



STOFFLICHE VERWERTUNG VON NICHTVERPACKUNGS-KUNSTSTOFFABFÄLLEN

**Kosten-Nutzen-Analyse von Maßnahmen
auf dem Weg zur Realisierung einer umfassenden
Stoffbewirtschaftung von Kunststoffabfällen**

Harald HUTTERER
Harald PILZ
Gabriele ANGST
Monika MUSIAL-MENCNIK

MONOGRAPHIEN
Band 124
M-124

Wien, 2000

Projektleitung

Anna Rumpmayr (*UBA – Umweltbundesamt*)

Autoren

Harald Hutterer,

Harald Pilz,

Gabriele Angst,

Monika Musial-Mencik

(*alle: GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen GesmbH*)

Übersetzung

Brigitte Read

Abbildungs- und Tabellennachbearbeitung

Manuela Kaitna

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Titelphoto

Die Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen – eine Herausforderung der Zukunft (*ÖKK – Österreichischer Kunststoff Kreislauf AG*)

Die Umweltbundesamt GmbH dankt dem Projektbeirat

Univ.-Prof. Dr. Paul Hans Brunner

Dr. Christian Keri

Mag. Werner Hochreiter

Dipl.-Ing. Adolf Kerbl

Mag. Elisabeth Novak

für die Wertvollen Diskussionsbeiträge und Anmerkungen.

Impressum

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

Druck: Riegelnik, A-1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 2000
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-547-5

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
KURZZUSAMMENFASSUNG/SHORT SUMMARY	9/10
ZUSAMMENFASSUNG	11
Motivation und Ziele der Studie	11
Vorgangsweise	11
Einsatz- und Abfallmengen von Kunststoff-Nichtverpackungen.....	13
Mengenpotentiale für die stoffliche Verwertung.....	14
Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse.....	15
Handlungsempfehlungen und Umsetzungsmaßnahmen	18
SUMMARY	21
Motivation and aim of the study.....	21
Method.....	21
Volumes of non-packaging plastics consumption and waste	23
Mass potentials for mechanical recycling	24
Results of the cost-benefit analysis	24
Recommendation for Action and Measures for Implementation	28
1 EINLEITUNG	31
1.1 Motivation dieser Studie	31
1.2 Ziele dieser Studie	33
1.3 Untersuchungsrahmen	33
1.3.1 Untersuchte Kunststoffmengen und Kunststoffsorten.....	33
1.3.2 Systemidentifikation	34
1.4 Informationsstand der Basisstudie	36
2 EINSATZ, ABFALL UND VERWERTUNG	38
2.1 Überblick über Einsatz-, Abfall- und Verwertungsmengen in den untersuchten Bereichen	38
2.2 Kunststoffabfälle aus dem Baubereich	43
2.2.1 Einsatzmengen	43
2.2.2 Abfallmengen.....	45
2.2.3 IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale	47
2.2.4 Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte	48
2.2.5 Rechtliche Rahmenbedingungen	49
2.3 Kunststoffabfälle aus der Landwirtschaft	50
2.3.1 Einsatzmengen	50
2.3.2 Abfallmengen.....	51
2.3.3 IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale	51
2.3.4 Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte	51

2.4	Kunststoffabfälle aus Altautos	53
2.4.1	Einsatzmengen	53
2.4.2	Abfallmengen	54
2.4.3	Verwertungspotential	55
2.4.4	Rechtliche Rahmenbedingungen	57
2.5	Kunststoffabfälle aus Elektro- und Elektronikschrott	58
2.5.1	Einsatzmengen	59
2.5.2	Abfallmengen	60
2.5.3	Verwertungspotential	61
2.5.4	Rechtliche Rahmenbedingungen	63
2.6	Kunststoffabfälle aus dem Möbelbereich	63
2.6.1	Einsatzmengen	63
2.6.2	Abfallmengen	64
2.6.3	IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale	64
2.6.4	Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte	64
3	BEWERTUNGSGRUNDLAGEN	66
3.1	Rechenmodell für die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse	66
3.2	Ökologische Analyse	67
3.2.1	Güterbilanzen	67
3.2.2	Auswahl und Bilanzierung der ökologischen Parameter	68
3.3	Betriebswirtschaftliche Analyse	68
3.3.1	Kosten der getrennten Sammlung bzw. Demontage	68
3.3.2	Kosten der stofflichen und thermischen Verwertung	71
3.3.3	Kosten der alternativen Restmüllsammlung bzw. -vorbehandlung	73
3.3.4	Kosten der Restmüllverbrennung und der Deponierung	74
3.4	Volkswirtschaftliche Analyse	74
3.4.1	Substitutionseffekte	75
3.4.2	Externe Effekte	77
4	ERGEBNISSE DER KOSTEN-NUTZEN-ANALYSEN	80
4.1	Informationsstand der Basisstudie	80
4.2	Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen bei 80 % MVA-Anteil	81
4.3	Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen bei 6,2 % MVA-Anteil	88
4.4	Sensitivitätsanalysen	91
5	SCHLUSSFOLGERUNGEN	95
5.1	Bedeutung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz und der Kosten-Nutzen-Bilanz für die Praxis	95
5.2	Empfehlungen und Umsetzungsmaßnahmen	98
6	LITERATURVERZEICHNIS	100

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1:	<i>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.).</i>	12
Abb. 2:	<i>Voraussichtliche Entwicklung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen auf Basis einer Lebensdauerrechnung. Für die Einsatzmengen gilt die linke Werteskala, für die Abfallmengen die rechte Werteskala.</i>	13
Abb. 3:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem Baubereich (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).</i>	15
Abb. 4:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus der Landwirtschaft (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).</i>	15
Abb. 5:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus Altautos (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).</i>	16
Abb. 6:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus Elektroaltgeräten (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).</i>	16
Abb. 7:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von PUR-Matratzen.</i>	16
Abb. 8:	<i>Einsatz von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten und Sollzustand für die Verwertung bzw. Behandlung von Abfällen auf Basis der Mengenverhältnisse im Jahr 1995. Wegen der großen Lebensdauer der meisten Nichtverpackungs-Kunststoffprodukte liegt die Abfallmenge derzeit noch weit unter der Einsatzmenge (Abfallmenge 1995: 180.000 t).</i>	20
Fig. 1:	<i>Simplified diagram of the system structure used for the analysis of the mechanical recycling of plastic waste. The dotted arrows represent electricity and heat output. Abbreviations: Residual waste collection (Residual waste coll.), Energy recovery (En. Recov.), Waste disposal (W. disposal), Conventional energy conversion (Convent. En. Conv.).</i>	22
Fig. 2:	<i>Expected development of the non-packaging plastic waste, estimated on the basis of a life-span calculation. The ordinate on the left-hand side shows the consumption volume, the axis on the right shows the waste volume.</i>	23
Fig. 3:	<i>Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from the building sector (weighted average of the surveyed recycling routes).</i>	25
Fig. 4:	<i>Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from the agriculture sector (weighted average of the surveyed recycling routes).</i>	25
Fig. 5:	<i>Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from end-of-life vehicles (weighted average of the surveyed recycling routes).</i>	26
Fig. 6:	<i>Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from end-of-life electrical appliances (weighted average of the surveyed recycling routes).</i>	26
Fig. 7:	<i>Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from PUR-mattresses.</i>	26
Fig. 8:	<i>Consumption of non-packaging plastic products and targets for waste recycling and waste recovery, resp., based on figures of 1995. Because of the high durability of most of the non-packaging plastic products the waste volume is presently much smaller than the consumption (waste volume in 1995: 180.000 t).</i>	30
Abb. 1-1:	<i>Verteilung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle auf verschiedene Abfallfraktionen im Jahr 1995 nach [HUTTERER & PILZ, 1998].</i>	32
Abb. 1-2:	<i>Verwertung und Entsorgung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im Jahr 1995 nach [HUTTERER & PILZ, 1998].</i>	32
Abb. 1-3:	<i>Erster Abgrenzungsschritt für die Untersuchungen in dieser Arbeit: Ausscheidung von Kautschuken und Elastomeren.</i>	34
Abb. 1-4:	<i>Zweiter Abgrenzungsschritt durch Ausscheidung der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen aus den gesamten Polymeranwendungen im Kunststoffbereich. Übrig bleiben die in dieser Arbeit untersuchten Kunststoffwaren.</i>	34

Abb. 1-5:	<i>Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-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.</i>	35
Abb. 2-1:	<i>Voraussichtliche Entwicklung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen auf Basis der steigenden Einsatzmengen in der Vergangenheit und Lebensdauerwerten für verschiedene Produktgruppen.</i>	42
Abb. 2-2:	<i>Bestand und Neuzulassungen Pkw und Kombi [FVFI, 1998].</i>	53
Abb. 3-1:	<i>Übernahmegebühren bei der Restmüllverbrennung in Abhängigkeit von Nutzungsgraden und Erlösen für Strom und Wärme.</i>	74
Abb. 3-2:	<i>Veränderung des Primärpreises für LDPE im Laufe der letzten sieben Jahre; aus EUWID Recycling und Entsorgung [1992-1999].</i>	76
Abb. 4-1:	<i>Teilbeiträge der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im IST-Zustand (Basisstudie).</i>	80
Abb. 4-2:	<i>Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem Baubereich (PVC-Bodenbeläge).</i>	84
Abb. 4-3:	<i>Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus der Landwirtschaft (LDPE-Agrarfolien).</i>	84
Abb. 4-4:	<i>Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus Altautos (PUR-Schaumstoffe; Skala hier abweichend von -8 bis +8 ATS/kg).</i>	85
Abb. 4-5:	<i>Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus Elektroaltgeräten (Gehäuseteile von Kleingeräten aus PE, PP, PVC und ABS).</i>	85
Abb. 4-6:	<i>Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von PUR-Matratzen.</i>	86
Abb. 4-7:	<i>Veränderung der Primärenergieeinsparung durch die getrennte Sammlung und stoffliche Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Wärmenutzungsgrad der MVA („therm. WG“, zusätzlich zu einem angenommenen Wirkungsgrad der Stromproduktion von 18 %). Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden ein MVA-Anteil von 80 % und ein Wärmenutzungsgrad von 25 % verwendet.</i>	93
Abb. 4-8:	<i>Veränderung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit vom Recyclaterlös und vom Müllverbrennungsanteil. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden ein Recyclaterlös in der Höhe von 60 % des Primärpreises und ein Müllverbrennungsanteil von 80 % verwendet.</i>	93
Abb. 4-9:	<i>Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit von einer möglichen Steigerung des Rohölpreises und vom MVA-Anteil. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden der Rohölpreis vom Juni 1998 (= 100 %) und ein MVA-Anteil von 80 % verwendet.</i>	94
Abb. 4-10:	<i>Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen 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 Reaktor- deponiegut zwischen 1.500 und 2.500 ATS/t variiert. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden diese externen Effekte mit 700 bzw. 2.000 ATS/t bewertet.</i>	94
Abb. 5-1:	<i>Einsatz von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten und Sollzustand für die Verwertung bzw. Behandlung von Abfällen auf Basis der Mengenverhältnisse im Jahr 1995. Wegen der großen Lebensdauer der meisten Nichtverpackungs-Kunststoffprodukte liegt die Abfallmenge derzeit noch weit unter der Einsatzmenge (Abfallmenge 1995: 180.000 t). Bei dem angegebenen (theoretischen) Potential für die thermische Verwertung ist zu berücksichtigen, daß die tatsächliche Erfäßbarkeit für die thermische Verwertung in vielen Bereichen, z. B. im Bauschutt, in der Praxis ein Problem darstellt.</i>	98

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	<i>Einsatz- und Abfallmengen von Kunststoff-Nichtverpackungen in Österreich. Angaben für 1995 und grobe Abschätzungen für 2010 und 2020.....</i>	13
Tab. 2:	<i>Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen (bei 80 % Müllverbrennungsanteil für Restmüll).</i>	17
Tab. 3:	<i>Handlungsprioritäten beim Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen. Der erste Teil der Tabelle umfaßt Verwertungswege, die bereits aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel wären (Fall A). Die Verwertungswege im zweiten Teil erfordern einen zusätzlichen finanziellen Anreiz zum Ausgleich der Mehrkosten gegenüber der Restmüllsammlung und -behandlung (Fall B).</i>	19
Table 3:	<i>Consumption and waste volumes of non-packaging plastics in Austria. Data reported for 1995 and rough estimations quoted for 2010 and 2020.</i>	23
Table 4:	<i>Total macro-economic advantages resulting from exploiting the recycling potential of non-packaging plastic waste (with 80 % residual waste incinerated).</i>	27
Table 3:	<i>Priorities of measures for the expansion of the mechanical recycling of non-packaging plastic waste. The first part of the table contains recycling routes which would be viable even from a purely micro-economic point of view (case A). The recycling routes listed in the second part demand an additional financial incentive to compensate for the extra costs in comparison to the residual waste collection and treatment (case B).</i>	29
Tab. 1-1:	<i>Einsatzmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen. Die 10 höchsten Werte in den abgrenzbaren Bereichen sind dunkelgrau hinterlegt. Beispiele für „Sonstige“ Anwendungsbereiche: Maschinenbau, Luftfahrt, Medizin, Sport, Haushalt. Angaben in 1.000 t/a.</i>	36
Tab. 1-2:	<i>Zusammensetzung der stofflich verwerteten Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle im Jahr 1995 laut Basisstudie.....</i>	37
Tab. 1-3:	<i>Zusammensetzung des Zusatzpotentials für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen laut Basisstudie.....</i>	37
Tab. 2-1:	<i>Übersicht über die Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in den untersuchten Bereichen im Jahr 1995.</i>	38
Tab. 2-2:	<i>Übersicht über den IST-Zustand der stofflichen Verwertung und die gesamten Verwertungspotentiale von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in den untersuchten Bereichen im Jahr 1995.</i>	39
Tab. 2-3:	<i>Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen im Baubereich</i>	40
Tab 2-4:	<i>Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen in der Landwirtschaft.....</i>	40
Tab. 2-5:	<i>Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen im Elektro- und Elektronikbereich.....</i>	41
Tab. 2-6:	<i>Abschätzung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen in den Jahren 2010 und 2020 auf Basis einer Lebensdauerrechnung.....</i>	41
Tab. 2-7:	<i>Einsatzmenge an Kunststoffen im Baubereich in Österreich 1995.....</i>	43
Tab. 2-8:	<i>Vergleich der Anteile der wichtigsten Kunststoffsorten an der Gesamteinsatzmenge 1995.....</i>	43
Tab. 2-9:	<i>Vergleich der Angaben für Einsatzmengen unterschiedlicher Produktbereiche für 1995 (Angaben in Tonnen).....</i>	44
Tab. 2-10:	<i>Ausgewählte Einsatzmengen für Kunststoffe im Baubereich 1995 (Angaben in Tonnen).....</i>	44
Tab. 2-11:	<i>Einsatz- und Abfallmengen verschiedener Produktgruppen im Baubereich</i>	45
Tab. 2-12:	<i>Prognostizierte Kunststoffabfallmengenentwicklung aus dem Baubereich für die Jahre 2000 und 2010.....</i>	46
Tab. 2-13:	<i>Übersicht über den IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Kunststoff-Nichtverpackungsabfällen aus dem Baubereich im Zeitraum 1995 bis 1998.....</i>	47
Tab. 2-14:	<i>Einsatzmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren im Bereich der Landwirtschaft für Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen.</i>	50

<i>Tab. 2-15: Wesentliche Kunststoffbauteile eines Pkws der 90er Jahre [SOFRES &TNO 1998]. Im Wert für Batteriekästen und Stoßfänger sind die durchschnittlichen Ersatzmengen während der gesamten Lebensdauer berücksichtigt.....</i>	<i>54</i>
<i>Tab. 2-16: Einsatzmengen von Kunststoffen im Kfz-Bereich der für Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen.</i>	<i>54</i>
<i>Tab. 2-17: Verwertungspotentiale im Kfz-Bereich [t/a]</i>	<i>56</i>
<i>Tab. 2-18: Abfallaufkommen und Verwertungspotential von Kunststoffen in Altagautos.....</i>	<i>57</i>
<i>Tab. 2-19: Unterteilung der Elektro- und Elektronikgeräte [ÖKI, 1997].....</i>	<i>58</i>
<i>Tab. 2-20: Kunststoffeinsatzmengen nach Warengruppen für Westeuropa; SOFRES, [1997b] in Tonnen).....</i>	<i>59</i>
<i>Tab. 2-21: Überblick über den österreichischen Kunststoffeinsatz im Elektro- und Elektronikbereich nach Warengruppen und Kunststoffsorten; SOFRES [1997b]; Angaben in Tonnen, gerundet.</i>	<i>59</i>
<i>Tab. 2-22: Erwartetes Abfallpotential und Kunststoffanteile von verschiedenen Warengruppen nach ZVEI [1992], Angaben für BRD (ohne neue Bundesländer) 1994 in t/a.</i>	<i>60</i>
<i>Tab. 2-23: Kunststoffabfallmengen im Elektro- und Elektronikschratt 1995 in Österreich nach Warengruppen; Abschätzung nach [SOFRES, 1997b]; Angaben in Tonnen, gerundet.</i>	<i>61</i>
<i>Tab. 2-24: Verwertungspotentiale im Bereich der Elektro- und Elektronikaltgeräte (in t/a)</i>	<i>63</i>
<i>Tab. 3-1: Demontagekosten verschiedener Kunststoffteile aus Altagautos auf Basis von Teilegewichten, Demontagezeiten und verschiedenen Stundensätzen.</i>	<i>71</i>
<i>Tab. 3-2: Übersicht über die verwendeten Prozeßkosten der stofflichen Verwertung und das angenommene Verhältnis von Recyclaterlös und Kunststoff-Primärpreis für die einzelnen Verwertungswege.....</i>	<i>72</i>
<i>Tab. 3-3: Primärpreise für verschiedene Kunststoffsorten, die den Kosten-Nutzen-Bilanzen dieser Arbeit zugrunde liegen. Bei PUR bezieht sich die Angabe auf die Rohstoffkosten für die Herstellung von 1 kg PUR.</i>	<i>76</i>
<i>Tab. 3-4: Monetäre Bewertung der berücksichtigten externen Effekte.</i>	<i>78</i>
<i>Tab. 4-1: Teilbeträge der Kosten-Nutzen-Bilanzen für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen laut Basisstudie.....</i>	<i>81</i>
<i>Tab. 4-2: Ergebnis der ökologischen Analyse der untersuchten Verwertungswege für die ausgewählten Parameter. Das negative Vorzeichen bedeutet eine Verminderung der Umweltbelastung.</i>	<i>82</i>
<i>Tab. 4-3: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die untersuchten Verwertungswege bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 80 %. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.</i>	<i>83</i>
<i>Tab. 4-4: Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen.....</i>	<i>86</i>
<i>Tab. 4-5: Ergebnis der ökologischen Analyse der untersuchten Verwertungswege für die ausgewählten Parameter bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %. Das negative Vorzeichen bedeutet eine Verminderung der Umweltbelastung.....</i>	<i>88</i>
<i>Tab. 4-6: Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %.....</i>	<i>89</i>
<i>Tab. 4-7: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die untersuchten Verwertungswege bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.</i>	<i>89</i>
<i>Tab. 4-8: Abfallwirtschaftliche Nettokosten und Kosten-Nutzen-Bilanzen für den IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen.....</i>	<i>90</i>
<i>Tab. 4-9: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die Verwertung von Kunststoffabfällen aus Altagautos bei einem Stundensatz von 600 ATS/h für die Demontage (Müllverbrennungsanteil für Restmüll: 80 %). Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurde ein Stundensatz von 300 ATS/h verwendet. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.</i>	<i>92</i>
<i>Tab. 5-1: Handlungsprioritäten beim Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen. Die erste Tabelle umfaßt Verwertungswege, die bereits aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel wären. ...</i>	<i>96</i>
<i>... Die Verwertungswege in der zweiten Tabelle erfordern einen zusätzlichen finanziellen Anreiz zum Ausgleich der Mehrkosten gegenüber der Restmüllsammung und -behandlung.....</i>	<i>97</i>

KURZZUSAMMENFASSUNG

Ausgangspunkt und Motivation zur Erstellung der vorliegenden Arbeit war die Studie des Umweltbundesamtes zur "Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung", die der Steigerung der Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffen große volkswirtschaftliche und ökologische Sinnhaftigkeit bescheinigt.

Bereits im Rahmen dieser Studie konnten fünf Bereiche identifiziert werden, die für eine mögliche Verwertung von Bedeutung sind: Bau, Landwirtschaft, Altautos, Elektroaltgeräte und Möbel.

Im Jahr 1995 wurden in Österreich 490.000 t Nichtverpackungs-Kunststoffe eingesetzt; 180.000 t fielen als Abfall an. Insgesamt wurden im Jahr 1995 etwa 2.500 t oder 1,4 % der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle stofflich verwertet. Sofern entsprechende Maßnahmen getroffen werden, könnte die stofflich verwertete Menge noch um ca. 20.500 t/a auf 23.000 t/a oder **13 %** der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle ansteigen.

Die Studie zeigt, daß die stoffliche Verwertung bei allen untersuchten Verwertungswegen ökologisch vorteilhafter ist als die alternative Restmüllsammlung und -behandlung. Auch die Kosten-Nutzen-Bilanz fällt für alle untersuchten Verwertungswege positiv aus. Von dem insgesamt möglichen volkswirtschaftlichen Vorteil von 98 Mio ATS/a werden derzeit etwa 11 Mio ATS/a genutzt (unter Annahme eines Müllverbrennungsanteils von 80 %, was einem hohen Umsetzungsgrad der Deponie-VO entspricht). Ein weiterer Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen würde daher einen volkswirtschaftlichen Nutzen von bis zu 87 Mio ATS/a bringen.

Eine Reihung der untersuchten Verwertungswege nach den abfallwirtschaftlichen Nettokosten, sowie dem Verhältnis von volkswirtschaftlichem Nutzen und abfallwirtschaftlichen Nettokosten ergibt folgende Prioritäten für mögliche Umsetzungsmaßnahmen:

1. Die Verwertung von PUR-Schaumstoffen führt vor allem aufgrund der hohen Kosten der substituierten Primärrohstoffe zu einer besonders günstigen Kosten-Nutzen-Bilanz. Auch für Alt-Bodenbeläge ist die stoffliche Verwertung mit nachfolgendem Wiedereinsatz in neuen Bodenbelägen deutlich rentabler als die Entsorgung über den Restmüll.
2. Kein unmittelbarer Handlungsbedarf besteht bei Batteriekästen, Dachbahnen und Baufolien (Mengenpotentiale bereits genutzt bzw. gering), sowie bei Gehäuseteilen von Elektroaltgeräten (erst mittelfristig realisierbar).
3. Die Verwertung von Kraftstoffbehältern, Stoßstangen, Rohren, Profilen und Isoliermaterial weist teilweise nennenswerte abfallwirtschaftliche Kosten, jedoch nur geringe volkswirtschaftliche Vorteile auf.
4. Für Folien aus den landwirtschaftlichen Anwendungen ergibt sich wegen des hohen Anteils an Verunreinigungen trotz positiver Kosten-Nutzen-Bilanz das schlechteste Verhältnis zwischen Nutzen und Kosten.

In den Bereichen Altautos und Elektroaltgeräte sind Maßnahmen auch in Hinblick auf die jeweiligen EU-Richtlinien notwendig und absehbar. Die in dieser Studie vorgeschlagenen Maßnahmen zur getrennten Sammlung von Kunststoffabfällen betreffen ausschließlich den Gewerbebereich bzw. die Sammlungen über Recyclinghöfe. Eine Mitsammlung von Nichtverpackungen in der Haushaltssammlung für Leichtverpackungen scheint derzeit nicht sinnvoll.

Die Studie veranschaulicht, daß das Mengenpotential für die stoffliche Verwertung begrenzt ist. Somit besteht derzeit kein Anlaß für bundesweite Lenkungsmaßnahmen. Angesichts des prognostizierten Anstiegs der Abfallmengen wäre die Einrichtung von zusätzlichen Verwertungswegen jedoch trotzdem sinnvoll, da dadurch die notwendigen Verwertungskapazitäten für die in Zukunft potentiell steigenden Abfallmengen rechtzeitig geschaffen werden könnten.

SHORT SUMMARY

The starting point and motivation for this study can be found in a publication entitled „Cost-Benefit Analysis of Plastic Recycling“ which was carried out by the Federal Environment Agency and which acknowledges the expedience of optimising the recycling of non-packaging plastics in both macro-economic and ecological terms. This „base study“ identifies five areas to be considered for potential recycling: building, agriculture, end-of-life vehicles, end-of-life electrical appliances, and furniture.

In 1995, 490 000 tonnes of non-packaging plastics were used in Austria, of which 180 000 tonnes went to waste. Non-packaging plastic waste that was mechanically recycled amounted to some 2 500 tonnes (1.4 %) in 1995. If suitable measures are taken, it will be possible to increase the amount of mechanically recycled waste by some 20 500 tonnes to 23 000 tonnes p.a. (13 % of non-packaging plastic waste).

The study shows that, in ecological terms, the benefits of mechanical recycling are larger (with all the investigated recycling routes) than those of the alternative residual waste collection and treatment. The cost-benefit balances were also positive for all the recycling routes under investigation. Out of the potential overall macro-economic benefit amounting to 98 million ATS p.a., 11 million ATS p.a. are currently being realised (resulting from the presently recycled volumes at 80 % residual waste incinerated, which implies a high degree of implementation of the Landfill Ordinance). Expanding the mechanical recycling of non-packaging plastic waste would produce additional macro-economic benefits of up to 87 million ATS p.a.

Rating the recycling routes under investigation according to the waste-management net costs and the ratio of macro-economic benefits to waste-management net costs produces the following implementation priorities:

1. The recycling of PUR-foamed materials results in a particularly favourable cost-benefit balance, mainly due to the high costs of the substituted primary raw materials. Also in the case of used flooring mechanical recycling with subsequent use in new flooring material is clearly more favourable than disposal as residual waste.
2. There is no immediate need for action with battery cases, roofing, and plastic sheeting used in the building industry (volume potentials are either already exploited or small) or with housing parts of end-of-life electrical appliances (implementation possible only in the medium-term).
2. The recycling of fuel tanks, bumpers, pipes, profiles and insulating material produces sometimes considerable waste management costs but only small macro-economic benefits.
3. Plastic sheeting used in agriculture produces the least favourable benefit-cost ratios (as a result of their high impurities content) despite the positive cost-benefit balance.

Measures are necessary and foreseeable for end-of-life vehicles and end-of-life electrical appliances, especially with regard to the relevant EU directives.

The measures for the separate collection of plastic waste described in this paper are aimed at the commercial sector and collections via recycling sites only. Collecting non-packaging materials together with light-packaging in the domestic collection does not seem advisable at the moment.

The study shows that the volume potential for mechanical recycling is limited. Therefore there is no need for nationwide regulatory measures at the moment. In view of the predicted increase in waste volumes, the creation of additional recycling routes would nevertheless be advisable so that the necessary recycling capacities will be available for increasing future waste volumes.

