grundlage des AWG erlassene **Deponieverordnung** (DeponieVO) zu nennen. Bedeutend ist dabei die in der DeponieVO enthaltene Bestimmung über das Verbot der Deponierung von gewissen Abfällen. So dürfen laut DeponieVO nur mehr jene Abfälle zur Ablagerung gelangen, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) weniger als fünf Masseprozent beträgt. Davon ausgenommen sind u. a. Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung. Für diese Abfälle gilt als Ablagerungskriterium ein oberer Heizwert von weniger als 6.000 kJ/kg Trockensubstanz (§ 5 Abs. 7 DeponieVO). Diese Bestimmung beinhaltet indirekt die Inbetriebnahme leistungsfähiger thermischer bzw. mechanisch-biologischer Verwertungs- und Behandlungsanlagen.

Nach den Bestimmungen der jüngsten Wasserrechtsgesetznovelle treten diese Ablagerungsbeschränkungen mit 1. Jänner 2004 in Kraft. Die Landeshauptleute werden aber unter gewissen Umständen ermächtigt, diesen Termin auf 1. Jänner 2009 zu verschieben.

Der Einfluß der DeponieVO auf die bisherige Entsorgungspraxis im allgemeinen und auf die stoffliche Verwertung im speziellen ist in seiner Tragweite noch nicht abzuschätzen. Die Entwicklung der stofflichen Verwertung wird allerdings durch die zu erwartende Schaffung nennenswerter thermischer Behandlungs- und Verwertungskapazitäten beeinflusst werden.

5 BEWERTUNGSGRUNDLAGEN

Für die Bewertung der ausgewählten Verwertungswege zur stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen wurden folgende Bewertungsparameter herangezogen:

- **Ökologische Analyse:** Bilanz des Primärenergieverbrauchs, der CO₂-Emissionen, der TOC-Emissionen und der direkt deponierten Abfallmengen eines Verwertungsweges einschließlich der ersparten Kunststoffprimärproduktion und der ersparten Sammlung und Entsorgung von Kunststoffabfällen gemeinsam mit Restmüll.
- **Abfallwirtschaftliche Nettokostenanalyse:** Betriebswirtschaftliche Bilanz eines Verwertungsweges von der getrennten Sammlung bis zur Verwertung, einschließlich der ersparten Restmüllsammlung und -entsorgung.
- **Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse:** Erweiterung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse um den volkswirtschaftlichen Nutzen der ersparten Kunststoffprimärproduktion und Strom-/Wärmeproduktion sowie Berücksichtigung „externer Effekte“ durch Monetarisierung der untersuchten ökologischen Effekte eines Verwertungsweges.

Im folgenden werden die verwendeten ökologischen und ökonomischen Einzeldaten erläutert und das Rechenmodell vorgestellt, mit dem die Ergebnisse auf diesen drei Bewertungsebenen ermittelt werden.

5.1 Rechenmodell zur Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung

5.1.1 Systemidentifikation

Die Grundlage des verwendeten Rechenmodells sind Mengenbilanzen von der Kunststoffherzeugung bis zur Verwertung oder Entsorgung des Kunststoffabfalls. Für diese „Güterbilanz“ wird das betrachtete System mit Hilfe von „Güterflüssen“ zwischen „Prozessen“ modelliert.¹⁵ Die folgende Abbildung zeigt die Systemidentifikation für die Güterbilanzen.

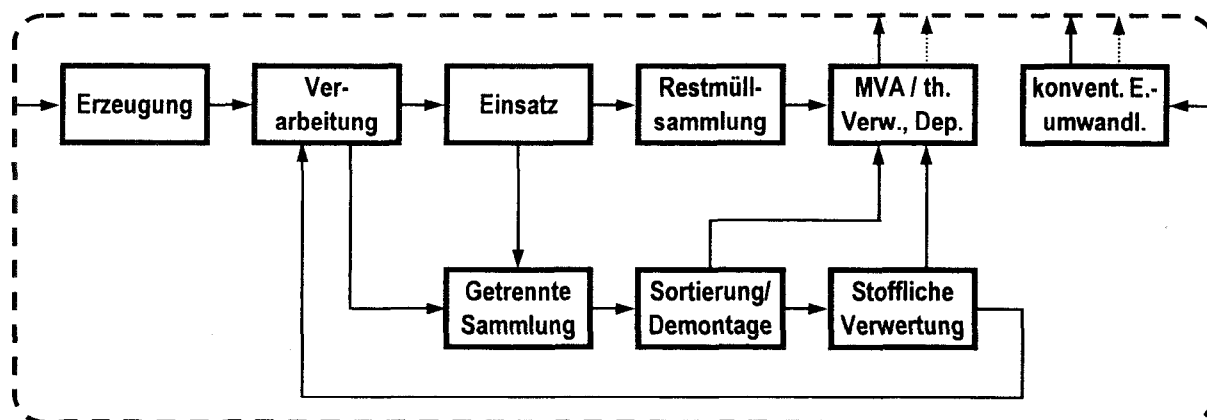


Abb. 5-1: Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen. Abkürzungen: Müllverbrennungsanlage (MVA), thermische Verwertung (th. Verw.), Deponierung (Dep.), konventionelle Energieumwandlung (konvent. E.-umwandl.). Die strichlierten Pfeile repräsentieren die Abgabe von Strom und Wärme.

¹⁵ Die verwendete Nomenklatur der „Stoffflußanalyse“ wird z. B. in BRUNNER et al. [1994] beschrieben.

Die untersuchten Verwertungswege werden durch die Prozesse „Getrennte Sammlung“, „Sortierung bzw. Demontage“ und „Stoffliche Verwertung“ beschrieben. Für die Bilanzierung eines vollständigen Gesamtsystems sind zusätzlich die Prozesse Kunststofferzeugung, Kunststoffverarbeitung, Kunststoffeinsatz, Restmüllsammlung, Müllverbrennung, thermische Verwertung und Deponierung zu ergänzen.

Neben den Kunststoffwaren werden im betrachteten System auch Strom und Wärme produziert. Für die richtige Bilanzierung der Effekte der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen ist es notwendig, *die genutzten Endprodukte, also auch die produzierte bzw. genutzte Strom- und Wärmemenge im System konstant zu halten*. Dies geschieht durch den Prozeß „konventionelle Energieumwandlung“, für den eine Gas- und Dampfturbine (GuD-Anlage) angenommen wird.

Einflüsse auf die produzierte Strom- und Wärmemenge im System

Durch die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen verändert sich die im betrachteten System produzierte Strom- und Wärmemenge. Für diese Veränderung können zwei verschiedene Effekte verantwortlich sein:

- In jenen Regionen, in denen der Restmüll verbrannt wird, entzieht eine getrennte Sammlung von Kunststoffabfällen diese Mengen einer Müllverbrennungsanlage, die dadurch weniger Strom und/oder weniger genutzte Wärme produzieren kann.
- Insbesondere bei der getrennten Sammlung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten und aus dem Kleingewerbe kann immer nur ein Teil der Sammelware der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Die übrige Menge ist thermisch zu verwerten. Bei dieser Verbrennung von Kunststoffabfällen in industriellen Anlagen liegt der Wirkungsgrad für die Stromproduktion und/oder der Wirkungs- und Nutzungsgrad für die produzierte Wärme wesentlich höher als bei Müllverbrennungsanlagen.

Ob durch die getrennte Sammlung von Kunststoffabfällen die produzierte und genutzte Strom- und Wärmemenge in Summe zu- oder abnimmt, hängt also davon ab, ob die getrennt gesammelten Mengen ansonsten zu einer Müllverbrennungsanlage oder zu einer Deponie gelangen würden, welcher Teil der getrennt gesammelten Menge thermisch verwertet wird und wie hoch die Wirkungs- und Nutzungsgrade der Strom- und Wärmeproduktion bei der Müllverbrennung und bei der thermischen Verwertung sind. Dementsprechend wird durch den Prozeß „konventionelle Energieumwandlung“ entweder die durch die getrennte Kunststoffsammlung und -verwertung ersparte oder die zusätzlich notwendige Produktion von Strom und Wärme abgebildet.

Zur thermischen Verwertung von Kunststoffabfällen ist anzumerken, daß sie einerseits ein unverzichtbarer Teil von bestimmten Verwertungswegen ist (z. B. thermische Verwertung der nicht aussortierbaren Kunststoffverpackungen aus der Haushaltssammlung). Andererseits wird die thermische Verwertung in Zukunft möglicherweise ein Teil der Restmüllbehandlung sein, wenn nach einer mechanischen Abtrennung der heizwertreichen Fraktion vom Restmüll diese Fraktion in industriellen Anlagen verbrannt wird.

Diese Möglichkeit des „Restmüllsplittings“ wird in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt, da die Art der Restmüllbehandlung im verwendeten Rechenmodell ein variabler Parameter ist und die Bandbreite zukünftig möglicher Restmüllbehandlung auch durch die Variation des Müllverbrennungsanteils und der Strom- und Wärmewirkungsgrade der Müllverbrennung abgedeckt werden kann. Die Ergebnisse dieser Studie werden für einen Müllverbrennungsanteil von 20 % und von 80 % dargestellt. Darüber hinaus decken verschiedene Sensitivitätsanalysen den gesamten Bereich zwischen 0 % und 100 % Müllverbrennungsanteil ab.

Für den Prozeß der thermischen Verwertung wird in dieser Arbeit eine industrielle Wirbelschichtverbrennung angenommen. Diese Form der thermischen Verwertung wurde deshalb gewählt, weil sie in der Praxis am ehesten an die Emissionsstandards der Müllverbrennung angepaßt werden kann und es **nicht Aufgabe der vorliegenden Arbeit war, verschiedene Formen der thermischen Verwertung oder Behandlung miteinander zu vergleichen.**

Eine derartige industrielle Wirbelschichtanlage, die auch Kunststoffabfälle verbrennen wird, soll in Österreich noch im Jahr 1998 in Betrieb gehen. Derzeit wird die thermische Fraktion der Kunststoffverpackungssammlung hauptsächlich in Zementwerken verwertet. Die Verbrennung der Kunststoffabfälle ersetzt dort Heizöl oder Kohle. Die Emissionsvorschriften für die Zementindustrie sind allerdings derzeit nicht mit jenen von Müllverbrennungsanlagen vergleichbar. Zusätzlich gelangen nicht flüchtige Schwermetalle im Zementdrehrohrofen in das Produkt und nicht, wie bei der Müllverbrennung, in eine Reststofffraktion. Die Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen und Zement-Drehrohröfen wurden vor kurzem in einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes verglichen [LAHL et al., 1997].

5.1.2 Berechnung der Bewertungsparameter von einzelnen Verwertungswegen

Ausgangspunkt für die Durchrechnung eines Verwertungsweges ist ein bestimmter Zustand („Referenzzustand“) des betrachteten Systems, in dem der zu untersuchende Verwertungsweg noch nicht enthalten ist, das heißt, daß die entsprechenden Kunststoffabfälle im System über die Restmüllsammlung und -behandlung laufen. Dieser Referenzzustand kann z. B. eine Situation darstellen, in der überhaupt keine Kunststoffabfälle stofflich verwertet werden, sondern der gesamte Kunststoffabfall mit dem Restmüll erfaßt und auf die zuvor festgelegte Weise entsorgt wird. Der Referenzzustand kann aber auch schon andere Verwertungswege als den zu untersuchenden Verwertungsweg enthalten, das heißt, daß bestimmte Kunststoffabfallmengen getrennt gesammelt und stofflich bzw. thermisch verwertet werden.

- Im ersten Schritt des Berechnungsvorgangs wird der Referenzzustand festgelegt. Für den Referenzzustand wird eine Güterbilanz erstellt, wobei der gesamte Kunststoffeinsatz und Kunststoffabfall berücksichtigt wird. Aus dieser Güterbilanz werden alle genannten ökologischen und ökonomischen Bewertungsparameter für den Referenzzustand berechnet.
- Im zweiten Schritt wird die Kunststoffabfallmenge des zu untersuchenden Verwertungsweges aus der Restmüllsammlung herausgenommen und der getrennten Sammlung, der anschließenden Sortierung und stofflichen bzw. thermischen Verwertung zugeführt. Das „Restsystem“ verändert sich einerseits durch die entzogene Kunststoffabfallmenge und andererseits durch die produzierten Recyclate, durch die produzierten Strom- und Wärmemengen und durch die anfallenden Reststoffe des Verwertungsweges. Für diesen neuen Zustand werden ebenfalls eine Güterbilanz und die darauf aufbauenden ökologischen und ökonomischen Bewertungsparameter berechnet.
- Der dritte Schritt des Berechnungsvorgangs besteht im Vergleich des Referenzzustandes mit dem neuen Zustand, der den untersuchten Verwertungsweg enthält. Bildet man für jeden der genannten ökologischen und ökonomischen Bewertungsparameter die Differenz der Ergebnisse im Referenzzustand und im neuen Zustand, so sind darin alle Effekte enthalten, die dem untersuchten Verwertungsweg zuzuordnen sind.

Zum Großteil besteht diese Differenz der Zustände von „Vorher“ und „Nachher“ aus völlig trivialen Beiträgen, wie z. B. den Kosten des untersuchten Verwertungsweges, die im Referenzzustand nicht enthalten waren. Durch den Vergleich der verschiedenen Zustände des Gesamtsystems werden aber auch komplexere Zusammenhänge zwischen einem Verwertungsweg und dem „Restsystem“ berücksichtigt. Sind z. B. die Sekundärprodukte eines Verwertungsweges dickwandiger als die ersetzten Primärprodukte, so erhöht sich die gesamte Kunststoffabfallmenge im System, was auch das Ergebnis der Bewertungsparameter beeinflusst.

Durch Wiederholung der oben beschriebenen Vorgangsweise können einzelne Verwertungswege in beliebiger Reihenfolge Schritt für Schritt zu einem bestimmten Gesamtzustand der stofflichen Kunststoffverwertung zusammengeführt werden. Die resultierende stoffliche Verwertungsquote des Gesamtsystems, z. B. für den IST-Zustand oder für den SOLL-Zustand, ist damit das Ergebnis der Zusammenstellung einer bestimmten Zahl konkret definierter, einzeln betrachteter Verwertungswege.

Durch die Realisierung der Bewertung von Verwertungswegen im Rahmen eines Rechenmodells ergeben sich folgende Vorteile:

- Möglichkeit der späteren Aktualisierung und weiteren Verbesserung von Daten
- Möglichkeit der Durchführung von Sensitivitätsanalysen
- Möglichkeit der einfachen Ergänzung weiterer Verwertungswege oder der Untergliederung bereits enthaltener Verwertungswege

Dadurch bleiben die Erhebungen und Ergebnisse der Studie länger nutzbar und können leicht an sich verändernde Rahmenbedingungen angepaßt werden.

5.2 Ökologische Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung

5.2.1 Auswahl der ökologischen Bewertungskriterien

Bei der ökologischen Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen geht es zunächst darum, Bewertungsparameter auszuwählen, deren Wert pro Tonne betrachtetem Kunststoffabfall sich spürbar ändert, wenn diese Tonne Kunststoffabfall stofflich verwertet wird oder nicht. Ökologische Parameter, die sich bei der alleinigen Variation der stofflichen Verwertung nicht ändern, sind nicht von Interesse. So war es z. B. nicht Aufgabe dieser Studie, verschiedene Verfahren der thermischen Behandlung bzw. Verwertung von Kunststoffen miteinander zu vergleichen. Daher wurden auch keine Luftemissionen als ökologische Bewertungsparameter ausgewählt, die sich nur beim Vergleich von verschiedenen thermischen Verfahren unterscheiden.

Nach der Sichtung ähnlicher Studien und nach ausführlicher Diskussion mit dem Expertenbeirat, der die Studie begleitete, wurden schließlich vier ökologische Bewertungsparameter ausgewählt, die für die Erfassung der Effekte der stofflichen Kunststoffverwertung besonders geeignet scheinen:

- Primärenergiebilanz
- CO₂-Emissionen
- TOC-Emissionen
- Direkt deponierte Abfallmengen

Die Bilanz der verbrauchten Primärenergieträger wird durch die Realisierung der stofflichen Verwertung wesentlich beeinflusst. Dies folgt allein schon aus der Tatsache, daß Kunststoff selbst fast vollständig aus fossilen Energieträgern hergestellt wird. Im Fall der stofflichen Verwertung erspart man sich durch den Einsatz des erzeugten Recyclats nahezu die gleichen Mengen an Primärkunststoff und damit die Energieträger für die Kunststoffherstellung.

Dem stehen die deutlich geringeren Aufwände der Aufbereitung und stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen gegenüber. Die thermische Verwertung von Kunststoffabfällen und die Produktion von Strom und Nutzwärme in Müllverbrennungsanlagen liefern zusätzliche Bei-

träge zur Energiebilanz. Die unterschiedlichen Transportaufwände bei der getrennten Sammlung und bei der Restmüllsammlung sind für die Energiebilanz relativ unbedeutend.

Aus der fundamentalen Bedeutung der energetischen Effekte der stofflichen Verwertung läßt sich direkt die Relevanz der CO₂-Emissionen ableiten. Die Veränderungen der CO₂-Emissionen durch die stoffliche Kunststoffverwertung laufen parallel zu den energetischen Effekten, wobei zusätzlich die Zusammensetzung der verbrauchten Primärenergieträger einfließt.

Um auch eine Wasseremission einzubeziehen, wurde weiters der Bewertungsparameter TOC-Emissionen ausgewählt. Die TOC-Emissionen sind deshalb von Bedeutung, weil sie die Auswirkungen des Haftschmutzes auf den Kunststoffabfällen bei der Verwertung oder in der Deponie abbilden. Zusätzlich ist die Primärproduktion von Kunststoff mit TOC-Emissionen verbunden. Die Substitution von Primärkunststoff durch Recyclat bedeutet daher auch eine Reduktion der TOC-Emissionen.

Aus der Sicht der Abfallwirtschaft sind vor allem die direkt deponierten Kunststoffabfallmengen von Bedeutung. Die direkte Deponierung von Kunststoffen widerspricht den Zielen der Abfallwirtschaft (Schutz des Menschen und der Umwelt, Schonung von Rohstoff- und Energiereserven, Schonung von Deponievolumen, langfristig sichere Ablagerung von Stoffen). Durch die Deponieverordnung wird die direkte Deponierung von Abfällen mit einem TOC > 5 % oder einem Brennwert > 6.000 MJ/kg Trockensubstanz ab 1. Jänner 2004 bzw. 2009 untersagt. Aufgrund ihres hohen Brennwertes bzw. TOC-Gehalts sind Kunststoffe von dieser Regelung besonders betroffen. Die Reduktion von Deponiemengen durch die stoffliche Kunststoffverwertung hängt außerdem naturgemäß vom bereits erreichten Müllverbrennungsanteil für Restmüll ab. Aus diesen Gründen wurde die direkt deponierte Kunststoffabfallmenge (Reaktordeponiemenge) als viertes, wesentliches Bewertungskriterium aufgenommen.

Die Liste der möglichen ökologischen Bewertungskriterien ist damit natürlich nicht vollständig. Die Betrachtung könnte auf weitere Luft- und Wasseremissionen, auf Abfallmengen anderer Abfallqualitäten oder auf den Verbrauch von Luft und Wasser ausgedehnt werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit legen jedoch einerseits nahe, daß die ökologische Bewertung der stofflichen Kunststoffverwertung immer deutlich positiv ausfallen wird. Andererseits zeigt die Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse für die einzelnen Verwertungswege, daß zwar die Veränderungen der Energiebilanz, der CO₂-Emissionen und der Reaktordeponiemengen relevante Nutzeffekte verursachen, der Beitrag der TOC-Emissionen aber bereits nahezu unbedeutend ist. Eine Abschätzung für die zusätzliche Berücksichtigung von NO_x-Emissionen ergibt ebenfalls einen nur unbedeutenden Beitrag.

Bei verschiedenen anderen Stoffen war zunächst nicht klar, ob die stoffliche Kunststoffverwertung für ihre Stoffbilanz von Bedeutung ist. Im folgenden wird kurz erläutert, warum diese Stoffe schließlich nicht in die Liste der ökologischen Bewertungsparameter aufgenommen wurden.

Für fast alle der unten genannten Stoffe hat eine eventuelle stoffliche Verwertung insofern positive Auswirkungen, als durch die Wiederverwertung der Stoff weiter im Einsatz verbleibt. Wegen der zukünftigen Umsetzung der Deponieverordnung erhöht sich damit die Wahrscheinlichkeit, daß der Stoff bei seiner letztendlichen Entsorgung nicht in eine Reaktordeponie, sondern in eine Müllverbrennungsanlage gerät, in der gefährliche Stoffe entweder in ungefährliche Bestandteile zerlegt oder in bestimmten Reststofffraktionen aufkonzentriert werden und damit einer kontrollierbaren Ablagerung oder in Zukunft womöglich einer Rückgewinnung von Stoffen zugeführt werden können („Verzögerungsargument“).

Schwermetalle

Bei den Schwermetallen ist heute vor allem Blei als PVC-Stabilisator und in Pigmenten von mengenmäßiger Bedeutung. Blei-Stabilisatoren werden aber zunehmend durch Stabilisatoren auf Ca/Zn-Basis ersetzt. Cadmium als Stabilisator und in Pigmenten wurde in Österreich vor allem im Zeitraum von 1960–1983 eingesetzt. Seit dem 1. Jänner 1994 ist der Einsatz von Cadmium bis auf geringfügige Ausnahmen durch die Cadmiumverordnung verboten. Auch Chrom in Pigmenten wird mehr und mehr durch andere Verbindungen substituiert.

Auf die Stoffflüsse der genannten Schwermetalle wirkt sich die stoffliche Verwertung wegen des oben angeführten „Verzögerungsarguments“ positiv aus. Bei der Verwertung von bleistabilisierten PVC-Abfällen entsteht ein weiterer Vorteil dadurch, daß das Blei bei der Wiederverwendung des Recyclats seine stabilisierenden Eigenschaften zum Großteil beibehält, wodurch der Neueinsatz der entsprechenden Bleimengen substituiert wird.

Zinnorganische Verbindungen

Im Kunststoffbereich werden zinnorganische Verbindungen vor allem als Stabilisatoren für PVC verwendet. Die Verbindungen sind zum Teil auch für den Einsatz in Lebensmittelverpackungen oder Trinkwasserrohren zugelassen. Zinnorganische Belastungen von Klärschlämmen stammen wahrscheinlich aus anderen Quellen als Kunststoffwaren. Zinnorganische Verbindungen in Schweizer Seen ließen sich auf faulungsverhindernde Anstrichfarben für Boote zurückführen [BECKER-VAN SLOOTEN & TARRADELLAS, 1995].

Für die stoffliche Verwertung von PVC-Abfällen, die zinnorganische Stabilisatoren enthalten, kann ebenfalls das oben genannte „Verzögerungsargument“ angeführt werden. Negative Auswirkungen der zinnorganischen Stabilisatoren im Zuge der stofflichen Verwertung sind derzeit nicht bekannt.

Phthalate

Phthalate sind die bedeutendste Gruppe der PVC-Weichmacher. Bei der stofflichen Verwertung von Weich-PVC-Abfällen wie z. B. Bodenbelägen oder Dachbahnen werden die Altprodukte gemahlen und für die Mittelschicht der gleichen Produkte wiederverwendet. Negative Auswirkungen der enthaltenen Phthalate bei diesem Vorgang sind bislang nicht bekannt.

Umfangreiche Literaturverweise zu PVC-Additiven und deren ökologischer Relevanz finden sich z. B. in der Studie der AGPU et al. [1997].

Halogenierte Flammschutzmittel

Die stoffliche Wiederverwertung von Kunststoffen, die halogenierte Flammschutzmittel enthalten, ist nur dann möglich bzw. erlaubt, wenn dabei die Freisetzung von Dioxinen und Furanen ausgeschlossen werden kann. Nach einer Studie von MEYER et al. [1992] sind mit polybromierten Diphenylethern (PBDE) ausgerüstete Thermoplaste aus diesem Grund von der stofflichen Verwertung auszuschließen. Produkte mit Flammschutzmitteln auf der Basis von Tetrabrombisphenol-A sind hingegen für eine Wiederverwertung geeignet.

Bei der zukünftigen Demontage von Elektrogeräten zum Zwecke der Wiederverwertung der verwendeten Werkstoffe ist daher eine Aussortierung der PBDE-haltigen Teile mit dem Ziel der umweltgerechten Entsorgung vorzusehen. Sollte eine derartige Separierung der Alt-kunststoffe nach den in ihnen enthaltenen Flammschutzmitteln technisch oder wirtschaftlich unmöglich sein, so müßten alle flammhemmend ausgerüsteten Kunststoffteile entsorgt werden.

FCKW

Die stoffliche Verwertung von PUR-Hartschäumen wird in der Praxis zwar seit einiger Zeit betrieben, sie wurde in der vorliegenden Studie aufgrund der derzeit vernachlässigbaren Mengen jedoch nicht untersucht. Nach Angaben der Fa. Greiner in Schwanenstadt können die FCKW-Emissionen im Rahmen der Aufbereitung und Verwertung von PUR-Hartschäumen erfaßt, kondensiert und geordnet entsorgt werden, sodaß keine relevanten Emissionsmengen an die Umwelt abgegeben werden.

Die Auswahl eines organischen Indikatorstoffes, der bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffen eine Rolle spielen könnte, scheiterte an der völlig unsicheren Datenlage in diesem Bereich. Problematisch ist in diesem Zusammenhang nicht nur die Auswahl eines geeigneten, möglichst universell verwendeten Indikatorstoffs mit Umweltrelevanz, sondern auch die Emissionsmessung und Bilanzierung der Stoffflüsse bei der stofflichen Verwertung.

Allgemein ist zu beachten, daß Recyclate nur in jenen Bereichen wiederverwendet werden, in denen die in ihnen enthaltenen Additive auch zugelassen bzw. nicht unerwünscht sind.

Die möglichen Einflüsse auf die Ergebnisse dieser Arbeit durch die Berücksichtigung der genannten Stoffe sind mit Sicherheit wesentlich kleiner als die untersuchten Effekte aufgrund der Veränderung des Müllverbrennungsanteils und der Variation der monetären Bewertung der ausgewählten externen Effekte im Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse.

5.2.2 Güterbilanz

In der Güterbilanz des Rechenmodells wurden alle bisher angegebenen Daten über den Kunststoffeinsatz, den Kunststoffabfall und dessen Verunreinigung sowie über die ausgewählten Verwertungswege und deren Sortenstrukturen verwendet. Die Verteilung der Inputmengen bei der Sortierung von getrennt gesammelten Verpackungen auf verschiedene Outputfraktionen wurde ebenfalls bereits in Abschnitt 4.2.1 und 4.2.2 erläutert.

Die verwendete Güterbilanz beruht grundsätzlich auf einer Bilanzierung sauberer Kunststoffmengen. Bei allen abfallwirtschaftlichen Prozessen wurden zusätzlich die Verunreinigungsmengen und die verunreinigten Kunststoffe durchbilanziert. Im Bereich der getrennten Sammlung und der nachfolgenden Sortierung und Verwertung wurden außerdem die mitgesammelten Fremdstoffe berücksichtigt, die die Kosten der Erfassung und Verwertung nicht unwesentlich mitbestimmen. Die Fremdstoffanteile von 3 % bzw. 18 % für die Verwertungswege „Verpackungen Gewerbe-IST“ und „Verpackungen Haushalt-IST“ wurden der Studie der GUA [1997] entnommen. Für den Verwertungsweg „Verpackungen Gewerbe-PLUS“ wurden ebenfalls 3 % angenommen, für die optimierte Haushaltssammlung wurde der Fremdstoffanteil auf 10 % geschätzt.

Für die Erstellung der **Mengenbilanz der stofflichen Verwertung** wurden vorhandene Erhebungen der GUA [1998], des ÖKI [1996] und von FEHRINGER & BRUNNER [1997] berücksichtigt. Der wichtigste Wert ist in diesem Zusammenhang die Recyclatmenge, die im Rahmen der stofflichen Verwertung gewonnen werden kann. Die folgende Tabelle gibt die Werte für die Recyclatausbeute an, und zwar einerseits gemessen am Gesamtinput (inklusive Verunreinigungen und Fremdstoffe) und andererseits gemessen am Kunststoff-Trocken-substanzinput.

Im Vergleich dazu gibt das ÖKI [1996] für den Durchschnitt der PE-Reggranulate 82 % Reggranulatausbeute an (gemessen an der gesamten Inputmenge). Bei den untersuchten Verwertungsunternehmen stammte dabei der mengenmäßige Schwerpunkt des Inputs aus dem Verpackungsbereich. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Werte liegen im Verpackungsbereich wegen der höheren Recyclatausbeute einiger anderer Sorten etwas höher. Im Bereich der Produktionsabfälle und Nicht-Verpackungen liegen die Werte aufgrund der geringeren Verunreinigungen noch höher.

Tab. 5-1: *Recyclatausbeute bei der stofflichen Verwertung im Rahmen der untersuchten acht Verwertungswege*

	Recyclatmenge pro Input gesamt	Recyclatmenge pro Kunststoff- Trockensubstanzinput
Produktionsabfall-Ist / -Plus	98%	98%
Verpackungen Gewerbe-Ist / -Plus	87%	95%
Verpackungen Haushalt-Ist / -Neu	83%	92%
Nicht-Verpackungen-Ist / -Plus	90%	95%

Der **Substitutionsfaktor** der Verwertungswege (substituierte Primärkunststoffmenge pro eingesetzter Recyclatmenge) wird in Übereinstimmung mit den Angaben der Verwerter und der Studie von HOLLEY et al. [1995] für alle Verwertungswege außer für die Verwertung von Verpackungen aus dem Haushalt mit 1 angesetzt. Der Substitutionsfaktor für „Verpackungen Haushalt-IST“ wird mit 0,9 und für „Verpackungen Haushalt-NEU“ aufgrund der veränderten Sortenstruktur mit 0,95 angenommen. Für den Verwertungsweg „Folien aus Folienfraktion“ wird in der Studie von HOLLEY et al. [1995] ein Substitutionsfaktor von 0,7 verwendet. Ein bedeutender österreichischer Folienverwerter hält dem entgegen, daß sein Regranulat auf 40 µm verarbeitbar ist und daher die Dicke einer Folie, insbesondere in den Einsatzbereichen Agrar- und Baufolien, nicht aufgrund der eingesetzten Regranulatqualität erhöht werden muß.

Da an keiner Stelle der erstellten Güterbilanz berücksichtigt wurde, ob der Input der Verwertungswege bereits zum Teil Kunststoffprodukte aus Sekundärmaterial enthält, stellt die Güterbilanz der einzelnen Verwertungswege praktisch das Fließgleichgewicht der bestehenden oder möglichen wiederholten (kaskadischen) Wiederverwendung von Kunststoffprodukten dar.

5.2.3 Primärenergiebilanz

Der Verbrauch von Energieträgern bei der Primärproduktion von Kunststoffen wurde den Ökobilanzen von BOUSTEAD [1993–1996] entnommen, mit Ausnahme der Werte für ABS, andere Thermoplaste und Duromere, die geschätzt wurden (s. Tab. 5-2).

Der Energiebedarf für die stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungen wurde aus der Studie der GUA [1998] übernommen. Für das Waschen, Trocknen und Regranulieren sowie für die Energieversorgung der Betriebsgebäude sind

- 200 kWh Heizöl pro t Input und
- 800 kWh Strom pro t Input

zu veranschlagen, das entspricht insgesamt 5,6 GJ Primärenergie pro t Input. Der Energieverbrauch bei der Verwertung von Produktionsabfällen und Nicht-Verpackungen wurde in Anlehnung an diese Angaben geschätzt, wobei berücksichtigt wurde, daß bei diesen Verwertungswegen nur ein Teil der Kunststoffabfälle gewaschen und ein Teil nur gemahlen und nicht regranuliert wird. Damit ergeben sich insgesamt ca. 4,2 GJ Primärenergie pro t Input für Produktionsabfälle und ca. 4,8 GJ Primärenergie pro t Input für Nicht-Verpackungen.

Tab. 5-2: Energieverbrauch bei der Primärproduktion von Kunststoffen

Primärenergie [GJ/t Kunststoff]	Gesamt	Zur Produktion			Im Kunststoff		Sortenstruktur
		Strom-P.E.	Heizöl	Erdgas	Heizöl	Erdgas	
LDPE	83,3	5,4	12,1	18,1	24,2	23,6	17%
HDPE	77,4	3,2	10,2	16,3	25,0	22,7	13%
PP	76,3	4,1	14,1	10,3	37,9	9,8	16%
PVC	60,1	7,0	4,6	19,0	16,9	12,7	19%
PS	97,1	2,5	14,9	29,9	23,8	25,9	10%
EPS	91,8	2,2	20,3	19,5	26,1	23,6	3%
PET	76,0	4,6	11,4	14,2	33,2	12,6	1%
ABS	100,0	4,4	15,4	30,8	24,5	26,7	4%
andere Thermoplaste	85,0	9,4	12,4	18,4	24,7	24,0	6%
PUR-Schäume	104,5	3,0	10,5	57,4	15,2	18,4	8%
andere Duomere	104,5	5,0	10,5	57,4	15,2	18,4	4%
Gewichteter Mittelwert	81,7	4,8	11,2	23,1	24,2	18,8	100%

Die Energieverbräuche von Transportvorgängen und der Sortierung von Kunststoffabfällen wurden der Studie der GUA [1997] entnommen. Sie sind in der Energiebilanz nur von untergeordneter Bedeutung. Der Primärenergieaufwand pro kWh in Österreich verbrauchtem Strom (6,16 MJ Primärenergie pro kWh Strom) und die Zusammensetzung der verwendeten Primärenergieträger wurde aus PILZ [1996] übernommen.

Für die Energiebilanz der Verbrennungsprozesse sind vor allem der Heizwert des Inputmaterials und die Wirkungsgrade für die Strom- und Dampfproduktion von Bedeutung. Der Heizwert der sauberen und trockenen Kunststoffabfälle wurde aus den oben angegebenen Energiegehalten in den Kunststoffsorten abgeleitet, wobei die entsprechenden Umrechnungsfaktoren von Brennwert auf unteren Heizwert zu berücksichtigen waren. In der folgenden Tabelle ist gleichzeitig der Kohlenstoffgehalt der Kunststoffsorten angegeben, der aus den chemischen Formeln der Kunststoffe berechnet wurde. Die Werte für ABS, andere Thermoplaste und andere Duomere wurden geschätzt. Die Sortenstruktur der thermisch verwerteten Kunststoffabfälle stammt aus der Analyse der Mischkunststofffraktion [T.R.B., 1996]. Die Sortenstruktur der in Müllverbrennungsanlagen verbrannten Kunststoffabfälle wurde aus der Sortenstruktur des gesamten Kunststoffabfalls und der Zusammensetzung der stofflich und thermisch verwerteten Kunststoffabfälle im IST-Zustand abgeleitet.

Tab. 5-3: Heizwert, Kohlenstoffgehalt und Sortenstruktur der Kunststoffabfälle, die thermisch verwertet oder in Müllverbrennungsanlagen verbrannt werden.

Alle Angaben für sauberen Kunststoff	H _u	Kohlenstoff- gehalt	Sortenstruktur d. Abfalls	
	GJ/t		MVA	th. Verwert.
LDPE	43,7	86%	15%	64%
HDPE	43,7	86%	19%	3%
PP	44,1	86%	19%	10%
PVC	27,1	38%	11%	2%
PS	45,5	92%	10%	11%
EPS	45,6	92%	1%	5%
PET	42,2	63%	2%	6%
ABS	46,9	92%	4%	
andere Thermoplaste	44,6	80%	6%	
PUR-Schäume	30,7	56%	7%	
andere Duomere	30,7	55%	5%	
Gewichtetes Mittel für MVA	40,6	77%		
Gewichtetes Mittel für th. Verw.	43,7	84%		

In Übereinstimmung mit den Studien der GUA [1997] und der GUA [1998] wurden für die Verbrennungsanlagen im betrachteten System die in der folgenden Tabelle angegebenen Wirkungsgrade bzw. Nutzungsgrade verwendet. Bei der Wärmeproduktion beziehen sich die Wirkungsgrade auf jene abgegebene Wärmemenge, die tatsächlich genutzt wird (= Nutzungsgrad). Diese Wirkungsgrade sind im verwendeten Rechenmodell variable Parameter, die z. B. im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse verändert werden können.

Tab. 5-4: Wirkungsgrade bzw. Nutzungsgrade für die Strom- und Wärmeproduktion in den Verbrennungsanlagen des betrachteten Systems.

Anlagentyp	η -Strom	η -Dampf
Thermische Verwertung	15%	45%
Müllverbrennungsanlage	15%	25%
Konvent. Strom- & Wärmeprod.	36%	54%

5.2.4 CO₂- und CH₄-Emissionen

Der Großteil der CO₂-Emissionen im betrachteten System läßt sich direkt aus dem Kohlenstoffgehalt der verbrauchten Energieträger ableiten. Da der Gasverlust bei der Gewinnung und dem Transport von Erdgas 23 % des gesamten CO₂-Äquivalents für Erdgas ausmacht [HACKL & MAUSCHITZ, 1993], wird dieser zusätzliche Beitrag hier berücksichtigt. Die „Pre-combustion“-Anteile der anderen Energieträger können vernachlässigt werden.

Für die Umrechnung der CH₄-Emissionen in ein CO₂-Äquivalent wird der Faktor 62 verwendet (IPCC 1994 nach ZIMMERMANN et al. [1996]). Dieser Faktor bezieht sich auf einen 20-jährigen Betrachtungszeitraum und berücksichtigt direkte und indirekte Treibhauswirkungen von CH₄-Emissionen.

Zusätzlich zu den CO₂-Emissionen aus Verbrennungsprozessen wurden CO₂-Emissionen aus einem möglichen Kunststoffabbau in Deponien und CH₄-Emissionen aus dem Abbau der Verunreinigungen auf den deponierten Kunststoffen berücksichtigt. Über den Kunststoffabbau in Deponien liegen bisher keine fundierten Werte vor. In der vorliegenden Arbeit wird angenommen, daß langfristig maximal ein Drittel der Kunststoffmasse abgebaut werden kann. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde dieser Wert zwischen 0 % und 33 % variiert, um den Einfluß auf die Ergebnisse zu quantifizieren. Dieser mögliche Kunststoffabbau geht jedenfalls so langsam vor sich, daß er aufgrund der Methanoxidation in der obersten Deponieschichte zur Gänze in CO₂-Emissionen übergeht. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse dieser Arbeit wurde der langfristig abbaubare Kunststoffanteil mit 33 % festgelegt.

Tab. 5-5: CO₂-Emissionsfaktoren für die vorkommenden Energieträger, bezogen auf GJ unteren Heizwert der Brennstoffe. Bei Erdgas ist das CO₂-Äquivalent der Gasverluste bei der Gewinnung und beim Transport inkludiert.

Energieträger	kg CO ₂ / GJ
Heizöl mittel	77
Erdgas (inkl. CH ₄ -Verluste)	84
Diesel	74
Primärenergiemix z. Stromerz.	38

Tab. 5-6: CO₂-Emissionen pro Tonne primär erzeugtem Kunststoff.

Kunststoffsorte	kg CO ₂ / t
LDPE	2.650
HDPE	2.270
PP	2.110
PVC	2.210
PS	3.750
EPS	3.280
PET	2.240
ABS	3.930
andere Thermoplaste	2.850
PUR-Schäume	5.730
andere Duromere	5.810
Gewichteter Mittelwert	2.980

Die CH₄-Emissionen aus dem anaeroben Abbau der anhaftenden Verunreinigungen auf den Kunststoffabfällen in Reaktordeponien wurden folgendermaßen abgeschätzt: Aus einer für Österreich typischen Systemmüllzusammensetzung kann der enthaltene abbaubare Kohlenstoff mit ca. 105 kg/t Müll-Trockensubstanz abgeschätzt werden. Mit einem mittleren Gasvolumen von 200 m³/t Müll-Feuchtschubstanz und einem Volumsanteil von 47 % Methan [ZIMMERMANN et al., 1996] sowie einer Gaserfassungsquote von 50 % errechnen sich ca. 440 kg CH₄-Emissionen pro Tonne abbaubarem Kohlenstoff, die an die Atmosphäre abgegeben werden. Für die Verunreinigungen auf den Kunststoffabfällen wurde in dieser Arbeit eine Trockensubstanz von 40 % mit einem Drittel organischem Anteil angenommen. Damit lassen sich schließlich die CH₄-Emissionen aufgrund der Verunreinigungen berechnen.

5.2.5 TOC-Emissionen

Werte für TOC-Emissionen bei der Erzeugung von Kunststoffen liegen leider nur für einige Kunststoffsorten vor [HABERSATTER et al. 1996]. In dieser Arbeit wird der gewichtete Mittelwert von 0,2 kg TOC/t Kunststoff auf die gesamte erzeugte Kunststoffmenge angewendet.

Tab. 5-7: TOC-Emissionen pro Tonne primär erzeugtem Kunststoff.

Kunststoffsorte	kg TOC / t	Sortenstrukt.
LDPE	0,06	17%
HDPE	0,11	13%
PP	0,25	16%
PS	0,46	10%
PET	0,34	1%
gewichteter Durchschnitt	0,20	57%

Aus der obigen Abschätzung einer Kohlenstoffbilanz für die Deponie ergibt sich zusätzlich, daß mittelfristig etwa 15 % des abbaubaren Kohlenstoffs in das Sickerwasser gelangen, das üblicherweise einer Kläranlage zugeführt wird. Für den TOC-Abbau im Rahmen einer kommunalen Kläranlage wurde nach ZIMMERMANN et al. [1996] eine Abbauleistung von 82 % angenommen. Die TOC-Emissionen aufgrund der anhaftenden Verunreinigungen auf Kunststoffabfällen aus Deponien betragen damit letztlich 28 kg/t abbaubarem Kohlenstoff in den Verunreinigungen.

Ebenso werden 15 % der in der Reaktordeponie abgebauten Kunststoffmasse als TOC-Emission berücksichtigt, von denen aber wiederum nur 18 % nach dem Durchgang durch eine kommunale Kläranlage übrigbleiben.

Aus der Mengenbilanz der stofflichen Verwertung folgt, daß etwa 50 % der Verunreinigungen auf den Kunststoffabfällen mit dem Waschwasser an eine kommunale Kläranlage abgegeben wird. Mit der Abbauleistung der Kläranlage und den bereits genannten Annahmen zur Zusammensetzung der Verunreinigungen ergeben sich schließlich die TOC-Emissionen aus dem Prozeß der stofflichen Verwertung.

5.2.6 Direkt deponierte Abfallmengen

Die direkt deponierten Kunststoffabfallmengen ergeben sich aus der Güterbilanz und der zugrundegelegten Verteilung von Restmüllfraktionen auf die Prozesse Wirbelschichtverbrennung, Müllverbrennungsanlage und Reaktordeponie. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit werden die in Tab. 5-8 genannten Werte verwendet. Bei der zweiten, alternativen Ergebnisdarstellung wird für die Restmüllfraktionen ein Müllverbrennungsanteil von 80 % und für die speziellen Reststofffraktionen ein Anteil von je 50 % für Müllverbrennung und Wirbelschichtverbrennung angenommen.

Tab. 5-8: Gewählte Verteilung von nicht stofflich oder thermisch verwerteten Kunststoffabfallmengen auf die Prozesse Wirbelschichtverbrennung, Müllverbrennungsanlage und Reaktordeponie für die Hauptdarstellung der Ergebnisse.

Fraktionen zur Entsorgung	Wirbelsch.	MVA	Deponie
Reststoffe der Sort. & Verwertung	30%	0%	70%
Spezielle Reststofffraktionen ¹	0%	20%	80%
Verschiedene Restmüllfraktionen ²	0%	20%	80%

¹⁾ Shredderrückstände, Produktionsabfälle, Kunststoff aus getrennt gesammelten Elektroaltgeräten

²⁾ Systemmüll, Sperrmüll, Baustellenabfälle, Gewerbemüll, Krankenhausabfälle

5.3 Betriebswirtschaftliche Analyse

5.3.1 Kosten der getrennten Erfassung und Sortierung

Die im Rahmen der betriebswirtschaftlichen Berechnungen verwendeten Kosten für die Erfassung der verschiedenen Kunststoffabfälle wurden auf grundsätzlich verschiedene Weise ermittelt, je nachdem ob es sich um Erfassungsschienen der ARGEV handelt oder um Erfassungsschienen außerhalb des ARGEV-Systems. Der wesentliche Unterschied besteht darin, daß für das Erfassungssystem der ARGEV umfangreiches und detailliertes Datenmaterial eines operativen, zentral gesteuerten Systems vorliegt. Alle anderen Schienen mußten modelliert werden, ohne daß eine weitreichende praktische Überprüfung der ermittelten Daten möglich wäre.

Die in der Folge dargestellten Kosten umfassen folgende Hauptpositionen:

- Innerbetriebliche Mehrkosten betrieblicher Anfallstellen im Vergleich zur vermischten Entsorgung mit Restmüll¹⁶
- Kosten für Behälter
- Kosten der Entleerungen
- Kosten der Sortierung
- Overheadkosten (Systemkosten ARGEV/ARA; Etablierung, Vermarktung und Administration bei neuen Schienen, etc.)

Die jeweiligen Gesamtkosten umfassen demnach die Summe aller Kosten, die bis zur Bereitstellung frachtfähiger Mengen für den Transport zum Verwerter anfallen, einschließlich der innerbetrieblichen Trennkosten betrieblicher Anfallstellen.

Sämtliche in diesem Abschnitt angegebenen spezifischen Kostenbeträge beziehen sich auf die Tonne Sammelgut einschließlich aller Anhaftungen und Fremdstoffe¹⁷.

5.3.1.1 Erfassungsschienen für Kunststoffverpackungen im IST-Zustand

Für die gesamte Tätigkeit der ARGEV liegen für alle abgeschlossenen Geschäftsjahre sämtliche betriebswirtschaftlichen Daten und umfassende Mengendokumentationen vor. Damit lassen sich alle spezifischen Kostengrößen des IST-Zustands mit Ausnahme der innerbetrieblichen Kosten betrieblicher Anfallstellen leicht ermitteln. Die für das Jahr 1996 ermittelten Daten wurden noch um einen Teil der im laufenden Jahr in den Verhandlungen mit den Regionalpartnern erzielten Tarifsenkungen korrigiert. Die verwendeten Kostengrößen beschreiben also einen Zwischenzustand zwischen 1996 und 1998.

Unter Einbeziehung der erforderlichen Sortierkosten ergeben sich schließlich im IST-Zustand für die Erfassung und Sortierung im Haushaltsbereich 11.750,- ATS/t.

Die innerbetrieblichen Kosten der betrieblichen Anfallstellen sind als jene Mehrkosten der getrennten Erfassung zu berücksichtigen, die im Vergleich zur vermischten Entsorgung mit Restmüll durch die Trennung anfallen. Dazu gibt es natürlich keine umfassende Erhebung von Praxisdaten. Aufgrund verschiedener exemplarischer Überlegungen wurde schließlich ein Schätzwert von 750,- ATS pro Tonne Sammelgut angenommen.

Die Tatsache, daß auch im IST-Zustand neben der ARGEV andere Systeme und die Selbsterfüller mit vermutlich unterschiedlichen Kosten betrieben werden, wurde anteilig in den Overheadkosten¹⁸ berücksichtigt. Die Mengen der anderen Systeme zuzüglich der Selbsterfüller betragen im Modell rund ein Drittel der Gesamtmenge der „Verpackungen Gewerbe-IST“.

Unter Einbeziehung des Kostenfaktors der innerbetrieblichen Trennkosten ergeben sich schließlich im IST-Zustand für die Erfassung aus betrieblichen Anfallstellen 8.000,- ATS/t.

¹⁶ Die „Mehrkosten“ privater Haushalte für die getrennte Erfassung stellen eine umstrittene Frage dar und wurden nicht berücksichtigt.

¹⁷ Eine gewisse Besonderheit stellt die betriebliche Erfassungsschiene der ARGEV dar, da die Sammelmenge in diesem Fall eine rechnerisch ermittelte Größe darstellt, die aber auch mit einem geringen Verschmutzungsanteil angenommen wurde.

¹⁸ Für die anderen Schienen wurde angenommen, dass die Overheadkosten nur 50 % jener des ARGEV/ARA-Systems betragen.

5.3.1.2 Optimierte Erfassung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten

Wie bereits beschrieben, wurde für die Erfassung aus betrieblichen Anfallstellen ein weiterer Ausbau (Verpackungen Gewerbe-PLUS), für die Erfassung aus Haushalten hingegen ein Rückbau (Verpackungen Haushalt-NEU) untersucht.

Die reduzierte Haushaltssammlung wurde als reines Bringsystem mit voller Kostenoptimierung und durch Wettbewerb minimierten Tarifen gerechnet. Für die Sortierkosten wurde ein Rückgang der Tarife durch die veränderte Sortieraufgabe, teilweise Automatisierung und ebenfalls Kostenminimierung durch Wettbewerb angenommen. Die spezifischen Kosten der Sammlung und Sortierung in der optimierten Situation ergeben sich dadurch mit 9.550,- ATS/t. Das entspricht einer Reduktion um etwa 19 % gegenüber dem IST-Zustand.

Während die optimierte Sammlung aus Haushalten voll im Leistungsbereich der ARGEV verbleiben wird, wird der Ausbau im betrieblichen Bereich vermutlich auch von verschiedenen anderen Systemträgern vermehrt mitbestimmt werden. Die im folgenden Unterabschnitt dargestellten Kostenfaktoren beziehen sich dementsprechend auf die Mischung aller dieser Systeme unter Einschluß der ARGEV.