ZUSAMMENFASSUNG

Motivation und Ziele der Studie

Die Ergebnisse einer Studie des Umweltbundesamtes mit dem Titel „Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung“ [HUTTERER & PILZ, 1998], die im Herbst 1998 abgeschlossen wurde („Basisstudie“)¹, war Ausgangspunkt und Anlaß zur Erstellung der vorliegenden Arbeit. Bei der Optimierung der gesamten Kunststoffverwertung in Österreich stellt laut Studienergebnis die Steigerung der Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen die zweitwichtigste Maßnahme nach der Optimierung der Verpackungssammlung aus Haushalten dar. Die Abschätzung des volkswirtschaftlichen Vorteils von Aktivitäten in diesem Bereich führte zu einer Größenordnung von etwa 190 Mio. ATS/a.²

Die Erhebungen im Rahmen der Basisstudie ergaben weiters, daß 1995 von 180.000 t Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen nur etwa 2.500 t/a bzw. 1,4 % stofflich verwertet wurden. Diese Verwertungsquote könnte laut Basisstudie möglicherweise auf bis zu 15 % angehoben werden – das entspräche einer Steigerung der stofflichen Verwertung von Letztverbraucher-Kunststoffabfällen um 55 %. Zusätzlich ist in den Bereichen Bau, Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge in Zukunft mit stark ansteigenden Abfallmengen zu rechnen.

Diese Vorergebnisse waren der Anlaß, sich auch im Kunststoffbereich mit der Erweiterung der Bewirtschaftung von Verpackungen auf Nichtverpackungen zu beschäftigen. Die nun vorliegende Arbeit untersucht daher den möglichen Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im Detail.

Vorgangsweise

Die Studie hatte im wesentlichen vier Ziele:

- Bestimmung der Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten
- Abschätzung von Mengenpotentialen für die stoffliche Verwertung
- Ermittlung volkswirtschaftlich sinnvoller Verwertungswege
- Ausarbeitung von Handlungsempfehlungen und Umsetzungsmaßnahmen.

Bereits im Rahmen der Basisstudie konnten jene fünf Bereiche identifiziert werden, die für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen von Bedeutung sind und die demgemäß in dieser Studie näher untersucht wurden: **Baubereich, Landwirtschaft, Altfahrzeuge, Elektroaltgeräte** und **Möbelbereich**. Die übrige Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmenge stammt aus einer nahezu unüberschaubaren Vielzahl von Anwendungsbereichen (z. B. Maschinenbau, Luftfahrt, Medizin, Sport, Haushalt, etc.) mit jeweils mengenmäßig relativ unbedeutenden Verwertungspotentialen („Sonstige“ in Tab. 1).

Wie in der Basisstudie wurde der Bewertung der volkswirtschaftlichen Sinnhaftigkeit von Verwertungswegen auch in dieser Arbeit die Methodik der Kosten-Nutzen-Analyse zugrunde gelegt. In der Kosten-Nutzen-Bilanz eines Verwertungsweges sind alle relevanten ökologischen und ökonomischen Parameter berücksichtigt. Auf Basis der Güterbilanz der untersuchten Verwertungswege wurden einerseits die ausgewählten ökologischen Effekte (Energiebilanz, CO₂-

¹ Eine grundlegende Untersuchung von Mengen- und Stoffbilanzen erfolgte bereits zuvor in der Studie „Kunststoffflüsse und die Möglichkeiten der Verwertung von Kunststoffen in Österreich“ [FEHRINGER & BRUNNER, 1997].

² Ergebnis bei einem Müllverbrennungsanteil von 80 %, auf dem auch die Hauptvariante der Ergebnisse dieser Studie beruht.

und CH₄-Emissionen, TOC-Emissionen und Deponiemengen in Reaktordeponien) und andererseits die betriebswirtschaftlichen Kosten (Preissituation von 1998/99) bilanziert. Die Monetarisierung der externen Nutzeffekte für die Kosten-Nutzen-Analyse erfolgte über Vermeidungskosten.³

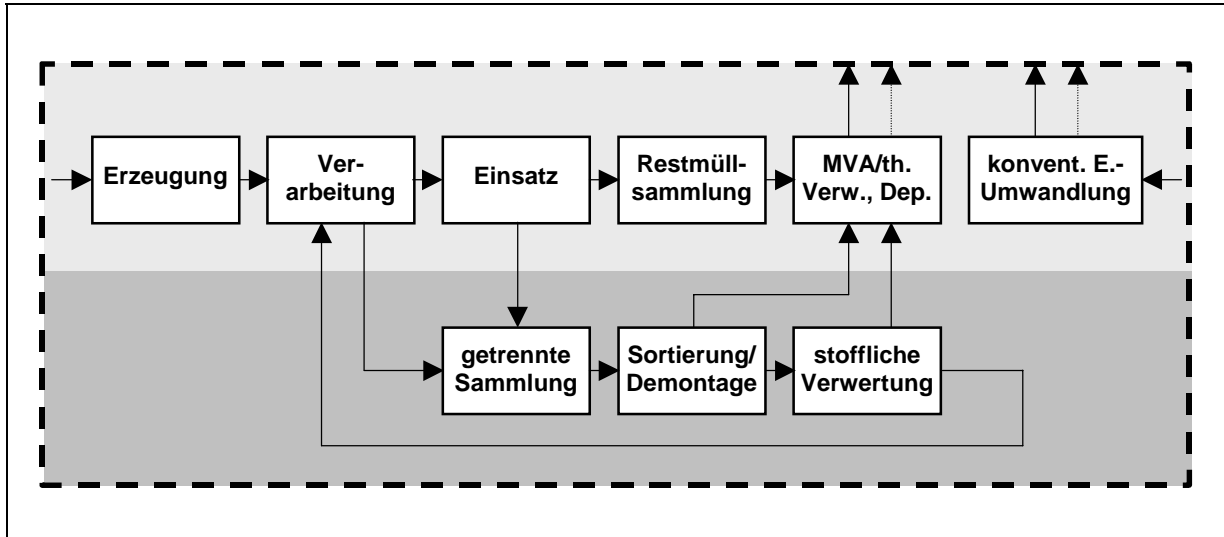


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen. Die strichlierten Pfeile repräsentieren die Abgabe von Strom und Wärme. Abkürzungen: Müllverbrennungsanlage (MVA), thermische Verwertung (th. Verw.), Deponierung (Dep.), konventionelle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

Auf diese Weise kann untersucht werden, ob eventuell gegebene betriebswirtschaftliche Mehrkosten eines Verwertungsweges durch dessen ökologische Nutzeffekte gerechtfertigt sind. Das Ergebnis einer derartigen Kosten-Nutzen-Bilanz 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 Verwertung
- Nettokosten der thermischen Verwertung des Sortierrestes⁴
- + Ersparte Kosten der Restmüllsammmlung
- + Ersparte Nettokosten der Restmüllbehandlung und Deponierung
- = Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse**
- + Ersparte Kosten der Primärproduktion und konventionellen Energieumwandlung (Substitutionseffekte)
- + Ersparte Kosten von Emissionsvermeidung und Deponiesanierung (externe Effekte)
- = Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse**

³ Vermeidungskosten bilden jene Kosten ab, die anfallen würden, wenn z. B. die durch ein Projekt bedingten Schadstoffemissionen anderswo in der Volkswirtschaft vermindert würden.

⁴ Die thermische Verwertung (in dieser Studie als industrielle Wirbelschichtverbrennung modelliert) bezieht sich in diesem Zusammenhang nur auf den Sortierrest. Das ist jener Teil aus der getrennten Sammlung, der sich aus Qualitätsgründen nicht zur stofflichen Verwertung eignet.

Einsatz- und Abfallmengen von Kunststoff-Nichtverpackungen

In der Basisstudie wurde für das Bezugsjahr 1995 in Österreich eine Einsatzmenge für Kunststoffwaren von etwa 730.000 t und eine Letztverbraucher-Abfallmenge von etwa 400.000 t ermittelt. Die Ergebnisse der Erhebungen zum Einsatz und Abfall von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren im Jahr 1995 sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst. Zwischen 1995 und 1998 sind die angegebenen Mengen um etwa 10 % gestiegen. Da für den Bereich der Nichtverpackungs-Kunststoffwaren aber in den seltensten Fällen aktuellere Detaildaten als für das Jahr 1995 vorliegen, wurde dieses Bezugsjahr der Basisstudie auch in der vorliegenden Arbeit verwendet. Die längerfristige Entwicklung der Abfallmenge wurde auf Basis einer Lebensdauerrechnung und unter der Annahme zukünftig weiter steigender Kunststoffeinsatzmengen grob abgeschätzt. Die Bezugsgröße für den angegebenen Steigerungsfaktor der Abfallmengen in den Jahren 2010 und 2020 ist die Abfallmenge des Jahres 1995.

Tab. 1: Einsatz- und Abfallmengen von Kunststoff-Nichtverpackungen in Österreich.
Angaben für 1995 und grobe Abschätzungen für 2010 und 2020.

Bereich	Einsatz 1995 [t/a]	%	Abfall 1995 [t/a]	%	Abfall/Einsatz	Lebensdauer	Abfall 2010 [t/a]	Steigerungsfaktor	Abfall 2020 [t/a]	Steigerungsfaktor
Bau	140.000	29	20.000	11	14	21 J.	81.000	4,1	106.000	5,3
Landw.	30.000	6	8.100	5	27	14 J.	25.000	2,9	33.000	3,9
KfZ	45.000	9	18.000	10	40	16 J.	43.000	2,4	60.000	3,3
Elektro	60.000	12	26.000	14	43	19 J.	47.000	1,8	65.000	2,5
Möbel	30.000	6	13.000	7	43	19 J.	24.000	1,8	33.000	2,5
Sonstige	185.000	38	94.900	53	51	11 J.	156.000	1,7	197.000	2,1
Summe	490.000	100	180.000	100	37	14 J.	376.000	2,1	494.000	2,7

Die angegebene Lebensdauer entspricht dem durchschnittlichen Alter der 1995 angefallenen Abfälle und ist ein gewichteter Mittelwert aus zum Teil sehr divergenten Einzelwerten (z. B. Landwirtschaft: kurzlebige Folien und Vielzahl langlebiger Produkte). Die Einsatzmengen von 1995 werden in durchschnittlich 21 Jahren als Abfall anfallen (vgl. Abfallmenge 2020). Detailliertere Ausführungen zur Lebensdauerrechnung finden sich in Abschnitt 2.1.

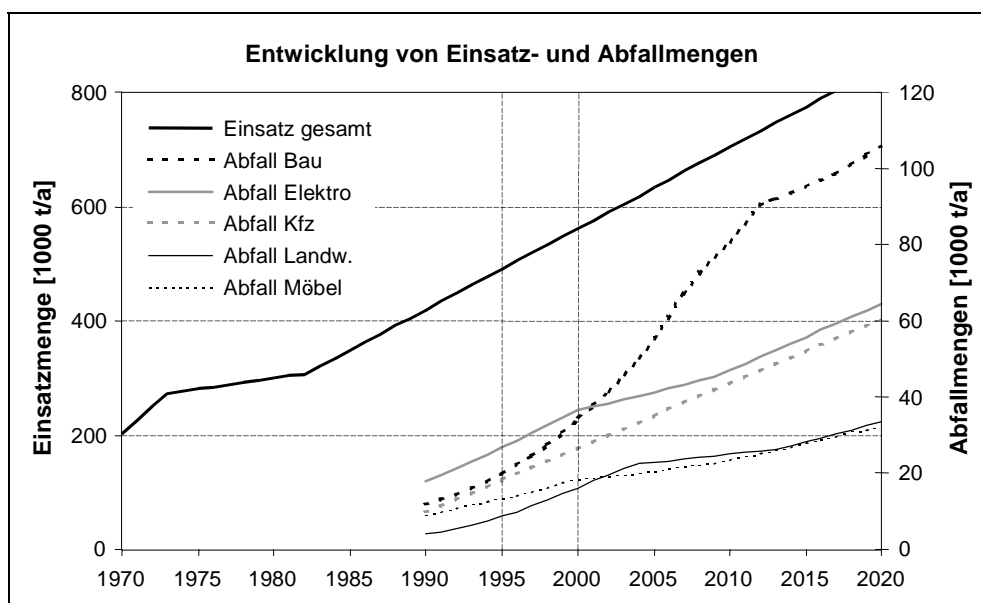


Abb. 2: Voraussichtliche Entwicklung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen auf Basis einer Lebensdauerrechnung. Für die Einsatzmengen gilt die linke Werteskala, für die Abfallmengen die rechte Werteskala.

Mengenpotentiale für die stoffliche Verwertung

Insgesamt wurden im Jahr 1995 etwa 2.500 t oder 1,4 % der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle stofflich verwertet. Bis zum Jahr 1997 hat sich diese Menge kaum verändert. Sofern entsprechende Maßnahmen getroffen werden, könnte die stofflich verwertete Menge noch um ca. 20.500 t/a auf 23.000 t/a oder **13 %** der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle ansteigen.⁵ Dieses Verwertungspotential bezieht sich auf die Abfallmenge von 1995. Entsprechend der prognostizierten Zunahme der Abfallmengen in den verschiedenen Bereichen ist zukünftig auch mit entsprechend höheren Verwertungspotentialen zu rechnen.

Baubereich: Derzeit werden insgesamt rund 700 t/a stofflich verwertet (Rohre, Bodenbeläge, Baufolien, Dachbahnen und Isoliermaterial). Das gesamte Verwertungspotential wird im Baubereich auf rund 7.900 t/a geschätzt. Dieser Menge liegt in den Produktgruppen Bodenbeläge, Rohre, Profile und Isoliermaterialien eine maximale Erfassungsquote von 50 % der anfallenden Abfälle zugrunde. Bei Baufolien und Dachbahnen, für die keine Daten zur gesamten Abfallmenge vorlagen, wurde angenommen, daß sich die derzeit verwerteten Mengen höchstens verdoppeln lassen.

Landwirtschaft: Folien aus der Landwirtschaft werden derzeit in einem Ausmaß von ca. 500 t/a stofflich verwertet. Für die Abschätzung des mittelfristigen Verwertungspotentials wurde eine maximale Erfassungsquote von 70 % der als Abfall anfallenden Silagefolien und 50 % der sonstigen landwirtschaftlichen Folien angenommen, womit sich für das Bezugsjahr 1995 ein Potential von etwa 2.700 t ergibt.

Altautos: Derzeit werden aus Pkws und Kombis jährlich 600 t Batteriekästen, etwa 300 t Stoßfänger und ca. 100 t Schaumstoffe verwertet, in Summe also 1.000 t/a. Die Abschätzung des gesamten Verwertungspotentials für *Pkws und Kombis* von 4.900 t/a beruht auf einer Erfassungsquote von 80 % des Abfallaufkommens (ca. 146.000 Pkw und Kombi) und besteht aus 2.500 t Stoßfängern, 1.500 t Schaumstoffen, 600 t Batteriekästen und 300 t Kraftstoffbehältern. Voraussetzung für die stoffliche Verwertung von Kraftstoffbehältern ist allerdings die Extraktion von eindiffundiertem Kraftstoff. Eine entsprechende Extraktionsanlage ist derzeit weder in Österreich noch in Deutschland verfügbar.

Elektroaltgeräte: In diesem Bereich werden derzeit jährlich nur etwa 50 t PUR-Hartschaum aus dem Recycling von Kühlgeräten stofflich verwertet. In Summe kann von einem Gesamtpotential von 6.700 t/a an demontierbaren Kunststoff-Gehäuseteilen ausgegangen werden. Davon stammen 700 t aus dem Bereich der Großgeräte (Verwertung von 26 % der Kunststoffteile), 4.700 t aus Klein- & Elektronikgeräten (50 % der Kunststoffteile), 700 t aus Bildschirmgeräten (90 % der Kunststoffmenge, allerdings aufgrund der Flammschutzmittel-Problematik erst mittelfristig möglich) und 600 t aus Kühlgeräten (PUR, 33 % der Kunststoffteile).

Möbelbereich/PUR-Matratzen: Derzeit werden etwa 50 t/a an PUR-Weichschaumstoff aus Altmatratzen verwertet. Trotz intensiver Recherchen konnten im Möbelbereich außer Angaben zu PUR-Matratzen keine konkreten Daten zu anderen Produktgruppen ermittelt werden. Das abgeschätzte und untersuchte Verwertungspotential bezieht sich demgemäß nur auf PUR-Matratzen, für welche sich mit einer Erfassungsquote von 50 % der Abfallmenge ein Verwertungspotential von 800 t ergibt.

⁵ Die ursprüngliche grobe Abschätzung des Verwertungspotentials bei Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in der Basisstudie lag mit 28.600 t/a also etwas zu hoch, aber in der Größenordnung richtig.

Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse

Bereits in der Basisstudie wurde ausführlich erläutert, daß die Kosten-Nutzen-Bilanz eines Verwertungsweges entscheidend davon abhängen kann, welche Anteile des Restmülls in Müllverbrennungsanlagen bzw. in Deponien gelangen. Da sich die Handlungsempfehlungen dieser Studie vor allem auf den *zukünftig* möglichen Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen beziehen sollen, wurde den im folgenden dargestellten Ergebnissen ein **Müllverbrennungsanteil von 80 %** zugrunde gelegt (hoher Umsetzungsgrad der Deponieverordnung).

Grundsätzlich kann festgestellt werden, daß die stoffliche Verwertung bei allen untersuchten Verwertungswegen ökologisch vorteilhafter ist als die alternative Restmüllsammmlung und -behandlung. Auch die Kosten-Nutzen-Bilanz fällt für alle untersuchten Verwertungswege positiv aus. Im folgenden wird für jeden der fünf untersuchten Anwendungsbereiche die durchschnittliche Kosten-Nutzen-Bilanz der stofflichen Verwertung der jeweils untersuchten Kunststoffabfälle vorgestellt. Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen aller untersuchten Verwertungswege finden sich in Tabelle 3 im letzten Abschnitt dieser Zusammenfassung.

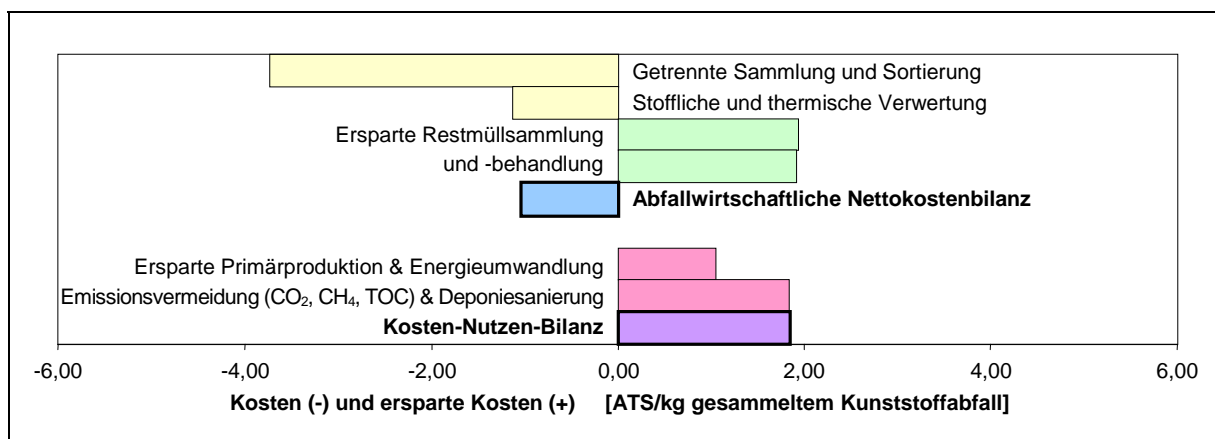


Abb. 3: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem **Baubereich** (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).

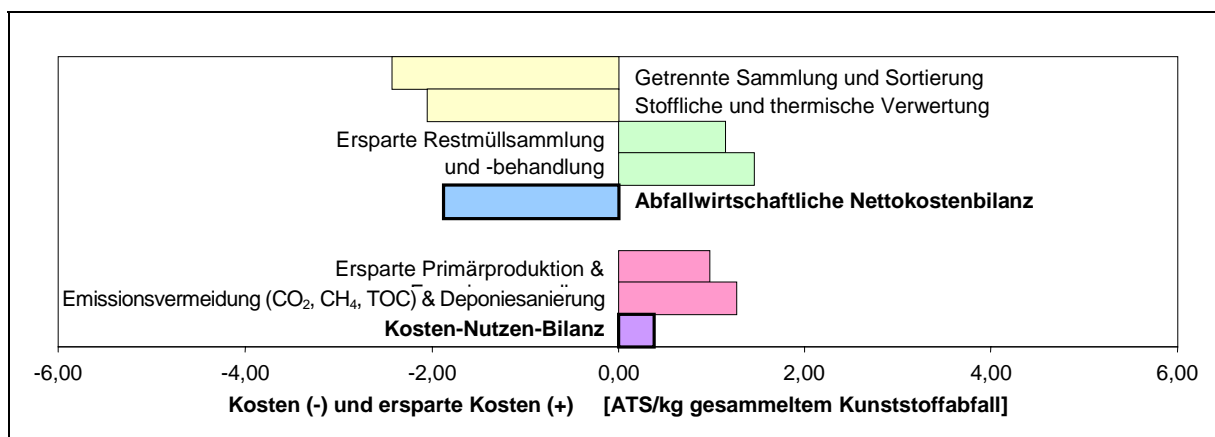


Abb. 4: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus der **Landwirtschaft** (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).

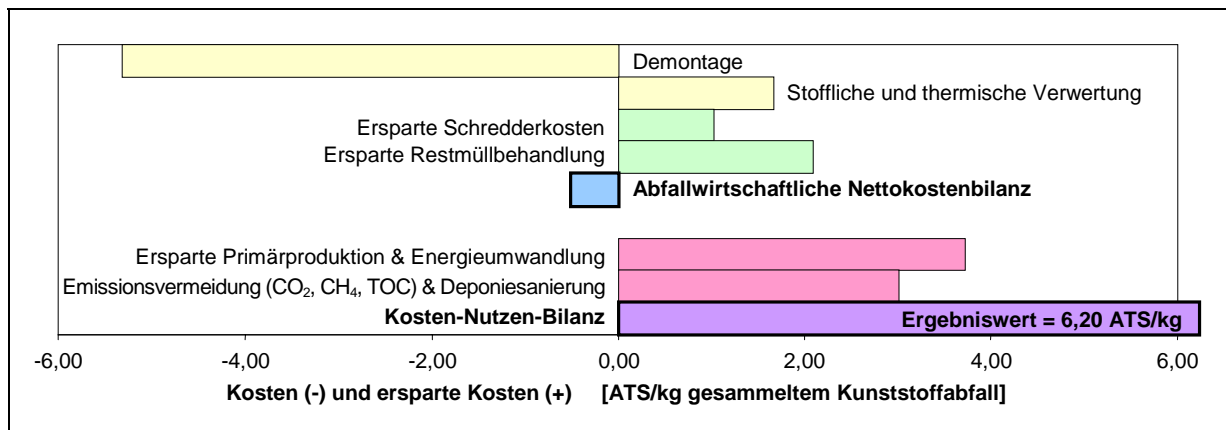


Abb. 5: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus **Altautos** (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).⁶

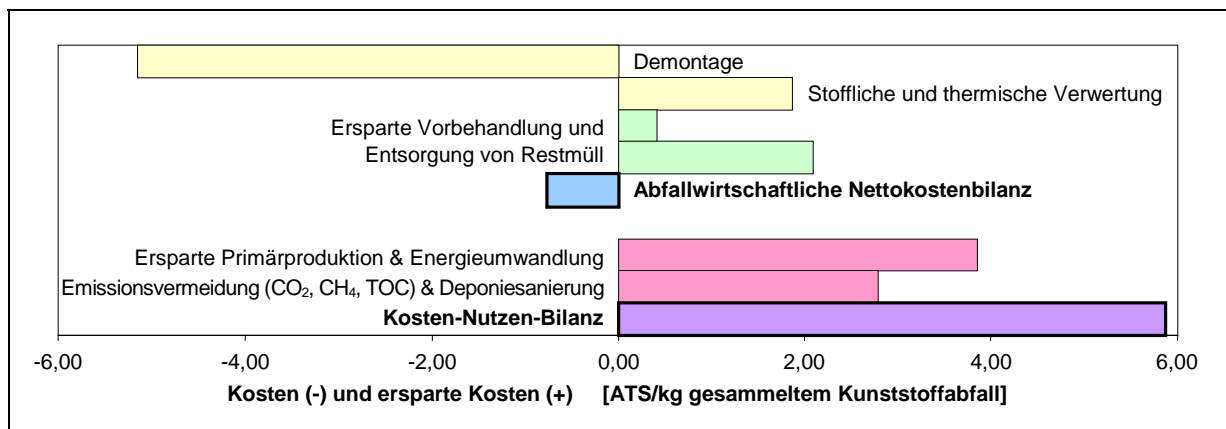


Abb. 6: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus **Elektroaltgeräten** (gewichteter Mittelwert der untersuchten Verwertungswege).⁷

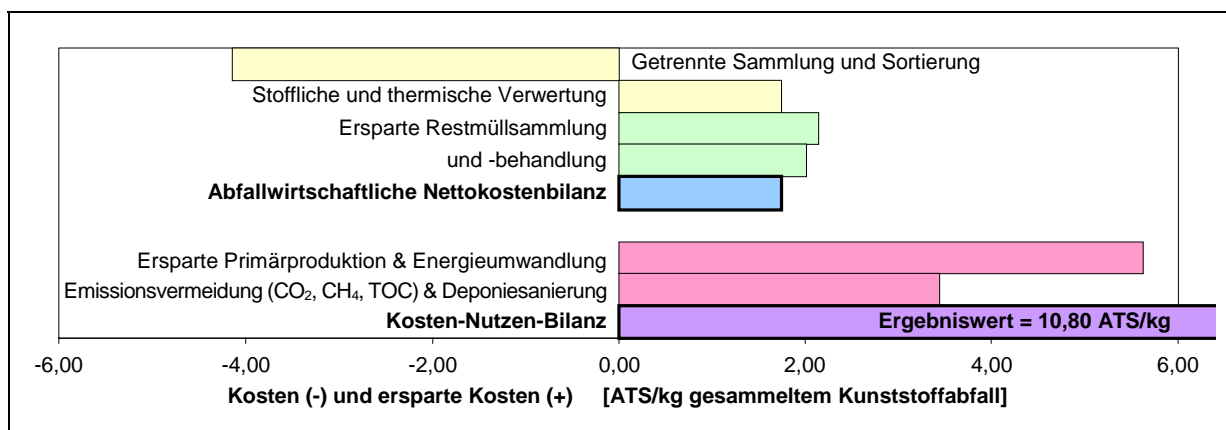


Abb. 7: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von **PUR-Matratzen**.

⁶ Für Kunststoffe aus Altautos sind keine Kosten für die Sammlung anzusetzen, da Altautos aufgrund ihres Gefährdungspotentials bzw. mit dem primären Ziel der „Trockenlegung“ ohnedies erfaßt werden.