5.3.1.3 Zusätzliche Erfassung von Kunststoffverpackungen aus betrieblichen Anfallstellen

Der Verwertungsweg "Verpackungen Gewerbe-PLUS" setzt sich aus drei Teilen zusammen:

- Wie im IST-Zustand (Anteil 35 %):
Hier wurden lediglich leicht reduzierte Overheadkosten durch die Beteiligung von Systemen mit geringerem Verwaltungsaufwand angenommen. Es ergeben sich Gesamtkosten von 7.800,- ATS/t.
- Kleinballen/Speditionen (Anteil 40 %):
Die Einsparungen bei Transport (Nutzung Leerfahrten) und Sortierung werden durch die Kosten der Verdichtung an der Anfallstelle und den insbesondere durch Vermarktungskosten erhöhten Overhead fast aufgewogen. Resultierende Gesamtkosten: 7.500,- ATS/t.
- „Haushaltsartig“ (Anteil 25 %):
Für diese Schiene wurden Kosten entsprechend dem System "Verpackungen Haushalt-NEU" angenommen, aber mit insbesondere durch Vermarktungskosten und Aufwand der Anfallstellen erhöhtem Overhead. Resultierende Gesamtkosten: 10.600,-ATS/t

Der gewichtete Mittelwert der drei Teilschienen beträgt 8.336,- ATS/t.

5.3.1.4 Erfassungsschienen für Produktionsabfälle und Nicht-Verpackungen

Die Erfassungsschienen für Produktionsabfälle und Nicht-Verpackungen im IST-Zustand und für die Ausbauoptionen wurden in Form von 19 individuellen Lösungen modelliert, die sich in sechs Gruppen einteilen lassen:

- Containersammlung ab Betrieb
Es wurde die Abholung in einem 30 m³ - Container mit 12 Abfuhrten pro Jahr unterstellt. Je nach Sammelgut wurde die Schüttdichte und damit die Menge pro Abholung variiert. Die Kosten für Behältermiete und Entleerung wurden in Höhe der üblichen Marktpreise angesetzt. Im Overhead wurden die innerbetrieblichen Mehrkosten der Trennung und Kosten des Systembetriebs berücksichtigt.
- Containersammlung ab Betrieb mit Demontage
In diesen Fällen wurden zusätzlich zu den Erfassungskosten wie oben fallspezifische Demontagekosten angesetzt.

- Über Recyclinghöfe
In diesen Fällen wurden produktspezifisch abgeminderte anteilige Kosten der ARGEV-Haushaltssammlung angesetzt.
- Aus Sperr- und Gewerbemüllsortieranlagen
In diesem Fall wurden die materialspezifischen Kosten der Containersammlung (wie oben) zuzüglich adäquater Kosten für die Aussortierung in Sperr- und Gewerbemüllsortieranlagen angesetzt.
- Über ARGEV-Module 1, 2 und 4
Die Sammelkosten entsprechen in diesen Fällen jenen der optimierten Haushaltssammlung. Die Outputtarife an die Sortieranlagen sind jedoch unterschiedlich und an die jeweiligen Materialien angepaßt.
- Über ARGEV-Module 1, 2 und 4 mit Demontage
Zusätzlich zum vorhergehenden Punkt sind in diesem Fall materialspezifische Demontagekosten berücksichtigt worden.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Zuordnung der beschriebenen sechs Modelltypen zu den Verwertungslösungen und die jeweils ermittelten Gesamtkosten pro Tonne erfaßten Materials.

Tab. 5-9: Zuordnung der sechs Modelltypen zu den Verwertungslösungen und die jeweils ermittelten Gesamtkosten der Erfassung und Sortierung bzw. Demontage.

	Modell	ATS / t
Produktionsabfälle		
1 Produktionsabfälle IST	Container ab Betrieb	1.320
2 Produktionsabfälle Plus	Container ab Betrieb	1.600
Nicht-Verpackungen IST		
3 Batteriekästen	Container ab Betrieb	1.600
4 Agrar- & Baufolien	Container ab Betrieb	3.800
5 Rohre	Container ab Betrieb	2.200
6 Bodenbeläge	Über Recyclinghöfe	2.300
7 Stoßstangen	Container ab Betrieb + Demontage	4.200
8 Schaumstoffe	Über Recyclinghöfe	3.100
9 Dachbahnen	Container ab Betrieb	2.300
10 Sonstiges	Mittelwert	2.550
Nicht-Verpackungen Plus		
11 PVC-U aus dem Baubereich	Container ab Betrieb	2.700
12 Agrar- & Baufolien, HDPE-Baugew.	Container ab Betrieb	4.500
13 PUR-Weichschaumstoffe	Sperr-/Gewerbemüllsortierung	4.500
14 PUR-Weichschaumstoffe	Container ab Betrieb	3.800
15 Gehäuseteile v. Elektroaltgeräten	ARGEV Module 1, 2 & 4 + Demontage	11.600
16 PVC-Bodenplatten a. Haushalten	Container ab Betrieb	2.700
17 Formteile aus Alt-Kraftfahrzeugen	Container ab Betrieb + Demontage	5.500
18 Blumentöpfe	ARGEV Module 1, 2 & 4	10.250
19 Eimer & Behälter aus Haushalten	ARGEV Module 1, 2 & 4	9.550

5.3.2 Kosten der Verwertung

5.3.2.1 Kosten der stofflichen Verwertung

Die folgenden Kostenangaben sind immer als Bruttokosten zu verstehen, das heißt, daß sie alle Annuitäten, proportionalen und fixen Betriebskosten, Personalkosten und Gewinne, jedoch keine Erlöse beinhalten.

Die Verwertungskosten von Produktionsabfällen wurden nach Angaben von Verwertern mit 3,- ATS/kg für den Fall der Regranulierung und mit 1,- ATS/kg für den Fall ausschließlicher Mahlung angesetzt. Auch für die Verwertung von EPS-Verpackungen durch Mahlen wurden Kosten von 1,- ATS/kg angenommen. Für die etwas aufwendigere Verwertung von PVC-Produktionsabfällen errechnen sich aus der Differenz der Recyclaterlöse (ca. 7,-/kg nach EUWID [1997]) und den Übernahmekosten für die Abfälle (ca. 3,50 ATS/kg nach EUWID [1997]) Verwertungskosten von etwa 3,50 ATS/kg.

Die Bruttokosten der Verwertung von Verpackungen aus LDPE, HDPE, PP und PS werden gebildet, indem zu den entsprechenden Erlösen für die Regranulate (bezogen auf ein Kilogramm Inputmenge) eine Zuzahlung in der Höhe von 3,- ATS/kg addiert wird (nach Angaben der Verwerter). Für die entsprechenden Kosten der Verwertung von Verpackungen aus dem Gewerbe wird eine Zuzahlung von durchschnittlich 1,50 ATS/kg angesetzt. Für den Erlös von PE-Regranulat gibt der VKRÖ einen Durchschnittswert von 5,50 ATS/kg an. Nach Angaben der Verwerter liegen die Erlöse für PS- und PP-Regranulat etwa bei 7,- ATS/kg.

Die Kosten der PET-Verwertung wurden schließlich auf die gleiche Weise wie bei PVC durch Subtraktion der Recyclaterlöse (ca. 6,15/kg nach EUWID [1997]) und den Übernahmekosten für die Abfälle (ca. 1,75 ATS/kg nach EUWID [1997]) gebildet.

Bei den Nicht-Verpackungen wurden in Anlehnung an die bisher genannten Werte für eine Verwertung mit Waschen und Regranulieren Kosten von 6,50 ATS/kg und für den Fall der reinen Mahlung Kosten von durchschnittlich 2,- ATS/kg angenommen.

Der Erlös für EPS bei der Wiederverwendung in der Bauwirtschaft kann aufgrund der Übernahmekosten für die Abfälle und der Verarbeitungskosten mit mindestens 2,- ATS/kg abgeschätzt werden. Bei der Wiederverwendung des Mahlguts im Verpackungsbereich ist mit Erlösen von etwa 6,- ATS/kg zu rechnen. Das gewichtete Mittel der Erlöse für EPS-Mahlgut wird mit 3,- ATS/kg angesetzt.

Erlöse von bisher noch nicht erwähnten Kunststoffsorten wurden anhand der Verhältnisse der Primärpreise (s. Abschnitt 5.4.3.1) und der Relation von Primär- und Sekundärpreis von PE abgeschätzt. Die folgenden Tabellen zeigen die resultierenden mittleren Bruttokosten pro kg Input für die stoffliche Verwertung im Rahmen der untersuchten Verwertungswege und die erzielbaren Erlöse pro kg Recyclat für die einzelnen Kunststoffsorten.

Tab. 5-10: Mittlere Bruttokosten der stofflichen Verwertung pro kg Input für die untersuchten Verwertungswege.

Verwertungsweg	Kosten stoffliche Verwertung [ATS/kg]
Produktionsabfall-Ist	2,60
Verpackungen Gewerbe-Ist	6,10
Verpackungen Haushalt-Ist	7,10
Nicht-Verpackungen-Ist	5,50
Produktionsabfall-Plus	2,60
Verpackungen Gewerbe-Plus	6,20
Verpackungen Haushalt-Neu	6,30
Nicht-Verpackungen-Plus	4,00

Tab. 5-11: Erzielbare Erlöse pro kg Recyclat für die einzelnen Kunststoffsorten.

Kunststoffsorte	Recyclaterlös [ATS/kg]
LDPE	5,50
HDPE	5,60
PP	7,00
PVC	7,00
PS	7,00
EPS	3,00
PET	6,10
ABS	11,30
andere Thermoplaste	6,50
PUR-Schäume	6,50
andere Duromere	4,90

Zusätzlich zu den genannten Kosten der stofflichen Verwertung ist noch ein Overhead zu berücksichtigen, der die ÖKK-Gemeinkosten und einen entsprechenden Anteil der ARA-Umlage oder ähnliche Kosten anderer Systeme sowie Zwischenlagerkosten und Transportkosten zum Verwerter enthält. Aus den Bilanzen des ARA-Systems für das Jahr 1996 [GUA, 1997] ergibt sich dieser Systemoverhead für die Verwertung von Kunststoffverpackungen mit 840 ATS pro gesammelter Tonne Leichtverpackungen. Die Aufteilung dieses Betrages auf den Haushalts- und den Gewerbebereich sowie die Festlegung des Systemoverheads für die anderen Verwertungswege erfolgte durch geschätzte Zu- oder Abschläge zu dem genannten Wert.

5.3.2.2 Kosten der thermischen Verwertung

Mit dem in der Studie der GUA [1998] erstellten Rechenmodell kann unter anderem die Kostenbilanz einer Wirbelschichtanlage in Abhängigkeit vom Heizwert errechnet werden. Der Heizwert der thermisch verwerteten Kunststoffabfälle einschließlich der enthaltenen Verunreinigungen und Fremdstoffe beträgt ca. 32 GJ pro Tonne. Für ein Inputmaterial mit diesem Heizwert, Stromerlösen von 0,85 ATS/kWh und Wärmeerlösen von 0,25 ATS/kWh ergeben sich für eine 60 MW-Wirbelschichtanlage Bruttokosten (inklusive Aufbereitungskosten) von 4.070,- ATS/t Input und Übernahmegebühren von 1.930,-/t Input.

Da in der Regel jedoch eine gemeinsame Verbrennung mit Klärschlamm oder anderen heizwertarmen Abfällen stattfindet, können diese durch den hohen Heizwert bedingten Kosten

nicht zur Gänze den übernommenen Kunststoffabfällen verrechnet werden. Daher wird in der vorliegenden Arbeit den übernommenen Kunststoffabfällen die Kostenbilanz eines Inputmaterials zugeordnet, dessen Heizwert dem Mittelwert der genannten 32 MJ/kg und dem optimalen Inputheizwert einer derartigen Anlage von 9,5 MJ/kg entspricht. Damit ergeben sich Übernahmekosten (inklusive Aufbereitungskosten) von 1.460,- ATS/t Kunststoffabfall inklusive Fremdstoffe. Dieser Wert wurde in der vorliegenden Arbeit verwendet. Aus der ÖKK-Bilanz des Jahres 1996 [ÖKK, 1997] läßt sich ableiten, daß in diesem Jahr die tatsächliche Zuzahlung für die thermisch verwerteten Mengen durchschnittlich 3.800,- ATS/t betrug. In der Zwischenzeit hat die ÖKK bereits wesentlich günstigere Verträge mit den Verwertern abgeschlossen.

5.3.3 Kosten der Restmüllsammlung und Behandlung

Werden die Kunststoffabfälle nicht getrennt, sondern gemischt mit dem Restmüll gesammelt, verursachen sie hierbei spezifische Kosten (in ATS/t), die wegen der geringeren Dichte der Kunststoffe über den spezifischen Kosten der Mischung liegen. Bei der Aufteilung der Gesamtkosten auf die Teilbereiche Kunststoffe und Restmüll kann man von verschiedenen Berechnungsansätzen ausgehen:

- Einerseits kann man mit der Begründung, daß bei der Sammlung die Bewältigung des Volumens das Hauptproblem darstellt, die Kosten somit nach dem Volumensanteil zuordnen.
- Andererseits kann man, ausgehend von einer Aufgliederung der gesamten Abfuhrkosten in Teilbereiche (An- und Rückfahrten des Fahrzeugs, Zeit zum Entleeren der Behälter, Fahrtzeiten zwischen den Ladepunkten) einzelne von ihnen, bei denen auch eine Zuteilung nach Gewichtsprozent begründbar erscheint, nach diesem Schlüssel aufteilen.

Ausgehend von 1.000,- ATS/t Gesamt-Abfuhrkosten (inklusive Verwaltungskostenanteil) ergibt eine detaillierte Durchrechnung kunststoffspezifische Abfuhrkosten von 3.640,- ATS/t nach dem ersten Ansatz bzw. 2.490,- ATS/t nach dem zweiten Ansatz. In dieser Arbeit werden die kunststoffspezifischen Restmüllsammelkosten im Haushaltsbereich mit 3.000 ATS/t angesetzt.¹⁹ Dazu kommt noch ein Betrag von 600,- ATS/t an Behälterkosten. Die Abfuhr von Kunststoffabfällen im Gewerbemüll wird aus der Studie der GUA [1997] mit 2.000,- ATS/t übernommen.

In der Studie der GUA [1998] wurden für eine Müllverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 300.000 t/a Übernahmegebühren von 1.800,- ATS/t und für eine Anlage mit einer Kapazität von 150.000 t/a 2.800,- ATS/t berechnet. In der vorliegenden Arbeit wird der Mittelwert von 2.300,- ATS/t verwendet. Solange keine Aufspaltung der Kostenbilanz der Müllverbrennung auf sämtliche, im Restmüll enthaltenen Stoffgruppen vorliegt, kann für alle Stoffgruppen nur mit dem durchschnittlichen Übernahme tariff gerechnet werden. Die Kosten der direkten Deponierung von Kunststoffabfällen wurden aus der Studie der GUA [1997] mit 1.500,- ATS/t übernommen.

¹⁹ Dieser Wert bezieht sich auf Kunststoffabfall im Restmüll inklusive Verunreinigungen. Nur ein Teil dieser Verunreinigungen befand sich bereits zum Zeitpunkt des „Wegwerfens“ auf den Kunststoffabfällen. Die übrigen Verunreinigungen werden im Zuge der Restmüllsamm lung, der Behälterentleerung und des Transports auf die Kunststoffabfälle übertragen. Die Korrektur der spezifischen Restmüllsammelkosten für Kunststoffabfälle aufgrund dieser zusätzlichen Verunreinigungen erhöht den genannten Wert nochmals um etwa 10 %.

5.4 Volkswirtschaftliche Analyse

5.4.1 Methodik der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse

Die volkswirtschaftliche Untersuchung der Verwertungswege erfolgt mit Hilfe der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse. Diese hat zum Ziel, die gesamtwirtschaftliche Effizienz („Rentabilität“) einer Maßnahme zu untersuchen. Sie hat ihren Ursprung in der betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung, wobei jedoch die gesamte Volkswirtschaft als eigener „Betrieb“ verstanden wird. Die zentrale Fragestellung einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse ist, ob Geldmittel für eine Maßnahme verwendet werden sollen (Kosten; Ressourcenentzug) und ob die Nutzeffekte dieser Maßnahme die eingesetzten Mittel übersteigen (Ressourcengewinn).

In der vorliegenden Arbeit wird die abfallwirtschaftliche Nettokostenanalyse durch die Berücksichtigung „interner Nutzeffekte“ und durch die Monetarisierung „externer Nutzeffekte“ zu einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse erweitert. Die internen und externen Nutzeffekte werden mit „Schattenpreisen“ bewertet, die z. B. mittels Opportunitätskostenansatz ermittelt wurden.²⁰

Die Berücksichtigung **interner Nutzeffekte** geschieht durch die Erweiterung der *betriebswirtschaftlichen* Bilanz von der Abfallwirtschaft auf die gesamte (relevante) Volkswirtschaft. Im Fall dieser Arbeit werden dadurch zusätzlich die Prozesse der „Primärproduktion von Kunststoffen“ und der „konventionellen Strom- und Wärmeproduktion“ berücksichtigt (s. Abschnitt 5.4.3).

Externe Nutzeffekte sind Nutzeffekte der untersuchten Maßnahmen, die heute in keinen betriebswirtschaftlichen Bilanzen ihren Niederschlag finden. In dieser Arbeit werden als externe Effekte die Reduktion von CO₂-Emissionen, die Reduktion von TOC-Emissionen und die Reduktion von Reaktordeponiemengen berücksichtigt. Für die Einbeziehung dieser Effekte in die Kosten-Nutzen-Bilanz einer Maßnahme müssen sie zunächst monetär bewertet werden. Die monetäre Bewertung der in dieser Arbeit ausgewählten externen Effekte wird in Abschnitt 5.4.4 besprochen.

Die Systemgrenze der volkswirtschaftlichen Betrachtung ist in der vorliegenden Studie nicht exakt Österreich, da auch Nutz- und Schadeffekte im Ausland berücksichtigt werden, sofern sie durch den *österreichischen* Kunststoffverbrauch oder die Verwertung von *österreichischen* Kunststoffabfällen bedingt sind.

5.4.2 Auswahl der berücksichtigten Nutzeffekte

Für die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse wurden im Einklang mit den ausgewählten ökologischen Bewertungsparametern folgende fünf Nutzeffekte der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen ausgewählt:

1. **Ersparte Primärproduktion von Kunststoffen:** Bei der sortenreinen stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen wird Regranulat produziert. Durch den Wiedereinsatz dieses Regranulats bei der Kunststoffverarbeitung wird in den meisten Fällen nahezu die gleiche Menge an primärem Kunststoffgranulat ersetzt. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, daß dieser Nutzeffekt der ersparten Primärproduktion von Kunststoffen bei der Kosten-Nutzen-Analyse am bedeutendsten ist.

²⁰ „Schattenpreise“ sind grundsätzlich volkswirtschaftliche Knappheitspreise, die auch für jene Güter ermittelt werden sollen, die nicht auf Basis von Markttransaktionen erfasst werden können (z. B. externe Effekte der Emission von Luftschadstoffen).

2. **Ersparte oder zusätzlich notwendige konventionelle Strom- und Wärmeproduktion:**
Wie bereits in Abschnitt 5.1.1 erläutert wurde, kann die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen je nach den konkreten Bedingungen in den Verwertungswegen und in der übrigen Abfallwirtschaft sowohl zu einer positiven als auch zu einer negativen Strom- und Wärmebilanz führen. Für einige untersuchte Verwertungswege ergibt sich daher eine *ersparte* konventionelle Energieumwandlung (Nutzeffekt), für andere eine *zusätzlich notwendige* konventionelle Energieumwandlung (Schadeffekt).
Durch die beiden bisher genannten Effekte wird der in Summe energetische *Vorteil* der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen bei der Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt.
3. Die **Reduktion von CO₂-Emissionen** durch die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen wird im Rahmen der ökologischen Analyse der Verwertungswege berechnet. Sie ergibt sich vor allem aus dem energetischen Vorteil der Verwertungswege gegenüber dem Referenzzustand. Die vermiedenen CO₂-Mengen werden für die Kosten-Nutzen-Analyse direkt aus der CO₂-Bilanz der ökologischen Analyse übernommen.
4. Die **Reduktion von TOC-Emissionen** durch die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen ergibt sich ebenfalls aus der ökologischen Analyse der Verwertungswege. Eine Reduktion errechnet sich deshalb, weil die TOC-Emissionen aus der Primärproduktion von Kunststoffen und aus der Deponie gegenüber jenen aus der stofflichen Verwertung überwiegen.
5. Solange ein Teil des Restmülls direkt auf Deponien abgelagert wird, ist die **Reduktion von Reaktordeponiemengen** durch die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen eine logische Folge. Dieser Effekt hat natürlich umso geringeres Gewicht, je mehr Restmüll in Zukunft verbrannt werden wird.

5.4.3 Monetäre Bewertung interner Nutzeffekte

Die internen Nutzeffekte (ersparte Primärproduktion von Kunststoffen und ersparte konventionelle Strom- und Wärmeproduktion) werden in dieser Arbeit durch die produzierten Regrenulatmengen und die produzierten Strom- und Wärmemengen verursacht. Für diese Produkte werden bei der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz Erlöse berücksichtigt.

Bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse werden diese Erlöse aus der Bilanz wieder entfernt und stattdessen als Nutzen die gesamten Kosten der ersparten Produktion eingesetzt. Für eine direktere Ableitung der Kosten-Nutzen-Bilanz aus der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz könnte man aber auch sagen, daß der zusätzliche Beitrag der internen Nutzeffekte gerade in der Differenz zwischen den ersparten Produktionskosten und den bereits enthaltenen Produkterlösen besteht.

5.4.3.1 Ersparte Primärproduktion von Kunststoffen

Die ersparten Kosten der Primärproduktion von Kunststoffen werden in der vorliegenden Arbeit pauschal anhand ihres Marktwertes 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 [1997, 1998] entnommen, mit Ausnahme der Preise für EPS, PUR, „andere Thermoplaste“ und „andere Duromere“, die geschätzt wurden.

Tab. 5-12: Marktpreise für Primärkunststoffe im Jahr 1997

Kunststoffsorte	ATS/kg
LDPE	12,00
HDPE	12,00
PP	10,90
PVC	10,20
PS	11,30
EPS	12,00
PET	13,40
ABS	24,70
andere Thermoplaste	14,10
PUR-Schäume	14,00
andere Duromere	11,00

Um zu berücksichtigen, daß Regranulat üblicherweise in Bereichen eingesetzt wird, wo eine geringere Kunststoffqualität ausreichend ist, wurden die in Tab. 5-12 angegebenen Preise noch um 10 % abgemindert. Der VKRÖ gibt im Vergleich dazu den PE-Primärpreis für die relevanten Einsatzbereiche von Regranulat mit ca. 11,- ATS/kg an. Der entsprechende Nutzwert eines Verwertungsweges ergibt sich schließlich aus der Sortenstruktur, dem produzierten Regranulat und dem Substitutionsfaktor des Verwertungsweges.

5.4.3.2 Ersparte konventionelle Strom- und Wärmeproduktion

Für die Bewertung der vermiedenen konventionellen Strom- und Wärmeproduktion wird die derzeit günstigste Variante der Kraft-Wärme-Kopplung in Form einer kombinierten Gas- und Dampfturbine (GuD-Anlage) herangezogen.

Auf Basis der Berechnungen in den Studien der GUA [1997] und der GUA [1998] werden die Kosten der Endenergie aus einer GuD-Anlage mit durchschnittlich 0,52 ATS/kWh angesetzt. Dieser Wert gilt für einen Bereich, in dem der Gesamtwirkungsgrad der Anlage 90 % beträgt und der Stromanteil zwischen 0 % und 55 % frei variiert werden kann. Berücksichtigt man, daß die spezifischen Stromerlöse aus einer derartigen Anlage meist etwa dreimal so hoch sind wie die spezifischen Wärmeerlöse, so ergeben sich für einen mittleren Stromanteil von 40 % Kosten von ca. 0,90 ATS/kWh Strom und 0,30 ATS/kWh Wärme.

5.4.4 Monetäre Bewertung externer Nutzeffekte

Die Monetarisierung der externen Effekte erfolgt in der vorliegenden Arbeit mit Hilfe des Vermeidungskostenansatzes, d. h. es werden jene Kosten herangezogen, welche zur Vermeidung der externen Effekte aufgewendet werden müssen. Grundlage hierfür bilden die bestehenden Umweltstandards bzw. umweltpolitischen Emissionsminderungsziele.

5.4.4.1 Reduktion von CO₂-Emissionen

Die monetäre Bewertung von CO₂-Emissionen wird in den letzten Jahren in der umweltökonomischen Literatur intensiv diskutiert. Grundsätzlich gibt es drei Möglichkeiten, um das Thema Treibhauseffekt ökonomisch zu betrachten: Schadenskosten, Anpassungskosten und Vermeidungskosten.

- Bei der Berechnung der Schadenskosten des Treibhauseffekts werden zum Beispiel Schäden aufgrund des erwarteten Meeresspiegelanstiegs oder Schäden in der Landwirtschaft aufgrund von Dürreperioden oder der Verschiebung von Vegetationszonen berechnet. Während für die beiden genannten Bereiche bereits detaillierte Modellrechnungen vorliegen, sind die Schadenskosten in vielen anderen Gebieten noch wenig untersucht

(Verlust von Arten und Ökosystemen, Wasser- und Energiewirtschaft, Fischerei, Fremdenverkehr, menschliches Wohlbefinden, Krankheiten und Sterblichkeitsraten, Luftverschmutzung, Flüchtlingsströme und Naturkatastrophen). Besonders für die am meisten betroffenen Entwicklungsländer gibt es kaum zuverlässige Daten. Daneben sind mit den verwendeten Modellrechnungen große Unsicherheiten verbunden, z. B. was die tatsächliche Temperatur- und Klimaentwicklung betrifft, wie sich das veränderte Klima tatsächlich auswirken wird, u.s.w. Üblicherweise werden entweder die Schadenskosten einer CO₂-Verdopplung berechnet oder in einem Kosten-Nutzen-Modell Schadens- bzw. Anpassungskosten mit Vermeidungskosten verknüpft, um nach dem Kriterium der Wohlfahrtsoptimierung die sozialen Kosten (= „Schattenpreis“) von CO₂-Emissionen zu bestimmen.

Es ist jedoch gerade bei der ökonomischen Bewertung von CO₂-Emissionen äußerst schwierig, „Schattenpreise“ für CO₂ zu ermitteln. In der Literatur werden Schadenskosten des Treibhauseffekts errechnet (z. B. HOHMEYER [1992]), welche jedoch aufgrund ihrer Größenordnung (bis zu rund 5.000 bis 6.000 öS/t CO₂) im Rahmen der vorliegenden volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse als nicht verwendbar angesehen werden können²¹.

- Anpassungskosten sind jene Kosten, die durch Anpassungsmaßnahmen an die geänderten klimatischen Verhältnisse verursacht werden (z. B. der Bau von Dämmen in Küstennähe oder vermehrte Bewässerung in der Landwirtschaft). Wie bei den Schadenskosten ergeben sich auch hier Probleme mit der Datenverfügbarkeit, den Modellunsicherheiten oder der Behandlung von unwahrscheinlichen Ereignissen mit großem Schaden.
- Die größten Fortschritte wurden bisher auf dem Gebiet der Vermeidungskosten erzielt, wo die Kosten für die Vermeidung einer bestimmten Menge an Treibhausgasen (meist CO₂) ermittelt werden. Dabei werden vor allem zwei verschiedene Ansätze verwendet: In sogenannten „Bottom-Up“-Modellen werden tatsächliche, technisch begründete Energiesparpotentiale der verschiedenen Sektoren ermittelt und aufaddiert, woraus die entsprechenden CO₂-Vermeidungskosten abgeleitet werden.

Ausgangspunkt für den „Top-Down“-Ansatz ist dagegen ein naturwissenschaftlich, politisch oder ethisch begründetes Emissionsziel. In einem makroökonomischen Modell (Modellierung des Energieverbrauchs in Abhängigkeit von Preis und Einkommen, etc.) wird dann z. B. die Höhe einer CO₂-Steuer so festgelegt, daß dieses Emissionsziel in einem bestimmten Zeitraum erreicht wird. Der errechnete Steuersatz entspricht gleichzeitig den sozialen Grenzkosten von CO₂-Emissionen, wobei in der zugrundeliegenden Berechnung keine Verknüpfung mit den Schadenskosten (und deren Unsicherheiten) gegeben ist. Top-Down-Modelle ermitteln meist ein geringeres wirtschaftliches Energiesparpotential und höhere CO₂-Vermeidungskosten als Bottom-Up-Modelle.

Aufgrund der großen Unsicherheiten von Daten und Modellen auf dem Gebiet der Schadens- und Anpassungskosten wird zur monetären Bewertung von CO₂-Emissionen für die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse der Vermeidungskostenansatz gewählt. Außerdem entsprechen die Ansätze der Schadens- bzw. Anpassungskostenberechnung nicht dem Vorsichtsprinzip bzw. dem Grundsatz einer nachhaltigen Entwicklung.

Vielfach wird bei den Vermeidungskosten auch ein volkswirtschaftlicher Nettoeffekt angegeben, für den neben den primären Vermeidungskosten auch positive Sekundäreffekte berücksichtigt werden. Ergebnisse eines umfassenden Ansatzes, der detaillierte Energieszenarien mit makroökonomischen Modellen koppelt, zeigen zum Beispiel, daß eine CO₂-Reduktion um 40 % in Westdeutschland bis 2020 (gegenüber 1987) mit insgesamt geringen, tendenziell eher positiven gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen verbunden ist [WALZ 1996]. Diese Werte eignen sich jedoch nicht für die Verwendung in der vorliegenden KNA, da hier den

²¹ Der höchste derzeit in der wissenschaftlichen Literatur auffindbare Wert (berechnet als Schadenskosten) für CO₂ ist 4.264 \$/Tonne. Dieser Wert ergibt sich aus pessimistischen Erwartungen über das Ausmaß zukünftiger Schäden sowie einem realen Diskontierungszinssatz für zukünftige Schäden von 1 % p. a. Als „realistischer Wert“ werden hierbei 1.000 \$/Tonne CO₂ angegeben [BEIN, 1996].

Kosten der untersuchten Maßnahmen ebenfalls keine derartigen Sekundäreffekte gegenübergestellt wurden. (Anders ausgedrückt: Die Systemgrenze von Alternativen muß gleich gewählt sein bzw. Alternativprozesse sollen ähnlich personalintensiv sein und ähnliche Sekundäreffekte verursachen.)

Selbst im Bereich der relativ weit entwickelten CO₂-Vermeidungskosten gibt es eine große Bandbreite von Werten, die in der Literatur genannt werden. Dieser Umstand wird in der vorliegenden Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt, indem die vermiedenen CO₂-Emissionen mit einem minimalen und alternativ dazu mit einem maximalen Nutzwert verbunden werden und das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse in Abhängigkeit von dieser Variation dargestellt wird.

Für den unteren Wert der CO₂-Vermeidungskosten wird das Ergebnis einer Bottom-Up-Studie verwendet. JUNGMEIER [1993] gibt als untere Grenze für technologisch begründete Vermeidungskosten einen Wert von 240,- ATS/t CO₂ an, das sind die Kosten der Emissions-senkung mit Hilfe eines konventionellen Blockheizkraftwerks (Kraft-Wärme-Kopplung). Durch die Reduktion von CO₂-Emissionen durch die untersuchten Verwertungswege erspart man sich also diese (minimalen) alternativen Vermeidungskosten²².

Der obere Wert für CO₂-Vermeidungskosten wird einer aktuellen Top-Down-Modellrechnung der OECD [1995] entnommen. In dieser Studie wird für eine regional unterschiedliche Reduktion der CO₂-Emissionen (OECD 77 %, weltweit 29 %) bis zum Jahr 2050 für die OECD-Länder ein Steuersatz von 397 US\$/t Kohlenstoff berechnet, das entspricht etwa 1.160,- ATS/t CO₂. Unter der Annahme der Realisierung dieses Modells in Österreich würden die Emissionsreduktionen durch die Kunststoffverwertung die Ersparnis dieser Kosten bedeuten.

5.4.4.2 Reduktion von TOC-Emissionen

Der Nutzwert von verringerten TOC-Emissionen wird aus der Bewertung von CSB-Emissionen im Rahmen des deutschen Abwasserabgabengesetzes abgeleitet. Für die Bewertung von Schadstoffen in Abwässern ist dort ein Wert von 490 ATS pro „Schadeinheit“ angegeben. Eine Schadeinheit entspricht dabei z. B. 50 kg CSB. Aus einem typischen TOC/CSB-Verhältnis von 0,38 (nach ZIMMERMANN et al. [1996]) ergibt sich damit schließlich ein Nutzwert von 26 ATS/kg vermiedenen TOC-Emissionen.

5.4.4.3 Reduktion von Reaktordeponiemengen

Die externen Kosten der Deponierung werden in Form eines Kostenzuschlags auf die verwendeten Deponiepreise berücksichtigt. Der Kostenzuschlag soll dem Risiko der Notwendigkeit einer späteren Ausräumung und teilweise thermischen Behandlung von Deponiegut entsprechen. Der vorliegenden Berechnung liegt die Annahme zugrunde, daß nach 20-jährigem Betrieb bzw. Nachsorge nicht mehr absolut gesichert davon ausgegangen werden kann, daß es nicht zu Umweltbeeinträchtigungen in Form von unkontrollierten Sickerwasseraustritten bzw. Deponiegasemissionen kommen kann.²³

Da zum heutigen Zeitpunkt die entsprechenden Risiken nicht kalkulierbar sind, wurde die rational begründete Annahme getroffen, daß als Maßnahme zur Vermeidung von schweren Störfällen die Deponie vorsorglich ausgeräumt und das Deponiegut zumindest teilweise einer thermischen Behandlung zugeführt wird. Aus den Kosten dieser Maßnahmen zur Gefahrenabwehr wird der genannte Kostenzuschlag pro deponierter Tonne abgeleitet.

²² Vgl. auch HOFER [1993], INFRAS/PROGNOS [1994] und FRITSCH & LEUCHTNER [1992]. Letztere ermitteln den in Beurteilungen von Energiesystemen in Deutschland und in Österreich verwendeten „Standardwert“ von 350 öS/t CO₂.

²³ Die dargestellte Bewertung von Reaktordeponiemengen wurde der Studie der GUA [1998] entnommen.

In Ermangelung genauerer Kenntnisse der langfristigen biochemischen und chemischen Vorgänge in einer Deponie sowie auch der ungelösten Problematik der Bewertung sehr langfristiger Schadeffekte mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse kann der gegenständliche Ansatz nur einen ersten, sehr groben Schritt der Internalisierung externer Effekte der Deponierung darstellen. Sowohl auf stofflicher wie auch auf methodischer Ebene besteht hier großer Forschungsbedarf.

Die Kosten der Ausräumung und der zumindest teilweise anschließend vorgenommenen thermischen Behandlung von Deponiegut aus Reaktordeponien werden mit 2.000 ATS/t angenommen. Andere Ansätze²⁴ gelangen zu einer ähnlich hohen Bewertung der externen Kosten. Zur Eingrenzung der von dieser Bewertung ausgehenden Unsicherheiten wird der gewählte Wert in einer Sensitivitätsanalyse zwischen 1.500 ATS/t und 2.500 ATS/t variiert.

5.4.5 Kosten-Nutzen-Analyse von Verwertungswegen

Abschließend sei noch einmal erläutert, aus welchen Teilen sich die Kosten-Nutzen-Bilanzen der untersuchten Verwertungswege zusammensetzen:

Positionen einer Kosten-Nutzen-Analyse für Prozesse der stofflichen Verwertung

- Kosten der getrennten Sammlung und Sortierung
- Nettokosten der stofflichen und thermischen Verwertung
- + Ersparte Kosten der Restmüllsammlung
- + Ersparte Nettokosten der Restmüllbehandlung

- = Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse**
- + Ersparte Kosten der Primärproduktion & konventionellen Energieumwandlung
- + Ersparte Kosten von Emissionsvermeidung & Deponiesanierung
- = Ergebnis der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse**

Die folgende Tabelle gibt schließlich einen zusammenfassenden Überblick über die mögliche Bandbreite der monetären Bewertung der berücksichtigten externen Nutzeffekte. Die in der letzten Spalte angegebenen Werte wurden der Hauptdarstellung der Ergebnisse dieser Studie zugrunde gelegt.

Tab. 5-13: Monetäre Bewertung der berücksichtigten externen Nutzeffekte

Nutzeffekt	MIN	MAX	Auswahl für Haupt-Ergeb- nisdarstellung
	[ATS/t]		
Vermiedene CO ₂ -Emissionen	240	1.160	700
Vermiedene TOC-Emissionen			26.000
Verm. Reaktordeponiemenge	1.500	2.500	2.000

²⁴ ANDRAE [1997] ermittelte mit Hilfe der Bewertung von Emissionen durch Toxizitätsäquivalente externe Kosten von etwa 1.650 ATS/t.

5.4.6 Nicht berücksichtigte Nutzeffekte

Ökologische Effekte

Mit den in dieser Arbeit ausgewählten ökologischen Bewertungskriterien wurden die wichtigsten Effekte der stofflichen Verwertung berücksichtigt. Trotzdem könnte in weiterführenden Untersuchungen die Betrachtung auf weitere Luft- und Wasseremissionen, auf Abfallmengen anderer Abfallqualitäten oder auf den Verbrauch von Luft und Wasser selbst ausgedehnt werden. Sofern diese zusätzlichen ökologischen Effekte einer monetären Bewertung zugänglich sind, würden sich weitere Nutzen- und möglicherweise auch Schadensbeiträge bei der Kosten-Nutzen-Analyse ergeben. Die Ergebnisse dieser Arbeit und der Studie der GUA [1998] lassen jedoch vermuten, daß die genannten Effekte das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse nur mehr in sehr geringem Ausmaß beeinflussen werden.

So wurde z. B. über ein typisches Verhältnis von CO₂- und NO_x-Emissionen bei der thermischen Verwertung von Kunststoffabfällen die mögliche Größenordnung des Nutzens vermiedener NO_x-Emissionen aus dem Nutzwert der CO₂-Emissionen abgeschätzt. Daraus ergab sich, daß bei Vermeidungskosten von 42.000,- ATS/t NO_x [FRITSCH & LEUCHTNER, 1992] der Nutzwert vermiedener NO_x-Emissionen weniger als 2 % des Nutzens der vermiedenen CO₂-Emissionen ausmacht.

Da zur Herstellung von Kunststoffen fast ausschließlich fossile Energieträger verwendet werden, könnte die Berücksichtigung der Knappheit dieser Rohstoffe (Begrenztheit der Ressourcen) möglicherweise von Bedeutung sein. Mangels Datengrundlage konnte dieser Effekt in der vorliegenden Arbeit jedenfalls nicht berücksichtigt werden.

Soziale Effekte

Im Fall der gänzlichen Auflassung der Sammlung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten wäre wahrscheinlich ein wesentlicher Schadeffekt die Irritation und Demotivierung der Bevölkerung bei der Mülltrennung, wodurch die Sammelmengen in anderen, sehr nützlichen Altstoffsammlungen abnehmen könnten. Dieser Effekt wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht quantifiziert.

In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, daß volkswirtschaftlich relevante Effekte der Vorgabe von Sammelquoten, der gesetzlichen Rahmenbedingungen und der durchgeführten Kampagnen zur Umweltbildung und verstärkten Sammeltätigkeit privater Haushalte auch dadurch gegeben sind, als sie umwelterzieherischen Charakter haben.

Die Einbeziehung des volkswirtschaftlichen Beitrags der Konsumenten durch die Abfalltrennung in den Haushalten stellt ein prinzipielles Problem dar, weil die Bewertung nur anhand einer alternativen Tätigkeit erfolgen könnte. Das Problem besteht hier sowohl in der Definition als auch in der Bewertung einer solchen alternativen Tätigkeit.

Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte der untersuchten Verwertungswege sowie Auswirkungen auf öffentliche Haushalte wurden in dieser Arbeit nicht untersucht. Sie können aber im Rahmen einer erweiterten Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt werden.

6 ERGEBNISSE

6.1 Bewertung der Verwertungswege im IST-Zustand der Abfallwirtschaft

In diesem Abschnitt befindet sich die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse dieser Arbeit. Sie beruht auf einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 20 %, was in etwa dem IST-Zustand der österreichischen Abfallwirtschaft entspricht. Für die monetäre Bewertung der ausgewählten externen Effekte werden die Mittelwerte der möglichen Intervalle verwendet (s. Abschnitt 5.4.5).

Alternativ dazu werden im folgenden Abschnitt die Ergebnisse für einen Müllverbrennungsanteil von 80 % dargestellt. Im letzten Abschnitt dieses Kapitels werden verschiedene unsichere Inputwerte des Rechenmodells, wie z. B. die monetäre Bewertung der externen Effekte oder der in der Praxis erreichbare Wirkungsgrad für Strom und genutzte Wärme aus Müllverbrennungsanlagen im Rahmen von Sensitivitätsanalysen variiert.

Um die Bezeichnung der einzelnen Verwertungswege und den Zusammenhang zwischen dem IST-Zustand und dem SOLL-Zustand wieder in Erinnerung zu rufen, wird an dieser Stelle die bereits in Abschnitt 4.2.3 abgebildete Tabelle noch einmal dargestellt.

Tab. 6-1: *Übersicht über die gesammelten und stofflich verwerteten Mengen bei den untersuchten Verwertungswegen. Die letzte Spalte enthält die jeweils erreichten stofflichen Verwertungsquoten. Für den Zustand „Verpackungen Haushalt SOLL“ wird der Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt IST“ durch den Verwertungsweg „Verpackungen Haushalt NEU“ ersetzt. Die anderen SOLL-Zustände ergeben sich durch Kombination von „IST“ und „PLUS“.*

Sauberer Kunststoffabfall [t/a]	Abfall gesamt	getrennt ¹⁾ gesammelt	stofflich verwertet	erreichte Verw.Quote
Verpackungen Gewerbe IST	102.000	26.600	25.200	24,7%
Verpackungen Gewerbe Plus		22.900	18.400	
Verpackungen Gewerbe Soll		49.500	43.600	42,7%
Verpackungen Haushalt IST	125.000	49.200	19.100	15,3%
Verpackungen Haushalt NEU		30.400	20.700	
Verpackungen Haushalt Soll		30.400	20.700	16,6%
Nicht-Verpackungen IST	180.000	2.400	2.400	1,3%
Nicht-Verpackungen Plus		26.200	26.200	
Nicht-Verpackungen Soll		28.600	28.600	15,9%
Σ Letztverbraucher-Abfall (Soll)	407.000	108.500	92.900	26,7%
Produktionsabfall IST	50.000	38.400	38.400	76,8%
Produktionsabfall Plus		6.400	6.400	
Produktionsabfall Soll		44.800	44.800	89,6%
Σ Kunststoffabfall gesamt (Soll)	457.000	153.300	137.700	30,1%

¹⁾ Bei Verpackungsabfällen inklusive mitgesamelter Nicht-Verpackungen

Die Ergebnisse werden sowohl für den Referenzzustand als auch für die einzelnen Verwertungswege dargestellt. Der Referenzzustand ist jener (theoretische) Modellzustand des Gesamtsystems, in dem überhaupt keine stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen stattfindet. Die Ergebnisse des Referenzzustandes entsprechen den jeweiligen Bilanzen des Gesamtsystems. Die Ergebnisse der ausgewählten Bewertungsparameter für die einzelnen Verwertungswege stellen die *Veränderungen* durch die getrennte Sammlung und Verwertung *im Vergleich zum Referenzzustand* dar. Für den Referenzzustand kann keine Kosten-Nutzen-Bilanz angegeben werden, da sich diese erst aus dem Vergleich eines Verwertungsweges mit dem Referenzzustand ableiten läßt. Die Ergebnisse dieser Arbeit werden im folgenden auf unterschiedliche Weise dargestellt:

Die **absoluten Ergebnisse** der Bewertungsparameter veranschaulichen den jährlichen Gesamteffekt der untersuchten Verwertungswege. Durch den Vergleich mit den Werten des Referenzzustandes kann darüberhinaus festgestellt werden, wie stark einzelne Verwertungswege oder die Summe aller Verwertungswege die Gesamtwerte des Referenzzustandes verändern.

Tab. 6-2: Absolute Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für alle untersuchten Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

Gesamtergebnisse der Verwertungswege und des Referenzzustandes	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz	Primär-energiebilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponiemengen
	Mio ATS/a	Mio ATS/a	TJ/a	1000 t/a	t/a	1000 t/a
Referenzzustand		-2.290	63.600	2.840	1.560	420
Produktionsabfall-Ist	530	210	-2.820	-140	-120	-30
Verpackungen Gewerbe-Ist	38	-180	-1.690	-68	-66	-23
Verpackungen Haushalt-Ist	-300	-540	-1.620	-50	-120	-45
Nicht-Verpackungen-Ist	21	4	-150	-7	-7	-2
Produktionsabfall-Plus	87	34	-470	-23	-20	-5
Verpackungen Gewerbe-Plus	3	-170	-1.350	-55	-59	-20
Verpackungen Haushalt-Neu	-15	-230	-1.390	-60	-80	-29
Nicht-Verpackungen-Plus	220	9	-1.700	-89	-80	-23

Tab. 6-3: Absolute Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für den SOLL-Zustand der Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

Gesamtergebnisse der Verwertungswege im Sollzustand	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz	Primär-energiebilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponiemengen
	Mio ATS/a	Mio ATS/a	TJ/a	1000 t/a	t/a	1000 t/a
Referenzzustand		-2.290	63.600	2.840	1.560	420
Produktionsabfall-Soll	617	244	-3.290	-163	-140	-35
Verpackungen Gewerbe-Soll	40	-350	-3.040	-122	-125	-43
Verpackungen Haushalt-Soll	-15	-230	-1.390	-60	-80	-29
Nicht-Verpackungen-Soll	241	12	-1.850	-96	-88	-26

Die **spezifischen Ergebnisse** der Bewertungsparameter zeigen die Effekte der getrennten Sammlung und Verwertung *pro Tonne* getrennt gesammeltem Kunststoffabfall. Im Vergleich mit den spezifischen Werten im Referenzzustand kann dadurch insbesondere festgestellt werden, in welchem Ausmaß und mit welchem Vorzeichen sich die Ergebnisse für eine Tonne getrennt gesammelten Kunststoffabfall ändern und ob es demnach aus dem Blickwinkel eines bestimmten Bewertungsparameters sinnvoll ist, diese Tonne Kunststoffabfall getrennt zu sammeln und zu verwerten oder nicht. Die spezifischen Ergebniswerte der Verwertungswege sind auf eine getrennt gesammelte Tonne *verunreinigte* Kunststoffabfälle bezogen.

Tab. 6-4: Spezifische Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für alle untersuchten Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

Spezifische Ergebnisse der Verwertungswege & des Referenzzustandes	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz	Primär-energiebilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponiemengen	(Getrennt gesammelte) Mengen ¹⁾
	ATS/kg	ATS/kg	MJ/kg	kg/kg	g/kg	kg/kg	t/a
Referenzzustand, bezogen auf Einsatzmenge			82	3,6	2,0		780.000
Referenzzustand, bezogen auf Abfallmenge		4,50				0,8	507.000
Produktionsabfall-Ist	13,80	5,50	-73	-3,5	-3,1	-0,8	38.400
Verpackungen Gewerbe-Ist	1,30	-6,30	-58	-2,3	-2,3	-0,8	29.000
Verpackungen Haushalt-Ist	-5,40	-9,80	-30	-0,9	-2,1	-0,8	54.700
Nicht-Verpackungen-Ist	8,20	1,40	-60	-2,7	-2,9	-0,8	2.500
Produktionsabfall-Plus	13,60	5,30	-73	-3,6	-3,1	-0,8	6.400
Verpackungen Gewerbe-Plus	0,10	-7,00	-54	-2,2	-2,3	-0,8	25.000
Verpackungen Haushalt-Neu	-0,50	-6,70	-41	-1,8	-2,4	-0,9	33.800
Nicht-Verpackungen-Plus	7,90	0,30	-61	-3,2	-2,9	-0,8	27.600

¹⁾ Zur Berechnung der spezifischen Werte für die Verwertungswege wurden die getrennt gesammelten, verunreinigten Kunststoffabfallmengen verwendet. Je nachdem, ob sich die Ergebnisse aus dem Gesamtsystem oder nur aus der Abfallwirtschaft ableiten, wurden beim Referenzzustand die Werte auf die gesamte, erzeugte Kunststoffmenge oder auf die gesamte verunreinigte Abfallmenge bezogen.

Tab. 6-5: Spezifische Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für den SOLL-Zustand der Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

Spezifische Ergebnisse der Verwertungswege im Sollzustand	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz	Primär-energiebilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponiemengen	(Getrennt gesammelte) Mengen ¹⁾
	ATS/kg	ATS/kg	MJ/kg	kg/kg	g/kg	kg/kg	t/a
Referenzzustand, bezogen auf Einsatzmenge			82	3,6	2,0		780.000
Referenzzustand, bezogen auf Abfallmenge		4,50				0,8	507.000
Produktionsabfall-Soll	13,80	5,50	-73	-3,6	-3,1	-0,8	44.800
Verpackungen Gewerbe-Soll	0,70	-6,60	-56	-2,3	-2,3	-0,8	54.000
Verpackungen Haushalt-Soll	-0,50	-6,70	-41	-1,8	-2,4	-0,9	33.800
Nicht-Verpackungen-Soll	8,00	0,40	-61	-3,2	-2,9	-0,8	30.100

¹⁾ S. vorhergehende Tabelle.

Die in den obigen Tabellen dargestellten Ergebnisse können auf folgende Weise zusammengefaßt werden:

Ökologische Analyse

Bei allen untersuchten ökologischen Bewertungsparametern ergeben sich positive Effekte durch die untersuchten Verwertungswege. Der positive Effekt besteht in einer Reduktion des Energieverbrauchs, der untersuchten Emissionen und der Reaktordeponiemengen des Gesamtsystems. So kann z. B. die Primärenergiebilanz pro Tonne Kunststoff durch die stoffliche Verwertung anstelle der alternativen Entsorgung zwischen 35 % und 90 % verbessert werden. Die Summe aller Verwertungswege im SOLL-Zustand (mit „Haushalt-NEU“ statt „Haushalt-IST“) senkt den Primärenergieeinsatz des Gesamtsystems allerdings nur um 15 %.