⁷ Unter der Annahme, daß die relevanten Geräte im Elektro- und Elektronikbereich aufgrund bestimmter enthaltener Stoffe getrennt gesammelt und behandelt werden, sind für Kunststoffe aus Elektroaltgeräten wie bei Altautos keine Kosten für die getrennte Sammlung anzusetzen.

In der folgenden Tabelle werden die Nettokostenbilanzen im Bereich der Abfallwirtschaft und die Kosten-Nutzen-Bilanzen aller rentablen Verwertungswege nach den untersuchten Bereichen zusammengefaßt und der gesamte volkswirtschaftliche Vorteil der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen berechnet.

Tab. 2: Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen (bei 80 % Müllverbrennungsanteil für Restmüll).

Bereich	Potential (o. Verunrein.) t/a	Nettokosten Abf.wirtschaft		Kosten-Nutzen-Bilanz	
		spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a	spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a
Bau	7.900	-1.170	-9,2	2.080	16,5
Landwirtschaft	2.700	-3.000	-8,1	620	1,7
KfZ	4.900	-510	-2,5	6.290	30,8
Elektro	6.700	-780	-5,2	5.930	39,7
PUR-Matratzen	800	1.840	1,5	11.380	9,1
Summe	23.000	-1.030	-23,6	4.250	97,8

Von dem in Tab. 2 genannten volkswirtschaftlichen Vorteil von 98 Mio ATS/a sind etwa 11 Mio ATS/a den bereits heute verwerteten Mengen zuzurechnen (Ergebnis für *derzeit* verwertete Mengen bei 80 % Müllverbrennungsanteil für Restmüll). Der mögliche Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen ist daher mit einem zusätzlichen volkswirtschaftlichen Nutzen von bis zu etwa 87 Mio ATS/a verbunden. Die groben Voruntersuchungen zur stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im Rahmen der Basisstudie haben diesen volkswirtschaftlichen Vorteil mit 190 Mio ATS/a demnach überschätzt.⁸ Der geringere Nutzenüberschuß ergibt sich aus folgenden notwendigen Änderungen gegenüber der Basisstudie: tatsächlich geringere Mengenpotentiale (20.500 t/a statt 26.200 t/a), höhere Kosten der getrennten Sammlung und niedrigere Kosten der Restmüllentsorgung als ursprünglich angenommen, größere Verunreinigungen der Sammelware, Ausscheidung von 10 % bzw. 20 % des Sammelmaterials zur thermischen Verwertung, Substitutionsfaktoren < 1 und niedrigere Preise für die Primärproduktion von Kunststoffen. Die aus der Basisstudie resultierende Prioritätenreihung für die Optimierung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen bleibt jedoch auch mit dem modifizierten Ergebnis für Nichtverpackungen aufrecht.

Neben der Darstellung der Ergebnisse bei 80 % Müllverbrennungsanteil wurden die Ergebnisse auch für einen Müllverbrennungsanteil von 6,2 % – entsprechend der Entsorgung von Gewerbeabfällen im Jahr 1996 – errechnet. In diesem Zustand beträgt der Nutzenüberschuß für die derzeit verwerteten Mengen 14 Mio ATS/a und für den möglichen Ausbau der Verwertung 116 Mio ATS/a.

⁸ Die Ergebnisse der Basisstudie für die Verwertung von Kunststoffverpackungen bleiben davon jedoch unberührt, da in diesem Bereich die Datenqualität sowohl bei den Mengenpotentialen, als auch bei den Kosten wesentlich besser war.

Handlungsempfehlungen und Umsetzungsmaßnahmen

Je nach den Ergebnissen der Kosten-Nutzen-Analyse sind bezüglich der praktischen Umsetzung grundsätzlich vier Fälle zu unterscheiden:

	Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	Kosten-Nutzen-Bilanz
A	positiv	positiv
B	negativ	positiv
C	positiv	negativ
D	negativ	negativ

Im Fall A besteht ein finanzieller Vorteil für die Abfallerzeuger, wenn sie sich des Verwertungsangebots bedienen. Wenn der Verwertungsweg noch nicht beschränkt wird, muß bei den Abfallerzeugern das Bewußtsein für ihren eigenen wirtschaftlichen Vorteil geweckt werden.

Der Fall B ist betriebswirtschaftlich aus der Sicht der Abfallerzeuger (zumindest derzeit) nicht attraktiv. Es ist daher ein finanzieller Anreiz von dritter Seite erforderlich (z. B. durch Initiativen der Erzeuger bzw. Inverkehrbringer in Form von freiwilligen Selbstverpflichtungen). Der Bedarf an zusätzlichem finanziellen Anreiz entspricht hier der negativen „abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz“ und repräsentiert die Kostendifferenz von Verwertungsweg und Restmüllschiene aus der Sicht des Abfallerzeugers (bzw. im Fall Kfz und EAG aus der Sicht des Demontagebetriebes).

Fall C bedeutet, daß ein betriebswirtschaftlich vorteilhafter Verwertungsweg mit ökologischen Schäden verbunden ist, die größer sind als der betriebswirtschaftliche Vorteil. Dieser äußerst seltene Fall kommt bei den in dieser Studie untersuchten Verwertungswegen jedenfalls nicht vor.

Maßnahmen, die sowohl betriebswirtschaftlich, als auch volkswirtschaftlich nachteilig sind, sollten nicht umgesetzt werden (Fall D).

Für eine **Prioritätenreihung** möglicher Maßnahmen wurden die untersuchten Verwertungswege in Tabelle 3 einerseits nach den abfallwirtschaftlichen Nettokosten (= Kostendifferenz zwischen Verwertungsweg und Restmüllschiene) und andererseits nach dem Verhältnis von volkswirtschaftlichem Nutzen und abfallwirtschaftlichen Nettokosten geordnet.

Auf Basis der in Tabelle 3 angegebenen Reihung der untersuchten Verwertungswege ergeben sich folgende Prioritäten für mögliche Umsetzungsmaßnahmen:

- 1) Die Verwertung von **PUR-Schaumstoffen** führt zu einer besonders günstigen Kosten-Nutzen-Bilanz, vor allem wegen der hohen Kosten der substituierten Primärrohstoffe. Die bereits bestehenden Verwertungswege für PUR-Weichschaumstoffe aus Altautos und Matratzen sowie PUR-Hartschaumstoff aus dem Kühlschrankrecycling könnten ein Ausgangspunkt für eine Erweiterung dieser Verwertungswege sein.
- 2) Bei der Verwertung von **Bodenbelägen aus PVC** handelt es sich um einen sowohl mengenmäßig als auch volkswirtschaftlich bedeutenden Verwertungsweg. Auch für Bodenbeläge existiert in der Praxis bereits ein Sammelsystem bzw. eine Verwertungsanlage. In diesem Zusammenhang ist allerdings folgendes zu beachten: Allein aus dem Umstand, daß für ein bestimmtes Material die stoffliche Verwertung sinnvoll ist, läßt sich noch kein Schluß über die volkswirtschaftlich-ökologische Vorteilhaftigkeit des Materials an sich gegenüber Alternativen für den gleichen Einsatzzweck ableiten.

- 3) Kein *unmittelbarer* Handlungsbedarf besteht bei Batteriekästen, Dachbahnen und Baufolien (Mengenpotentiale bereits genutzt bzw. gering) sowie bei Gehäuseteilen von Elektroaltgeräten (erst mittelfristig realisierbar).
- 4) Die Verwertung von Kraftstoffbehältern⁹, Stoßstangen, Rohren bzw. Profilen und Isoliermaterial weist teilweise nennenswerte abfallwirtschaftliche Kosten, jedoch nur geringe jährliche volkswirtschaftliche Vorteile auf.
- 5) Für Folien aus den landwirtschaftlichen Anwendungen ergibt sich trotz positiver Kosten-Nutzen-Bilanz das schlechteste Verhältnis zwischen Nutzen und Kosten wegen des hohen Verunreinigungsanteils.

Tab. 3: Handlungsprioritäten beim Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen. Der erste Teil der Tabelle umfaßt Verwertungswege, die bereits aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel wären (Fall A). Die Verwertungswege im zweiten Teil erfordern einen zusätzlichen finanziellen Anreiz zum Ausgleich der Mehrkosten gegenüber der Restmüllsammlung und -behandlung (Fall B).

Verwertungsweg	Bereich	getr. gesammelte Mengen (ohne Verunreinigungen) t/a	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz Mio ATS/a	Kosten-Nutzen-Bilanz Mio ATS/a
Schaumstoffe	KfZ	1.500	4,9	22,9
Kühlgeräte (PUR)	EAG	600	6,8	12,9
Bodenbeläge	Bau	4.600	0,3	9,1
Matratzen	Möbel	800	1,5	9,1
Bildschirmgeräte	EAG	700	2,0	8,7
Batteriekästen	KfZ	600	1,9	4,0
Dachbahnen	Bau	100	0,1	0,3
Summe Teil 1		8.900	17,5	66,9
Großgeräte	EAG	700	-0,9	3,3
Baufolien	Bau	200	-0,4	0,5
Kleingeräte	EAG	4.700	-13,2	14,9
Kraftstoffbehälter	KfZ	300	-0,8	0,8
Isoliermaterial	Bau	800	-2,8	2,5
Rohre/Profile	Bau	2.200	-6,5	4,1
Stoßstangen	KfZ	2.500	-8,5	3,2
Agrarfolien	LWS	1.450	-4,9	1,4
Silagefolien	LWS	1.250	-3,3	0,3
Summe Teil 2		14.100	-41,1	30,8

Die vorliegende Studie belegt, daß für etwa 23.000 t/a oder 13 % aller Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle eine getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung volkswirtschaftlich rentabel ist. Dies gilt sowohl bei heutigen, als auch bei zukünftig optimierten abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Umsetzung der Deponieverordnung). Allerdings veranschaulicht die Studie damit gleichzeitig, daß das Mengenpotential für die stoffliche Verwertung äußerst begrenzt ist. Für die übrigen 87 % der Abfallmenge muß eine thermische Behandlung oder

⁹ Eine für die stoffliche Verwertung von Kraftstoffbehältern notwendige Extraktionsanlage zur Beseitigung von eindiffundiertem Kraftstoff ist derzeit allerdings weder in Österreich noch in Deutschland verfügbar.

Verwertung angestrebt werden. Bei dem in Abb. 8 angegebenen (theoretischen) Potential für die thermische Verwertung ist allerdings zu berücksichtigen, daß die tatsächliche Erfassbarkeit für die thermische Verwertung in vielen Bereichen, z. B. im Bauschutt, in der Praxis ein Problem darstellt.

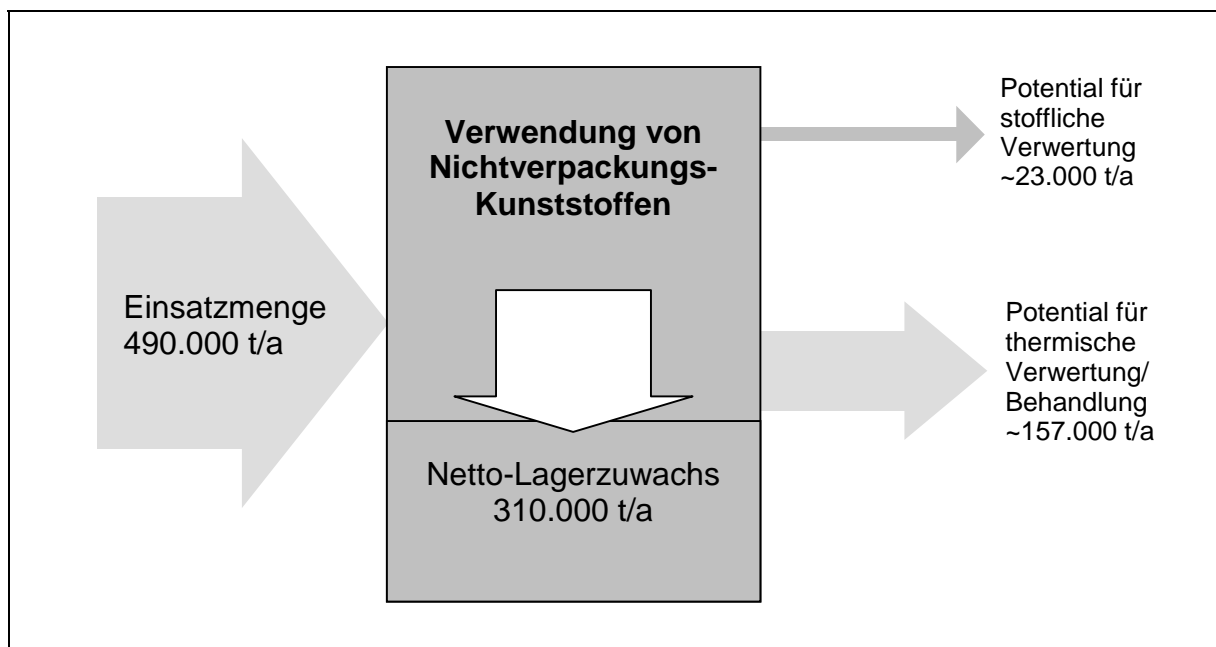


Abb. 8: Einsatz von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten und Sollzustand für die Verwertung bzw. Behandlung von Abfällen auf Basis der Mengenverhältnisse im Jahr 1995. Wegen der großen Lebensdauer der meisten Nichtverpackungs-Kunststoffprodukte liegt die Abfallmenge derzeit noch weit unter der Einsatzmenge (Abfallmenge 1995: 180.000 t).

In den Bereichen Altfahrzeuge und Elektroaltgeräte sind Regelungen aufgrund der geplanten EU Richtlinien bereits absehbar. Die Umsetzung der volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertung von Kunststoffabfällen in diesen Bereichen könnte für die Erfüllung möglicher Vorgaben hilfreich bzw. zum Teil sogar erforderlich sein.¹⁰

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur getrennten Sammlung von Kunststoffabfällen betreffen ausschließlich den Gewerbebereich bzw. die Sammlungen über Recyclinghöfe. Eine Mitsammlung von Nichtverpackungen in der Haushaltssammlung für Leichtverpackungen scheint derzeit nicht sinnvoll.

Handlungsbedarf bzw. -rechtfertigung für Maßnahmen zur Steigerung der stofflichen Verwertung kann trotz der geringen Mengen bestehen, muß allerdings von Fall zu Fall diskutiert werden (s. oben). Derzeit besteht kein Anlaß für verpflichtende bundesweite Maßnahmen bzw. Lenkungsmaßnahmen für derart kleine Kunststoffabfallmengen. Angesichts des prognostizierten Anstiegs der Abfallmengen wäre die Einrichtung von Verwertungswegen aber auch heute schon sinnvoll, weil dadurch für die Zukunft notwendige VerwertungsKapazitäten rechtzeitig geschaffen werden könnten.

¹⁰ Bearbeitungsstatus relevanter EU-Richtlinien:
 Altfahrzeuge-RL: Verabschiedung voraussichtlich im Herbst 2000
 Elektroaltgeräte-RL: Verabschiedung voraussichtlich im Jahr 2002

SUMMARY

Motivation and aim of the study

This study was motivated by a survey (“base study”)¹¹ which was finished in the fall of 1998, titled “Cost-Benefit Analysis of Plastic Recycling” [HUTTERER & PILZ, 1998]. The results of the base study suggested that for the optimisation of plastics recycling as a whole an increase of the recycling of non-packaging plastics in Austria is the second most important measure besides optimising the collection of packaging from households. The macro-economic benefits resulting from actions in that field were estimated at some 190 million ATS/a.¹²

The base study further revealed that in 1995 only about 2.500 t (i. e. 1,4%) out of 180.000 t of non-packaging plastic waste were mechanically recycled. According to that study it should be possible to further increase this recycling quota to up to 15 %, which would correspond to an increase of the mechanical recycling of post-user plastic waste by 55 %. In addition, the waste volumes are expected to strongly increase in the future esp. within the sectors of building, end-of-life electrical appliances, and end-of-life vehicles.

These preliminary results implied that it would be appropriate to expand waste management from the packaging to the non-packaging sector also in the field of plastics. It is the aim of the present study to analyse in detail the possible expansion of the mechanical recycling of non-packaging plastic waste.

Method

Basically, this study pursued four major goals:

- Determining the consumption and waste volumes of non-packaging plastic products
- Estimating the mass potentials for mechanical recycling
- Determining macro-economically reasonable recycling routes
- Establishing recommendations for action and measures for implementation.

Five sectors of relevance to the mechanical recycling of non-packaging plastic waste had been defined within the framework of the base study and were analysed in detail in this study: These are the sectors of **building, agriculture, end-of-life vehicles, end-of-life electrical appliances, and furniture**. The remaining volume of plastic waste accumulates from a multitude of sectors of application (e. g. machinery, aviation, medicine, sports, households etc.), each sector having only minor recycling potential as far as quantity is concerned (referred to as “Other” in Table 1).

Like in the base study, the evaluation of the macro-economic expediency of certain recycling routes is based on the methodology of cost-benefit analysis. The cost-benefit balance of a recycling path contains all the viable economic and ecological parameters. The selected ecological effects (the energy-balance, the CO₂- and CH₄-emissions, the TOC-emissions, and the volumes of waste going to landfill sites) on the one hand, and the micro-economic effects (price situation of 1998/99) on the other hand, were calculated for the investigated recycling routes on the basis of their material balances. Monetary valuation of the external benefits for the cost-benefit analysis was done by calculating the averting costs.¹³

¹¹ A fundamental survey of mass – and goods balances was carried out in an earlier study „Kunststoffflüsse und die Möglichkeiten der Verwertung von Kunststoffen in Österreich“ [FEHRINGER & BRUNNER, 1997].

¹² This result is based on a share of residual waste incinerated of 80 %, a figure which most results from the present study are based on.

¹³ Averting costs reflect the costs that would occur if, for example, emissions of pollutants caused by a project were decreased in another macro-economic sector.

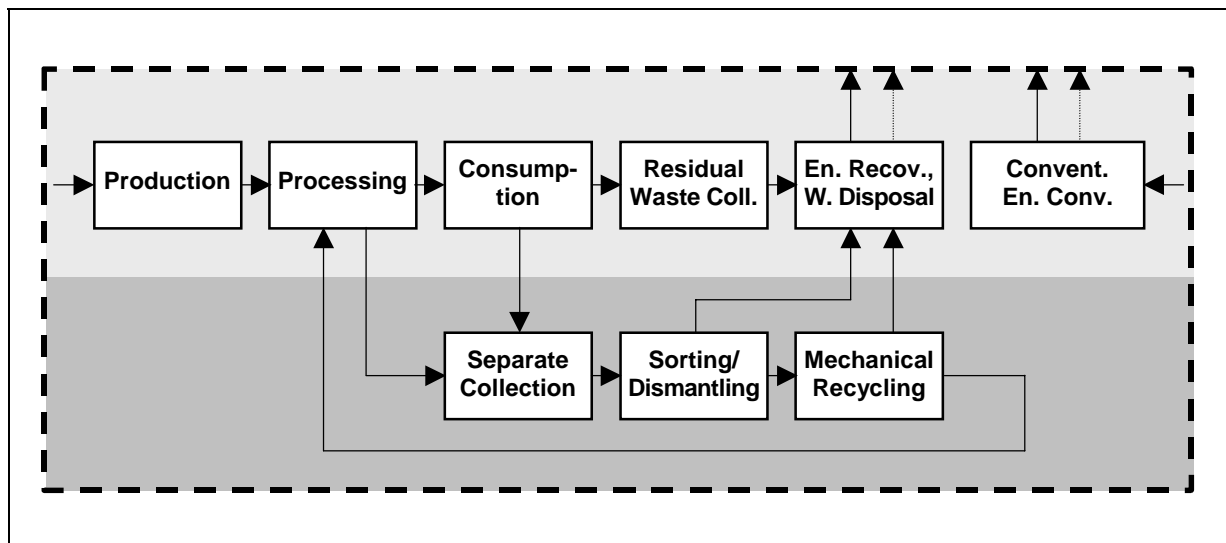


Fig. 1: Simplified diagram of the system structure used for the analysis of the mechanical recycling of plastic waste. The dotted arrows represent electricity and heat output. Abbreviations: Residual waste collection (Residual waste coll.), Energy recovery (En. Recov.), Waste disposal (W. disposal), Conventional energy conversion (Convent. En. Conv.).

With this method it is possible to assess whether the ecological benefits of a certain recycling route justify the additional micro-economic costs which this recycling route may cause. The result of such a cost-benefit analysis consists of the following factors:

Cost-benefit analysis factors for the processes of mechanical recycling

- Costs of separate collection and sorting
- Net costs of mechanical recycling
- Net costs of energy recovery of sorting scrap¹⁴
- + Savings on costs of residual waste collection
- + Savings on net costs of residual waste treatment and disposal
- = Result of the waste management net cost analysis**
- + Savings on costs of primary production and conventional energy conversion (substitution effects)
- + Savings on costs of emission avoidance and landfill site cleaning (external effects)
- = Result of the welfare cost-benefit analysis**

¹⁴ In this context, energy recovery (modelled here by industrial fluid bed incineration) only refers to the sorting scrap, i. e. the part of the separate collection which, due to its quality, is not fit for mechanical recycling.

Volumes of non-packaging plastics consumption and waste

In the base study, which referred to the year 1995, the consumption of new plastic products in Austria was estimated at some 730.000 t and the volume of post-user plastic waste at some 400.000 t. The following table summarises the volumes of consumption and waste of non-packaging plastic products for the year 1995. Between 1995 and 1998 the reported figures have probably increased by approximately 10%. Nevertheless, this study also refers to the year of 1995 because in the sector of non-packaging plastic waste it is hard to find more up-to-date data than from that year. The long-term development of the waste potential was roughly estimated on the basis of a life-span calculation assuming that the plastics consumption will further increase in the future. To calculate the increase factors for the waste volumes of 2010 and 2020, respectively, the waste amounts of 1995 were used as reference.

Table 3: Consumption and waste volumes of non-packaging plastics in Austria.
Data reported for 1995 and rough estimations quoted for 2010 and 2020.

Sector	Consumption 1995 [t/a]	%	Waste 1995 [t/a]	%	Waste/ Input	Life-span	Waste 2010 [t/a]	Increase Factor	Waste 2020 [t/a]	Increase Factor
Building	140.000	29	20.000	11	14	21 y.	81.000	4,1	106.000	5,3
Agriculture	30.000	6	8.100	5	27	14 y.	25.000	2,9	33.000	3,9
Vehicles	45.000	9	18.000	10	40	16 y.	43.000	2,4	60.000	3,3
Electric	60.000	12	26.000	14	43	19 y.	47.000	1,8	65.000	2,5
Furniture	30.000	6	13.000	7	43	19 y.	24.000	1,8	33.000	2,5
Other	185.000	38	94.900	53	51	11 y.	156.000	1,7	197.000	2,1
Sum	490.000	100	180.000	100	37	14 y.	376.000	2,1	494.000	2,7

The life-span reported corresponds to the average age of the waste generated in 1995 and reflects the weighted average of a number of single values, some of which vary considerably from each other (e.g. in the sector of agriculture: short-lived films and a multitude of durable products). Products consumed in 1995 will take an average of 21 years to end up as waste (cf. waste volume of 2020). Details on life-span calculation are elaborated in chapter 2.1.

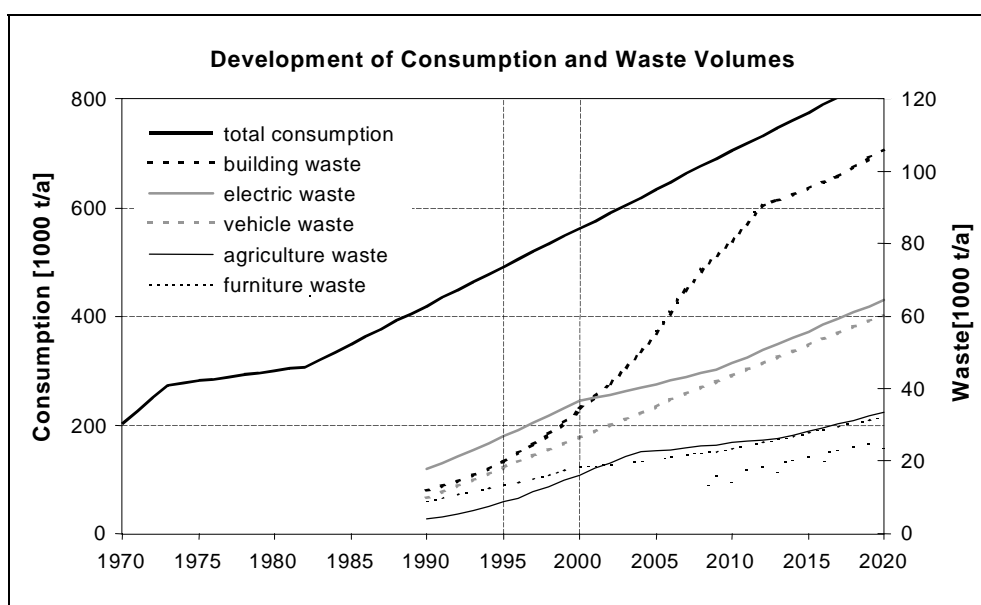


Fig. 2: Expected development of the non-packaging plastic waste, estimated on the basis of a life-span calculation. The ordinate on the left-hand side shows the consumption volume, the axis on the right shows the waste volume.

Mass potentials for mechanical recycling

In 1995 a total of some 2.500 t, i. e. 1.4 % of the non-packaging plastic waste was mechanically recycled. Until 1997 this figure had hardly changed. By implementing appropriate measures the amount of mechanically recycled non-packaging plastic waste could be increased by another 20.500 t/a to reach a total of 23.000 t/a, i. e. **13 %** of the non-plastic waste.¹⁵ These figures are based on the amounts of waste produced in 1995. With regard to the predicted increase of the waste volumes produced in the various sectors the respective recycling potentials are also very likely to increase.

Building: Presently, a total of some 700 t/a is being mechanically recycled (pipes, flooring, films, roofing, and insulation materials). The total recycling potential in the building sector is estimated at some 7.900 t/a. In the sectors of flooring, pipes, profiles, and insulation this figure refers to a maximum collection quota of 50 % of the total waste volumes. As there was no data available for the total waste volumes of films or roofing materials it was presumed that the currently recycled volume could be doubled at the most.

Agriculture: At present, some 500 t/a of agricultural films are being mechanically recycled. Maximum collection quotas were assumed at 70 % of the waste deriving from silage films and at 50 % of the remaining waste of agricultural films. With regard to this assumption, the medium-term recycling potential of the reference year 1995 was estimated at some 2.700 t.

End-of-life vehicles: Presently, about 600 t of battery cases, some 300 t of bumpers, and about 100 t of foamed materials from cars, i. e. a total of about 1000 t are mechanically recycled each year. The estimation of the total recycling potential at some 4.900 t/a for cars is based on a collection quota of 80 % of the waste generated by end-of-life vehicles (i. e. about 146.000 cars), comprising 2.500 t of bumpers, 1.500 t of foamed materials, 600 t of battery cases and 300 t of fuel tanks. There is a preliminary condition for the mechanical recycling of fuel tanks, however, which demands the extraction of absorbed fuel. At present, an extraction facility which is necessary for this process does not exist in Austria, nor in Germany.

End-of-life electrical appliances: Within this sector, only about 50 t of high-resistance PUR foams from the recovery of refrigerators are mechanically recycled each year. A total potential of 6.700 t/a of demountable plastic parts may be assumed. This figure includes 700 t from large appliances (26 % of the plastic parts), 4.700 t from small and electronic appliances (recycling of 50 % of the plastic parts), 700 t from monitors (90 % of the plastics volume; due to difficulties caused by flame retardants, however, this quota may only be realised on a medium-term basis.), and 600 t from refrigerators (PUR, 33 % of the plastic parts).

Furniture/PUR Mattresses: At present, some 50 t/a of flexible PUR-foamed material from end-of-life mattresses are being recycled. In spite of searching the furniture sector thoroughly it was not possible to find any concrete data on products other than PUR-mattresses. Therefore, the assessed recycling potential refers to PUR-mattresses only. It is estimated at 800 t, referring to a collection quota of 50 %.

Results of the cost-benefit analysis

As already pointed out in detail in the base study, the cost-benefit balance of a recycling route – and therefore its expediency – may strongly depend on the shares of the residual waste which go to incineration or to landfill sites, respectively. The recommendations for action given in this study are mainly regarding the *future* feasibility of expanding the mechanical recycling

¹⁵ The original rough estimation of the recycling potential of non-packaging plastic waste at 28.600 t/a was a little bit too high, but of the correct order of magnitude.

of non-packaging plastic waste. For this reason, the following results are based on a share of incinerated residual waste of 80 % (i. e. a high degree of implementation of the Landfill Ordinance).

From an ecological viewpoint, the study revealed that mechanical recycling is more favourable than the alternative residual waste collection and treatment. This is true for all of the investigated recycling routes. Also the cost-benefit balance was found to be positive for every recycling route under survey. For each of the five sectors of application under survey, the average cost-benefit balances of the mechanical recycling of the respective plastic wastes investigated are shown in Figures 3 to 7. The results of the cost-benefit balances of all the assessed recycling routes are listed in Table 3 in the final chapter of this summary.

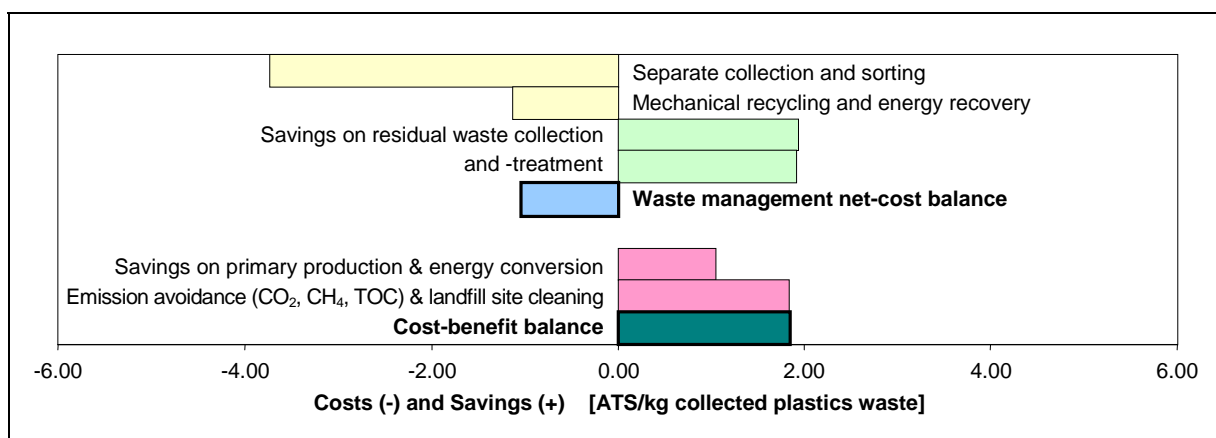


Fig. 3: Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from the **building** sector (weighted average of the surveyed recycling routes).

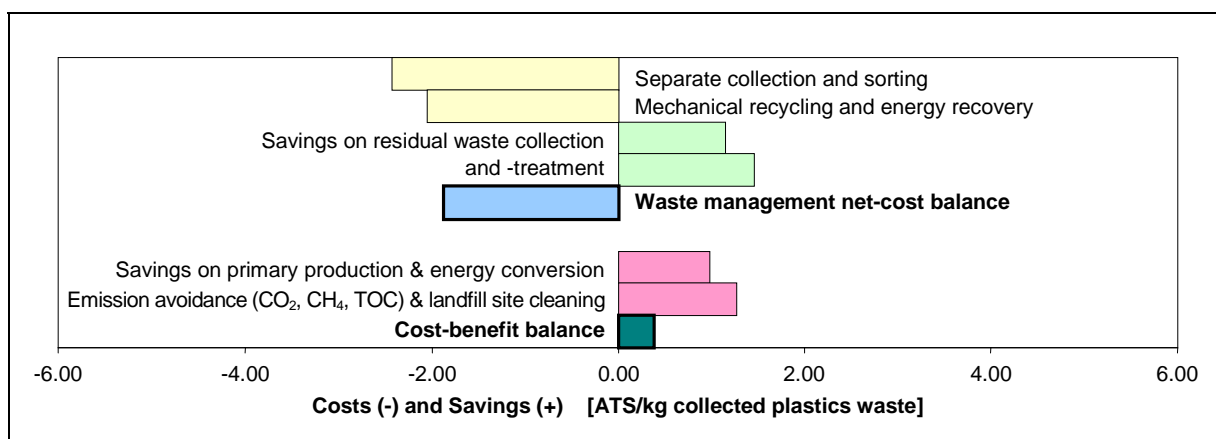


Fig. 4: Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from the **agriculture** sector (weighted average of the surveyed recycling routes).

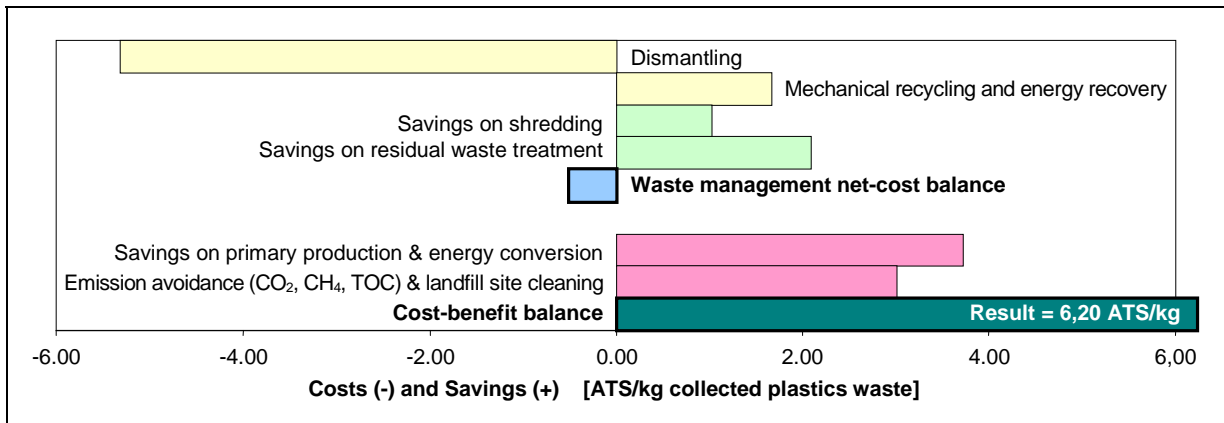


Fig. 5: Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from **end-of-life vehicles** (weighted average of the surveyed recycling routes).¹⁶

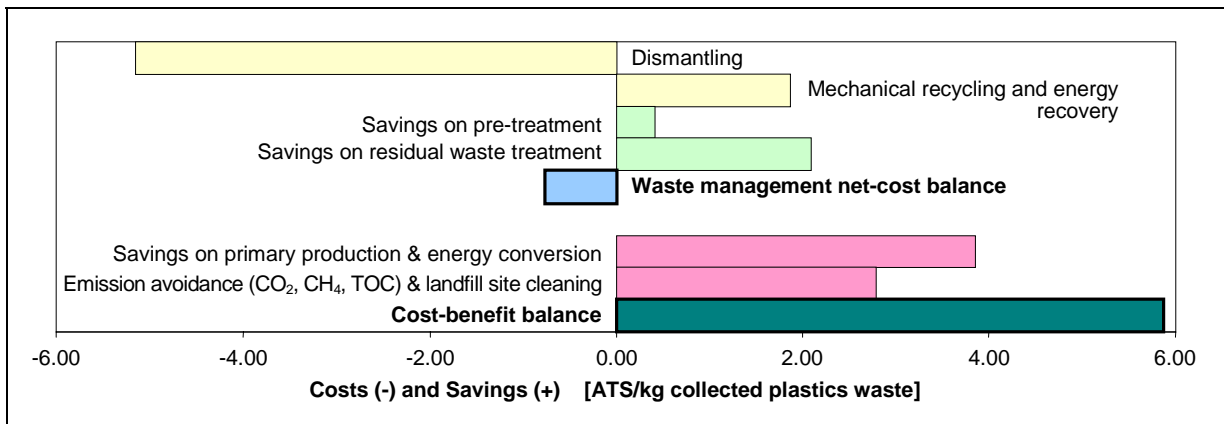


Fig. 6: Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from **end-of-life electrical appliances** (weighted average of the surveyed recycling routes).¹⁷

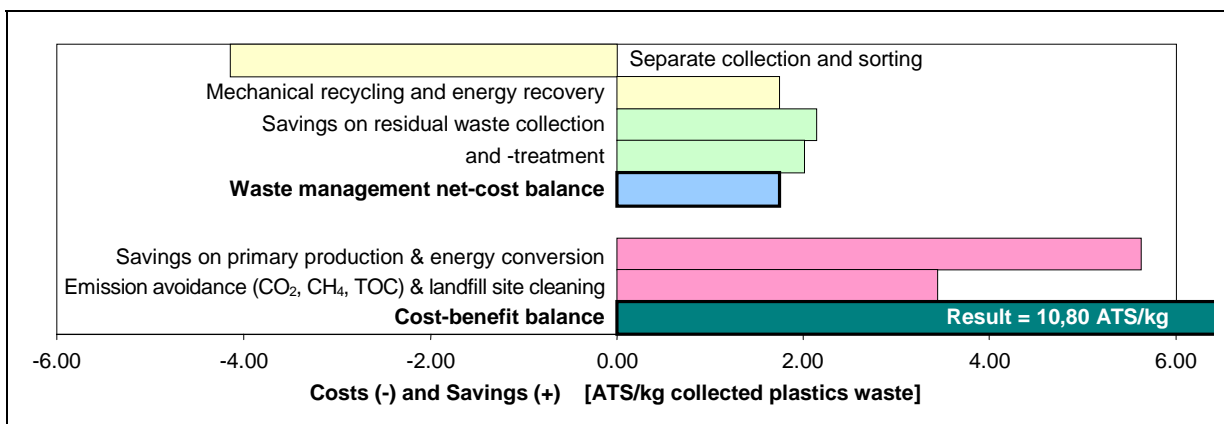


Fig. 7: Composition of the cost-benefit balance for the mechanical recycling of plastic waste from **PUR-mattresses**.

¹⁶ No costs are written for the collection of end-of-life vehicles, as they are collected anyhow due to their danger potential and due to the primary objective of „desiccation“.

¹⁷ It is assumed that the relevant appliances from the sector of electrics and electronics are collected and treated separately due to certain compounds they contain. Therefore, same as for the end-of-life vehicles, no costs are put for the separate collection.

According to the surveyed sectors, the waste management net-cost-balances and the cost-benefit balances of all the viable recycling routes are compiled in Table 2. Further, the total macro-economic advantages of the mechanical recycling of non-packaging plastic waste have been calculated.

Table 4: Total macro-economic advantages resulting from exploiting the recycling potential of non-packaging plastic waste (with 80 % residual waste incinerated).

Sector	Potential (excl. dirt) t/a	Net-Costs Waste Managem.		Cost-Benefit Balance	
		specific ATS/t	absolute Mio ATS/a	specific ATS/t	absolute Mio ATS/a
Building	7.900	-1.170	-9,2	2.080	16,5
Agriculture	2.700	-3.000	-8,1	620	1,7
Vehicles	4.900	-510	-2,5	6.290	30,8
Electric	6.700	-780	-5,2	5.930	39,7
PUR-Mattresses	800	1.840	1,5	11.380	9,1
Sum	23.000	-1.030	-23,6	4.250	97,8

Out of the 98 Mill. ATS/a of the macro-economic advantage (Table 2), about 11 Mill. ATS/a may be ascribed to the amount of waste which is recycled at the present (resulting from the *presently* recycled volumes at 80 % residual waste incinerated). **This means that the expansion of the mechanical recycling of non-packaging plastic waste may lead to a positive net-benefit of up to some 87 Mill. ATS/a.** Thus, the preliminary rough results for the mechanical recycling of non-packaging plastic waste suggested in the base study yielded an overestimation of the positive net benefit at some 190 Mill. ATS/a.¹⁸ The less positive net-benefit as compared to the base study results from the following changes: smaller mass potentials (20.500 t/a instead of 26.200 t/a), higher costs for the separate collection, lower costs for the residual waste disposal, more dirt adhering to the collected goods, 10 % or 20 % of the collected material going to energy recovery, factors of substitution < 1, and lower prices for the primary production of plastics. For the optimisation of the mechanical recycling of plastic waste, however, the order of priorities as resulting from the base study still stays the same even with the modified result for non-packaging.

Besides the presentation of the results for a 80 % share of residual waste incinerated, the results for a 6,2 % share of residual waste incinerated (corresponding to the disposal of commercial waste in 1996) were calculated. In that case, the positive net-benefit for the presently recycled amounts comes up to 14 Mill. ATS/a and for the possible expansion of the recycling up to 116 Mill. ATS/a.

¹⁸ This is not the case for the base study's results for the recycling of plastics **packaging**, as the quality of the data on volume potentials and costs in this sector was much better.

Recommendation for Action and Measures for Implementation

Depending on the results of the cost-benefit analysis, four general cases regarding the practical implementation must be distinguished:

	Waste management net-cost-balance	Cost-benefit balance
A	positive	positive
B	negative	positive
C	positive	negative
D	negative	negative

In case A, there is a financial benefit for the waste generators provided they take advantage of the recycling offer. If they have not decided for recycling so far, they must be made aware of their own possible economic advantage.

From the waste generators' viewpoint, B represents a micro-economically unattractive case (at least at the present time). Therefore, a financial incentive from a third party is necessary (e. g. through initiatives of the producers or distributors in the form of a voluntary self-commitment). The need for an additional financial incentive corresponds to the negative "waste management net-cost balance" and represents the cost difference between recycling and residual waste treatment from the waste producers' viewpoint (or, in the case of end-of-life vehicles and electrical appliances, from the viewpoint of the dismantling facility).

Case C represents a recycling route which leads to micro-economic benefits but at the same time causes ecological damage exceeding the micro-economic advantages. This very rare case is definitely not one of the recycling paths investigated in this study. Measures which create micro- as well as macro-economic disadvantages should not be taken. (case D).

To range the feasible measures according to priority, the surveyed recycling routes listed in Table 3 were ordered according to the waste management net-costs (i.e. the cost difference between recycling path and residual waste treatment), on the one hand and according to the ratio of the macro-economic benefit to the waste management net-costs, on the other hand.

The order for the recycling routes under survey listed in Table 3 leads to the following priorities for possible measures for implementation:

1. The recycling of **PUR-foamed materials** leads to a particularly good cost-benefit balance, mainly due to the high costs of the substituted primary products. The recycling paths already existing for flexible PUR-foamed materials from end-of-life vehicles and mattresses as well as high-resistance PUR-foamed materials from the recycling of refrigerators could be the starting point for the expansion of these recycling routes.
2. The recycling route for **PVC flooring** is an important approach from a quantitative as well as from a macro-economic point of view. Also for flooring, there is a collection system and a recycling plant already used in practice.
3. There is no immediate need for action in the case of battery cases, roofing, and construction films (mass potentials are either exploited already, or small); no immediate possibility for action for housing parts of end-of-life electrical appliances, either (realisation possible on a medium-term basis only).
4. The recycling of fuel tanks¹⁹, bumpers, pipes, profiles, and insulation materials, may raise considerable waste management costs but causes only small macro-economic benefits.

¹⁹ For the mechanical recycling of fuel tanks it is necessary to extract the fuel which has diffused into the plastics material. At present, however, an appropriate extraction facility does not exist in Austria, nor in Germany.

5. Because of the high contents of impurities films used in agriculture yield the worst results for the benefit-cost ratios despite the positive cost-benefit balance.

Table 3: Priorities of measures for the expansion of the mechanical recycling of non-packaging plastic waste. The first part of the table contains recycling routes which would be viable even from a purely micro-economic point of view (case A). The recycling routes listed in the second part demand an additional financial incentive to compensate for the extra costs in comparison to the residual waste collection and treatment (case B).

Recycling Route	Sector	Separately Collected Waste Volume (excl. impurities) t/a	Net-Cost Balance (Waste Management) Mio ATS/a	Cost-Benefit Balance Mio ATS/a
Foamed Materials	vehicles	1.500	4,9	22,9
Refrigerators (PUR)	electric	600	6,8	12,9
Flooring	building	4.600	0,3	9,1
Mattresses	furniture	800	1,5	9,1
Monitors	electric	700	2,0	8,7
Battery Cases	vehicles	600	1,9	4,0
Roofing	building	100	0,1	0,3
Sum Part 1		8.900	17,5	66,9
Large Electr. Appl.	electric	700	-0,9	3,3
Construct. Films	building	200	-0,4	0,5
Small Electr. Appl.	electric	4.700	-13,2	14,9
Fuel Tanks	vehicles	300	-0,8	0,8
Insulation	building	800	-2,8	2,5
Pipes/Profiles	building	2.200	-6,5	4,1
Bumpers	vehicles	2.500	-8,5	3,2
Agric. Films	agric.	1.450	-4,9	1,4
Silage Films	agric.	1.250	-3,3	0,3
Sum Part 2		14.100	-41,1	30,8

The present study reveals that from a macro-economic viewpoint the separate collection and mechanical recycling is viable for some 23.000 t/a, i. e. 13% of the total non-packaging plastic waste. This is true for the current waste management frame conditions as well as for conditions optimised in the future (implementation of the Landfill Ordinance). At the same time, however, the study illustrates that the mass potential for mechanical recycling is extremely limited. For the remaining 87 % of the waste volume, energy recovery must be aimed at. The (theoretical) potential for energy recovery, as shown in Figure 8, does not take into account however that the actual collection for energy recovery causes a practical problem in many sectors (e.g. building-rubble).

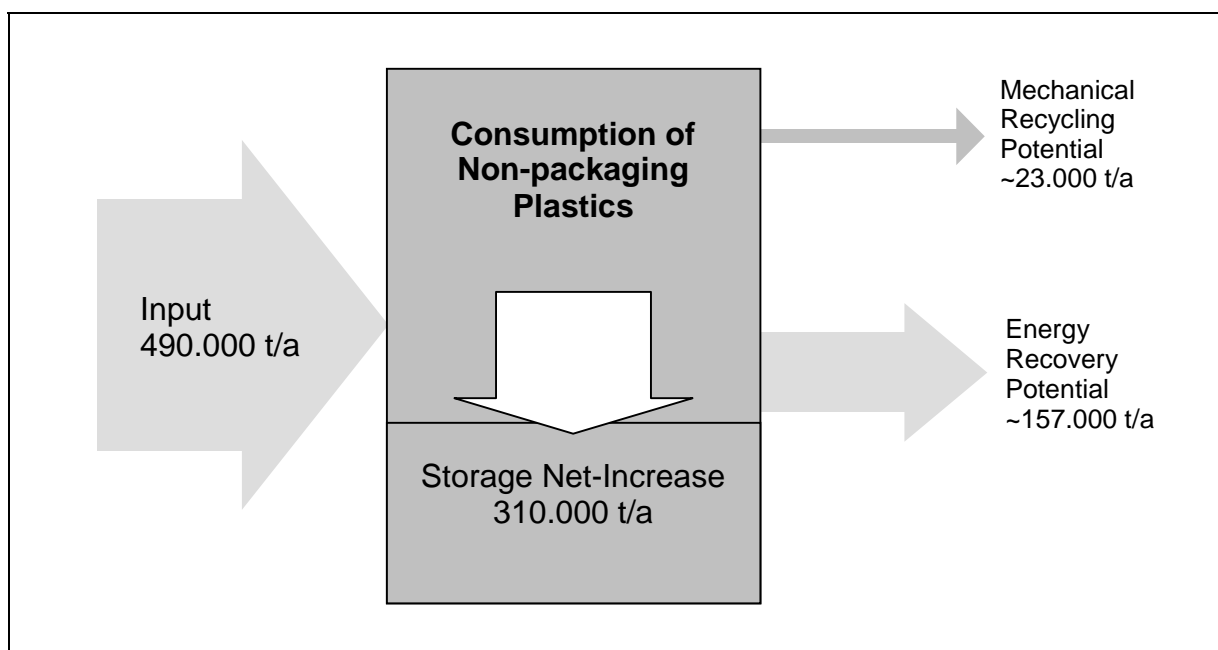


Fig. 8: Consumption of non-packaging plastic products and targets for waste recycling and waste recovery, resp., based on figures of 1995. Because of the high durability of most of the non-packaging plastic products the waste volume is presently much smaller than the consumption (waste volume in 1995: 180.000 t).

Even for those small recycling potentials there may be need for action, and taking measures to increase the mechanical recycling may be justified. Each situation, however, must be discussed separately (see above). In any case, there is no need for mandatory nation-wide measures or guidance measures for such small amounts of plastic waste. Facing the predicted increase of waste volumes, however, it still makes sense to establish new recycling routes even for today's small quantities. This way, the necessary recycling capacities for the volumes which will strongly increase in the future may be realised in good time.

Apart from that, there are regulations just about to be developed for the sectors of end-of-life vehicles and end-of-life electrical appliances. The implementation of the macro-economically sensible recycling of plastic waste from these sectors might be helpful or even necessary for fulfilling possible targets.²⁰

The proposed measures for the separate collection of plastic waste are exclusively concerning the commercial sector as well as the collection via recycling sites. **A joint collection of non-packaging together with the domestic collection of light packaging does not seem useful at this point.**

²⁰ Status of elaboration of relevant EU guidelines:

End-of-life vehicles: Approval of a compromise proposal by the EU ministers of environment in July, 1999.

End-of-life electrical appliances: Proposal by the EU commission planned for the fall of 1999.

1 EINLEITUNG

1.1 Motivation dieser Studie

Im Dezember 1996 beauftragte das Umweltbundesamt die GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH mit der Erstellung einer Studie unter dem Titel „Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung: Volkswirtschaftliche Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich unter Einschluß ökologischer Effekte“ [HUTTERER & PILZ, 1998]. Diese im folgenden als „Basisstudie“ bezeichnete Arbeit wurde im Herbst 1998 abgeschlossen. Das Ziel der Basisstudie war die Ermittlung des Potentials und der Grenzen für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich unter ökologischen, betriebswirtschaftlichen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten. Dabei sollte die derzeit gegebene Sonderbehandlung des Bereichs der Verpackungen außer acht gelassen und die Kunststoffabfälle bewußt als Ganzes gesehen werden.

Die Basisstudie bietet einen umfassenden Überblick über den Kunststoffeinsatz in den verschiedenen Einsatzbereichen sowie über die Herkunft und Zusammensetzung von Kunststoffabfällen. Die Ermittlung von sinnvollen Mengenpotentials für die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen erfolgte anhand eines umfangreichen Rechenmodells, bei dem sowohl die ökologischen Wirkungen der Kunststoffverwertung, als auch deren Kosten und volkswirtschaftliche Nutzeffekte berücksichtigt wurden. Sowohl für den Bereich der Verpackungen, als auch für Nichtverpackungen aus Kunststoff wurden in der genannten Arbeit einerseits bereits bestehende Verwertungswege bewertet, und andererseits sinnvolle Zusatzpotentiale ermittelt.

Die Verwertung von **Kunststoffverpackungsabfällen** hat in Österreich durch das Inkrafttreten der Verpackungsverordnung bereits eine längere Geschichte. In den vergangenen Jahren wurden große Anstrengungen unternommen, 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 von Kunststoffverpackungen noch bis auf etwa 30 % angehoben werden.

Ein völlig anderes Bild bietet sich im Bereich der **Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle**. Von den etwa 180.000 t/a an Letztverbraucher-Kunststoffabfällen in den Nichtverpackungs-Bereichen werden heute nur etwa 1,4 % stofflich verwertet (siehe Abb. 1-1 und 1-2).

Immer wieder 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 stoffliche Verwertung auch auf den Bereich der Nichtverpackungen auszudehnen sind. Damit wäre die nicht gerechtfertigte Sonderbehandlung der Verpackungen aufgehoben.

Die Basisstudie schätzt das heute ungenutzte Potential für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen auf immerhin 26.000 t/a. Damit würde die Verwertungsquote bei Nichtverpackungen von heute 1,4 % auf etwa 15 % gesteigert werden. Bezogen auf die Gesamtmenge der bei Letztverbrauchern anfallenden Kunststoffabfälle ergäbe sich durch die Einbeziehung der Nichtverpackungsabfälle eine Steigerung der Verwertung um 55 %.

Die Kosten-Nutzen-Analyse im Rahmen der Basisstudie zeigte, daß die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen sowohl für die bereits heute verwerteten Mengen, als auch für die abgeschätzten Zusatzpotentiale volkswirtschaftlich eindeutig rentabel ist.

Bei der Optimierung der gesamten Kunststoffverwertung stellt laut Studienergebnis die Steigerung der Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen die zweitwichtigste Maßnahme nach der Optimierung der Verpackungssammlung aus Haushalten dar.