Abfallwirtschaftliche Nettokostenanalyse

Das Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse setzt sich im wesentlichen aus den Kosten des Verwertungsweges (negativ) und den ersparten Kosten bei der Restmüllsammmlung und -behandlung (positiv) zusammen. Ein positiver Wert bedeutet also für die gesamte Abfallwirtschaft einen betriebswirtschaftlichen Vorteil, ein negatives Ergebnis einen betriebswirtschaftlichen Nachteil.

Im Bereich der Produktionsabfälle und der Nicht-Verpackungen im IST-Zustand liegen die Kosten für die getrennte Sammlung, Aufbereitung und Verwertung von Kunststoffabfällen niedriger als die Kosten der alternativen Restmüllsammmlung und -entsorgung, und zwar sowohl für die heute bestehende als auch für die zukünftig zusätzlich mögliche stoffliche Verwertung. Die positiven Werte in den Tabellen entsprechen in diesem Fall der Summe der ersparten Entsorgungskosten und der Erlöse, die der Abfallbesitzer für die Kunststoffabfälle lukrieren kann.

Im Gegensatz dazu kostet die gewerbliche Verpackungssammmlung und -verwertung mehr bzw. die Sammmlung und Verwertung der Haushaltsverpackungen deutlich mehr als die alternative Restmüllsammmlung und -entsorgung. Die betriebswirtschaftlichen Mehrkosten für diese Verwertungswege betragen im IST-Zustand 180 bzw. 540 Mio ATS/a.

Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse

Durch die Berücksichtigung von internen und externen Nutzeffekten im Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse verbessert sich das Ergebnis für die Bereiche **Produktionsabfälle** und **Nicht-Verpackungen** naturgemäß weiter. Der volkswirtschaftliche Gewinn durch die derzeit stattfindende stoffliche Verwertung von Produktionsabfällen und Nicht-Verpackungen beträgt ca. 550 Mio ATS/a. Durch die Realisierung der zusätzlichen Verwertungspotentiale könnte dieser Wert auf 860 Mio ATS/a gesteigert werden.

Bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse war von besonderem Interesse, ob sich für die betriebswirtschaftlich defizitären Verwertungswege durch die Berücksichtigung der positiven ökologischen Effekte in Form der internen und externen Nutzeffekte schließlich eine positive volkswirtschaftliche Bilanz ergibt.

Für die *bestehende* Verwertung von **Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich** ergibt sich aufgrund der volkswirtschaftlichen Nutzeffekte tatsächlich ein positiver Kosten-Nutzen-Saldo. Die stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe kann also als volkswirtschaftlich rentabel angesehen werden.

Für das *zusätzliche* Potential im gewerblichen Bereich ist dieser Nutzenüberschuß nur noch sehr gering. Bei Veränderung von Kostenfaktoren bei der getrennten Sammmlung und Sortierung bzw. von Bedingungen in der übrigen Abfallwirtschaft kann diese schwach positive Bilanz entweder noch etwas positiver oder auch leicht negativ werden. An dieser Stelle ist je-

doch darauf hinzuweisen, daß dieses Zusatzpotential im gewerblichen Bereich aus einer Mischung von rentablen Teilen und bereits unrentablen Teilen besteht. Von den drei Teilen, die in dieser Arbeit unterschieden wurden, ist der Teil mit ähnlichen Erfassungsbedingungen wie heute am rentabelsten, die Schiene auf Basis der Kleinballenpressen und Speditionen bereits etwas unrentabler und der „haushaltsartige“ Teil am wenigsten rentabel.

Für die getrennte Sammlung und Verwertung von **Kunststoffverpackungen aus dem Haushalt** ergibt die Kosten-Nutzen-Analyse für den *IST-Zustand* ein deutlich negatives Ergebnis (ca. -5,- bis -6,- ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall). Das heißt, daß die Nutzeffekte der stofflichen Verwertung die Mehrkosten nicht aufwiegen. Oder anders ausgedrückt: Die Nutzeffekte der stofflichen Verwertung der Haushaltsfraktion können auf andere Weise mit geringeren Kosten erzielt werden (z. B. CO₂-Reduktion durch Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung, spätere Deponiesanierung, etc. anstelle der stofflichen Kunststoffverwertung).

Für die *optimierte Haushaltssammlung* verbessert sich die Kosten-Nutzen-Bilanz deutlich, sie bleibt aber leicht negativ (ca. 0,- bis -1,- ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall). Es ist jedoch anzunehmen, daß eine detailliertere Untersuchung der Möglichkeiten für eine Neugestaltung der Haushaltsschiene auf Basis der in der gegenständlichen Arbeit gewonnenen Erkenntnisse Lösungen mit weiter verbesserter Kosten-Nutzen-Relation liefern wird. Außerdem konnten im Rahmen dieser Studie noch nicht alle Nutzeffekte der getrennten Sammlung und eventuelle Schadeffekte auf andere getrennte Sammlungen bei einer völligen Auflassung der Kunststoffsammlung im Haushaltsbereich einbezogen werden.

Diese Ergebnisse werden im folgenden noch in Form von Flächendiagrammen dargestellt. Dabei werden auf der X-Achse die getrennt gesammelten Kunststoffabfallmengen der untersuchten Verwertungswege hintereinander aufgetragen. Auf der Y-Achse wird für jeden Verwertungsweg das spezifische Ergebnis eines bestimmten Bewertungsparameters aufgetragen. Die dadurch entstehenden Flächen zeigen damit wiederum den absoluten jährlichen Gesamteffekt eines Verwertungsweges.

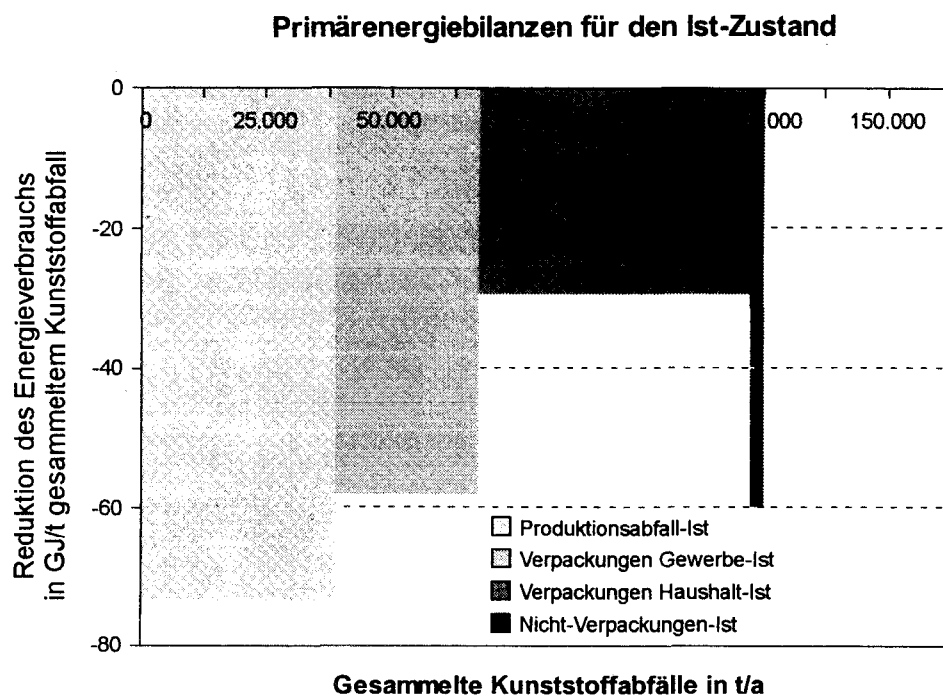


Abb. 6-1: Reduktion des Primärenergieverbrauchs durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

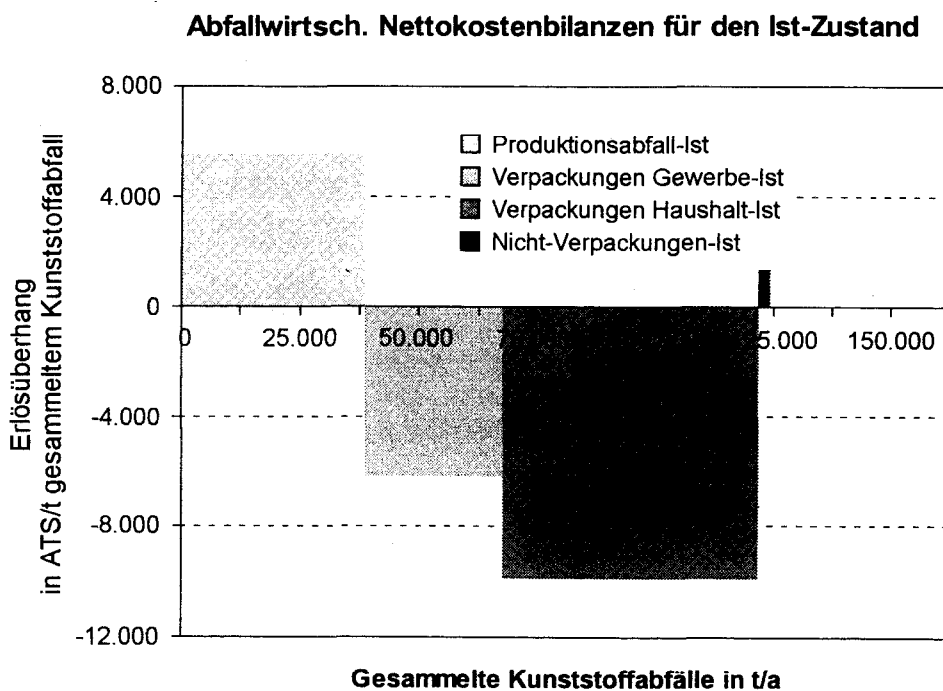


Abb. 6-2: Betriebswirtschaftlicher Gewinn bzw. Verlust innerhalb der Abfallwirtschaft durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

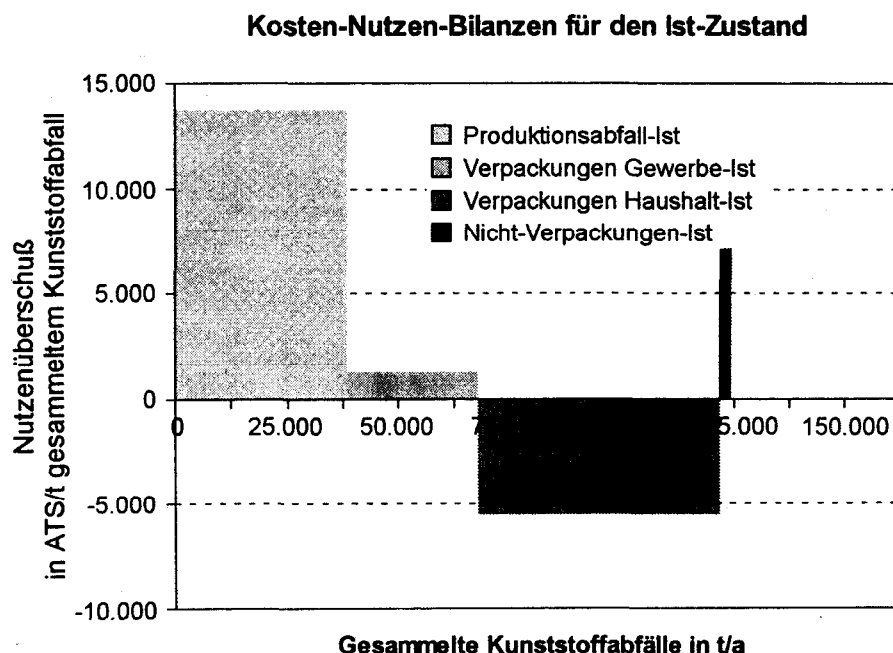


Abb. 6-3: Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

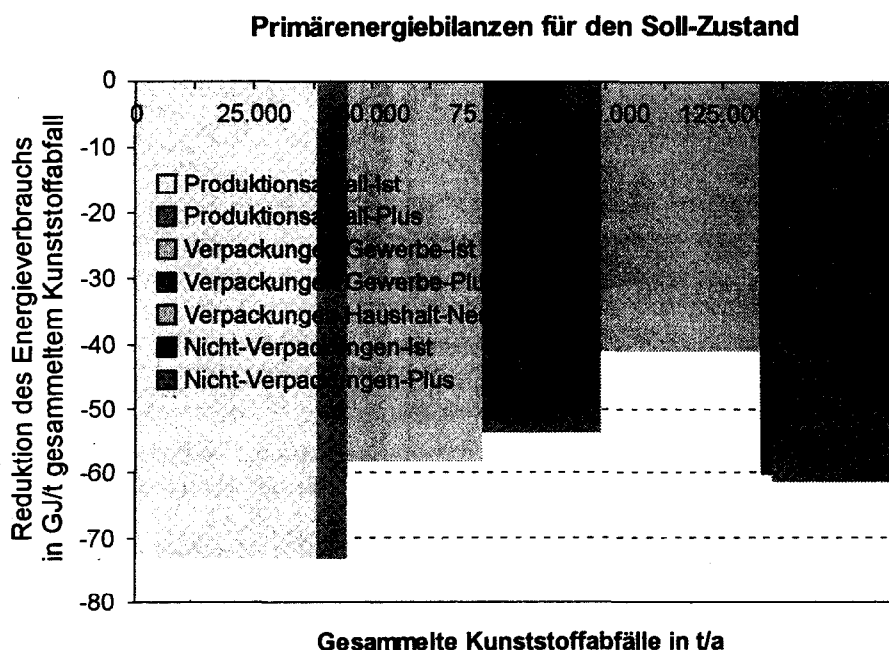


Abb. 6-4: Reduktion des Primärenergieverbrauchs durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %. Der SOLL-Zustand besteht in der Kombination der Verwertungswege „IST“ und „PLUS“ sowie im Ersatz von „Verpackungen Haushalt IST“ durch „Verpackungen Haushalt NEU“.

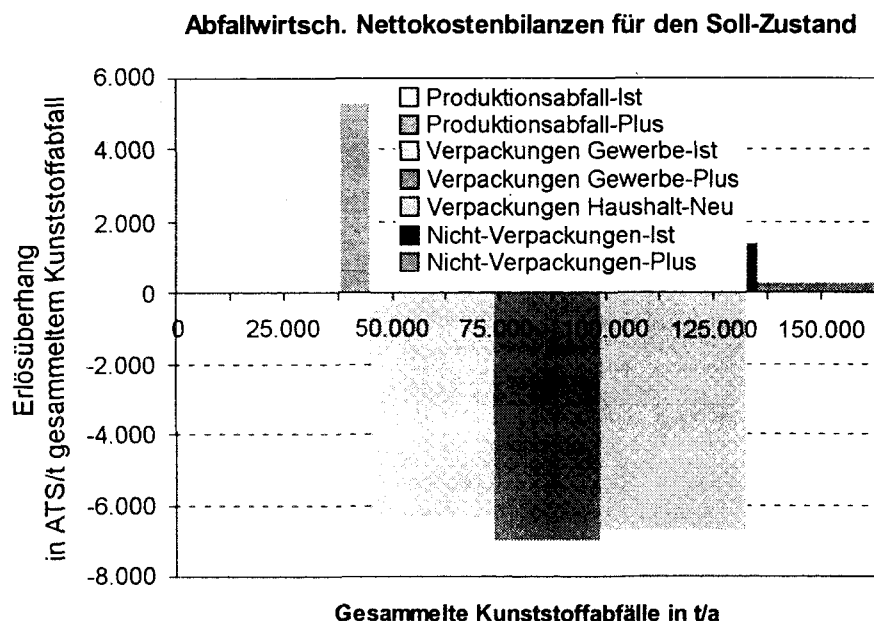


Abb. 6-5: Betriebswirtschaftlicher Gewinn bzw. Verlust innerhalb der Abfallwirtschaft durch die untersuchten Verwertungswege im Soll-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %.

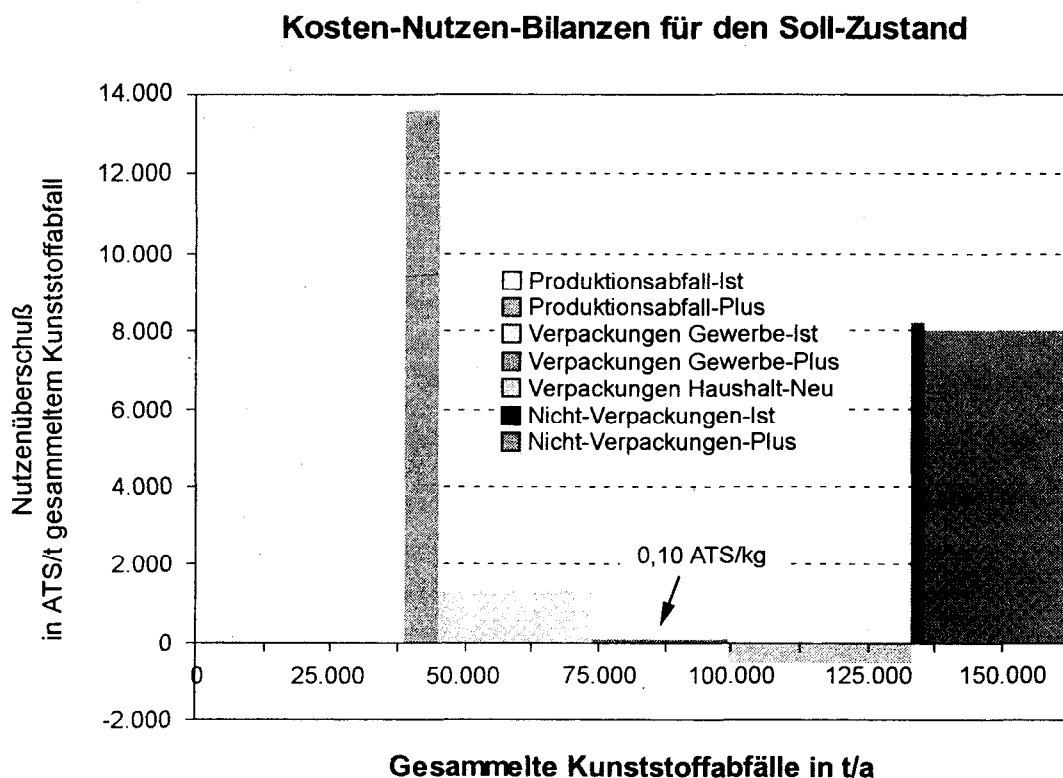


Abb. 6-6: Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 20 %. Der SOLL-Zustand besteht in der Kombination der Verwertungswege „IST“ und „PLUS“ sowie im Ersatz von „Verpackungen Haushalt IST“ durch „Verpackungen Haushalt NEU“.

Die Teilbeträge der spezifischen Kosten-Nutzen-Bilanzen aller Verwertungswege sind in der folgenden Tabelle wiedergegeben. Die Gliederung entspricht der in Abschnitt 5.4.5 beschriebenen Vorgangsweise bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse. In Abb. 6-7 sind diese Teilbeträge der Kosten-Nutzen-Bilanz am Beispiel des Verwertungsweges "Verpackungen Haushalt-IST" graphisch dargestellt.

Tab. 6-6: Schrittweise Berechnung der spezifischen Kosten-Nutzen-Bilanz aller Verwertungswege.

Angaben in ATS/kg Kunststoffabfall	Produktions- abfall-Ist	Verpack. Gewerbe-Ist	Verpack. Haushalt-Ist	Nicht-Verpack. Ist
Getrennte Sammlung und Sortierung	-1,30	-8,00	-13,20	-2,60
Stoffliche und thermische Verwertung	3,20	-2,00	-2,50	-0,30
Ersparte Restmüllsammlung	2,00	2,00	3,90	2,40
Ersparte Restmüllbehandlung	1,60	1,80	2,00	1,90
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	5,50	-6,30	-9,80	1,40
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl.	4,20	4,30	2,10	3,20
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	4,10	3,30	2,30	3,60
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	13,80	1,30	-5,40	8,20

Angaben in ATS/kg Kunststoffabfall	Produktions- abfall-Plus	Verpack. Gewerbe-Plus	Verpack. Haushalt-Neu	Nicht- Verpack.-Plus
Getrennte Sammlung und Sortierung	-1,60	-8,50	-10,20	-5,20
Stoffliche und thermische Verwertung	3,20	-2,20	-2,50	1,10
Ersparte Restmüllsammlung	2,00	2,00	4,00	2,60
Ersparte Restmüllbehandlung	1,80	1,80	2,00	1,90
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	5,30	-7,00	-6,70	0,30
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl.	4,20	3,90	3,20	3,60
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	4,20	3,20	3,10	4,00
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	13,60	0,10	-0,50	7,90

Die Kosten für die getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten betragen nach dieser Tabelle etwa 15,70 ATS/kg. Im Vergleich dazu betragen die Lizenztarife des ARA-Systems im Jahr 1998 für "Kunststoffe klein" 19,48 ATS/kg für "Kunststoffe groß" 10,81 ATS/kg. Der Unterschied kommt vor allem dadurch zustande, daß der Modellrechnung in dieser Arbeit bereits weiter optimierte Sammel-, Sortier- und Verwertungskosten zugrunde liegen.

Schließlich sollte noch erwähnt werden, daß die berücksichtigten Nutzeffekte in sehr unterschiedlichem Ausmaß zur Kosten-Nutzen-Bilanz beitragen. Die folgende Tabelle und Abb. 6-8 zeigen, daß generell der Nutzeffekt der ersparten Primärproduktion von Kunststoffen der bedeutendste Nutzeffekt ist. Auch der Nutzen vermiedener CO₂-Emissionen und Reaktordepotmengen ist bei allen Verwertungswegen relativ ausgeprägt.

Die ersparte konventionelle Strom- und Wärmeproduktion ist nur bei der bestehenden Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten wegen des hohen Anteils der thermischen Verwertung ein bedeutender Nutzeffekt. Bei den anderen Verwertungswegen treten wegen der in Abschnitt 5.1.1 beschriebenen Wechselwirkungen nur kleine Nutz- oder sogar Schadeffekte auf. Der Nutzen vermiedener TOC-Emissionen ist praktisch nicht von Bedeutung.

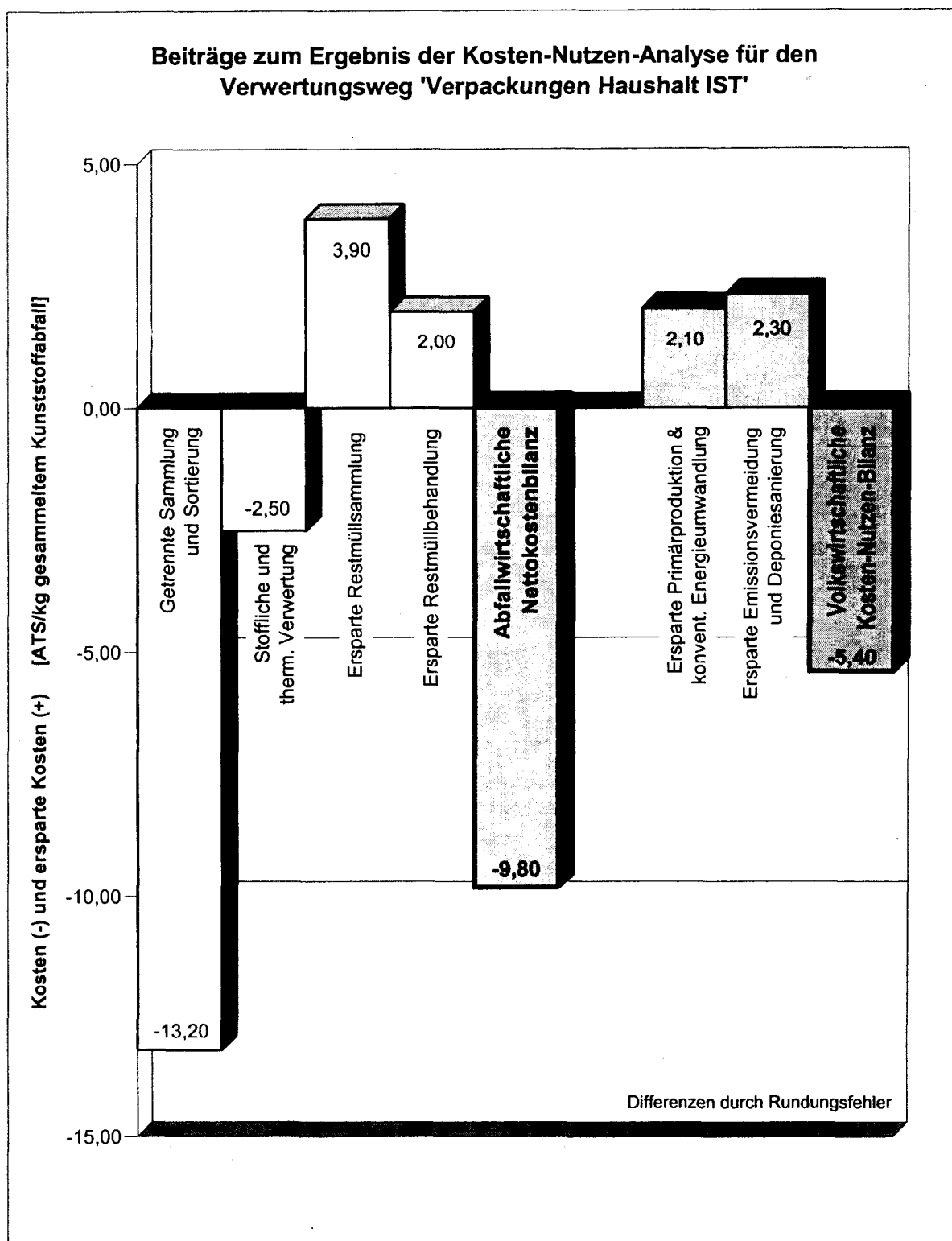


Abb. 6-7: Teilbeträge der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz und der darauf aufbauenden volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Bilanz am Beispiel der stofflichen Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten, IST-Zustand 1995. Alle angegebenen Kosten beziehen sich einheitlich auf die **getrennt gesammelte Menge** an Kunststoffabfällen.