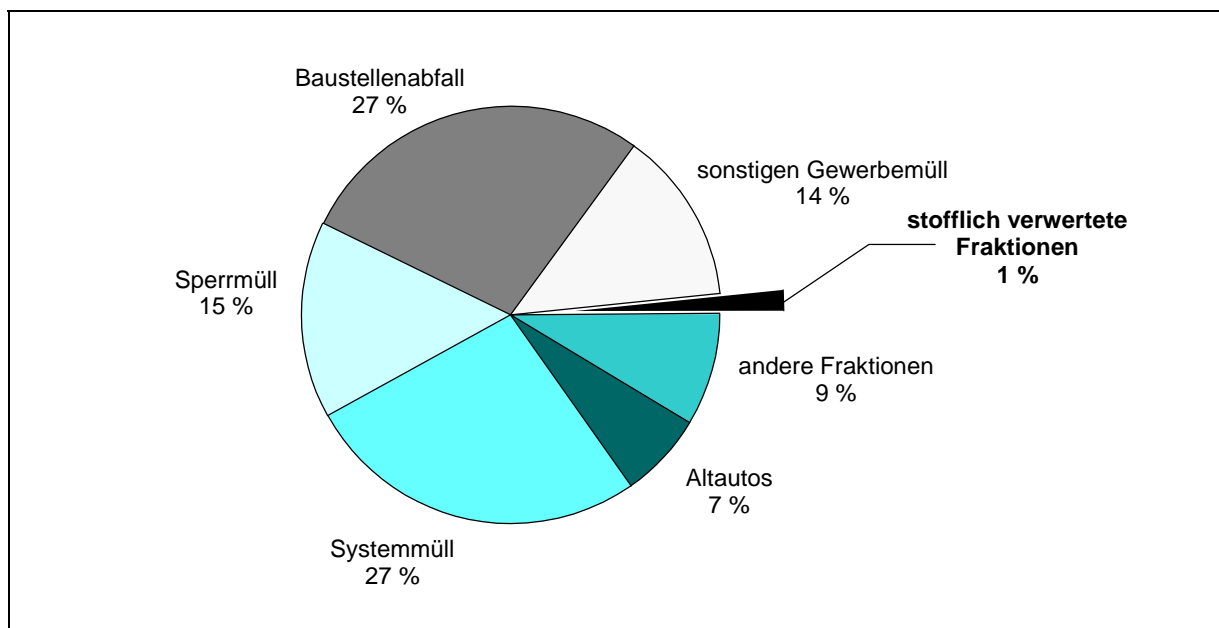


Abb. 1-1: Verteilung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle auf verschiedene Abfallfraktionen im Jahr 1995 nach [HUTTERER & PILZ, 1998].

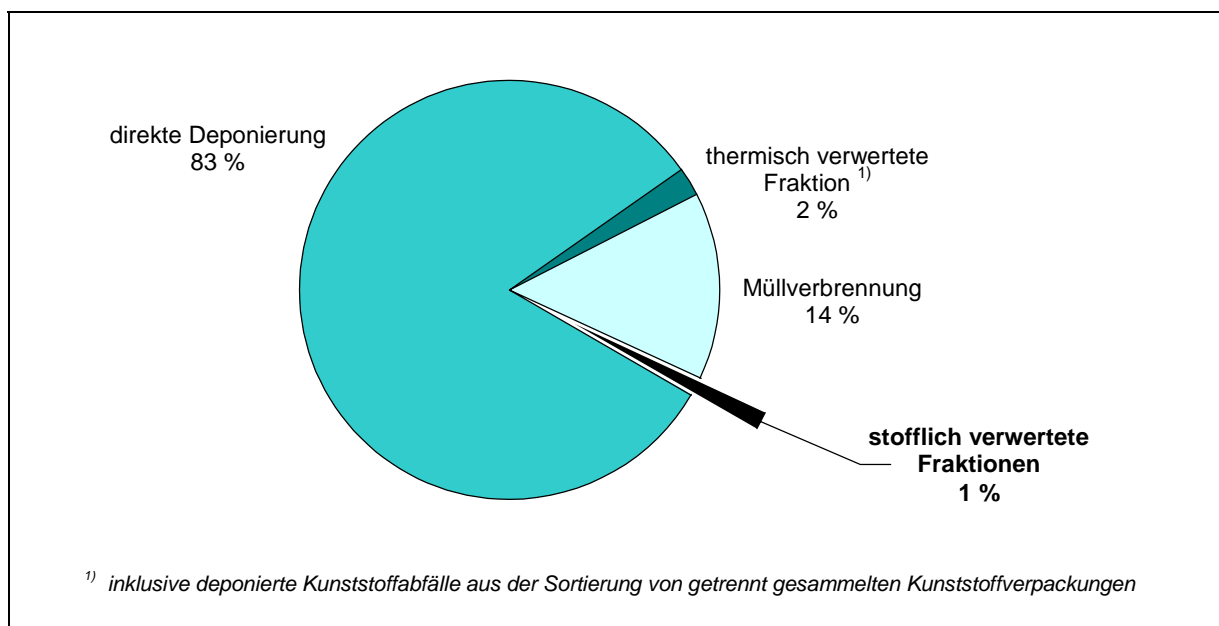


Abb. 1-2: Verwertung und Entsorgung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im Jahr 1995 nach [HUTTERER & PILZ, 1998].

Für die stoffliche Verwertung geeignete Kunststoffabfälle im Nichtverpackungsbereich stammen vor allem aus der Bauwirtschaft, aus der Landwirtschaft, aus Altagautos, 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 Marktmöglichkeiten für Sekundärprodukte, bis hin zu Selbstverpflichtungen der Wirtschaft oder Lenkungsmaßnahmen durch den Gesetzgeber.

1.2 Ziele dieser Studie

Für die vorliegende Studie wurden folgende Ziele festgelegt:

- Bestimmung der Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten als Hintergrund für die genauere Identifizierung von Verwertungspotentialen, gegliedert nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen
- Abschätzung von Mengenpotentialen für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen (Abfallmengen, die für die getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung aus rechtlicher, logistischer und verwertungstechnischer Sicht prinzipiell in Frage kommen), gegliedert nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen
- Erstellung von Kosten-Nutzen-Analysen (unter Einschluß der ökologischen Effekte), sowie der notwendigen Sensitivitätsanalysen für alle untersuchten Verwertungswege zur Ermittlung der volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertungswege
- Ausarbeitung von Handlungsempfehlungen und konkreten Umsetzungsmaßnahmen zur Steigerung der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen

1.3 Untersuchungsrahmen

1.3.1 Untersuchte Kunststoffmengen und Kunststoffsorten

Wie bereits in der Basisstudie werden auch in dieser Arbeit ausschließlich **Kunststoffwaren** betrachtet. Insgesamt sind damit **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.

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

Unter „**Nichtverpackungen**“ werden in der vorliegenden Studie alle Kunststoffwaren verstanden, die keine Verpackungen sind. Produktionsabfälle sind ebenfalls nicht Gegenstand der Untersuchungen dieser Arbeit.

Die Grenzziehung zwischen Produktionsabfällen und Letztverbraucher-Abfällen ist immer wieder Gegenstand von Diskussionen. Am Beispiel der Verschnitt-Abfälle von Kunststofffenstern einerseits, und Kunststoffrohren andererseits, sei an dieser Stelle erläutert, wie in der vorliegenden Arbeit die Abgrenzung zwischen Letztverbraucher-Abfällen und Produktionsabfällen vollzogen wird:

- Der Verschnitt von Kunststofffenstern fällt im Rahmen der Fensterproduktion an *wenigen zentralen* Standorten an. Die Abfälle sind praktisch *nicht verschmutzt* und es bedarf *keines eigenen Sammel-systems*, um sie einer Verwertung zuzuführen. Damit werden diese Abfälle zum Bereich der Produktionsabfälle gezählt.
- Völlig andere Verhältnisse liegen beim Verschnitt aus der Verlegung von Kunststoffrohren vor: Diese Abfälle fallen an *vielen dezentralen* Orten an, bestehen aus *verschiedenen* Kunststoffsorten und sind mehr oder weniger stark *verschmutzt*. Um sie einer Verwertung zuzuführen, bedarf es eines *eigenen Systems zur getrennten Sammlung und Sortierung*. Daher werden solche Abfälle in dieser Arbeit zum Bereich der Letztverbraucher-Abfälle gezählt.

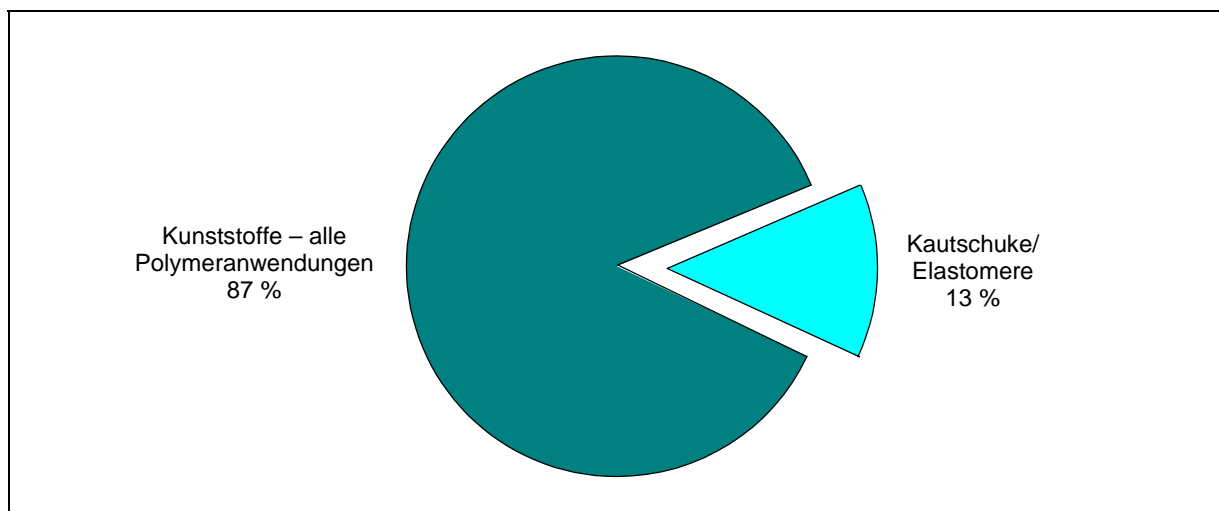


Abb. 1-3: Erster Abgrenzungsschritt für die Untersuchungen in dieser Arbeit: Ausscheidung von Kautschuken und Elastomeren.

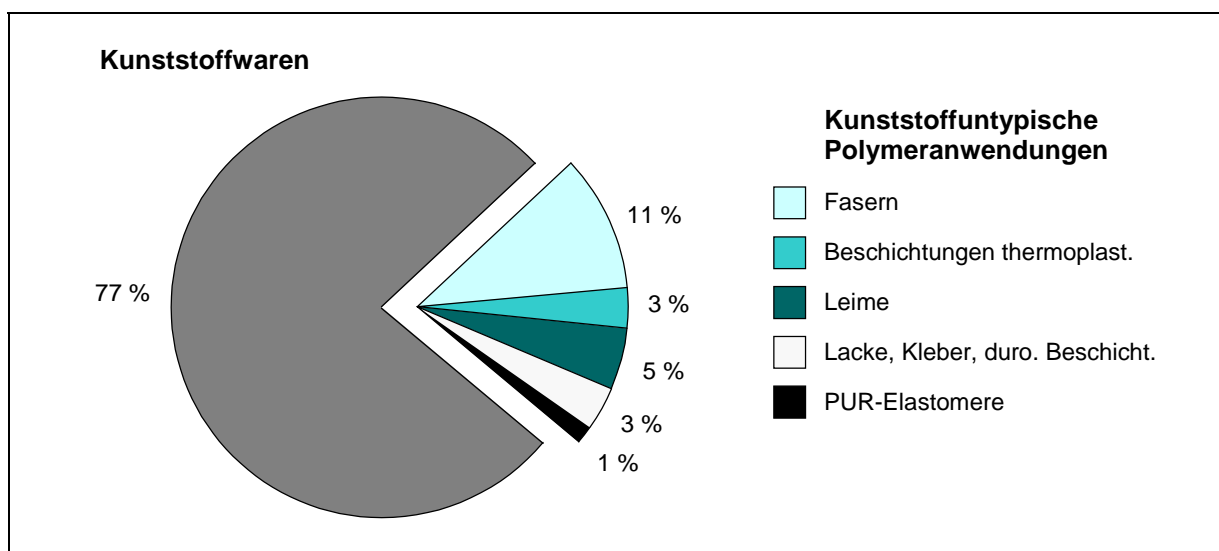


Abb. 1-4: Zweiter Abgrenzungsschritt durch Ausscheidung der kunststoffuntypischen Polymeranwendungen aus den gesamten Polymeranwendungen im Kunststoffbereich. Übrig bleiben die in dieser Arbeit untersuchten **Kunststoffwaren**.

1.3.2 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 den 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. Bis zum Jahr 1998 sind die Einsatz- und Abfallmengen bei Kunststoffen um etwa 10 % gestiegen. Da für den Bereich der Nichtverpackungs-Kunststoffwaren aber in den seltensten Fällen aktuellere Detaildaten als für das Jahr 1995 vorliegen, wurde dieses Bezugsjahr der Basisstudie auch in der vorliegenden Arbeit verwendet. Für die Kosten der untersuchten Verwertungswege werden jeweils die aktuellsten Daten verwendet, die derzeit verfügbar sind.

Betrachtete Prozesse (s. Abb. 1-5):

- Kunststoffherzeugung
- 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)

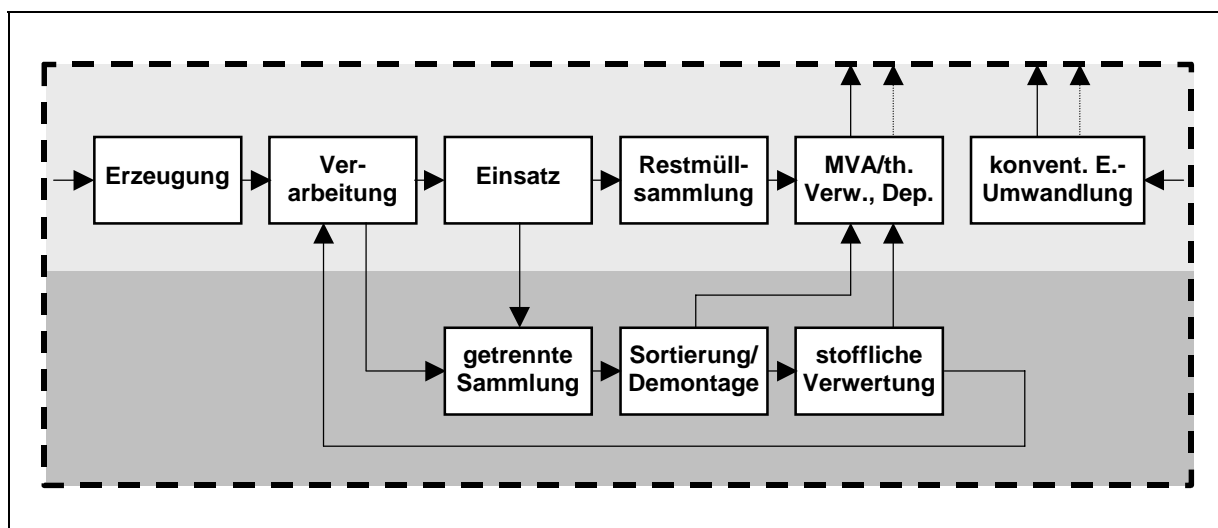


Abb. 1-5: Vereinfachte Darstellung der Systemidentifikation für die Untersuchung der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen.

Abkürzungen: Müllverbrennungsanlage (MVA), thermische Verwertung (th. Verw.), Deponierung (Dep.), konventionelle Energieumwandlung (konvent. E.-umwandl.). Die strichlierten Pfeile repräsentieren die Abgabe von Strom und Wärme.

1.4 Informationsstand der Basisstudie

In diesem Abschnitt werden die wichtigsten Informationen über Nichtverpackungs-Kunststoffwaren zusammengefaßt, die bereits im Rahmen der Studie „Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung“ [HUTTERER & PILZ, 1998] erhoben wurden. Die Einsatzmenge an Nichtverpackungs-Kunststoffwaren betrug 1995 ca. 490.000 t und verteilte sich in etwa auf folgende Einsatzbereiche:

Tab. 1-1: Einsatzmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren nach Kunststoffsorten und Einsatzbereichen. Die 10 höchsten Werte in den abgrenzbaren Bereichen sind dunkelgrau hinterlegt. Beispiele für „Sonstige“ Anwendungsbereiche: Maschinenbau, Luftfahrt, Medizin, Sport, Haushalt. Angaben in 1.000 t/a.

	KFZ	Elektro	Bau	Sonstiges	Gesamt
HDPE	2	2	15	18	37
L/LDPE	0	6	6	32	43
PP	20	11	6	28	65
PVC	8	15	113	12	147
PS	1	15	1	18	34
EPS	0	0	11	1	12
PET	2	3	0	2	6
ABS	7	10	0	6	23
andere Thermopl.	12	12	3	11	38
PUR	10	4	12	25	52
andere Duromere	4	10	4	14	31
Gesamt	66	86	171	165	490

Die Menge an Nichtverpackungs-Kunststoffabfall lag im Jahr 1995 etwa bei 180.000 t/a. Die Verteilung dieser Abfallmenge auf verschiedene Abfallfraktionen und Verwertungs- bzw. Entsorgungswege ist in Abb. 1-1 und 1-2 dargestellt.²¹

Von der gesamten Abfallmenge von 180.000 t/a wurden nur ca. 2.500 t oder 1,4 % stofflich verwertet, und Mengen in einer ähnlichen Größenordnung thermisch verwertet (Teile der in der Leichtverpackungssammlung aus Haushalten enthaltenen Nichtverpackungen, sowie Teile des Kunststoffabfalls im getrennt gesammelten Elektro- und Elektronikschrott). Der Rest gelangte zu 14 % in Müllverbrennungsanlagen und zu 86 % auf Deponien.

Die folgenden Tabellen zeigen schließlich das Ergebnis der Abschätzungen im Rahmen der Basisstudie zu den heute bereits stofflich verwerteten Mengen und dem möglichen Zusatzpotential für die stoffliche Verwertung. Die detaillierten Erhebungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit führten zu einer etwas niedrigeren Einschätzung des Verwertungspotentials mit teilweise beträchtlichen Veränderungen in einzelnen Teilbereichen.

²¹ Für den **gesamten** Bereich der Kunststoffwaren wurden in der Basisstudie für das Bezugsjahr 1995 eine Einsatzmenge von etwa 730.000 t und eine Letztverbraucher-Abfallmenge von etwa 400.000 t ermittelt.

Tab. 1-2: Zusammensetzung der stofflich verwerteten Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle im Jahr 1995 laut Basisstudie

Produkt	Menge [t]	Kunststoffsorte
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

Tab. 1-3: Zusammensetzung des Zusatzpotentials für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen laut Basisstudie

Produkt	Menge [t]	Kunststoffsorte
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	

Bei der Kosten-Nutzen-Analyse wurde die Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen noch nicht sehr differenziert betrachtet. Die Kosten-Nutzen-Bilanzen wurden jeweils nur für die Gesamtmenge des IST-Zustands und des Zusatzpotentials erstellt. Diese Ergebnisse werden im Abschnitt 4.1 noch einmal kurz dargestellt.

2 EINSATZ, ABFALL UND VERWERTUNG

Bereits im Rahmen der Basisstudie konnten jene fünf Bereiche identifiziert werden, die für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen von Bedeutung sind und die demgemäß in dieser Studie näher untersucht werden sollten. Es sind dies der **Baubereich**, die **Landwirtschaft**, die **Altautos**, die **Elektroaltgeräte** und der **Möbelbereich**. Die übrige Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmenge stammt aus einer nahezu unüberschaubaren Vielzahl von Anwendungsbereichen mit mengenmäßig jeweils relativ unbedeutenden Verwertungspotentialen. Konkrete Maßnahmen zur Steigerung der stofflichen Verwertung sollten vor allem in den genannten fünf Hauptbereichen ansetzen. Dementsprechend werden bei der folgenden Übersicht über die Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren die fünf ausgewählten Bereiche jeweils separat angeführt.

2.1 Überblick über Einsatz-, Abfall- und Verwertungsmengen in den untersuchten Bereichen

Bevor in den folgenden Abschnitten die Erhebungen zu den Einsatz- und Abfallmengen in den untersuchten Bereichen genauer erläutert werden, sollen die Ergebnisse dieser Erhebungen vorweg zusammengefaßt dargestellt werden. Der nicht untersuchte Anteil der Nichtverpackungs-Kunststoffwaren wird unter der Bezeichnung „Sonstige“ als Differenz zu den in der Basisstudie erhobenen Gesamtmengen angegeben.

Beispiele für „sonstige“ Anwendungsbereiche von Kunststoffen sind *Maschinenbau* (Zahnräder, Lager, Filter, etc.), *Luftfahrt* (Kabinenteile, Klarsichtscheiben, Flugzeugaußentüren etc.), *Medizin* (Bluttransfusionsgeräte, Prothesen, Schläuche, etc.), *Sport* (Skischuhe, Schuhsohlen, Segelmaste etc.) und *Haushalt* (Scheckkarten, Frischhalteboxen, Badezimmerausstattung etc.).

Tab. 2-1: Übersicht über die Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in den untersuchten Bereichen im Jahr 1995.

Bereich	Einsatz 1995 [t/a]	%	Abfall 1995 [t/a]	%	Abfall/Einsatz	Lebensdauer ¹
Bau	140.000	29 %	20.000	11 %	14 %	21 J.
Landw.	30.000	6 %	8.100	5 %	27 %	14 J.
KfZ	45.000	9 %	18.000	10 %	40 %	16 J.
Elektro	60.000	12 %	26.000	14 %	43 %	19 J.
Möbel	30.000	6 %	13.000	7 %	43 %	19 J.
<i>Sonstige</i>	<i>185.000</i>	<i>38 %</i>	<i>94.900</i>	<i>53 %</i>	<i>51 %</i>	<i>11 J.</i>
Summe	490.000	100 %	180.000	100 %	37 %	14 J.

¹ Die angegebene Lebensdauer entspricht dem durchschnittlichen Alter der 1995 angefallenen Abfälle und ist ein gewichteter Mittelwert aus zum Teil sehr divergenten Einzelwerten (Beispiel Landwirtschaft: kurzlebige Folien und Vielzahl langlebiger Produkte). Die heutigen Einsatzmengen werden in durchschnittlich 21 Jahren als Abfall anfallen.

Die große Differenz der Einsatzmenge und der Abfallmenge ergibt sich aus der Kombination von Lebensdauer und Entwicklung der Kunststoffeinsatzmenge: Zum einen haben viele Nichtverpackungs-Kunststoffprodukte eine relativ lange Einsatz- bzw. Lebensdauer und gelangen damit erst nach mehreren Jahren oder Jahrzehnten in den Abfall. Zum anderen waren die eingesetzten Kunststoffmengen in der Vergangenheit wesentlich niedriger als heute.

Die Lebensdauerangaben zu den in dieser Arbeit näher untersuchten Bereichen des Kunststoffeinsatzes liegen alle höher als die durchschnittliche Lebensdauer in den „sonstigen“ Einsatzbereichen. Der Anteil der untersuchten Bereiche an der Abfallmenge ist daher mit 47 % auch deutlich geringer als ihr Anteil an der Einsatzmenge mit 62 %.

Insgesamt wurden im Jahr 1995 etwa 2.500 t oder 1,4 % der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle stofflich verwertet. Bis zum Jahr 1997 hat sich diese Menge kaum verändert. Mittelfristig könnte die stofflich verwertete Menge noch um ca. 21.500 t/a auf 23.000 t/a, oder 13 % der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle ansteigen. Dieses Verwertungspotential bezieht sich auf die Abfallmenge von 1995. Entsprechend der prognostizierten Zunahme der Abfallmengen in den verschiedenen Bereichen (s. unten) ist zukünftig auch mit einem entsprechend höheren Verwertungspotential zu rechnen.

Tab. 2-2: Übersicht über den IST-Zustand der stofflichen Verwertung und die gesamten Verwertungspotentiale von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in den untersuchten Bereichen im Jahr 1995.

Bereich	Abfallmenge 1995 t/a	Stoffliche Verwertung			
		IST-Zustand 1995		Gesamtpotential	
		t/a	Verw.quote	t/a	Verw.quote
Bau	20.000	700	3,5 %	7.900	39,5 %
Landw.	8.100	500	6,2 %	2.700	33,3 %
KfZ	18.000	1.200	6,7 %	4.900	27,2 %
Elektro	26.000	50	0,2 %	6.700	25,8 %
Möbel	13.000	50	0,4 %	800	6,2 %
Sonstige	94.900	?		?	
Summe	180.000	2.500	1,4 %	23.000	12,8 %

Mithilfe einer Lebensdauerrechnung wurde außerdem die zukünftige Mengenentwicklung im Bereich der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle *grob* abgeschätzt. Die Basis dieser Prognose bildeten Lebensdauerwerte für verschiedene Produktgruppen und die Entwicklung der gesamten Kunststoffeinsatzmenge in der Vergangenheit. Abb. 2-1 zeigt, daß die im Laufe der letzten 50 Jahre ansteigende Kunststoffeinsatzmenge in Kombination mit verschiedenen Lebensdauerwerten für mengenmäßig verschiedene Produktgruppen zu unterschiedlich ansteigenden Abfallmengen in der Zukunft führt.

Der erste Schritt der Lebensdauerrechnung bestand in der Unterscheidung der untersuchten Einsatzbereiche nach verschiedenen Produktgruppen (siehe Tab. 2-3 bis 2-6). Im Kfz-Bereich ist eine derartige Untergliederung nicht notwendig, und im Möbelbereich standen keine Daten zur Verfügung, die eine Unterscheidung verschiedener Produktgruppen ermöglicht hätten.

Im Baubereich wurde die durchschnittliche Lebensdauer für die angeführten Produktbereiche ermittelt, indem zunächst die Entwicklung des gesamten Kunststoffeinsatzes nach HUTTNER & PILZ [1998] auf jeden einzelnen Bereich umgelegt wurde. Anschließend wurde jener Zeitpunkt ermittelt, für den sich die gleiche Kunststoffeinsatzmenge ergab wie die Abfallmenge des Jahres 1995. Dazu ist zu bemerken, daß die so ermittelte Lebensdauer ein Durchschnitt von Verlege- bzw. Verschnittabfällen und tatsächlichem Altmaterial ist. Eine weitere Unterscheidung zwischen diesen beiden Abfallkategorien wäre jedoch für den gegebenen Rahmen dieser Studie zu aufwendig gewesen.

Tab. 2-3: Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen im **Baubereich**

Produktgruppe	Einsatzmenge 1995 [t]	Anteil	Abfallmenge 1995 [t]	Anteil	Lebensdauer, Durchschnitt [a]
Rohre	70.000	50 %	2.700	14 %	39
Isoliermaterial	20.000	14 %	1.600	8 %	35
Profile	20.000	14 %	1.700	9 %	35
Bodenbeläge	12.000	9 %	9.200	46 %	8
Sonstige	18.000	13 %	4.800	24 %	28
Gesamt	140.000	100 %	20.000	100 %	21

Im Bereich Landwirtschaft und auch für „Sonstige“ Nichtverpackungs-Kunststoffwaren wurde die gleiche Vorgangsweise wie im Baubereich gewählt. Die Entwicklung der Einsatzmenge bei Silagefolien wurde allerdings auf Basis der vorliegenden Einsatzmengen von 1993-1997 als lineare Entwicklung zwischen 1990 und 2000, und ab dem Jahr 2000 mit einer Zuwachsrate von jährlich 3 % modelliert.