Tab. 6-7: Absoluter Beitrag der berücksichtigten internen und externen Nutzeffekte zur Kosten-Nutzen-Bilanz der einzelnen Verwertungswege.

Nutzwerte der Verwertungswege	Ersparte Kunststoffproduktion	Ersparte Strom- & Wärmeprod.	Reduktion von CO ₂ -Emissionen	Reduktion von TOC-Emissionen	Reduktion Reaktordep.-mengen
	Mio ATS/a	Mio ATS/a	Mio ATS/a	Mio ATS/a	Mio ATS/a
Produktionsabfall-Ist	406	-17	95	3	60
Verpackungen Gewerbe-Ist	248	-2	47	2	46
Verpackungen Haushalt-Ist	173	80	35	3	90
Nicht-Verpackungen-Ist	23	-1	5	0	4
Produktionsabfall-Plus	68	-3	16	1	10
Verpackungen Gewerbe-Plus	188	8	38	2	40
Verpackungen Haushalt-Neu	202	24	42	2	59
Nicht-Verpackungen-Plus	267	-11	62	2	47

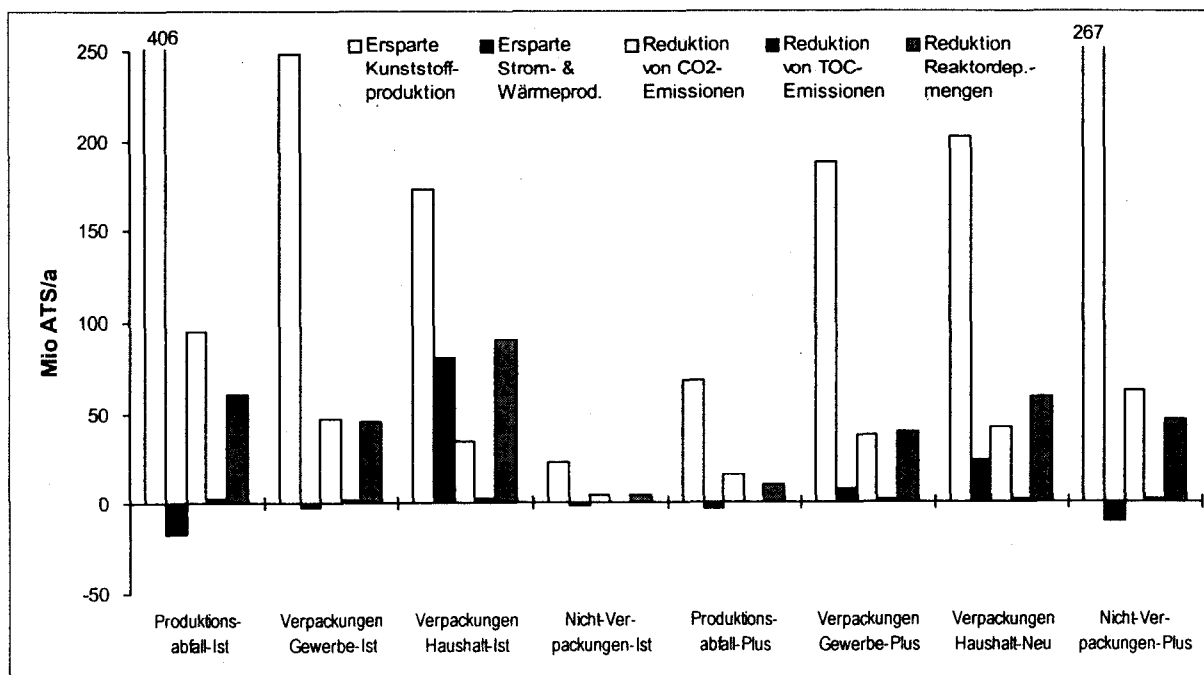


Abb. 6-8: Absoluter Beitrag der berücksichtigten internen und externen Nutzeffekte zur Kosten-Nutzen-Bilanz der einzelnen Verwertungswege. Die beiden hohen Säulen am linken und am rechten Rand reichen über die gewählte Skala der Y-Achse hinaus. Daher sind am oberen Ende der Säulen die entsprechenden Werte angegeben.

Die Frage, unter welchen Bedingungen die optimierte getrennte Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten zu einer zumindest ausgeglichenen Kosten-Nutzen-Bilanz führt, muß in einer separaten Studie im Detail untersucht werden. Im Rahmen dieser Arbeit können aber bereits folgende Feststellungen getroffen werden:

- Im Bereich der getrennten Sammlung und Sortierung sind noch weitere Potentiale für die Kostenoptimierung vorhanden.
- Je weniger Fremdstoffe tatsächlich mitgesammelt werden und je höher die Outputquote der Sortierung zur stofflichen Verwertung ist, umso mehr verbessert sich die Kosten-Nutzen-Bilanz.

- Die Verwertung von PET-Flaschen ist jedenfalls volkswirtschaftlich rentabel, da der Nutzeffekt der ersparten Kunststoffproduktion durch den höheren Preis von PET stark ins Gewicht fällt und gleichzeitig die Verwertungskosten etwas geringer sind als bei PE.
- Zusätzlich können in Zukunft steigende Rohölpreise, steigende Restmüllbehandlungskosten und eine höhere Bewertung der externen Effekte die Kosten-Nutzen-Bilanz spürbar verbessern.

6.2 Bewertung der Verwertungswege bei 80 % Müllverbrennungsanteil

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse dieser Arbeit für einen Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 80 % dargestellt. Zusätzlich werden die Reststoffe aus der Sortierung und stofflichen Verwertung zu 100 % einer Wirbelschichtverbrennung zugeführt. Spezielle Reststofffraktionen, wie Produktionsabfälle, Shredderrückstände und nicht stofflich verwertete Kunststoffe aus getrennt gesammelten Elektroaltgeräten werden zur Hälfte in Müllverbrennungsanlagen und zur anderen Hälfte in industriellen Wirbelschichtanlagen verbrannt. Dadurch soll ein Zustand der Abfallwirtschaft modelliert werden, in dem die Anforderungen der Deponieverordnung bereits weitgehend umgesetzt wurden.

Tab. 6-8: Absolute Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für alle untersuchten Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.

Gesamtergebnisse der Verwertungswege bei 80 % MVA-Anteil	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz	Primärenergiebilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponiemengen
	Mio ATS/a	Mio ATS/a	TJ/a	1000 t/a	t/a	1000 t/a
Referenzzustand		-2.560	63.600	3.450	440	90
Produktionsabfall-Ist	460	240	-2.070	-150	-10	0
Verpackungen Gewerbe-Ist	13	-170	-1.430	-79	-8	-6
Verpackungen Haushalt-Ist	-340	-510	-1.220	-64	-10	-13
Nicht-Verpackungen-Ist	18	5	-130	-8	-2	-1
Produktionsabfall-Plus	74	37	-340	-26	-1	0
Verpackungen Gewerbe-Plus	-21	-160	-1.120	-64	-8	-5
Verpackungen Haushalt-Neu	-48	-210	-1.090	-69	-9	-8
Nicht-Verpackungen-Plus	190	24	-1.440	-99	-21	-6

Tab. 6-9: Absolute Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für den SOLL-Zustand der Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.

Gesamtergebnisse der Verwertungswege, Sollzustand, 80 % MVA	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokosten-bilanz	Primär-energie-bilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponie-mengen
	Mio ATS/a	Mio ATS/a	TJ/a	1000 t/a	t/a	1000 t/a
Referenzzustand		-2.560	63.600	3.450	440	90
Produktionsabfall-Soll	534	277	-2.410	-176	-11	0
Verpackungen Gewerbe-Soll	-7	-330	-2.550	-143	-15	-11
Verpackungen Haushalt-Soll	-48	-210	-1.090	-69	-9	-8
Nicht-Verpackungen-Soll	208	29	-1.570	-106	-23	-7

Tab. 6-10: Spezifische Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für alle untersuchten Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.

Spezifische Ergebnisse der Verwertungswege bei 80 % MVA-Anteil	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokosten-bilanz	Primär-energie-bilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponie-mengen	(Getrennt gesammelte) Mengen ¹⁾
	ATS/kg	ATS/kg	MJ/kg	kg/kg	g/kg	kg/kg	t/a
Referenzzustand, bezogen auf Einsatzmenge			82	4,4	0,6		780.000
Referenzzustand, bezogen auf Abfallmenge		5,10				0,2	507.000
Produktionsabfall-Ist	12,10	6,30	-54	-3,9	-0,2	0,0	38.400
Verpackungen Gewerbe-Ist	0,50	-5,80	-49	-2,7	-0,3	-0,2	29.000
Verpackungen Haushalt-Ist	-6,20	-9,20	-22	-1,2	-0,2	-0,2	54.700
Nicht-Verpackungen-Ist	7,40	1,90	-51	-3,0	-0,8	-0,2	2.500
Produktionsabfall-Plus	11,60	5,70	-54	-4,0	-0,2	0,0	6.400
Verpackungen Gewerbe-Plus	-0,80	-6,60	-45	-2,6	-0,3	-0,2	25.000
Verpackungen Haushalt-Neu	-1,40	-6,10	-32	-2,0	-0,3	-0,2	33.800
Nicht-Verpackungen-Plus	7,00	0,90	-52	-3,6	-0,8	-0,2	27.600

¹⁾ Zur Berechnung der spezifischen Werte für die Verwertungswege wurden die getrennt gesammelten, verunreinigten Kunststoffabfallmengen verwendet. Je nachdem, ob sich die Ergebnisse aus dem Gesamtsystem oder nur aus der Abfallwirtschaft ableiten, wurden beim Referenzzustand die Werte auf die gesamte, erzeugte Kunststoffmenge oder auf die gesamte verunreinigte Abfallmenge bezogen.

Tab. 6-11: Spezifische Ergebnisse der einzelnen Bewertungsparameter für den SOLL-Zustand der Verwertungswege und den Referenzzustand; Müllverbrennungsanteil 80 %.

Spezifische Ergebnisse der Verwertungswege, Sollzustand, 80 % MVA	Kosten-Nutzen-Bilanz	Abfallwirtsch. Nettokosten-bilanz	Primär-energie-bilanz	CO ₂ -Emissionen	TOC-Emissionen	Reaktor-deponie-mengen	(Getrennt gesammelte) Mengen ¹⁾
	ATS/kg	ATS/kg	MJ/kg	kg/kg	g/kg	kg/kg	t/a
Referenzzustand, bezogen auf Einsatzmenge			82	4,4	0,6		780.000
Referenzzustand, bezogen auf Abfallmenge		5,10				0,2	507.000
Produktionsabfall-Soll	12,00	6,20	-54	-4,0	-0,2	0,0	44.800
Verpackungen Gewerbe-Soll	-0,10	-6,20	-47	-2,7	-0,3	-0,2	54.000
Verpackungen Haushalt-Soll	-1,40	-6,10	-32	-2,0	-0,3	-0,2	33.800
Nicht-Verpackungen-Soll	7,10	1,00	-52	-3,5	-0,8	-0,2	30.100

¹⁾ Zur Berechnung der spezifischen Werte für die Verwertungswege wurden die getrennt gesammelten, verunreinigten Kunststoffabfallmengen verwendet. Je nachdem, ob sich die Ergebnisse aus dem Gesamtsystem oder nur aus der Abfallwirtschaft ableiten, wurden beim Referenzzustand die Werte auf die gesamte, erzeugte Kunststoffmenge oder auf die gesamte verunreinigte Abfallmenge bezogen.

Kosten-Nutzen-Bilanzen, Ist-Zustand, 80 % MVA

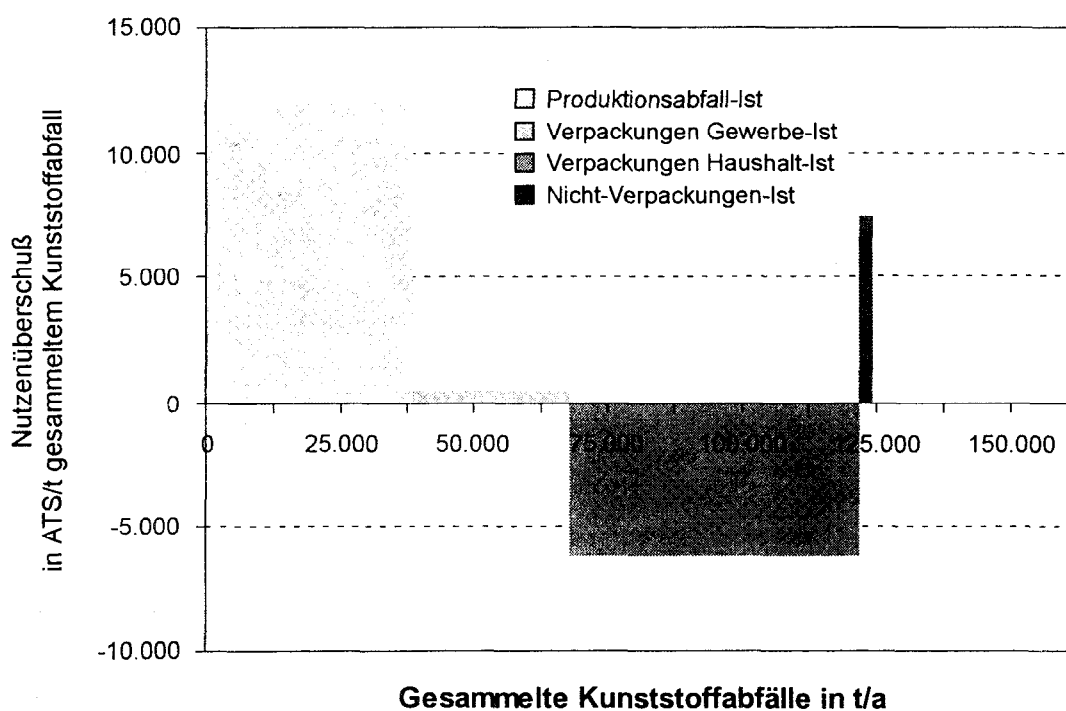


Abb. 6-9: Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenerüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im IST-Zustand; Müllverbrennungsanteil 80 %..

Kosten-Nutzen-Bilanzen, Soll-Zustand, 80 % MVA

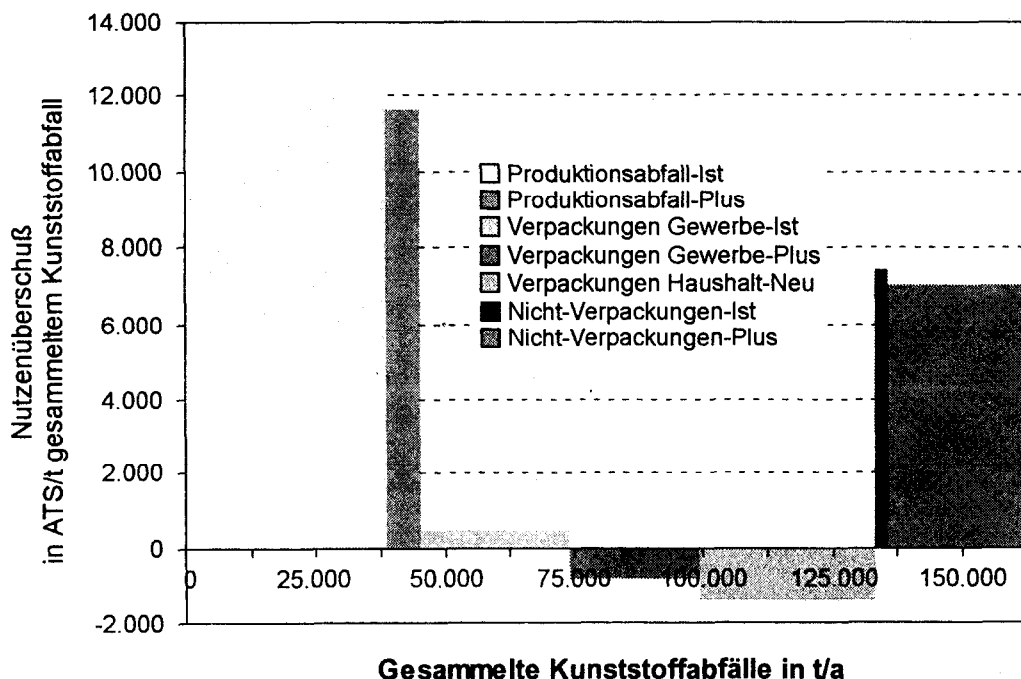


Abb. 6-10: Volkswirtschaftlicher Gewinn (Nutzenüberschuß) bzw. Verlust (Kostenüberschuß) durch die untersuchten Verwertungswege im SOLL-Zustand; Müllverbrennungsanteil 80 %. Der SOLL-Zustand besteht in der Kombination der Verwertungswege „IST“ und „PLUS“ sowie im Ersatz von „Verpackungen Haushalt IST“ durch „Verpackungen Haushalt NEU“.

Der Vergleich von Tab. 6-10 und Tab. 6-4 zeigt, daß die positiven ökologischen Effekte der Verwertungswege durch den steigenden Müllverbrennungsanteil in Summe geringer werden. Der energetische Vorteil der stofflichen Verwertung wird z. B. deshalb geringer, weil bei geringem Müllverbrennungsanteil der Kunststoffabfall anstelle der stofflichen Verwertung vor allem auf der Deponie landen würde, während im Fall eines hohen Müllverbrennungsanteils der Energieinhalt der Kunststoffabfälle im Restmüll in Abhängigkeit von den Wirkungsgraden der Müllverbrennungsanlagen energetisch genutzt wird.

Natürlich sind auch die durch die stoffliche Kunststoffverwertung ersparte Deponiemenge und andere Deponieeffekte bei hohem Müllverbrennungsanteil geringer als bei niedrigem Müllverbrennungsanteil. Die CO₂-Emissionen des Gesamtsystems nehmen aber bei hohem Müllverbrennungsanteil zu²⁵, womit durch die stoffliche Verwertung *mehr* CO₂-Emissionen vermieden werden als bei geringem Müllverbrennungsanteil.

Die abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz aller Verwertungswege verbessert sich bei hohem Müllverbrennungsanteil durch die höheren Entsorgungskosten leicht. Bei der Kosten-Nutzen-Analyse wirkt sich aber die Abnahme der Nutzeneffekte bei der Energieproduktion und bei der Deponie stärker aus als die Verbesserung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz. Daher ist die Kosten-Nutzen-Bilanz aller Verwertungswege bei hohem Müllverbrennungsanteil etwas ungünstiger als bei niedrigem Müllverbrennungsanteil.

²⁵ Die Verbrennung der Kunststoffe in der Müllverbrennungsanlage erfolgt mit einem größeren CO₂-Faktor (CO₂-Emissionen pro erzeugter Nutzenergie) als bei der hier angenommenen Alternative einer Gas- und Dampfturbine.

Im Verpackungsbereich können daher höhere stoffliche Verwertungsquoten noch eher überall dort gerechtfertigt werden, wo der Restmüll noch *nicht* in Müllverbrennungsanlagen behandelt wird.

6.3 Sensitivitätsanalysen

In dem verwendeten Rechenmodell zur Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen gehen verschiedene Inputdaten ein, die aufgrund der derzeitigen Datenlage mit mehr oder minder bedeutenden Unsicherheiten behaftet sind. In den folgenden Sensitivitätsanalysen werden die wichtigsten unsicheren Daten innerhalb des möglichen Bereichs variiert und die Auswirkung dieser Variationen auf bestimmte Ergebniswerte abgebildet.

Den folgenden Diagrammen liegt immer der gleiche Aufbau zugrunde. Die Variation eines bestimmten Inputwertes innerhalb des möglichen Intervalls für diesen Wert ist auf der X-Achse abzulesen. Der untersuchte Ergebniswert wird auf der Y-Achse aufgetragen. Dadurch entsteht eine Gerade, die die Veränderung des betrachteten Ergebniswertes aufgrund der Variation des Inputwertes zeigt. Zusätzlich wird nun ein zweiter Inputwert in fünf diskreten Schritten variiert. Dadurch entstehen insgesamt fünf Geraden, die in Summe jenen Bereich abgrenzen, in dem ein bestimmtes Ergebnis liegen kann, wenn zwei Inputdaten variiert werden.

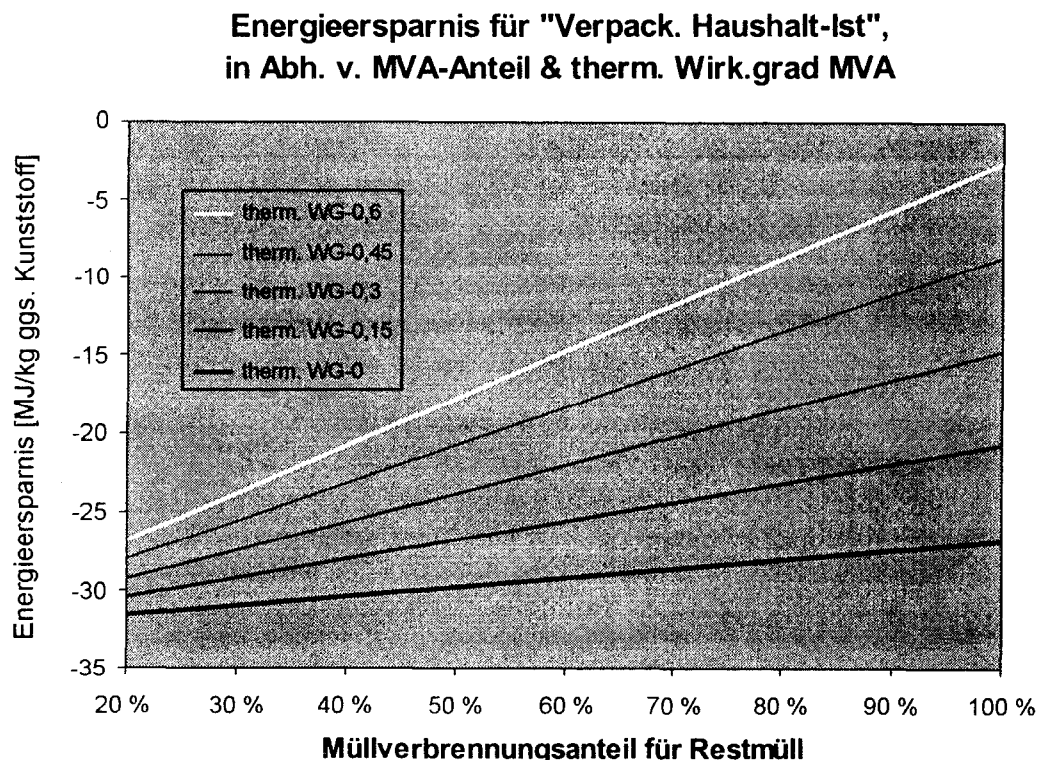


Abb. 6-11: Veränderung der Primärenergieersparnis des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Wärmenutzungsgrad der MVA („therm. WG“, zusätzlich zu einem angenommenen Wirkungsgrad der Stromproduktion von 15 %). Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurde ein MVA-Anteil von 20 % und ein Wärmenutzungsgrad von 25 % verwendet.