Tab 2-4: Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen in der **Landwirtschaft**

Produktgruppe	Einsatzmenge 1995 [t]	Anteil	Abfallmenge 1995 [t]	Anteil	Lebensdauer, Durchschnitt [a]
Silagefolien	2.200	7 %	1.800	22 %	1
andere Folien	3.000	10 %	2.900	36 %	1
Sonstige	24.800	83 %	3.400	42 %	31
Gesamt	30.000	100 %	8.100	100 %	14

Aufgrund der ungenügenden Datenlage zu Einsatz- und Abfallmengen in der Landwirtschaft ist dieser Anwendungsbereich in der vorliegenden Lebensdauerrechnung nur mangelhaft abgebildet. Die Abfallmenge im Bereich „Sonstige“ umfaßt vermutlich weniger Produktgruppen als die gegenübergestellte Einsatzmenge. Darüber hinaus sind die Mengen der erfaßten Produktgruppen bei abfallseitigen Erhebungen meist unvollständig.

Durch die im Vergleich zur Einsatzmenge zu geringe Abfallmenge resultiert aus der gewählten Vorgangsweise eine zu hohe Lebensdauer für die „sonstigen“ Produkte, wodurch sich auch für die durchschnittliche Lebensdauer von Kunststoffprodukten in der Landwirtschaft ein zu hoher Wert ergibt.

Die Lebensdauer von Kunststoffprodukten im KfZ-Bereich wurde auf Basis der Zulassungsstatistik mit etwa 16 Jahren ermittelt (s. Abschnitt 0). Damit kann die Abfallmenge des Jahres 1995 in etwa als Einsatzmenge des Jahres 1979 betrachtet werden. Auf Basis dieses Wertes und der Einsatzmenge von 1995 wurde vereinfachend eine lineare Entwicklung bis 2005 angenommen.

Im Elektro- und Elektronikbereich wurden für vier Produktgruppen auf Basis der aktuellen Abfallmengen und Lebensdauerangaben von SOFRES [1997b] die korrespondierenden Einsatzmengen abgeschätzt. Aus der resultierenden Einsatz- und Abfallmenge für „sonstige“ Elektro- und Elektronikprodukte und der allgemeinen Entwicklung des Kunststoffeinsatzes ergab sich schließlich der Schätzwert für die Lebensdauer der sonstigen Elektro- und Elektronikprodukte. In dieser Gruppe befinden sich unter anderem große Mengen an Elektroma-

terial, das im Anlagenbau und im Baubereich verwendet wird. Daher erscheint die abgeschätzte durchschnittliche Lebensdauer von 25 Jahren durchaus realistisch.

Tab. 2-5: Einsatz- und Abfallmengen, sowie durchschnittliche Lebensdauer verschiedener Produktgruppen im **Elektro- und Elektronikbereich**

Produktgruppe	Einsatzmenge 1995 [t]	Anteil	Abfallmenge 1995 [t]	Anteil	Lebensdauer, Durchschnitt [a]
Großgeräte	10.900	18 %	6.200	24 %	20
Klein/Elektronikgeräte	11.100	19 %	6.800	26 %	15
Bildschirmgeräte	2.600	4 %	1.800	7 %	10
Kühlgeräte	2.700	5 %	1.600	6 %	20
Sonstige	32.700	55 %	9.600	37 %	25
Gesamt	60.000	100 %	26.000	100 %	19

Mangels verfügbarer Daten wurde die durchschnittliche Lebensdauer im Möbelbereich gleich hoch wie im Elektro- und Elektronikbereich angesetzt. Gleiche Lebensdauerwerte für diese beiden Bereiche finden sich auch in PATEL [1998].

Entsprechend der beschriebenen Vorgangsweise geben die in den obigen Tabellen angegebenen Lebensdauern Auskunft über das Alter der heute anfallenden Kunststoffabfälle. Auch die für einen gesamten Bereich angegebene mittlere Lebensdauer wurde mit den aktuellen Abfallmengen gewichtet und bezieht sich damit auf das *Alter* der heutigen Abfälle. Soll dagegen abgeschätzt werden, wann die heute *eingesetzten* Mengen als Abfall anfallen, so sind die Lebensdauern der Produktgruppen mit den Einsatzmengen zu gewichten. Auf diese Weise ergeben sich für den Baubereich 34 Jahre, für die Landwirtschaft 26 Jahre und für den Elektrobereich 21 Jahre.

Die folgende Abbildung und Tabelle zeigen das Ergebnis dieser groben Abschätzung der zukünftigen Mengenentwicklung im Bereich der Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle. Die höchsten Steigerungsraten, und auch die größten Mengen nach absoluten Zahlen sind demnach eindeutig im Baubereich festzustellen.

Tab. 2-6: Abschätzung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen in den Jahren 2010 und 2020 auf Basis einer Lebensdauerrechnung.

Bereich	Abfallmenge 1995 [t/a]	Prognose Abfallmenge			
		2010 [t/a]	Steigerungsfaktor	2020 [t/a]	Steigerungsfaktor
Bau	20.000	81.000	4,1	106.000	5,3
Landwirtschaft	8.100	25.000	3,1	33.000	4,1
Kfz	18.000	43.000	2,4	60.000	3,3
Elektro	26.000	47.000	1,8	65.000	2,5
Möbel	13.000	24.000	1,8	33.000	2,5
Sonstige	94.900	156.000	1,6	197.000	2,1
Summe	180.000	376.000	2,1	494.000	2,7

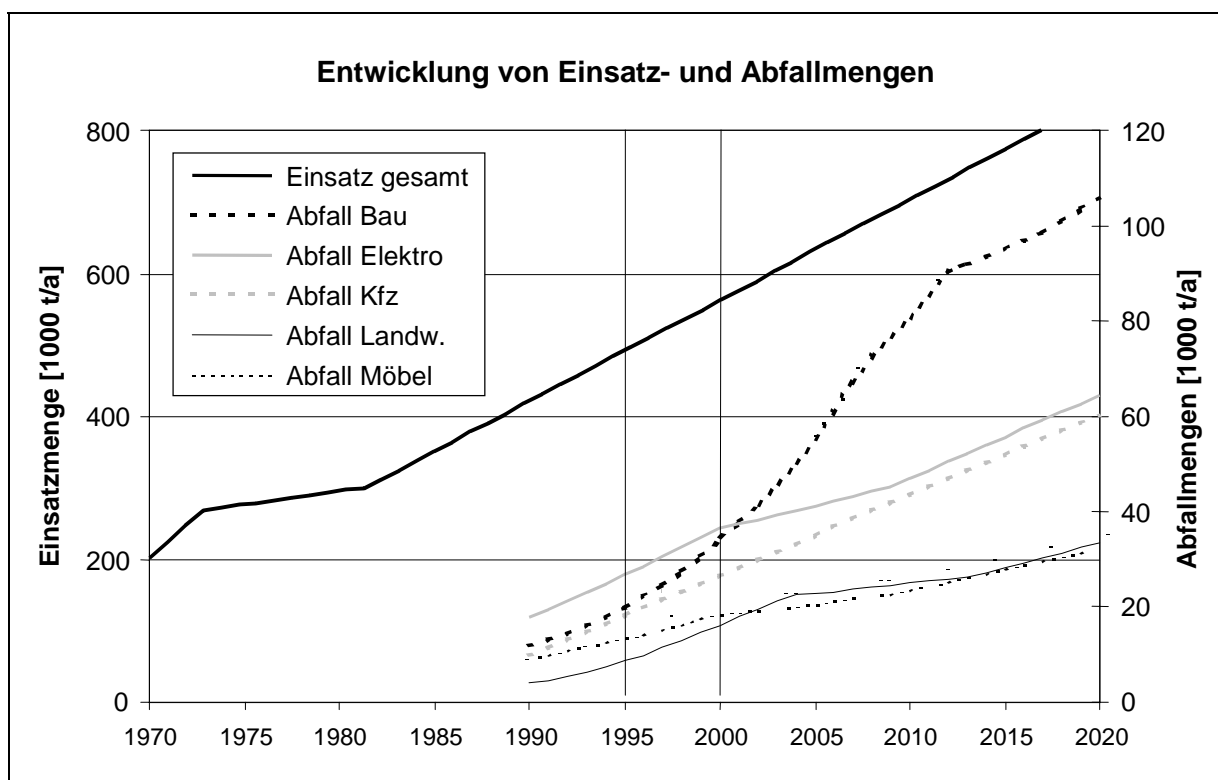


Abb. 2-1: Voraussichtliche Entwicklung der Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmengen auf Basis der steigenden Einsatzmengen in der Vergangenheit und Lebensdauerwerten für verschiedene Produktgruppen.

Die folgenden Abschnitte beschäftigen sich mit den Einsatz- und Abfallmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren in den untersuchten Anwendungsbereichen. Die angegebenen Daten stammen neben der Basisstudie [Hutterer & Pilz, 1998] vor allem aus folgenden Quellen: APME – Association of Plastic Manufacturers in Europe, wobei die Angaben der APME meist auf den von SOFRES für die APME durchgeführten Erhebungen beruhen. Diese stellen ebenfalls eine wesentliche Datenquelle dar. Weitere mehrfach verwendete Datenquellen sind BRAN-DRUP [1995], sowie die Erhebungen von ECO-CONSULTIC [1997].

Die Mengenangaben weichen zum Teil erheblich voneinander ab. Dafür lassen sich generell folgende Gründe angeben:

- Die ausgewählten Untersuchungsbereiche werden unterschiedlich definiert (z. B. hinsichtlich der Zuordnung von Produkten zu Anwendungsbereichen, oder der Berücksichtigung unterschiedlich vieler Abfallfraktionen).
- Die Abgrenzung zu „kunststoffuntypischen Polymeranwendungen“ wird unterschiedlich gezogen (z. B. hinsichtlich der Berücksichtigung von Fasern, Farben, Beschichtungen, etc.).
- Die Zuordnung von Verschnitten kann entweder zu Produktionsabfällen oder zu Letztverbraucherabfällen erfolgen.
- Zur Differenz der Daten von APME bzw. Sofres und der Daten aus HUTTERER & PILZ [1998] ist grundsätzlich zu bemerken, daß bei der Gegenüberstellung verschiedener Daten zum gesamten österreichischen Kunststoffeinsatz (HUTTERER & PILZ [1998]) der Wert von Sofres mit 630.000 t/a der niedrigste der insgesamt sieben Angaben war und um 100.000 t/a vom Mittelwert des ausgewählten Intervalls für den österreichischen Kunststoffeinsatz (700.000-760.000 t/a) abwich.

2.2 Kunststoffabfälle aus dem Baubereich

2.2.1 Einsatzmengen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die Einsatzmengen für das Jahr 1995 erhoben. Entsprechende Angaben aus früheren Jahren wurden mit einem angenommenen jährlichen Wachstum von 3 % hochgerechnet²².

In Tabelle 2-7 werden die Mengenangaben der wichtigsten Quellen aufgegliedert nach Kunststoffsorten einander gegenübergestellt. Der Vergleich der Verteilung auf die mengenmäßig dominierenden Kunststoffsorten ergibt das in 2-8 dargestellte Bild.

Tab. 2-7: Einsatzmenge an Kunststoffen im Baubereich in Österreich 1995

	APME [1996] t	BRANDRUP [1995] t	HUTTERER & PILZ [1998] t
PVC	56.700	85.500	113.000
PUR	9.700	15.200	12.000
EPS/XPS	12.200	10.700	11.000
PE	12.300	11.300	21.000
Zwischensumme	90.900	122.700	157.000
PS	3.300	3.900	1.000
PP	2.600	4.500	6.000
UP	1.700	3.400	
PC	1.500	1.700	
PMMA	1.400		
Amino+POM+ABS	700		
PA	300		
andere Thermoplaste			3.000
andere Duromere			4.000
Gesamt	102.400	136.200	171.000

Tab. 2-8: Vergleich der Anteile der wichtigsten Kunststoffsorten an der Gesamteinsatzmenge 1995

	APME [1996]	BRANDRUP [1995]	HUTTERER & PILZ [1998]
PVC	55 %	63 %	66 %
PUR	9 %	11 %	7 %
EPS/XPS	12 %	8 %	6 %
PE	12 %	8 %	12 %
Summe	89 %	90 %	92 %

Während die bei weitem dominierende Kunststoffsorte im Baubereich eindeutig PVC ist (die Angaben für den Anteil reichen von 55 bis zu 66 %), ist die weitere Reihung der Kunststoff-

²² Laut HUTTERER & PILZ [1998] betrug das durchschnittliche Wachstum des gesamten Kunststoffeinsatzes seit 1990 ca. 3 bis 4 % pro Jahr.

sorten je nach Quelle verschieden. Insgesamt machen PVC, PUR, EPS/XPS und PE zusammen allerdings einheitlich rund 90 % der gesamten Einsatzmenge aus.

Noch unterschiedlichere Angaben finden sich bei den in den verschiedenen Produktbereichen eingesetzten Mengen. Wie aus Tabelle 2-9 ersichtlich, reicht etwa die Bandbreite für Wand- und Bodenbeläge von 7.200 bis 14.000 t/a. Die von BRANDRUP [1995] angegebene Summe nach Produktbereichen weicht von der in Tab. 2 angegebenen Summe nach Kunststoffsorten ab.

Bei den unterschiedlichen Angaben zur Einsatzmenge von Kunststoffrohren werden die Daten des ÖKI als verlässlichste Angabe für die österreichischen Verhältnisse angesehen. Dem aus den Angaben der APME hochgerechneten Wert liegen die eingesetzten Rohrmengen mehrerer westeuropäischer Ländern zugrunde. Es kann allerdings angenommen werden, daß gerade im Bereich des Kanalbaus, einem der Haupteinsatzbereiche für Kunststoffrohre, in Österreich mehr Rohre eingesetzt werden als im westeuropäischen Durchschnitt, und deshalb der österreichische Wert höher liegt. Auch die aus den Angaben von BRANDRUP von Deutschland auf Österreich umgerechnete Menge kann unter diesem Aspekt gesehen werden, wenn man die neuen Bundesländer in die Betrachtung mit einbezieht.

Tab. 2-9: Vergleich der Angaben für Einsatzmengen unterschiedlicher Produktbereiche für 1995 (Angaben in Tonnen)

	APME [1996]	BRANDRUP [1995]	ÖKI [1999]
Rohre	40.100	58.400	71.100
Isoliermaterial	21.900		
<i>Fenster Profile</i>	<i>12.600 6.100</i>		<i>13.400</i>
Summe <i>Profile</i>	18.700	35.900	
Boden- und Wandbeläge	7.200	11.800	14.000
Sonstiges	14.600	39.000	
Summe	102.500	145.100	

HUTTERER & PILZ [1998] errechneten für 1995 insgesamt einen Einsatz von 171.000 t Nichtverpackungs-Kunststoffe im Baubereich. Für die vorliegende Studie wurde als gerundeter Mittelwert für die im Baubereich eingesetzten Nichtverpackungs-Kunststoffe eine Menge von **140.000 t** angenommen. Darin enthalten sind etwa 70.000 t Kunststoffrohre, deren Menge im Zuge anderer Projekte der GUA erhoben wurde, jeweils rund 20.000 t Profile und Isoliermaterialien, für die die Angaben von APME [1996] gerundet wurden, und rund 12.000 t Boden- und Wandbeläge, für die der von BRANDRUP [1995] genannte Wert übernommen wurde (siehe Tabelle 2-10).

Tab. 2-10: Ausgewählte Einsatzmengen für Kunststoffe im Baubereich 1995 (Angaben in Tonnen)

Rohre	70.000
Isoliermaterial	20.000
<i>Fenster Profile</i>	
Summe <i>Profile</i>	20.000
Boden- und Wandbeläge	12.000
Sonstiges	18.000
Summe	140.000

2.2.2 Abfallmengen

Nach APME [1996] errechnet sich auf Basis westeuropäischer Gesamtwerte für Österreich eine Abfallmenge an Kunststoff-Nichtverpackungen aus dem Baubereich von rund 12.400 t/a, wovon 7.200 t aus Bauaktivitäten im Industriebau, 4.300 t aus dem Wohnbau und 900 t von Tiefbautätigkeiten stammen.

HUTTERER & PILZ [1998] ermittelten für 1995 eine Kunststoffabfallmenge aus dem Baubereich von rund 26.000 t. Da der von APME errechnete Wert von 12.400 t/a zumindest für einige Einsatzbereiche ohne Berücksichtigung der anfallenden Verschnittmengen mit Hilfe einer Lebensdauerrechnung ermittelt wurde, ist dieser Wert als untere Grenze anzusehen. Daß die Angaben der APME darüberhinaus generell als zu niedrig angesehen werden, wurde bereits am Ende von Abschnitt 2.1 erläutert.

Für die vorliegende Studie wurde mit einem gerundeten Mittelwert von **20.000 t** Kunststoffabfällen aus dem Baubereich weitergerechnet. Der Grund für die große Differenz zwischen Einsatz- und Abfallmenge liegt in der langen Einsatzdauer der Kunststoffprodukte im Baubereich. So werden für Kunststofffenster Werte von 50 Jahren angegeben. Die Lebensdauer von Kunststoffrohren wird auf bis zu 100 Jahre geschätzt. Während derzeit also zwischen 20 und 25 % der gesamten Kunststoffproduktion im Bereich der Bauwirtschaft Verwendung finden, machen Kunststoffabfälle aus diesem Bereich lediglich einen sehr geringen Anteil der gesamten Kunststoffabfälle aus (laut APME unter 0,5 %).

Das Verhältnis zwischen der in den Abfall gelangenden Kunststoffmenge und der eingesetzten Kunststoffmenge im Baubereich betrug für das Jahr 1995 nach den Daten von SOFRES & TNO [1998] 17 %. Mit den in der vorliegenden Arbeit ausgewählten Werten ergibt sich für das Verhältnis von Abfall- zu Einsatzmenge 14 %.

Tab. 2-11: Einsatz- und Abfallmengen verschiedener Produktgruppen im Baubereich

Produktgruppe	Einsatzmenge 1995 [t]	Anteil	Abfallmenge 1995 [t]	Anteil
Rohre	70.000	50%	2.700	14%
Isoliermaterial	20.000	14%	1.600	8%
Profile	20.000	14%	1.700	9%
Bodenbeläge	12.000	9%	9.200	46%
Sonstige	18.000	13%	4.800	24%
Gesamt	140.000	100%	20.000	100%

Die Gesamtmenge setzt sich aus Abfällen der in Tabelle 2-11 aufgelisteten Produkte zusammen. Die Produktbereiche zeigen zum Teil deutliche Unterschiede in den Anteilen einzelner Kunststoffprodukte an der Einsatzmenge, im Vergleich zum Anteil an der Abfallmenge.

Definitionsgemäß werden in der vorliegenden Arbeit auch Materialien, die im Zuge von Bautätigkeiten als Verschnitt anfallen als Abfälle bezeichnet, und sind daher in den entsprechenden Mengen enthalten. Nur diejenigen Kunststoffmengen, die bei der Herstellung der Endprodukte innerhalb der Produktionsstätten anfallen, also etwa Verschnitt bei der Produktion von Kunststofffenstern, werden als Produktionsabfälle betrachtet. Diese Produktionsabfälle werden in der vorliegenden Studie nicht behandelt.

Im Zuge eines laufenden Projekts der GUA zur Ermittlung der Menge an Kunststoffrohren im österreichweit anfallenden Abfall wurden für das Jahr 1997 in den verschiedenen Abfallströmen Gesamtwerte von 2.500 bis 3.000 t ermittelt. Beispielfhaft kann für diese Fraktion auch der Anteil an Verschnitt angegeben werden, der rund 1.000 t betrug. Für andere Kunststoffanwendungen im Baubereich dürfte der Verschnittanteil ähnlich hoch liegen, er wurde im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht erhoben.

Weitere Entwicklung der Kunststoffabfallmengen aus dem Baubereich

Um Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Kunststoffabfallmengen aus dem Baubereich und über ihre Zusammensetzung machen zu können, müssen die in der Vergangenheit eingesetzten Mengen an Kunststoffprodukten mit ihrer Lebensdauer verknüpft werden.

Die Ergebnisse eigener Abfallprognosen wurden bereits im Abschnitt 2.1 dargestellt. Ergänzend dazu werden an dieser Stelle die Ergebnisse einer anderen Abfallprognose auf Basis einer Lebensdauerrechnung vorgestellt, die regelmäßig von SOFRES für die APME [1996] erstellt wird. Während nach der vorliegenden Studie der Kunststoffabfall aus dem Baubereich im Jahr 1995 etwa 20.000 t/a betrug, und bis 2010 eine Steigerung um das 4,1-fache prognostiziert wird, rechnet SOFRES bei einer Ausgangsmenge von 12.400 t/a (s. o.) nur mit einer Steigerung auf die 2,6-fache Abfallmenge bis 2010. Der Unterschied in den beiden Prognosen ergibt sich vermutlich aus der Kombination verschiedener Faktoren:

- In den Angaben von Sofres sind keine Verschnittmengen enthalten.
- Der Kunststoffeinsatz im Baubereich war in der Vergangenheit in Österreich größer als im westeuropäischen Durchschnitt.
- Der hohe Wert der Abfallprognose der vorliegenden Arbeit ergibt sich aus der zugrunde gelegten zeitlichen Entwicklung der Einsatzmenge (besonders starker Anstieg bis zum Jahr 1975). Dementsprechend steigen die Abfallmengen bis zum Jahr 2011 stark an, danach verflacht sich die Mengenerwicklung bei den Abfallmengen. Den Berechnungen von SOFRES liegt offenbar eine andere zeitliche Entwicklung der Einsatzmengen zugrunde.

Ein detaillierter Vergleich der beiden Lebensdauerrechnungen war im Rahmen dieser Arbeit allerdings nicht möglich.

Tab. 2-12: Prognostizierte Kunststoffabfallmengenentwicklung aus dem Baubereich für die Jahre 2000 und 2010

	1995 t/a	2000 t/a	2010 t/a
Bodenbeläge	5.700	6.000	7.800
Rohre	2.000	5.000	8.000
Isoliermaterial	1.800	2.800	8.400
Profile	1.500	2.200	3.400
Verkleidungen	1.200	1.800	3.100
Fenster	100	300	1.400
Gesamtmenge	12.400	18.000	32.000

Weiters wurden speziell für den Bereich des PVC-Abfalls Berechnungen zur Abfallmengenentwicklung für Deutschland durchgeführt [LAHL & ZESCHMAR-LAHL, 1998]. Dabei wurde davon ausgegangen, daß derzeit im wesentlichen PVC-Verpackungen in den Abfall gelangen (in Österreich nur mehr rund 3.000 t/a). Für PVC-Anwendungen im Baubereich wurde eine durchschnittliche Lebensdauer von 34 Jahren, und als Zeitpunkt für den Beginn des Einsatzes wesentlicher Mengen die Siebziger bzw. teilweise die Sechziger Jahre angenommen.

Ausgehend von der Annahme, daß die derzeitige jährliche PVC-Gesamteinsatzmenge in den nächsten Jahren unverändert bleibt, ergibt sich – gemessen an der derzeitigen PVC-Gesamtabfallmenge von rund 38.000 t in Österreich [HUTTERER & PILZ, 1998] – bis zum Jahr 2010 eine Steigerung von rund 390 % auf rund 147.000 t, bis 2020 eine Steigerung von rund 450 % auf rund 171.000 t und bis zum Jahr 2030 sogar eine Steigerung von rund 550 % auf rund 209.000 t.

2.2.3 IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale

Systeme zur Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem Baubereich gibt es derzeit für Rohre, Bodenbeläge, Dachbahnen und Fensterprofile. Außerdem werden nach Angaben österreichischer Verwerter noch geringe Mengen an Baufolien und Isoliermaterialien verwertet. Tabelle 2-13 gibt eine Übersicht über die derzeit existierenden Verwertungsaktivitäten.

Tab. 2-13: Übersicht über den IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Kunststoff-Nichtverpackungsabfällen aus dem Baubereich im Zeitraum 1995 bis 1998

Produkt	Menge in t/a	Kunststoffsorten
Rohre	400	PE, PVC, PP
Bodenbeläge	100	PVC
Baufolien	100	PE
Isoliermaterialien	50	
Dachbahnen	50	PVC
Altfenster	einige t	PVC

Die bestehenden Sammel- und Verwertungsaktivitäten für den Bereich der Kunststofffenster beschränken sich derzeit fast ausschließlich auf (in dieser Arbeit nicht betrachtete) Produktionsabfälle mit jährlichen Mengen von rund 400 t. Dies wird damit begründet, daß wegen der langen Lebensdauer der Kunststofffenster derzeit praktisch noch keine nennenswerten Mengen an Altfenstern anfallen. In den nächsten Jahren ist mit einer Steigerung der anfallenden Menge zu rechnen.

Realistische Zusatzpotentiale für die getrennte Sammlung und die stoffliche Verwertung dürften vor allem im Bereich der Bodenbeläge zu finden sein. Von der in den Abfall gelangenden Menge kann vor allem der Anteil, der im Zuge von Renovierungstätigkeiten anfällt, mit verhältnismäßig geringem Aufwand getrennt gesammelt werden.

Bodenbeläge werden derzeit nur in Oberösterreich getrennt gesammelt. Die Ausweitung des Sammelsystems auf ganz Österreich würde rund 500 t Sammelware jährlich bringen, die kurzfristig verfügbar wären.

Im Baubereich (und auch in den meisten anderen untersuchten Bereichen) wird das mittelfristig mögliche Verwertungspotential mit 50 % der gesamten Abfallmenge einer bestimmten Produktgruppe abgeschätzt. Aufgrund der Erfahrungen mit der getrennten Erfassung von Abfällen im Gewerbe erscheint dieser Prozentsatz als realistischer Wert für die getrennte Sammlung von ausgewählten Kunststoffabfällen. So erfaßt das Sammel- und Verwertungssystem für Kunststoffrohre in Österreich, das bereits seit dem Jahr 1991 besteht, derzeit wahrscheinlich bereits etwa 40 bis 50 % der Verschnittabfälle [GUA, 1999]. Ein weiterer Vergleich ergibt sich aus dem gesamten Verwertungspotential von Kunststoffverpackungen aus dem gewerblichen Bereich, das in der Basisstudie [HUTTERER & PILZ, 1998] mit 40 bis 45 % abgeschätzt wurde.

Das gesamte Verwertungspotential für Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle aus dem Baubereich wird demgemäß auf rund **7.900 t** geschätzt. Diese Menge setzt sich aus 50 % der in den Produktgruppen Rohre, Isoliermaterialien, Profile und Bodenbeläge anfallenden Abfälle zuzüglich der doppelten derzeit verwerteten Mengen an Baufolien und Dachbahnen zusammen. Für Baufolien und Dachbahnen wurden im Rahmen dieser Studie keine eigenen Abfallmengen erhoben. Erfahrungen aus Gewerbemüll-Sortieranlagen lassen jedoch insbesondere im Bereich der Baufolien ein nicht unbedeutendes Mengenpotential für die stoffliche Verwertung vermuten.

2.2.4 Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte

Rohre

Sammlung und Verwertung der anfallenden Kunststoffrohre werden vom Österreichischen Arbeitskreis Kunststoffrohr Recycling (ÖAKR) organisiert. An österreichweit über 130 Sammelstellen können Kunststoffrohre abgegeben werden. Diese werden dann sortiert und einer materialspezifischen stofflichen Verwertung zugeführt. Das Recyclat wird zum überwiegenden Teil wieder von österreichischen Kunststoffverarbeitern eingesetzt, ein Teil davon für die Herstellung von Kunststoffrohren.