**CO₂-Reduktion für "Verpack. Haushalt-Ist",
in Abh. v. MVA-Anteil & Kunstst.abbau i. Deponie**

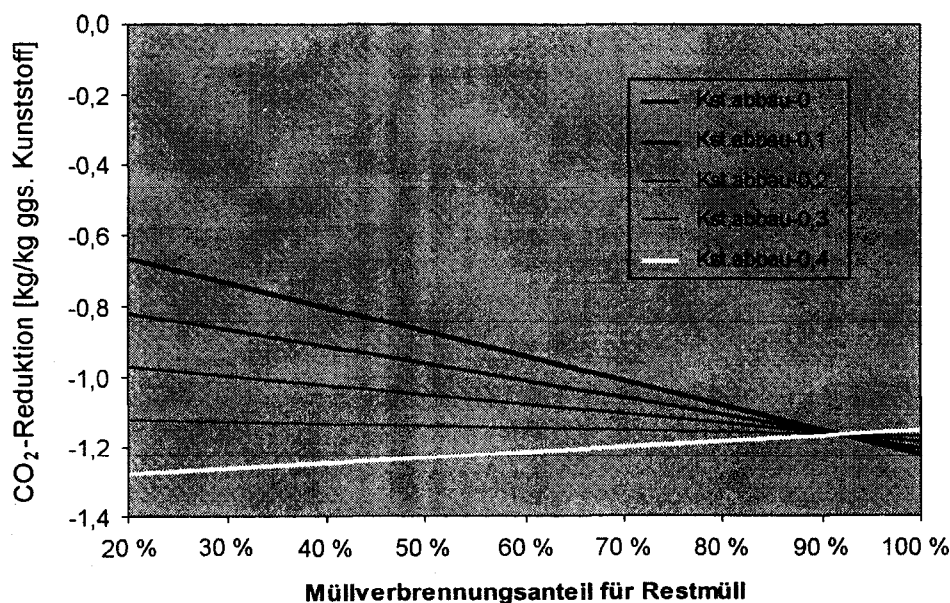


Abb. 6-12: Veränderung der CO₂-Reduktion des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Kunststoffabbau in der Reaktordeponie, der zwischen 0 % und 40 % der Kunststoffmasse variiert wird. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurde ein MVA-Anteil von 20 % und ein Kunststoffabbau von 17 % (1/6) verwendet.

**Abfallw. Nettokosten für "Verpack. Haushalt-Neu",
in Abh. vom Sortieroutput & Fremdstoffanteil**

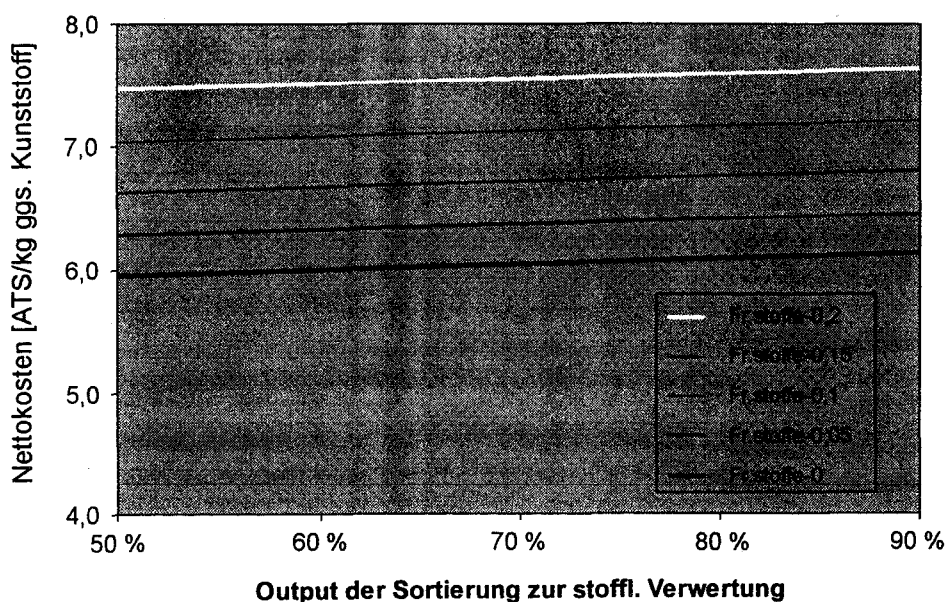


Abb. 6-13: Veränderung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit von der Output-Quote der Sortierung und dem Fremdstoffanteil im Sammelgut, der zwischen 0 % und 20 % variiert wird. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurde eine Output-Quote von 68 % und ein Fremdstoffanteil von 10 % verwendet.

**Kosten-Nutzen-Bilanz für "Verpack. Haushalt-Ist",
in Abh. v. Bewertung externer Effekte & MVA-Anteil**

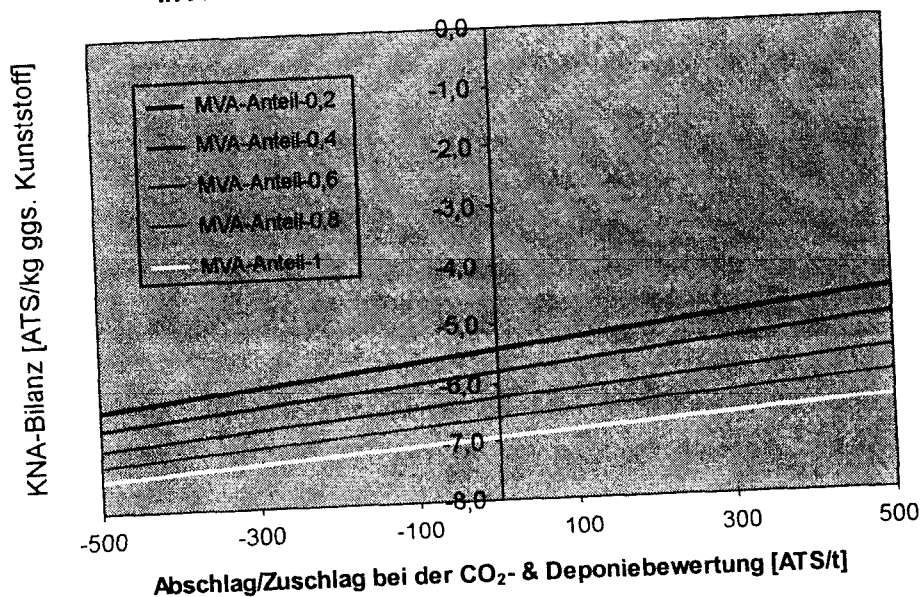


Abb. 6-14: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-IST“ in Abhängigkeit von der Bewertung externer Nutzeffekte und vom MVA-Anteil. Durch den Abschlag bzw. Zuschlag wird der Nutzen vermiedener CO₂-Emissionen zwischen 200 und 1.200 ATS/t und der Nutzen von vermiedenem Reaktordeponiegut zwischen 1.500 und 2.000 ATS/t variiert. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurden diese externen Effekte mit 700 bzw. 2.000 ATS/t bewertet.

**Kosten-Nutzen-Bilanz für "Verpack. Gewerbe-Plus",
in Abh. v. Bewertung externer Effekte & MVA-Anteil**

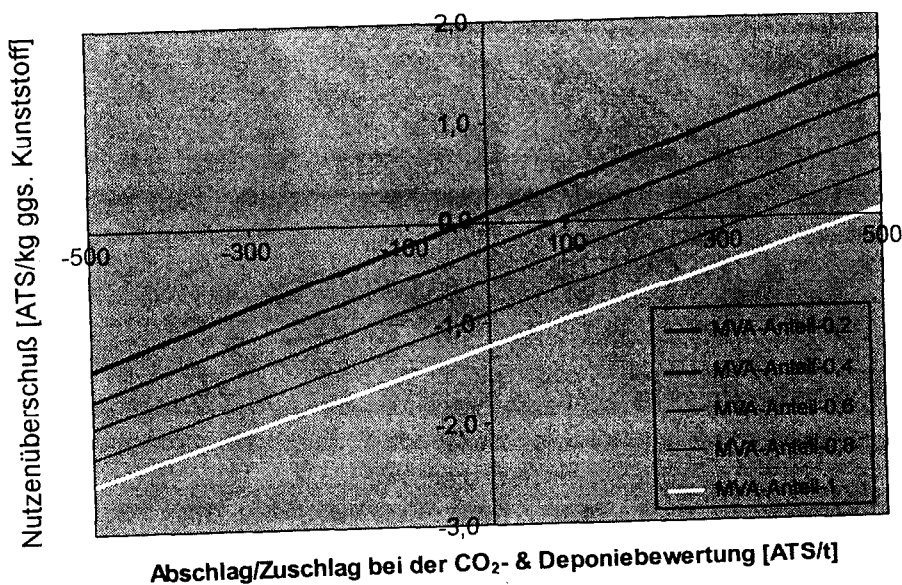


Abb. 6-15: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen **Gewerbe-PLUS**“ in Abhängigkeit von der Bewertung externer Nutzeffekte und vom MVA-Anteil. Durch den Abschlag bzw. Zuschlag wird der Nutzen vermiedener CO₂-Emissionen zwischen 200 und 1.200 ATS/t und der Nutzen von vermiedenem Reaktordeponiegut zwischen 1.500 und 2.000 ATS/t variiert. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurden diese externen Effekte mit 700 bzw. 2.000 ATS/t bewertet.

**Kosten-Nutzen-Bilanz für "Verpack. Haushalt-Neu",
in Abh. v. MVA-Anteil & Bewertung externer Effekte**

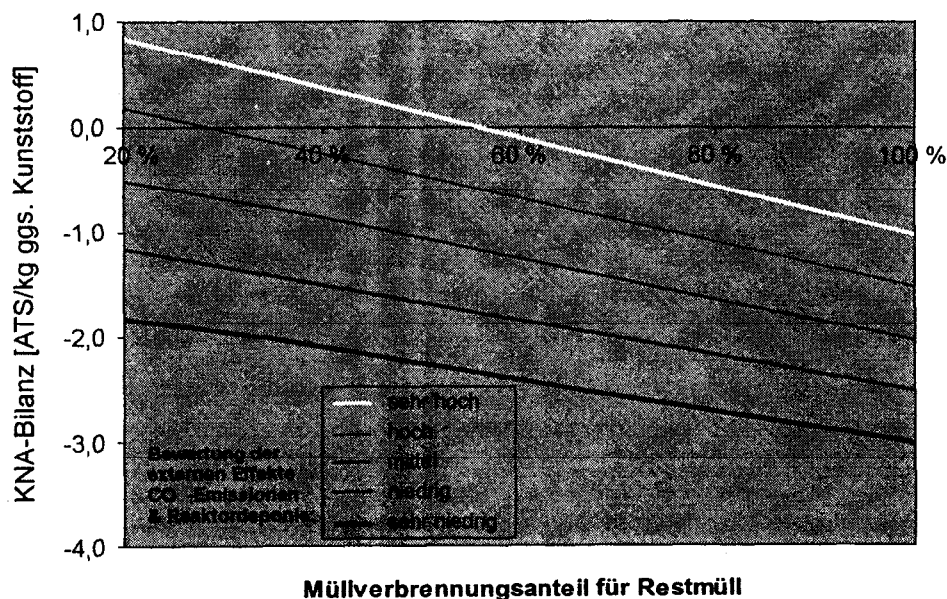


Abb. 6-16: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit vom MVA-Anteil und von der Bewertung externer Nutzeffekte, die wie in den beiden vorhergehenden Diagrammen durch Abschläge bzw. Zuschläge in Schritten von 250 ATS/t variiert wurde. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurde ein MVA-Anteil von 20 % und eine mittlere Bewertung der externen Effekte verwendet.

**Kosten-Nutzen-Bilanz für "Verpack. Haushalt-Neu",
in Abh. vom Rohölpreis und Müllverbrennungsanteil**

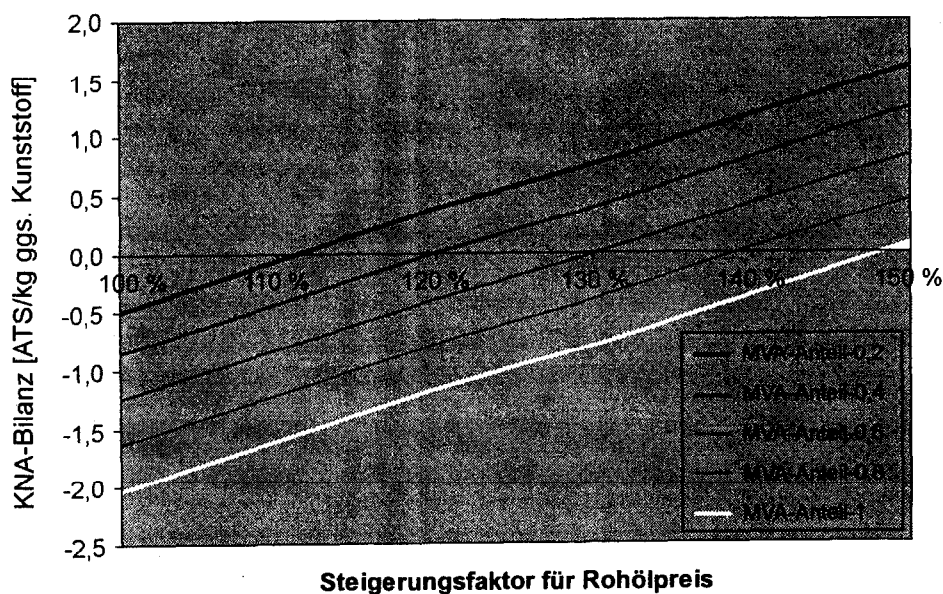


Abb. 6-17: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz des Verwertungsweges „Verpackungen Haushalt-NEU“ in Abhängigkeit von einer möglichen Steigerung des Rohölpreises und vom MVA-Anteil. Für die **Hauptdarstellung** der Ergebnisse wurde der heutige Rohölpreis und ein MVA-Anteil von 20 % verwendet.

Die obigen Diagramme veranschaulichen die zum Teil gravierenden Effekte durch steigenden Müllverbrennungsanteil auf die Bewertungsergebnisse, die bereits im vorhergehenden Abschnitt erklärt wurden. Abb. 6-11 zeigt, daß, es aus energetischer Sicht eine große Rolle spielt, in welchem Ausmaß bei einer Müllverbrennungsanlage neben der Stromproduktion auch eine Wärmenutzung möglich ist.

Abb. 6-13 verdeutlicht den starken Einfluß des Fremdstoffanteils in der getrennten Sammlung auf das betriebswirtschaftliche bzw. volkswirtschaftliche Ergebnis. Für die mitgesammelten Fremdstoffe fallen die hohen spezifischen Sammelkosten an, ohne daß diesen in der Folge Nutzeffekte gegenüberstünden.

Im Rahmen der Hauptdarstellung der Ergebnisse wurde die Kosten-Nutzen-Bilanz für die zusätzliche Verpackungssammlung im gewerblichen Bereich mit 0,10 ATS pro kg getrennt gesammelter Kunststoffverpackungen angegeben. Abb. 6-15 verdeutlicht die Unsicherheit dieses Wertes, die in diesem Fall deshalb besonders kritisch ist, weil sich durch relativ geringe Änderungen der verwendeten Werte das Vorzeichen (positiv / negativ) der Kosten-Nutzen-Bilanz ändern kann. Wann die volkswirtschaftlich sinnvolle Grenze der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe tatsächlich erreicht ist, kann daher nur anhand von realen Daten der jeweils existierenden Erfassungsschienen und nur für die jeweils bestehenden abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen genauer ermittelt werden.

Abb. 6-16 macht deutlich, daß *mehrere* Faktoren zugleich optimiert werden müssen, um für die optimierte Haushaltssammlung von Kunststoffverpackungen eine positive Kosten-Nutzen-Bilanz zu erreichen. Aus der letzten Abbildung läßt sich ablesen, wann alleine aufgrund einer Steigerung des Rohölpreises der „Break-Even-Point“ für die optimierte Haushaltssammlung erreicht wäre. Bei derzeitigem Müllverbrennungsanteil müßte dafür der Rohölpreis um 10 % steigen, bei 80 % Müllverbrennung bereits um 40 %.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

7.1 Grenzen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen

Die Grenzen der getrennten Erfäßbarkeit von Kunststoffabfällen traten bei der Festlegung der untersuchten Verwertungswege vor allem bei Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe und bei den Nicht-Verpackungen auf. Besonders im Bereich der Nicht-Verpackungen ergeben sich aufgrund der enormen Vielfalt der Kunststoffanwendungen und der verwendeten Kunststoffsorten, aber auch wegen der Langlebigkeit vieler Kunststoffprodukte nur begrenzte Potentiale für eine sinnvolle getrennte Erfassung.

Begrenzungen der stofflichen Kunststoffverwertung aufgrund technischer Rahmenbedingungen bei der Verwertung sind nach den Untersuchungen in dieser Arbeit kein ausschlaggebender Faktor. Ebenso werden die Grenzen der rein ökologischen Vorteilhaftigkeit der getrennten Sammlung und Verwertung bei den untersuchten Verwertungswegen bei weitem nicht erreicht. Nur ganz selten, wie z. B. im Fall von Kunststoffteilen aus Elektroaltgeräten, die als Flammschutzmittel PBDE enthalten, gibt es aus ökologischer Sicht Ausschlußgründe aus der stofflichen Verwertung.

Im vorgeschlagenen SOLL-Zustand für die stoffliche Kunststoffverwertung würde die eingesetzte Recyclatmenge 16 % der gesamten verarbeiteten Kunststoffmenge ausmachen. Etwa ein Drittel dieser Recyclatmenge stammt dabei aus der „externen“ Verwertung von Produktionsabfällen. Die voraussichtlich mittelfristig mögliche Einsatzmenge von etwa 20 % kann also auch im SOLL-Zustand nicht ausgeschöpft werden.

Die Grenzen der betriebswirtschaftlichen Rentabilität von Verwertungswegen sind naturgemäß viel früher erreicht als die Grenzen der volkswirtschaftlichen Rentabilität.

Aufgrund der derzeitigen Zusammensetzung des Marktinputs und der daraus resultierenden Abfälle wurde im Bereich der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten die Grenze der volkswirtschaftlichen Rentabilität bereits überschritten. Eine optimierte Haushaltssammlung, die sich im Rahmen der volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit bewegt, scheint für die Zukunft jedoch möglich. Bei der zusätzlichen Verwertung von Kunststoffverpackungen aus dem Gewerbe ist zu vermuten, daß sich eine realistische Grenze der Erfäßbarkeit in etwa mit der Grenze der volkswirtschaftlichen Rentabilität deckt.

Damit sind die limitierenden Faktoren der stofflichen Verwertung von Kunststoffen die Erfäßbarkeit für die getrennte Sammlung und die volkswirtschaftliche Rentabilität des gesamten Verwertungsweges. Die Grenzen des Möglichen bzw. Sinnvollen sind hier viel früher erreicht als die technischen und ökologischen Grenzen bzw. die Grenzen der Aufnahmefähigkeit des Marktes für Sekundärrohstoffe.

7.2 Maßnahmen zur Optimierung der stofflichen Kunststoffverwertung

Aus den Ergebnissen der volkswirtschaftlichen Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich - rein abfallseitig betrachtet, ohne Berücksichtigung von Lenkungsmaßnahmen bzw. -effekten beim Marktinput - können folgende Handlungsprioritäten abgeleitet werden:

Optimierung der Verpackungssammlung aus Haushalten:

Vom gesamten Kunststoffeinsatz ist dem Bereich der Verpackungen nur etwa ein Drittel zuzuordnen. Wegen der verschiedenen Lebensdauer von Kunststoffwaren beträgt ihr Anteil am

Letztverbraucher-Kunststoffabfall dagegen ca. 55 %! Daher ist es durchaus sinnvoll, sich um die Bewirtschaftung der Kunststoffverpackungen zu bemühen. Die getrennte Kunststoffverpackungssammlung ist daher als erster Schritt in Richtung einer Bewirtschaftung der gesamten Kunststoffabfälle zu sehen. Ziel sollte es aber sein, auch für die anderen Bereiche des Kunststoffeinsatzes Regelungen zu schaffen.

Zukünftig wird es notwendig sein Produktänderungen zu erwirken, die eine Steigerung der volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertung erlauben. Bei der derzeit gegebenen Produkt- und damit auch Abfallzusammensetzung ist aus volkswirtschaftlicher Sicht eine Optimierung der Sammlung von Kunststoffverpackungen aus Haushalten dringend notwendig. Diese Optimierung besteht darin, nur jene Kunststoffverpackungen getrennt zu sammeln, die für eine kostengünstige (automatische) Sortierung und anschließende sortenreine werkstoffliche Verwertung geeignet sind. Das sind im wesentlichen Hohlkörper und große Folien. Hauptziel sollte es also sein, den Erfassungsaufwand aus Haushalten im Einzugsbereich von Müllverbrennungsanlagen zu reduzieren und dabei gleichzeitig treffsicherer zu sammeln, sodaß das Sammelgut in wesentlich höherem Anteil stofflich verwertet werden kann.

Für die im Rahmen dieser Arbeit angenommene optimierte Haushaltssammlung verbessert sich die Kosten-Nutzen-Bilanz gegenüber dem IST-Zustand deutlich, sie bleibt aber leicht negativ (0,- bis -1,- ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall). Es ist jedoch anzunehmen, daß eine detailliertere Untersuchung der Möglichkeiten für eine Neugestaltung der Haushaltsschiene auf Basis der in der gegenständlichen Arbeit gewonnenen Erkenntnisse Lösungen mit weiter verbesserter Kosten-Nutzen-Relation liefern wird. Außerdem konnten im Rahmen dieser Studie noch nicht alle Nutzeffekte der getrennten Sammlung und eventuelle Schadeffekte auf andere getrennte Sammlungen bei einer völligen Auflassung der Kunststoffsammlung im Haushaltsbereich einbezogen werden. Als weiterer wesentlicher Einflußfaktor für zukünftige Entscheidungen sollte auch der Einfluß steigender Energie- und Rohstoffpreise Berücksichtigung finden. Der volkswirtschaftliche Ressourcengewinn durch die vorgeschlagene Optimierung der Haushaltssammlung beträgt unter den heutigen Rahmenbedingungen etwa 280 Mio ATS/a.

In Wien konnte bislang das Ziel, die Kunststoffsammlung aus Haushalten im Einzugsbereich von Müllverbrennungsanlagen auf verwertbare Abfälle einzugrenzen, nur zu einem sehr geringen Teil umgesetzt werden. Dazu kommt, daß bei der getrennten Sammlung traditionell in Großstädten die relativ schlechtesten Resultate erzielt werden. Im Einzugsgebiet der MVA Wels wird derzeit versucht, die Qualität der Kunststoffsammlung zu verbessern. Entscheidend ist dabei die Öffentlichkeitsarbeit. Die ARGEV hat dazu im Bezirk Gmunden eine erste Initiative gesetzt. Die Analyse der ersten Behälterentleerungen werden zeigen, inwieweit die Bürger durch Öffentlichkeitsarbeit zu optimalen Trennleistungen motiviert werden können.

Verwertung von Nicht-Verpackungs-Kunststoffabfällen:

Die Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen hat in Österreich aufgrund der Verpackungsverordnung bereits eine längere Geschichte. In den vergangenen Jahren wurden große Anstrengungen unternommen, um die getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen zu steigern. Aufgrund dieser Bemühungen werden heute etwa 20 % aller Kunststoffverpackungsabfälle stofflich verwertet. Vor allem durch die Steigerung der getrennten Erfassung im gewerblichen Bereich könnte die stoffliche Verwertungsquote noch bis auf etwa 30 % angehoben werden.

Ein völlig anderes Bild bietet sich im Bereich der Nicht-Verpackungskunststoffabfälle. Von den etwa 180.000 t/a an Letztverbraucher-Kunststoffabfällen in den Nicht-Verpackungsbereichen werden heute nur etwa 1,5 % stofflich verwertet!

Schon lange wird in der Abfallwirtschaft der Übergang von der heute auf Verpackungsabfälle konzentrierten Sicht auf eine Bewirtschaftung von Stoffgruppen im Abfall insgesamt gefor-

dert. Für Kunststoffabfälle bedeutet das, daß sich die Bemühungen um eine stoffliche Verwertung von Abfällen auch auf den Bereich der Nicht-Verpackungen ausdehnen sollten. In dieser Arbeit wird das heute ungenutzte sinnvolle Potential für die stoffliche Verwertung von Nicht-Verpackungsabfällen aus Kunststoff auf immerhin 26.000 t/a geschätzt. Damit würde die Verwertungsquote in diesem Bereich von heute 1,5 % auf etwa 16 % gesteigert werden. Für die Letztverbraucher-Kunststoffabfälle ergäbe sich dadurch eine Steigerung der Verwertung um 56 %.

Der größte Teil dieses Zusatzpotentials wird über Sammlungen im gewerblichen Bereich zu erfassen sein. Ob bestimmte Nicht-Verpackungen aus Haushalten gemeinsam mit Kunststoffverpackungen oder besser getrennt erfaßt werden sollten, muß erst untersucht werden. Für die stoffliche Verwertung geeignete Kunststoffabfälle im Nicht-Verpackungsbereich stammen aus der Bauwirtschaft, aus der Landwirtschaft, aus Altfahrzeugen, aus dem Elektro- und Elektronikschrott und aus dem Möbelbereich.

Um die entsprechende getrennte Sammlung und stoffliche Verwertung auch tatsächlich ins Leben zu rufen, müssen aber erst konkrete, für die Praxis geeignete Maßnahmen entwickelt werden. Diese Maßnahmen reichen von der Auswahl der besten Art der getrennten Erfassung über die Marktentwicklung für Sekundärprodukte bis hin zu Lenkungsmaßnahmen durch den Gesetzgeber oder Selbstverpflichtungen der Wirtschaft.

Das Ziel einer Folgestudie sollte daher sein, konkrete Maßnahmen für die Einführung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem Nicht-Verpackungsbereich auf allen operativen Ebenen und für alle wesentlichen Herkunftsbereiche der Letztverbraucher-Kunststoffabfälle zu entwickeln. Der positive volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Saldo dieser Maßnahmen kann nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit mit etwa 220 Mio ATS/a abgeschätzt werden.

Der zu erwartende volkswirtschaftliche Gewinn gegenüber dem IST-Zustand durch die zusätzliche Verwertung von Nicht-Verpackungen und durch die Optimierung der Haushalts-sammlung von Kunststoffverpackungen beträgt damit insgesamt etwa 500 Mio ATS/a.

Ausbau der Verwertung von Produktionsabfällen:

Das geschätzte Potential für die zusätzliche stoffliche Verwertung von Abfällen aus der Kunststoffverarbeitung ist mit 6.400 t/a mengenmäßig zwar relativ unbedeutend.²⁶ Durch die stark positive spezifische Kosten-Nutzen-Bilanz dieses Verwertungsweges ergibt sich dennoch ein beachtlicher volkswirtschaftlicher Vorteil von etwa 87 Mio ATS/a.

Ausbau der Verpackungssammlung aus dem Gewerbe:

Eine Steigerung der stofflichen Verwertungsquote der Kunststoffverpackungsabfälle insgesamt ist fast ausschließlich durch zusätzliche Sammelmengen aus dem Gewerbe zu erreichen. Der Ausbau der getrennten Sammlung von Kunststoffverpackungen im gewerblichen Bereich ist unter den heutigen abfallwirtschaftlichen Bedingungen volkswirtschaftlich zweckmäßig. Die sinnvolle Obergrenze dieser Steigerung hängt unter anderem vom aktuellen Müllverbrennungsanteil bei der Restmüllbehandlung und von der monetären Bewertung der externen Nutzeffekte ab. In der derzeitigen Situation beträgt das sinnvolle Ausbaupotential höchstens 25.000 t/a, das sind etwa 75 % der heutigen Sammelmenge. Mit zunehmendem Müllverbrennungsanteil wird sich das volkswirtschaftlich rentable Potential jedenfalls verkleinern.

²⁶ Ein Teil dieser Menge ist zwar durch den österreichischen Kunststoffeinsatz bedingt, fällt aber im Ausland an.

Beim Ausbau der gewerblichen Sammlung von Kunststoffverpackungen handelt es sich in erster Linie um mittlere und kleinere Anfallstellen. Für einen großen Anteil sind dabei neue Methoden der Erfassung einzusetzen, die im wesentlichen die Bündelung von Mengen kleiner Anfallstellen, die Verdichtung des Materials an der Anfallstelle und einen möglichst direkten Transport von der Anfallstelle zum Verwerter zum Ziel haben. Für die Berechnungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden solche neue Methoden modellhaft festgelegt und als Berechnungsgrundlagen verwendet.

Die folgende Tabelle zeigt die auf Basis der Kosten-Nutzen-Analyse ermittelten Obergrenzen volkswirtschaftlich sinnvoller Verwertungspotentiale für Kunststoffverpackungsabfälle in Österreich.

Tab. 7-1: Obergrenzen volkswirtschaftlich sinnvoller Verwertungspotentiale für Kunststoffverpackungsabfälle in Österreich

Volkswirtschaftlich sinnvolle Verwertungspotentiale	Verpack.-abfall	Sammlung		stoffliche Verwertung	
		Menge	Quote	Menge	Quote
Mengen ohne Verunreinigungen	1996				
	[1000 t]	[1000 t]	%	[1000 t]	%
Haushalt & Kleingewerbeanteil	125	30,4	24%	20,7	17%
(Groß-) Gewerbe, Industrie, etc.	102	49,5	49%	43,6	43%
Gesamt	227	79,9	35%	64,3	28%
	"sauber"	"sauber" = ohne Feuchtigkeit und Haftschnitz!			

Bemerkung zu den Sammelmengen:

- Inklusive mitgesamelter Nicht-Verpackungen.
- Die angegebene sinnvolle Maximalmenge im Haushaltsbereich kann sich im Fall von steigenden Rohölpreisen ebenfalls erhöhen.
- Gewerbe einschließlich heute verwerteter Mengen.

Der gesamte Kunststoffverpackungsabfall, der nicht stofflich verwertet wird, sollte thermisch verwertet bzw. energetisch genutzt werden:

- Sortierreste der Kunststoffsortierung: thermische Behandlung in der Müllverbrennung bzw. in industriellen Anlagen, wenn sichergestellt ist, daß die Emissionsstandards von Müllverbrennungsanlagen mittelfristig eingehalten und Schadstoffe nicht in ein allfälliges Produkt verlagert werden.
- Kunststoffverpackungsabfall im Systemmüll und Gewerbemüll: energetische Nutzung in Müllverbrennungsanlagen bzw. über Restmüllsplitting in industriellen Anlagen.

7.3 Ausblick

Bei den Erhebungen im Rahmen dieser Studie hat sich gezeigt, daß besonders in den folgenden Bereichen ein Mangel an Daten in ausreichender Qualität besteht:

- Ökologische Relevanz verschiedenster Kunststoff-Additive bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffen bzw. beim Gebrauch der Sekundärprodukte; Relevanz anderer ökologischer Parameter, die in dieser Studie nicht untersucht wurden.
- Verhalten von Kunststoffen in Reaktordeponien und Massenabfalldponien.
- Histogramm („Dichteverteilung“) der Anfallstellen von Kunststoffabfällen, insbesondere im gewerblichen Bereich.
- Möglichkeiten der „Bündelung“ kleiner Kunststoffabfallmengen vieler Anfallstellen.

- Erreichbare Qualität der Sammelware aus Haushalten bei der Einschränkung auf bestimmte Kunststoffabfälle mit einem günstigen Kosten-Nutzen-Verhältnis.
- Erreichbare Einschränkung der Unsicherheiten bei der Monetarisierung externer Effekte.

In der vorliegenden Arbeit sind noch einige Fragen offen geblieben, die in zukünftigen Untersuchungen eine nicht unwesentliche Rolle spielen könnten:

- Es sind dringend Grundlagen für Bewertungsmodelle zu finden, die es erlauben, auch die Auswirkungen der Produktgestaltung und des Materialeinsatzes auf Umwelt und Nachhaltigkeit sowie insbesondere auf die Verwertbarkeit darzustellen, und die somit als Entscheidungsgrundlagen für Lenkungsinstrumente herangezogen werden können.
- Für weitere grundsätzliche Überlegungen zum Thema der Erfassung von Kunststoffabfällen wäre es sinnvoll, für den anfallenden Kunststoffabfall eine „Dichteverteilung“ zu erstellen, also ein Histogramm der Anfallstellen und deren Mengen. Ideal wäre dabei eine Unterscheidung nach Haushalten, Kleingewerbe und Großgewerbe.
- Auf der Basis eines solchen Histogramms sollte die Frage untersucht werden, auf welche Weise kleine Kunststoffabfallmengen vieler Anfallstellen für eine getrennte Sammlung am effizientesten „gebündelt“ werden könnten.
- Bei der Untersuchung konkreter Rationalisierungsmaßnahmen im Bereich der getrennten Sammlung und Sortierung sollte auch die Beschäftigungswirkung solcher Maßnahmen einbezogen werden. Dabei sind aber auch Beschäftigungswirkungen anderer Maßnahmen (z. B. bei der Steigerung der Durchforstung zur Gewinnung biogener Energieträger) zu berücksichtigen, bei denen eine bestimmte Beschäftigungswirkung unter Umständen effizienter erzielt werden kann als im Bereich der Abfallwirtschaft.
- Ein Faktor für langfristige Überlegungen, der in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht wurde, ist eine Verbesserung der Kosten-Nutzen-Bilanz aufgrund von steigenden Energie- und Rohstoffpreisen. Insbesondere für die Verwertungswege mit schlechter Kosten-Nutzen-Relation (Haushaltsschiene, Teile der Gewerbesammlung, einzelne Nicht-Verpackungen) könnten sich dadurch veränderte Entscheidungsgrundlagen ergeben.

Vor Inkrafttreten der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich war keine ausreichende Datenbasis zur Beurteilung der zu erwartenden Effekte vorhanden. Eine brauchbare Kosten-Nutzen-Abwägung konnte daher nicht vorgenommen werden.

Die Einführung der Verpackungsverordnungen ist dementsprechend als gesellschaftspolitisches Großexperiment zu betrachten. Dabei wurde versucht, durch eine bestimmte Kombination aus Lenkungsmaßnahmen und freiwilliger Verpflichtung der betroffenen Wirtschaftskreise die durchgehende Verantwortung des Inverkehrbringers umzusetzen. Das Experiment ist weder als gescheitert noch als gelungen zu betrachten. Eine profunde Analyse des erzielten Ergebnisses samt abgesicherten Empfehlungen für Modifikationen für alle Packstoffe steht noch aus. Jedenfalls ist es ohne eine solche Analyse bei weitem verfrüht, an Maßnahmen wie materialspezifische Abgaben zu denken.

Als nächste Schritte müßten folgende Maßnahmen in Angriff genommen werden:

- **Einführung von Lenkungsinstrumenten**, die unter Beachtung von ökologischen Auswirkungen und einer darauf basierenden volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse zu einer Veränderung des Marktinputs und damit zu einer optimierten Abfallwirtschaft führen.
- **Einführung einer umfassenden Stoffbewirtschaftung der gesamten Kunststoffabfälle**: Schon lange wird in der Abfallwirtschaft der Übergang von der heute auf Verpackungsabfälle konzentrierten Sicht auf eine Bewirtschaftung von Stoffen im Abfall insgesamt gefordert. Für Kunststoffabfälle bedeutet das, daß die Bemühungen um eine stoffli-

che Verwertung auch auf den Bereich der Nicht-Verpackungen auszudehnen sind und daß vor allem auch die nicht stofflich verwertbaren Kunststoffabfälle einer geeigneten thermischen Behandlung oder Verwertung zuzuführen sind.

- **Schrittweise Optimierung der operativen Umsetzung der Verpackungsverordnung** auf Basis der Ergebnisse von volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analysen.

Die Forderung des Abfallwirtschaftsgesetzes nach einer volkswirtschaftlich sinnvollen bzw. zweckmäßigen Verwertung verlangt nach einer Weiterentwicklung der heute bestehenden Abfallwirtschaft. Dies erfordert auch die Möglichkeit der Einbeziehung von Regelungen zur Produktgestaltung mit Lenkungswirkungen zur Erfüllung der Ziele Schadstoffe zu minimieren sowie Rohstoff-, Energie- und Deponievolumenverbrauch so gering als möglich zu halten. Die vorliegende Arbeit kann als wesentlicher Beitrag zu diesem Entwicklungsprozeß angesehen werden. Sie hat bestätigt, daß die Methodik der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse ein ausgezeichnetes Instrument zur Ermittlung sinnvoller Verwertungsquoten bzw. generell zur Beurteilung der volkswirtschaftlichen Zweckmäßigkeit abfallwirtschaftlicher Maßnahmen darstellt.

Durch die Kosten-Nutzen-Analyse konnten alle relevanten *ökonomischen* Effekte und die wichtigsten *ökologischen* Auswirkungen verschiedener Wege der getrennten Sammlung und Verwertung von Kunststoffabfällen zu *einem Gesamtergebnis* zusammengeführt werden. Bei eindeutig positiver oder negativer Kosten-Nutzen-Bilanz (volkswirtschaftlicher Nutzen oder Schaden) eines Verwertungsweges oder einer abfallwirtschaftlichen Maßnahme lassen sich klare Handlungsempfehlungen ableiten, die sowohl ökologische als auch ökonomische Effekte berücksichtigen.

Mit der Erstellung von Kosten-Nutzen-Analysen für die Kunststoffverwertung wurde ein zwar ökonomisch bedeutender, aber mengenmäßig kleiner Teil der gesamten Abfallverwertung untersucht. Analoge Analysen der stofflichen Verwertung anderer Altstoffe sollten nun im gleichen Detaillierungsgrad erstellt werden.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- AFORMA (1993): Branchenkonzept Farb- und Lackabfälle. Arbeitsgemeinschaft für Optimierung des Rohstoffeinsatzes und der Materialverwertung von Anstrichstoffen. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- AGPU; API; PVCH; & VKE (1997): PVC: Daten Fakten Perspektiven. Arbeitsgemeinschaft PVC & Umwelt e. V., API PVC- und Umweltberatung GesmbH, Arbeitsgemeinschaft der schweizerischen PVC Industrie, Verband Kunststoffherzeugender Industrie e. V., Bonn.
- AMT DER NÖ LANDESREGIERUNG (1996): Auswertung der NÖ Abfallwirtschaftsberichte 1995. Amt der NÖ Landesregierung, St. Pölten.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1995): Konzept zur Behandlung der Restabfälle Tirols. Tiroler Abfallerhebung 1994.
- ANDRAE, M. (1997): Bewertung von Kosten-Nutzen-Analysen für die Deponiewirtschaft in Österreich. Institut für Finanzwissenschaften und Infrastrukturpolitik, TU Wien.
- API (1997): Recycling von Bauprodukten aus Kunststoff. API PVC- und Umweltberatung GesmbH, Wien.
- ARGEV (1996): Leistungsbericht 1996. ARGEV Verpackungsverwertungsgesellschaft m.b.H, Wien.
- ARGEV (1997): Leistungsbericht 1997. ARGEV Verpackungsverwertungsgesellschaft m.b.H, Wien.
- BACCINI, P. & BRUNNER P.H. (1991): Metabolism of the anthroposphere. Springer Verlag, Berlin
- BARGHOORN, M. & SCHWILLING, T. (1995): In Sichtweite. Eine optische Klassifikation des Berliner Gewerbemülls erbrachte Ansätze zur weiteren Abfallreduzierung. Müllmagazin 3/1995: 30-34.
- BECKER-VAN SLOOTEN, K. & TARRADELLAS, J. (1995): Organotins in Swiss Lakes after Their Ban. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Bd. 29: 384-392.
- BEIN P. (1996). Precautionary Shadow Price of Greenhouse Gases under Business-as-usual Scenario. Ministry of Transport and Planning, British Columbia: Victoria.
- BIDLINGMAIER, W. & KRANERT M. (1997): Welche Ergebnisse zeigen die Untersuchungen der DSD-Sammelsysteme? Institut für Abfalltechnik und Umweltüberwachung, Fachhochschule Braunschweig – Wolfenbüttel.
- BINDER K., BRANDSTÖTTER C., HAIDINGER F. & REITINGER P. (1996): Abfallbericht 1995. Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Linz.
- BLEDZKI, A. K. & GORACY, K. (1993): Verwertung von Duroplasten. In: SUTTER, H. (Hrsg.): Erfassung und Verwertung von Kunststoff. EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin.
- BLUME, J. & SIMM, A. (1994): Sichtanalyse des im Landkreis Böblingen deponierten Gewerbe- und Baustellenabfalls. Abfallwirtschaftsjournal 6/1994: 89-98.
- BMUJF (1996): Erläuterungen zur Verpackungsverordnung 1996. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- BOUSTEAD, I. (1993)–(1996): Eco-profiles of the European plastics industry, Report 1–9. Association of plastics manufacturers in Europe, Brüssel.
- BRANDRUP, J. (1995): Voraussetzungen für das werkstoffliche Recycling. In: BRANDRUP, J. (Hrsg.): Die Wiederverwertung von Kunststoffen. Carl Hanser Verlag, München.
- BRUNNER, P. H.; DAXBECK, H.; MERL, A. & OBERNOSTERER, R. (1994): Die Stoffflußanalyse als Instrument für eine nachhaltige urbane Entwicklung. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- DANZER, M. & MAYER, S. (1993): Kunststoffe in Österreich, Szenarien für Verbrauch, Abfall und Verwertung bis zum Jahr 2000. Umweltbundesamt, Wien.

- DOMENIG, M. & KRAMMER, H. J. (1995): Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1995, Nicht gefährliche Abfälle Teil A. Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- DOMININGHAUS, H. (1992): Die Kunststoffe und ihre Eigenschaften. VDI Verlag, Düsseldorf.
- EBS (1997): Telefonische Information der Entsorgungsbetriebe Simmering GesmbH, Wien.
- ECO-CONSULTIC (1997): Ermittlung der Anfall- und Verwertungsmengen von Kunststoffabfällen in der BRD und Abschätzung des Recycling-Potentials bisher nicht verwerteter Kunststoffabfälle. Consultic GmbH, ECO GmbH, Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin.
- ENGERT, W.; KWASNY-ECHTERHAGEN, R. & SIMON, T. (1995): Kunststoffabfallströme aus der Bauwirtschaft. In: BRANDRUP, J. (Hrsg.): Die Wiederverwertung von Kunststoffen. Carl Hanser Verlag, München.
- EUWID (1997): Marktberichte für Altkunststoffe Nr. 10/1997 11/1997.
- EUWID Recycling und Entsorgung (1997, 1998): Marktberichte für Primärkunststoffe. EUWID Recycling und Entsorgung, Nr. 5/1997, 48/1997, 8/1998.
- FEHRINGER, R. & BRUNNER, P.H. (1997): Kunststoffflüsse und die Möglichkeiten der Verwertung von Kunststoffen in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- FRITSCH, U. & LEUCHTNER, J. (1992): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Darmstadt/Freiburg/ Kassel/Berlin.
- FRUTH, F. & KRANERT, M. (1997): Durchführung und Ergebnisse einer visuellen Klassifizierung von Gewerbeabfall, Sperrmüll und kommunalen Abfällen in der Stadt Braunschweig. Müll & Abfall 1/1997: 14-25.
- GALLENKEMPER, B. & DOEDENS, H. (1994): Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- GLENCK, E.; LAUBER, W.; LAHNER, T. & BRUNNER, P. H. (1996): Güterbilanz der Bauwirtschaft. Baurestmassen in Oberösterreich. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- GUA (1992): Mittelfristiges Strategiekonzept für die Verwertung gebrauchter Kunststoffe in Österreich. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien.
- GUA (1992b): Alt-KFZ, Beurteilung der Situation im Hinblick auf den Bundesabfallwirtschaftsplan. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien.
- GUA (1992c): KFZ-Materialien. Erhebung der Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH 1997.
- GUA (1993): Anwendbarkeit der Verpackungsverordnung auf entleerte Gebinde von Schmiermitteln. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien.
- 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.
- GUA (1998): Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- HABERSATTER, K. (1996): Ökoinventare für Verpackungen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I, 250/II, Bern.
- HACKL, A. & MAUSCHITZ, G. (1993): Klimarelevante Emissionen von Methangas und Kohlendioxid aus der Bereitstellung fossiler Energieträger. In: Jahresbericht 1993 der österreichischen CO₂-Kommission. Akademie für Umwelt und Energie, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- HAUER (1995): Niederösterreichische Restmüllanalysen 1994/1995. Technisches Büro Hauer, Korneuburg.

- HOFFER, M. (1993): Instrumente zur Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen. dbv-Verlag, Graz.
- HOHMEYER, O. (1992): The Costs of Climate Change. A Rough Estimate of Orders of Magnitude. Report to the Commission of the European Community: Karlsruhe.
- HOLLEY, W.; FLEISCHER, G. & EBERT, F. (1995): Ökobilanzen zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen. Fraunhofer - Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, Technische Universität Berlin, Universität Kaiserslautern (Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung), München.
- INFRAS/PROGNOS (1994): Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom- und Wärmebereich. Bundesamt für Konjunkturfragen, Bern.
- INTECUS (1991): Mögliche Lösungswege zur Abfallvermeidung und zum Recycling von Verbundverpackungen mit Papier/Karton als Trägermaterial. Intecus, Berlin.
- IUT (1996): Analysen über die Zusammensetzung des Hausmülls im Burgenland. Innovative Umwelttechnik GesmbH, Seebenstein.
- IUT (1996b): Salzburger Müllanalysen. Innovative Umwelttechnik GesmbH, Seebenstein.
- JUNGMEIER, G. (1993): Kosten von Solartechnologien zur Reduktion der CO₂-Emissionen. Diplomarbeit, Institut für Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz
- KRAMMER H. J.; DOMENIG, M.; DREIER, P. & STRIEDNER J.. (1992): Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1992, Band 1. Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- KRUSCHITZ, W. (1998): Persönliche Information von Hr. Kruschitz, Fa. Kruschitz GmbH, März 1998
- LAHL, U.; ZESCHMAR-LAHL, B. & STUBENVOLL, J. (1997): Restmüllmitverbrennung in Anlagen zur Zementherzeugung. Umweltbundesamt Wien.
- LAVU (1996): Jahresbericht 1996. OÖ. Landes-Abfallverwertungsunternehmen AG, Linz.
- MAGISTRATSABTEILUNG 48 (1997): Leistungsbericht 1996 der Betriebsabteilung 4.0 - Abfallwirtschaft, Magistratsabteilung 48, Wien.
- MARK, F. E. & MARTIN, R. (1995): Energy recovery – analysis of plastics in municipal solid waste. Association of plastics manufacturers in Europe, Brüssel.
- MEYER, H.; NEUPERT, M.; PUMP, W. & WILLENBERG, B. (1992): Einfluß von Flammenschutzmitteln auf die Wiederverwertung, dargestellt am Beispiel von Büromaschinengehäusen aus ABS und ABS/PC-Blends. Entwicklungsgesellschaft für die Wiederverwertung von Kunststoffen (EWVK), Bayer AG, Leverkusen.
- NELLES, M.; HARANT, M.; HOCHHUBER, J. & LORBER, K. E. (1996): Modellversuch zur Sammlung, Demontage und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (EAG) im Bezirk Weiz. Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Leoben.
- OECD (1995): Global Warming - Economic Dimensions and Policy Responses. Organisation for economic co-operation and development, Paris.
- ÖKI (1996): Kunststoff-Recyclate. Österreichisches Kunststoffinstitut, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Bd. 7/1996, Wien.
- ÖKK (1997): Geschäftsbericht 1996. Österreichischer Kunststoff Kreislauf AG, Wien.
- ÖKO CONSULT (1993): Vermeidungs- und Verwertungspotentiale von thermisch zu behandelnden gefährlichen Abfällen. Öko Consult, Wien.
- PILZ, H. (1996): Die Bedeutung von Papierflüssen und -kreisläufen für die CO₂- und CH₄-Emissionen in Österreich. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- PROGNOS (1995): Aufkommen, Sammlung und Verwertung von Verpackungen sowie Restmengen in Abfallbehandlungsanlagen 1994. Prognos AG, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), Wien.

- PROGNOS (1995b): Wiederverwertung von Getränkeverpackungen 1994. Prognos AG, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), Wien.
- PROGNOS (1997): Verpackungen 1990–1995. Unveröffentlicht. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- PROJEKTGRUPPE AKH (1994): Abfallwirtschaftskonzept für die Station 18.K des Allgemeinen Krankenhauses der Stadt Wien. Interdisziplinäres Projekt - Aufbaustudium Technischer Umweltschutz, Universität für Bodenkultur und Technische Universität Wien.
- PROJEKTGRUPPE EAG (1995): Entsorgung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten, Stand der Verwertung und Mindestanforderungen für die Zukunft. Interdisziplinäres Projekt Technischer Umweltschutz, Universität für Bodenkultur und Technische Universität Wien.
- REINTHALER, F. F. (1992): Branchenkonzept für Abfälle aus dem medizinischen Bereich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- RUHSERT, C. (1995): Kunststoffreststoffe in der Altautoverwertung. In: BRANDRUP, J. (Hrsg.): Die Wiederverwertung von Kunststoffen. Carl Hanser Verlag, München.
- RWE (1992): Kunststoffe im System- und Gewerbemüll Österreichs. RWE Entsorgung AG, Essen.
- SALHOFER, S. & GABRIEL, R. (1996): Pilotsammlung von Elektroaltgeräten in Bregenz. Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- SCHÄFER, T. (1997): Produktbezogene Restmüllanalysen als Grundlage gezielter Kreislaufwirtschaftsstrategien. Abfallwirtschaftsjournal 6/1997: 44-51.
- SHELL CHEMICALS 1998: Schriftliche Information von Hr. Castek, Shell Chemicals Europe, Wien.
- SOFRES (1997): Information system on plastic waste management in Western Europe. SOFRES Conseil, Association of plastics manufacturers in Europe (Hrsg.), Montrouge.
- TREE (1997): Telefonische Information von Herrn Tree, Tree GesmbH, Wien.
- UMWELTSCHUTZ (1995): Tatort Hausbrand. Umweltschutz, 11/95: 86-88
- UMWELTSCHUTZ (1996): Shredderabfall: Verbrennen ist sinnvoll. Umweltschutz, 12/96: 18-21
- VKE (1997): Schriftliche Informationen des VKE - Verband Kunststofferzeugende Industrie, Frankfurt.
- WALZ, R. (1996): Auswirkungen von Klimaschutz auf die Volkswirtschaft. In: BRAUCH, H. G. (Hrsg.), Klimapolitik, Springer-Verlag, Berlin, 1996
- ZIMMERMANN, P.; DOKA, G.; HUBER, F.; LABHARDT, A. & MÉNARD, M. (1996): Ökoinventare von Entsorgungsprozessen. Institut für Energietechnik, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- ZVEI (1992): Erwartete Anfallmengen gebrauchter elektrischer und elektronischer Geräte. Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie, Frankfurt am Main.
- ZVEI (1992b): Leitfaden Vermeidung flammhemmender Zusätze in Kunststoffen. Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie, Frankfurt am Main.