Die gesammelte Menge besteht zum größten Teil aus Verschnitt, der bei der Verlegung von Rohren anfällt. Wegen der hohen Einsatzdauer von Kunststoffrohren (einige Jahrzehnte) gelangen heute erst geringe Mengen an Altmaterial in den Abfall. Diese Abfallmengen werden in den nächsten Jahren allerdings kontinuierlich zunehmen.

Für 3-schichtige PVC-Rohre bis zu 1,50 m Durchmesser, die rund 50 % der gesamten neu produzierten Menge ausmachen, geben SOFRES & TNO [1998] einen maximalen Recyclatanteil von 30 % an.

In den Niederlanden, wo im Jahr 1996 das Deponieren von Kunststoffrohren verboten wurde, wird die Erfassung und Aufbereitung ebenfalls privatwirtschaftlich organisiert und finanziert.

Bodenbeläge

Ein Sammel- und Verwertungssystem existiert auch für PVC-Bodenbeläge. In Österreich werden Bodenbeläge derzeit nur in Oberösterreich über die Recyclinghöfe des LAVU (Oberösterreichisches Landesabfallverwertungsunternehmen AG) gesammelt, das die gesammelte Menge nach Deutschland transportiert, wo die AgPR (Arbeitsgemeinschaft PVC-Bodenbelag Recycling) die Verwertung durchführt. Die Sortier- und Transportkosten werden mit 1,95 ATS/kg angegeben [API 1997]. Für Sammelmengen, die in Deutschland zu einer der vorgesehenen Sammelstellen angeliefert werden, sind laut AgPR Kosten in der Höhe von 250 DM/t (1,75 ATS/kg) zu entrichten.

Rund 90 bis 95 % der Sammelware sind „echtes“ Altmaterial, der Rest Verschnitt von der Verlegung. Gesammelt wird zum Großteil von Handwerksbetrieben, die Renovierungen durchführen. Es hat sich gezeigt, daß das Sammelmateriale aus Renovierungen zum Teil stark verschmutzt ist. Anhaftungen von Klebstoffen, Farben etc. machen aufwendige Wasch- und Reinigungsverfahren erforderlich. Für Deutschland wird die Rücklaufquote derzeit auf rund 5 % geschätzt.

Zu Beginn der Verwertung werden Fehlwürfe aussortiert, dann wird die Sammelware in einer Hammermühle zu 3 cm-Chips vermahlen. Estrich, Glasgewebe, Kleberreste und Verunreinigungen werden mittels Sieben und Windsichter abgeschieden. Die Chips werden auf -40°C tiefgekühlt und zu Pulver vermahlen. Das entstandene Pulver kann bis zu einem maximalen Anteil von 75 % neuen kalandrierten Bodenbelägen beigemischt werden, wobei die Rezeptur beibehalten wird. So ersetzt der enthaltene Füllstoff (Kreide) den Füllstoff und das PVC den Kunststoff. Das Recyclat kann auch zu Kunststoffrohren und -profilen verarbeitet werden.

Dachbahnen

Dachbahnen aus PVC werden derzeit im Ausmaß von rund 50 t jährlich zur Verwertung nach Deutschland gebracht. Neben dem Direkttransport von der Anfallstelle ist die Sammlung über ein Vorarlberger Unternehmen möglich. Die in Deutschland gesammelten Dachbahnen werden auf Paletten von der Baustelle oder von den Sammelstellen zur Arbeitsgemeinschaft für PVC-Dachbahnen gebracht und dort nach einem Reinigungsschritt gemeinsam mit Verschnittmengen bei niedrigen Temperaturen zu Pulver vermahlen. Dieses kann dem Neuma-

terial beigemischt werden. Derzeit enthält Neuware rund 10 % Recyclat, deutlich höhere Anteile wären aber möglich. Die Kosten für Sammlung, Sortierung und Verwertung betragen etwa 500 DM/t (3,50 ATS/kg).

Altfenster

Das Recycling der in Österreich als Abfall anfallenden PVC-Fenster übernimmt der Österreichische Arbeitskreis Kunststoff Fenster (ÖAKF). Nach der Abtrennung des Glasanteils, der Gummidichtungen, der Beschläge und der Stahlverstärkungen werden die Profile gereinigt, zerschnitten und nach Rezeptur, Farbe und Reinheit sortiert. Nach der Vermahlung im Shredder kann das Recyclat zu neuen Profilen verarbeitet werden. Aus optischen Gründen werden die Recyclingprodukte entweder an nicht sichtbaren Stellen eingesetzt, oder ein Kern aus Recyclat wird mit einer dünnen Schicht Neumaterial ummantelt. Nebenprofile können somit bis zu 100 % Recyclat enthalten. Hauptprofile können einen Recyclatanteil von 25 bis 75 % aufweisen.

Baufolien

In der Schweiz existiert für den Baubereich ein Sammel- und Verwertungssystem für PE-Folien. Bei allen Niederlassungen des größten Baumaterial-Handelsunternehmens, sowie an über 130 weiteren Sammelstellen können Sammelsäcke gekauft und mit PE-Folien befüllt abgegeben werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, im Zuge von Baustofflieferungen dem Lieferanten auf der Baustelle gesammeltes Material mitzugeben. Aus dem gesammelten Material werden Abdeckfolien und Kabelschutzrohre produziert.

Die Kombination von Materiallieferungen und Altstoffsammlung stellt sicherlich einen vielversprechenden Ansatz für neue Sammel- und Verwertungssysteme dar. Daneben ist für Baufohlen ein Bringsystem mit einer ausreichenden Anzahl an Sammelstellen die sinnvollste Variante. Sowohl für den Baubereich als auch für den Bereich der Landwirtschaft empfiehlt sich die gemeinsame Erfassung von Verpackungsfolien mit Nichtverpackungsfolien, um möglichst große Sammelmengen zu erreichen.

Für die **gesamten im Baubereich anfallenden Kunststoffabfälle** würde als weitere Variante die Abtrennung in Baustellenabfallsortieranlagen in Frage kommen. Im Jahr 1997 wurden rund 120.000 t Baustellenabfälle einer Grobsortierung auf Holz, Schrott und größere mineralische Teile unterzogen. Die Aussortierung anderer Fraktionen, etwa der Verpackungen, ist derzeit aufgrund der niedrigen Deponiepreise nicht mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand möglich. Hier würde sich aber die Möglichkeit bieten, an zentralen Orten größere Mengen an Kunststoffen ohne zusätzliche Kosten für die Erfassung auszusortieren.

2.2.5 Rechtliche Rahmenbedingungen

Seit 1993 gilt in Österreich die „Verordnung über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien“, wodurch für Auftraggeber von Bautätigkeiten die Verpflichtung entsteht, die anfallenden Abfälle in bestimmte Stoffgruppen zu trennen, sofern bestimmte Mengenschwellen überschritten werden. Für Kunststoffabfälle beträgt diese Mengenschwelle zwei Tonnen. Die Abfälle müssen entweder am Anfallsort oder in geeigneten Sortieranlagen derart getrennt werden, daß ihre Verwertung möglich ist. Können die Abfälle keiner Verwertung zugeführt werden, oder ist die Verwertung insbesondere durch lange Transportwege mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden, so können die Abfälle nach entsprechender Behandlung deponiert werden.

Auch im Abfallwirtschaftsgesetz (§ 17 Abs. 2) ist das grundsätzliche Verwertungsgebot für beim Abbruch von Baulichkeiten anfallende Abfälle festgeschrieben, soweit die Verwertung nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden oder technisch nicht möglich ist.

2.3 Kunststoffabfälle aus der Landwirtschaft

2.3.1 Einsatzmengen

Kunststoffe finden in der Landwirtschaft neben den Verpackungen, unter anderem als Folien Verwendung. Eingesetzt werden Gewächshausfolien, Tunnelfolien, Silagefolien, Mulchfolien etc. Ein weiterer wichtiger Anwendungsbereich sind Kunststoffrohre für Be- und Entwässerung. Zum Einsatz kommen Kunststoffprodukte weiters als Pflanztöpfe, Saat- und Pflanzkisten, Eimer, Butten, Bottiche, Ernte- und Transportsteigen, Hagelschutznetze und Hochdruckschnüre, Besamungsinstrumentarium, Futter- und Getränkechalen, Geflügellieferkartons und -boxen, sowie Tränkeimer.

Das Wachstum der landwirtschaftlichen Produktion insgesamt ist mit etwa 1 bis 1,5 % jährlich relativ gering. Der Anteil der in der Landwirtschaft eingesetzten Kunststoffprodukte weist jedoch eine höhere Zuwachsrates auf.

Die Angaben für die Kunststoffeinsatzmenge im Bereich der Landwirtschaft sind aufgrund von Abgrenzungsproblemen zu anderen Einsatzbereichen sehr unterschiedlich. Nach Angaben des VKE [1998] werden in Deutschland rund 1,3 % der gesamten Kunststoffeinsatzmenge (inkl. Lacke, Harze etc.) in der Landwirtschaft eingesetzt. Verpackungen sind darin nicht enthalten. Über die landwirtschaftlich genutzte Fläche auf Österreich umgerechnet entspricht dies einer Menge von rund 24.000 t/a.

Eine Umlegung des von SOFRES & TNO [1998] genannten Anteils der Landwirtschaft am gesamten Kunststoffverbrauch von 2,2 % ergibt für Österreich rund 16.000 t/a. Nach einer Studie von PATEL [1998] werden rund 5,8 % der gesamten Kunststoffeinsatzmenge in der Landwirtschaft verwendet. Basierend auf den von GUA ermittelten Mengen entspricht dies einer Jahresmenge von rund 42.000 t.

Demgegenüber ermittelte ECO-CONSULTIC [1997] im Auftrag des UBA Berlin ebenfalls die in der Landwirtschaft eingesetzte Menge an Kunststoff-Nichtverpackungen für 1996. Die Umrechnung der Ergebnisse ergibt für Österreich eine Menge von 62.000 t, allerdings berücksichtigt diese Quelle die in den Export gehenden Mengen nicht. Für die Schweiz wird ein Kunststoffverbrauch von 22.000 t/a in der Landwirtschaft angegeben [POLYRECYCLING, 1999]. Für Österreich ergibt dieser Wert hoch gerechnet über die landwirtschaftlich genutzte Fläche rund 50.000 t/a.

Tab. 2-14: Einsatzmengen von Nichtverpackungs-Kunststoffwaren im Bereich der Landwirtschaft für Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen.

Quelle	hochgerechnete Einsatzmenge für Österreich in t/a
SOFRES & TNO [1998]	16.000
VKE [1998]	24.000
PATEL [1998]	42.000
POLYRECYCLING [1999]	50.000
ECO-CONSULTIC [1997]	62.000

Aus diesen Angaben wurde für die vorliegende Studie eine mittlere Einsatzmenge von **30.000 t** im Jahr 1995 angenommen. Rund 2.200 t davon waren Silagestretchfolien [SCHMALZL, 1999], rund 3.000 t sonstige Folien (Mulchfolien, Abdeckfolien, Vliese etc.). Der Rest von etwa 24.800 t besteht vor allem aus langlebigeren Gütern (siehe oben) und verteilt sich auf eine Vielzahl von unterschiedlichen Produkten, für die jedoch keine detaillierteren Informationen zu Einsatz- und Abfallmengen vorlagen. Daher konnten in dieser Arbeit für das Verwertungspotential nur die landwirtschaftlich genutzten Folien (17 % der Einsatzmenge) berücksichtigt werden.

2.3.2 Abfallmengen

Laut BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT [1995] wurde die im Bereich der Landwirtschaft 1993 angefallene Gesamtmenge an Kunststoffabfällen auf rund 8.000 t geschätzt, wovon rund 5.300 t auf Nichtverpackungen entfielen. Dazu kommt ein weiterer Anteil derjenigen Abfallkategorien, für die derzeit keine Mengenangaben vorliegen.

Die im Jahr 1993 als Abfall angefallene Menge an Silagefolien von rund 1.300 t stieg bis zum Jahr 1995 auf rund 1.800 t [SCHMALZL, 1999]. Gleichzeitig nahm die in Hochsilos silierte Futtermenge etwas ab, die in Fahrsilos gelangende Menge jedoch zu, da dies für Großbetriebe die wirtschaftlichste Art der Silage darstellt. Derartige Folienabfälle machten 1995 rund 2.400 t aus. Dazu kommen noch rund 500 t sonstige Folien, insgesamt also 2.900 t. Weiters fielen rund 1.200 t Hochdruckschnüre, sowie 100 t Hagelschutznetze und Pflanztöpfe an.

Der Anteil derjenigen Fraktionen, zu denen keine Angaben über Einsatz- oder Abfallmengen erhoben werden konnten, wurde auf rund ein Viertel der Abfallmenge geschätzt. In Summe ergaben sich für das Jahr 1995 rund **8.100 t** Nichtverpackungsabfälle aus Kunststoff aus der Landwirtschaft.

2.3.3 IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale

Nennenswerte Kunststoffabfallmengen aus der Landwirtschaft fallen derzeit in drei Bereichen an: rund 1.800 t Silagefolien aus der Ballensilierung, rund 2.400 t Siloabdeckfolien von Fahr- und Hochsilos und etwa 1.200 t Hochdruckschnüre. Da der tatsächliche Verbleib der Schnüre unklar ist, und ein Großteil davon entweder wiederverwendet wird oder am Anwendungsort verbleibt, liegen die hauptsächlichen Potentiale für die Verwertung zusätzlicher Mengen im Bereich der Folien, die mit insgesamt 4.700 t/a fast 60 % der gesamten Nichtverpackungs-Kunststoffabfallmenge ausmachen.

Für Kunststoffrohre, die in der Landwirtschaft zur Be- und Entwässerung eingesetzt werden, gilt ebenso wie für im Baubereich verwendete Rohre, daß aufgrund der langen Lebensdauer derzeit noch kaum Abfallmengen anfallen.

Für Westeuropa geben SOFRES & TNO [1998] für 1995 eine Erfassungsquote von 27 % für Folien aus der Landwirtschaft an, die in naher Zukunft auf bis zu 40 % steigen könnte. In Österreich werden derzeit nach Angaben österreichischer Verwerter rund 500 t landwirtschaftliche Folien pro Jahr stofflich verwertet. Dies entspricht einer Erfassungsquote von knapp 10 %. Zur Abschätzung des Verwertungspotentials wurden für den Bereich der Silagestreichfolien eine Erfassungsquote von 70 % und für sonstige landwirtschaftliche Folien eine Quote von 50 % angenommen. In Summe ergibt sich daraus ein Verwertungspotential von rund **2.700 t**.

2.3.4 Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte

Für das Jahr 1995 wurde, wie erwähnt, für Westeuropa eine Recyclingrate für Kunststofffolien aus der Landwirtschaft von 27 %, und ein maximales Recyclingpotential von bis zu 40 % im Jahr 2006 angegeben [SOFRES & TNO, 1998]. In Österreich liegt die verwertete Menge allerdings wie angegeben derzeit bei nur rund 500 t/a bzw. rund 6 % der gesamten Abfallmenge. Die geringe Sammelmenge könnte darauf zurückzuführen sein, daß die Stretchfolien für die Ballensilage in Österreich noch nicht seit langer Zeit in bedeutenden Mengen am Markt sind. Weiters gibt es in der österreichischen Landwirtschaft starke Tendenzen, die anfallenden Abfälle einfach zu verbrennen.

Die Raiffeisen RUG bietet die Rücknahme von Kunststofffolien aus der Landwirtschaft an. Die Übernahmegebühren dafür sind allerdings zum Teil doppelt so hoch wie die Deponietarife

(1,40 ATS/kg im Vergleich zu 0,70 ATS/kg). In der Schweiz hat die Fa. Poly-Recycling ein Sammelsystem für PE-Folien etabliert, das sich auf Abfälle aus der Landwirtschaft konzentriert. Die Sammlung wird über den Verkauf von Säcken organisiert. Ein Sack kostet CHF 8,50. Ausgehend von einem Volumen von 240 l und einem Fassungsvermögen von 24 bis 30 kg Folien ergibt sich ein umgerechneter Preis von ATS 2,70/kg. Die Säcke können zu einer von 131 Sammelstellen gebracht werden, und werden dort von der Fa. Poly-Recycling abgeholt. Der Inhalt wird zerkleinert, gewaschen, und der geringe PVC-Anteil nach dem Schwimm-Sink-Verfahren abgetrennt. Der Rest wird stofflich zu neuen Folien verwertet.

Fa. Poly-Recycling geht für die Schweiz von einem Verbrauch von derzeit 28.000 t/a in der Landwirtschaft aus, von denen langfristig 10.000 t/a erfaßt werden sollen. Relevante Sammelmengen werden für das Frühjahr erwartet, da die Silagefolien, deren Inhalt im Winter verfüttert wird, den mengenmäßig wichtigsten Anteil ausmachen. 1998, im ersten Jahr des Sammelsystems, wurden rund 10.000 Säcke verkauft; dies entspricht rund 240 bis 300 t Sammelware.

Die Repak, das irische Pendant zur ARA, beschäftigt sich bereits seit 1987 mit der Verwertung von Silagefolien und verwertet derzeit rund 5.000 t Silagefolien pro Jahr. Die gesamte in Irland anfallende Menge wird auf 16.000 t/a, das gesamte Verwertungspotential auf maximal die Hälfte dieser Menge geschätzt. In Irland werden nur Silagefolien verwertet, um andere landwirtschaftliche Folien kümmert man sich nicht.

Aus der Sicht der Repak sollten Silagefolien möglichst sortenrein verwertet werden. Für die Sammlung bedeutet das, eine Vermischung mit anderen landwirtschaftlichen Folien möglichst zu vermeiden. Probleme bereiten die anhaftenden Verunreinigungen und der Wassergehalt. Wichtigste Voraussetzung einer sinnvollen Sammlung ist, laut Repak, daher die Schulung der Landwirte, die Abfallmengen so zu sammeln und zu lagern, daß Haftschnitz und Feuchtigkeit so gering wie möglich gehalten werden. Die Sammlung erfolgt in Irland in Containern unterschiedlicher Größe. Bei Verwendung der richtigen Verwertungstechnik stört nach Auskunft irischer Verwerter der anhaftende Kleber nicht. Die Zuzahlung für die Sammlung und Verwertung beträgt derzeit 100 Pfund Sterling pro Tonne.

Sammelsysteme für landwirtschaftliche Abfälle sind unter anderem deshalb problematisch, weil die einzelnen Betriebe und damit die Anfallstellen über eine große Fläche verstreut sind, und damit lange Transportwege erforderlich werden. Zudem wird in ländlichen Gebieten nach wie vor ein großer Teil der anfallenden Abfälle einfach auf den Feldern verbrannt oder gelangt in den Hausbrand.

Außerdem weisen die im landwirtschaftlichen Bereich anfallenden Folien einen hohen Anteil an Verschmutzungen auf. Diese Anhaftungen (v. a. Erde) müssen in aufwendigen Prozessen abgewaschen, das Waschwasser behandelt, und die Reststoffe deponiert werden. Speziell die Aufbereitung von Streckfolien, die für Silageballen verwendet wurden, wird durch den aufgetragenen Polybutylenkleber erschwert. An diesem Kleber anhaftende Verunreinigungen können bis zu 30 % des Materialgewichts ausmachen. Sie werden zum Teil erst in der Schmelzefiltration abgeschieden und verschlechtern die Durchsatzleistung der Aufbereitungsanlage.

Einen Vorteil stellt allerdings die Tatsache dar, daß im Bereich der Landwirtschaft die sortenreine Erfassung mit vertretbarem Aufwand möglich ist, da bei den einzelnen Anfallstellen relativ homogene Mengen an Folien anfallen.

Laut SOFRES & TNO [1998] beschränken sich Recyclingprodukte von landwirtschaftlichen Folien auf mindere Qualitäten: Derzeit werden etwa 10 % Mulchfolien, 5 % Folien für den Handel, 15 % Baufolien 10 % Kunststoffrohre für den Baubereich und rund 60 % Tragtaschen und Müllsäcke aus LDPE-Folien aus der Landwirtschaft erzeugt.

2.4 Kunststoffabfälle aus Altfahrzeugen

2.4.1 Einsatzmengen

Nach HUTTERER & PILZ [1998] lag der Kunststoffeinsatz im Kfz-Bereich 1995 insgesamt bei etwa 66.000 t. Davon waren 20.000 t PP, 8.000 t PVC, 7.000 t ABS, 2.000 t HDPE, 2.000 t PET, 1.000 t PS und 12.000 t andere Thermoplaste, sowie 10.000 t PUR und 4.000 t andere Duromere.

Diese Daten beruhen auf Angaben des VKE [1997] zum Kunststoffverbrauch nach Verwen-derbranchen. Das bedeutet, daß ein eventueller Exportüberschuß auf der Ebene der Fertig-waren erst noch zu berücksichtigen wäre. Der Einsatz von 20.000 t PP im Kfz-Bereich wurde allerdings von der Marktforschungsabteilung der PCD Polymere als durchaus realistisch an-gesehen.

Die Übertragung der westeuropäischen Daten zum Kunststoffeinsatz auf Österreich von SO-FRES [1997] (Basis: Bevölkerungsverhältnis) ergibt einen Kunststoffeinsatz im Automobilbe-reich von ca. 35.000 t²³ (Einbeziehung von Fahrzeugen außer Pkw und Kombis unklar).

Im folgenden wird versucht, die im „Straßenfahrzeugbereich“ (der neben Pkws und Kombis auch Lkws, Omnibusse und diverse einspurige und landwirtschaftliche Fahrzeuge umfaßt) ein-gesetzte Kunststoffmenge auf Basis der Bestandsstatistik für Kfz abzuschätzen.

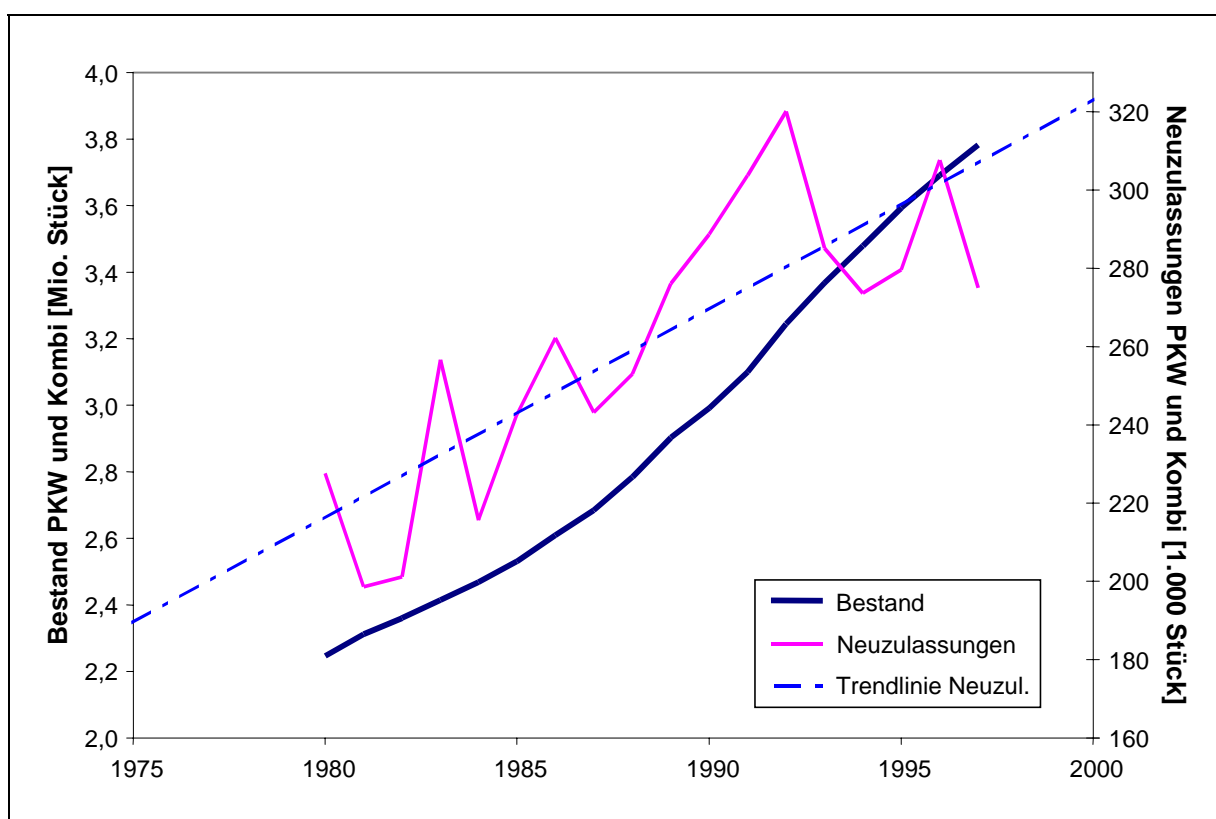


Abb. 2-2: Bestand und Neuzulassungen Pkw und Kombi [FVFI, 1998].

²³ Zur Differenz der Daten von SOFRES und der oben angegebenen Daten aus HUTTERER & PILZ [1998] siehe Seite 38.

Die Zahl der Neuzulassungen schwankt sehr stark (Abb. 2-2), weshalb eine lineare Trendlinie für die Zulassungsdaten ermittelt wurde, mit der sich für das Jahr 1995 297.000 Pkws und Kombis, sowie analog auf Basis der gesamten Neuzulassungen etwa 97.000 andere Fahrzeuge errechnen.

Wesentliche Kunststoffbauteile eines Pkws sind in Tabelle 2-15 aufgelistet:

Tab. 2-15: Wesentliche Kunststoffbauteile eines Pkws der 90er Jahre [SOFRES & TNO 1998].
Im Wert für Batteriekästen und Stoßfänger sind die durchschnittlichen Ersatzmengen während der gesamten Lebensdauer berücksichtigt.

PP Batteriekästen	2,5 kg
PP Stoßfänger	17,5 kg
Andere größere PP Teile	13 kg
PUR Polsterungen	10 kg
HDPE Tanks	8 kg
Armaturenbrett (div. Kunststoffe)	14 kg
Andere	50 kg
Summe	115 kg

Daraus ergibt sich eine theoretische Einsatzmenge von 34.000 t im Bereich Pkw und Kombi. Für andere Fahrzeuge als Pkws wird im Schnitt die gleiche Kunststoffmenge pro Fahrzeug angenommen. In diesem Bereich werden somit etwa 11.000 t eingesetzt. Die gesamte Kunststoffeinsatzmenge im Straßenfahrzeugbereich beträgt damit für 1995 **45.000 t/a**.

Tab. 2-16: Einsatzmengen von Kunststoffen im KfZ-Bereich der für Österreich im Jahr 1995 auf Basis verschiedener Quellen.

Quelle	hochgerechnete Einsatzmenge für Österreich in t/a	Bemerkung
SOFRES [1997]	35.000	vermutlich nur für Pkws und Kombis
HUTTERER & PILZ [1998]	66.000	gesamter KfZ-Bereich, inkl. Exportüberschuß (deutsche Verhältnisse)
diese Studie	45.000	Kunststoffeinsatz in Straßenfahrzeugen

2.4.2 Abfallmengen

Anhand der Zulassungsstatistik wurde von der WIRTSCHAFTSKAMMER [1997] aus den Veränderungen im Fahrzeugbestand für 1995 ein Aufkommen an Altfahrzeugen von 165.000 Stück abgeschätzt. Davon wurden 1995 115.000 Wracks in österreichischen Shredderbetrieben mechanisch aufbereitet²⁴.

In dieser Studie wurde auf Basis der Zulassungsstatistik ein Abfallaufkommen an Pkws und Kombis ermittelt. Die Zahl ergibt sich durch Subtraktion der Bestandsveränderung im Vergleich zum Vorjahr von der Zahl der Neuzulassungen. Nachdem auch diese Daten starken Schwankungen unterliegen, wurde der langfristige Trend über den Zeitraum von 1981 bis 1997 linear abgeschätzt. Damit ergibt sich ein Abfallpotential von 182.000 im Bereich Pkw und Kombi

²⁴ Eine eingehende Diskussion dieser Daten findet sich in GABRIEL, [1999].

bzw. ein Gesamtaufkommen an 238.000 Fahrzeugen. Aus dem Vergleich mit der zeitlichen Entwicklung der Neuzulassungen kann ein Durchschnittsalter dieser Altautos von ca. 16 Jahren ermittelt werden.

Generell ist davon auszugehen, daß der Kunststoffanteil in Fahrzeugen in den letzten 20 Jahren ständig zugenommen hat. Das heißt, daß derzeit zur Entsorgung übergebene Fahrzeuge weniger Kunststoffe enthalten als heute gebaute. Die Literaturangaben zur Kunststoffeinsatzmenge im Fahrzeugbau variieren von etwa 103 kg²⁵ (Daten für 1983 in WUTZ, [1987]), „über 100 kg“ (RUHSERT [1995]), 88 kg (GUA [1992]), bis zu 60-70 kg pro Fahrzeug (Schätzung für 10-15 Jahre alte Fahrzeuge in SOFRES & TNO, [1998]).

Für die Abschätzung der Abfallmenge wird in dieser Arbeit ein Wert von 75 kg pro Fahrzeug für 1995 zur Entsorgung gebrachte Altautos angenommen. Daraus folgt eine Kunststoffabfallmenge von 13.650 t aus dem Bereich Pkw und Kombi bzw. ein Gesamtkunststoff-Abfallaufkommen von knapp **18.000 t** (inkl. sonstige Fahrzeuge).

Aus den ausgewählten Einsatz- und Abfallmengen von 115 bzw. 75 kg Kunststoff pro Fahrzeug läßt sich ableiten, daß der Kunststoffeinsatz bei Pkws und Kombis in den letzten 16 Jahren jährlich um durchschnittlich 2,7 % angestiegen ist. Zusätzlich hat die Zahl der neu zugelassenen Fahrzeuge stetig zugenommen, wodurch sich für den Kunststoffeinsatz im Kfz-Bereich insgesamt ein jährliches Wachstum von fast 6 % ergibt.

2.4.3 Verwertungspotential

Aus Tabelle 2-15 kann das Potential für die Demontage großer, leicht entfernbarer Teile mit etwa 32 kg pro Auto abgeschätzt werden (2,5 kg Batteriekästen, 17,5 kg Stoßfänger, 10 kg PUR-Schäume, 8 kg Kraftstoffbehälter – aufgrund einer Marktdurchdringung von etwa 30 % (vor 16 Jahren) auf 2,4 kg reduziert).

Das Aufkommen an **Batteriekästen** ergibt sich aus deren Stückgewicht und der im Lauf der Lebenszeit eines Pkw eingesetzten Anzahl an Batterien. Die Zugänglichkeit ist sehr hoch, da bereits ein Sammelsystem für Altbatterien zur Rückgewinnung von Blei- und Bleiverbindungen besteht.

Stoßfänger aus PP werden bereits in geringem Umfang verwertet, da der Aufwand der Demontage gering, und das Stückgewicht hoch ist. In Zukunft ist eine Einschränkung der Einsatzbereiche für Recyclate anzunehmen, da ein Teil der derzeit im Betrieb befindlichen Fahrzeuge über lackierte Stoßstangen verfügt. Zur Gewährleistung einer guten Sekundärgranulatqualität müßte der Lack aufwendig entfernt werden. Auch bei Stoßfängern kann es im Lauf der Lebenszeit eines Fahrzeugs, z. B. nach Unfällen, zum Austausch kommen.

PUR-Schäume aus der Polsterung von Sitzen und Kopfstützen können ebenfalls relativ leicht ausgebaut werden und gemeinsam mit PUR-Matratzen aus dem Möbelbereich verwertet werden (siehe Abschnitt 2.6).

Kunststoffkraftstoffbehälter (KKBs) haben ein relativ hohes Gewicht (6-8 kg Kunststoff pro Stück). Je nach Art des Einbaues ist eine Demontage mehr oder weniger zeitaufwendig. Bei der ordnungsgemäßen Entsorgung von Altkraftfahrzeugen ist vor allem die Entleerung der Kraftstoffbehälter im Rahmen der vorgeschriebenen Trockenlegung von Bedeutung. KKBs sind herstellerunabhängig aus hoch molekularem HDPE hergestellt; bei neueren Fahrzeugen sind in den HDPE-Tank teilweise Sperrschichten durch Coextrusion miteingebracht. Der Anteil der mit einem KKB ausgestatteten Fahrzeuge dürfte bei den heute anfallenden Altautos bei etwa 30 % liegen.

²⁵ Wahrscheinlich sind in dieser Menge auch Lacke und andere kunststoffuntypische Polymeranwendungen enthalten.

Eine aktuelle Untersuchung von SCHMIEMANN [1998] bestätigt, daß es grundsätzlich möglich ist, Kunststoffkraftstoffbehälter aus Altfahrzeugen auf qualitativ hohem Niveau werkstofflich zu verwerten. Voraussetzung für die werkstoffliche Verwertung ist allerdings die Extraktion von eindiffundiertem Kraftstoff, der etwa 1-5 Gew.-% ausmachen kann. Bei Verwertungsversuchen konnte dieses Problem für Benzin-KKBs durch mehrstündige Lagerung des Altmaterials bei erhöhter Temperatur in Kombination mit einer Vakuumentgasung während des Extrusionsschrittes beseitigt werden. Diesel ließ sich durch Trocknung schlecht aus dem Tankmaterial entfernen.

Darüber hinaus führten auch Testläufe zur Extraktion und Reinigung des Altmaterials mit Hilfe organischer Lösungsmittel zum Erfolg (NOREC-Verfahren). Eine Extraktionsanlage entsprechender Größenordnung auf Basis dieses Verfahrens ist allerdings derzeit nicht verfügbar. Die Auslastung einer Anlage mit einer Kapazität von 5.000 t/a hätte spezifische Kosten von 2,30 ATS/kg zur Folge. Für Deutschland wird diese Auslastung allerdings bis weit über das Jahr 2000 hinaus nicht gegeben sein [SCHMIEMANN 1998].

Das im KKB eingesetzte HDPE wird speziell für diese Anwendung hergestellt, andere Anwendungen für diesen Werkstoff gibt es in der Praxis nicht. Märkte für Rezyklate aus KKB in ihrer ursprünglichen Anwendung sind daher derzeit nicht vorhanden. Die untersuchten Einsatzmöglichkeiten liegen im Behälterbereich (HOOCK et al. 1999). Einzelne Automobilhersteller prüfen daher zur Zeit Freigaben für Rezyklate aus KKBs.

In der Zukunft wird die werkstoffliche Verwertung der KKBs außerdem zunehmend durch folgende Umstände behindert werden: Einerseits werden immer mehr kleine Bauteile aus anderen Materialien in den Kraftstofftank integriert. Andererseits werden zunehmend coextrudierte KKBs mit Sperrschichten aus EVOH oder PA zum Recycling anstehen, wodurch die Herstellung sortenreiner Recyclate erschwert wird [SCHMIEMANN 1998].

Für das **gesamte Verwertungspotential** aus dem Bereich PKW/Kombi ergibt sich für Österreich unter Annahme einer mittelfristigen Erfassungsquote von 80 %²⁶ des ermittelten Abfallaufkommens (ca. 146.000 Fahrzeuge) eine Menge von etwa **4.900 t/a** (siehe Tabelle 2-17).

Tab. 2-17: Verwertungspotentiale im Kfz-Bereich [t/a]

		PKW	Sonstige	Summe
Batteriekästen	PP	600	200	800
Stoßfänger	PP	2.500	800	3.300
Polsterung	PUR	1.500	400	1.900
Kraftstoffbehälter	HDPE	300	100	400
Summe		4.900	1.500	6.400

Derzeit werden nur etwa 55 % der „abgemeldeten, nicht wieder angemeldeten“ Pkws in österreichischen Verwertungsbetrieben aufgearbeitet. Auch bei Berücksichtigung der Weiterverwendung im Ausland könnte die in Österreich anfallende Menge an verwertbaren Kunststoffteilen aus Altautos das hier angegebene Verwertungspotential erreichen (Tabelle 2-18). Zusätzlich ist in den kommenden Jahren mit einer Erhöhung der demontierbaren Kunststoffmenge aus Altautos zu rechnen, da der Kunststoffanteil im Auto in den letzten Jahren ständig zugenommen hat.

²⁶ Eine Ausnahme bildet hier der Bereich der **Batterien**, die bereits heute vollständig verwertet werden. Hier dient ein Mittelwert aus der Zahl der Neuzulassungen und dem Abfallaufkommen (240.000 Pkw und Kombi + 80.000 sonstige) als Multiplikator, da auch aus den noch in Verwendung befindlichen Fahrzeuge Batterien zur Verwertung anfallen.

Tab. 2-18: Abfallaufkommen und Verwertungspotential von Kunststoffen in Altautos²⁷.

1995	Aufkommen gesamt	Abfallaufkommen PKW & Kombi	in Österreich geschreddert
Zahl der Fahrzeuge	238.000	182.000	101.000
Kunststoffmenge [t]	17.850	13.650	7.580
Verwertungspotential [t]	6.400	4.900	2.700

Derzeit werden nach Angaben österreichischer Verwerter aus dem Bereich der Altautos 800 t PP aus Batterien (entspricht dem Gesamtpotential), ca. 300 t PP aus Stoßstangen, und 100 t PUR-Schaumstoffe verwertet – in Summe also **1.200 t**.

2.4.4 Rechtliche Rahmenbedingungen

- Laut Erlaß des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie vom 16. August 1995 (Zl. 47 3504/404-III/9/95) sind die bei der Alt-Pkw-Entsorgung zu beachtenden Mindestanforderungen in 12 Punkten zusammengefaßt [WIRTSCHAFTSKAMMER, 1997]. Die für Kunststoffabfälle relevanten Punkte sind im folgenden angeführt:
- Herausnahme der Starterbatterie und allfällig vorhandener PCB-haltiger Kondensatoren
- Weiterbehandlung im Shredder zwecks mechanischer Aufbereitung in getrennten Stoffströmen. Die nicht verwertbaren Shredderrückstände sind ordnungsgemäß zu entsorgen.

Bezüglich des Entwurfs der **EU-Richtlinie über Altfahrzeuge** [EU,1999] haben sich die Umweltminister der EU im Juli 1999 auf einen Kompromißvorschlag hinsichtlich des Inkrafttretens der Rücknahmepflicht geeinigt (s. unten). Zur endgültigen Beschlußfassung muß der Entwurf in einer zweiten Lesung im EU-Parlament bestätigt werden. Die Verabschiedung wird voraussichtlich im Herbst 2000 erfolgen. In der Richtlinie sind folgende Maßnahmen vorgesehen (gekürzt zitiert aus [GABRIEL,1999]):

Rücknahme

- Aufbau eines flächendeckenden Rücknahmesystems
- Abmeldung erst nach Vorlage eines Verwertungsnachweises
- Kostenlose Übernahme der Altautos durch die Hersteller
- Rücknahmepflicht gilt für alle Fahrzeuge, die ab 2001 auf den Markt kommen und für vorher zugelassene Autos ab 2006.

Behandlung

- Sammlung und Behandlung nach technischen Anforderungen
- Behördliche Genehmigung der Verwertungsanlagen
- Verwertungsanlagen müssen Mindestanforderungen erfüllen

Wiederverwendung und Verwertung

- Wiederverwendbare Bauteile sollen wiederverwendet, nichtwiederverwendbare verwertet werden, wobei der stofflichen Verwertung der Vorzug gegeben werden soll.

²⁷ Die hier angeführten Daten stammen aus einer Trendberechnung und stimmen daher mit den publizierten Daten aus der Zulassungsstatistik nicht überein!

- Zielvorgaben:
 - Bis 1.1.2005:
 - Wiederverwendung und Verwertung:..... mind. 85 Gew%
 - Wiederverwendung und stoffliche Verwertung: mind. 80 Gew%
 - Bis 1.1.2015:
 - Wiederverwendung und Verwertung:..... mind. 95 Gew%
 - Wiederverwendung und stoffliche Verwertung: mind. 85 Gew%
 - Fahrzeuge, die nach dem 1.1.2005 in Verkehr gebracht werden, müssen zu mind. 85 Gew% wiederverwendbar und/oder stofflich verwertbar, und zu mind. 95 Gew% wiederverwendbar und/oder verwertbar sein

2.5 Kunststoffabfälle aus Elektro- und Elektronikschrott

In den Bereich der Elektro- und Elektronikgeräte fallen im allgemeinen sämtliche Geräte, die mit elektrischem Strom betrieben werden (= Elektrogeräte) oder aus elektronischen Bauteilen bestehen bzw. solche enthalten (= Elektronikgeräte). Die folgende Tabelle bietet einen Überblick über das breite Spektrum der Geräte im Elektro- und Elektronikbereich:

Tab. 2-19: Unterteilung der Elektro- und Elektronikgeräte [ÖKI, 1997].

Produktgruppe	Beispiele
Große Haushaltsgeräte – "weiße Ware"	Waschmaschinen, Wäschetrockner, Geschirrspüler, Kühlgeräte, Herde, Mikrowellengeräte
Unterhaltungselektronik – "braune Ware"	TV- und Videogeräte, Audioanlagen, Walkman usw.
Computer und Informationstechnologie	PCs und EDV-Systeme, Bildschirme, Tastaturen, Drucker, Scanner, Plotter u. div. Peripheriegeräte
Bürogeräte	Kopierer, Schreibmaschinen, Faxgeräte, Akten-vernichter, Tischrechner, Kassen
Telekommunikation	Telefonanlagen, Mobiltelefone, Anrufbeantworter, Pager, Modem usw.
Kleine Haushaltsgeräte	Staubsauger, Föhn, Kaffeemaschine, Bügeleisen, Toaster, Küchenmaschinen, Mixer usw.
Medizintechnik	Röntgen- und Ultraschallgeräte, Computertomographen, Oszillographen, div. Meßgeräte
Elektrotechn. Ausrüstungen	Verteilerkästen, Motoren, Relays, Schaltungen, Transformatoren usw.
Kabel	

2.5.1 Einsatzmengen

Laut SOFRES [1997b] lagen die Einsatzmengen für Kunststoffe 1995 im Elektro- und Elektronikbereich in Westeuropa bei 2,129.000 Tonnen.

Tab. 2-20: Kunststoffeinsatzmengen nach Warengruppen für Westeuropa; SOFRES, [1997b] in Tonnen)

EINSATZ	Westeuropa
Große Haushaltsgeräte – "weiße Ware"	528.000
Unterhaltungselektronik – "braune Ware"	233.000
Computer und Informations-technologie, Bürogeräte	152.000
Telekommunikation	62.000
Kleine Haushaltsgeräte	107.000
Medizintechnik	4.000
Elektrotechn. Ausrüstungen	173.000
Kabel	870.000
Gesamt	2.129.000

Auf Basis des Bevölkerungsanteils²⁸ läßt sich daraus der entsprechende österreichische Kunststoffeinsatz für 1995 mit etwa 48.000 t abschätzen. Während einzelne Warengruppen der Elektro- und Elektronikgeräte relativ homogene Kunststoffzusammensetzungen aufweisen, verfügen andere über eine Vielzahl unterschiedlichster Kunststoffkomponenten. Die wichtigsten Kunststoffsorten sind laut SOFRES [1997b] PVC, PE und ABS, die zusammen über 50 % der Gesamtmenge ausmachen. Die mengenmäßig bedeutendsten Gruppen sind Kabel, große Haushaltsgeräte und Unterhaltungselektronik (Tabelle 2-21).

Tab. 2-21: Überblick über den österreichischen Kunststoffeinsatz im Elektro- und Elektronikbereich nach Warengruppen und Kunststoffsorten; SOFRES [1997b]; Angaben in Tonnen, gerundet.

Einsatz	PVC	PE	ABS	PS	PP	PU	PA	PC	And.	Summe	
Große Haushaltsgeräte – "weiße Ware"	600		1.900	1.900	4.100	2.800	360		360	12.020	25 %
Unterhaltungselektronik – "braune Ware"	160		210	3.400	50			370	1.100	5.290	11 %
Computer und Informationstechnologie, Bürogeräte	100		1.600	70			100	70	1.400	3.340	7 %
Telekommunikation			1.300					140		1.440	3 %
Kleine Haushaltsgeräte	120		430	50	1.100		120	100	530	2.450	5 %
Medizintechnik			90						10	100	0 %
Elektrotechn. Ausrüstungen							1.700	120	2.100	3.920	8 %
Kabel	11.000	8.700								19.700	41 %
Gesamt	11.980	8.700	5.530	5.420	5.250	2.800	2.280	800	5.500	48.260	
	25 %	18 %	11 %	11 %	11 %	6 %	5 %	2 %	11 %		

²⁸ Österreichs Bevölkerung entspricht in etwa 9,85 % der Bevölkerung Deutschlands, der Anteil Deutschlands am westeuropäischen Kunststoffeinsatz im Elektro- und Elektronikbereich beträgt laut SOFRES [1997b] etwa 23 %.

Einsatz	PVC	PE	ABS	PS	PP	PU	PA	PC	And.	Summe
Große Haushaltsgeräte – "weiße Ware"	5 %		16 %	16 %	34 %	23 %	3 %		3 %	100 %
Unterhaltungselektronik – "braune Ware"	3 %		4 %	65 %	1 %			7 %	20 %	100 %
Computer und Informations- technologie, Bürogeräte	3 %		48 %	2 %			3 %	2 %	42 %	100 %
Telekommunikation			90 %					10 %		100 %
Kleine Haushaltsgeräte	5 %		18 %	2 %	44 %		5 %	4 %	22 %	100 %
Medizintechnik			90 %						10 %	100 %
Elektrotechn. Ausrüstungen							43 %	3 %	54 %	100 %
Kabel	56 %	44 %								100 %

HUTTERER & PILZ [1998] geben die Kunststoffeinsatzmenge im Elektro- und Elektronikbereich in Österreich 1995 mit 86.000 t an. Die möglichen Gründe für die Differenz zu den Daten von SOFRES wurden bereits auf Seite 38 angegeben. Eine analoge Hochrechnung der SOFRES Daten wie im Kfz-Bereich ergibt eine Kunststoffeinsatzmenge von 56.000 t. Für weitere Berechnungen wird in dieser Arbeit die Kunststoffeinsatzmenge im Elektro- und Elektronikbereich mit **60.000 t/a** angenommen.

2.5.2 Abfallmengen

Eine Abschätzung der Abfallmengen nach SOFRES [1997b] durch Umrechnung von westeuropäischen Zahlen auf Österreich führt zu einer Gesamtmenge an Elektronikschrott von ca. 120.000 t für 1995 mit einem Kunststoffanteil von 18.500 t (bzw. 15,4 %). Eine proportionale Hochrechnung der SOFRES-Daten analog zu Abschnitt 2.4.1 ergibt eine Kunststoffabfallmenge von 21.500 t im Elektro- und Elektronikbereich. Der angegebene Kunststoffanteil ist mit 15,4 % sehr gering. Unter Annahme eines Kunststoffanteils von 23 % (siehe Tabelle 2-22) ergibt sich eine Abfallmenge von 27.600 t.

Tab. 2-22: Erwartetes Abfallpotential und Kunststoffanteile von verschiedenen Warengruppen nach ZVEI [1992], Angaben für BRD (ohne neue Bundesländer) 1994 in t/a.

	Kunststoffteile	Elektronik	Kunststoffgesamt	Gesamtmasse	Kunststoffanteil
Großgeräte	25 %	31.475	2.116	32.533	10 %
Haushaltsgeräte gr. ohne Kühlgeräte		27.285		27.285	9 %
Kopiergeräte		2.795	690	3.140	26 %
Elektroschweißgeräte		705	181	796	8 %
Medizintechn. Geräte		690	1.245	1.313	18 %
Klein- & Elektronikgeräte	24 %	95.739	22.058	106.768	35 %
Haushaltsgeräte klein		26.102		26.102	46 %
Haushaltsgeräte kl. Exoten		26.102		26.102	46 %
Unterhaltungselektronik ohne Fernseher		31.973	10.880	37.413	32 %
Kommunikations-Endgeräte		1.000	450	1.225	45 %

		Kunststoffteile	Elektronik	Kunststoffgesamt	Gesamtmasse	Kunststoffanteil
Tischrechner		2.400	600	2.700	3.000	90 %
Datenverarbeitungsanlagen		6.000	9.000	10.500	60.000	18 %
PC ohne Bildschirme		2.162	1.128	2.726	9.400	29 %
Bildschirmgeräte	10 %	16.632	12.056	22.660	132.377	17 %
Fernsehgeräte gesamt		13.389	10.364	18.571	118.277	16 %
PC Bildschirme		3.243	1.692	4.089	14.100	29 %
Kühlgeräte	12 %	55.724	0	55.724	158.001	35 %
Kühlgeräte		36.646		36.646	106.370	34 %
Gefriergeräte		19.078		19.078	51.630	37 %
Sonstiges	29 %	82.782	5.370	85.467	375.735	23 %
Summe	100 %	282.352	41.600	303.152	1.291.500	23 %

HUTTERER & PILZ [1998] schätzen den Kunststoffabfall aus dem Elektro- und Elektronikbereich auf 26.000 t/a. In dieser Arbeit wurde der gesamte Nichtverpackungs-Kunststoffabfall, für den sich auf Basis einer Lebensdauerrechnung 230.000 t/a ergaben, nach der Gegenüberstellung mit den Ergebnissen der abfallseitigen Erhebungen auf 180.000 t/a reduziert. Entsprechend verringert sich der Abfallwert für den Elektro- und Elektronikbereich von den zunächst angegebenen 33.000 t/a auf 26.000 t/a.

In [ZVEI 1992] wird für 1994 das Abfallpotential aus dem Elektro- und Elektronikbereich für die BRD (ohne neue Bundesländer) auf 1,292.000 t prognostiziert. Eine Umlegung dieser Daten auf österreichische Verhältnisse 1995 ergibt ein Abfallpotential von 37.000 t. Dieser Wert wird zur Berücksichtigung von Weiterverwendung und Export von Altgeräten um 30 % reduziert. Die resultierende Abfallmenge beträgt für 1995 **26.000 t/a**.

2.5.3 Verwertungspotential

Die obenstehende Tabelle 2-22 nach ZVEI und die folgende Tabelle 2-23 nach SOFRES geben eine Übersicht über die Kunststoffanteile in den verschiedenen Warengruppen.

Tab. 2-23: Kunststoffabfallmengen im Elektro- und Elektronikschrott 1995 in Österreich nach Warengruppen; Abschätzung nach [SOFRES, 1997b]; Angaben in Tonnen, gerundet.

	Westeuropa	Österreich	
Große Haushaltsgeräte - "weiße Ware"	312.000	7.100	38 %
Unterhaltungselektronik - "braune Ware"	65.000	1.500	8 %
Computer und Informations-technologie, Bürogeräte	73.000	1.700	9 %
Telekommunikation	42.000	1.000	5 %
Kleine Haushaltsgeräte	68.000	1.500	8 %
Medizintechnik	2.000	0	0 %
Elektrotechn. Ausrüstungen	58.000	1.300	7 %
Kabel	192.000	4.400	24 %
	812.000	18.500	100 %

Mit ca. 7.100 t Kunststoffabfällen sind, laut SOFRES, große Haushaltsgeräte im Elektro- und Elektronikschrott die wichtigste Warengruppe. Zusammen mit Kabeln (ca. 4.400 t) repräsentieren diese beiden Segmente über 60 % der Kunststoffabfälle aus dem Elektro- und Elektronikschrott.

ZVEI verwendet andere Unterteilungen. Wie bereits in Abschnitt 2.5.2 beschrieben, basiert diese Arbeit im wesentlichen auf Angaben des ZVEI (detaillierte Aufstellung in Tabelle 2-22).

Neben der Vielzahl der eingesetzten, aber nicht gekennzeichneten Kunststoffe stellt auch die Verwendung von Flammenschutzmitteln eine Einschränkung der Verwertungsmöglichkeit dar. Die als Flammenschutzmittel unter anderem verwendeten Bromverbindungen (PBDE, polybromierte Diphenylether) bergen die Gefahr, bei der thermischen Belastung im Rahmen der Verwertung (Regranulierung) die Bildung von bromierten Dioxinen zu verursachen. Überdies sieht ein Entwurf einer EU-Richtlinie vor, eine Verwendung von PBDE und das Inverkehrbringen von PBDE-haltigen Produkten zu verbieten (MEYER [1992]).

Rund 30-40 % der im Elektro- und Elektronikbereich eingesetzten Kunststoffe enthalten kritische Flammenschutzmittel (ÖKI [1997]). Die wissenschaftliche Fachliteratur befaßt sich intensiv mit dieser Problematik. Unter anderem ist die Entwicklung von Verfahren zur Dehalogenierung der Kunststoffabfälle im Gange (z. B. in KÄUFER & von QUAST [1997]). Allerdings ist über eine praktische Umsetzung der Verfahren bis dato nichts bekannt.

Haupteinsatzgebiete für flammgeschützte Kunststoffe sind die Informationstechnologie und Bürotechnik (63 % flammgeschützt: außer Tastaturen alle Außenteile [ABS halogeniert], sowie diverse Innenteile) und die Unterhaltungselektronik (55 % flammgeschützt: TV Gehäuse [PS und ABS halogeniert], sowie diverse Innenteile). Im Bereich der Haushaltsgeräte sind nur 1 % (Großgeräte) bzw. 2 % (Kleingeräte) der Kunststoffe flammgeschützt – im wesentlichen Innenteile. Im Bereich der Telekommunikation werden zur Zeit keine Flammenschutzmittel eingesetzt [ÖKI, 1997].

Aus den Angaben des ZVEI und den Hochrechnungen für das Abfallaufkommen, sowie den darin enthaltenen Kunststoffteilen wurden für die einzelnen Produktgruppen Anteile der verwertbaren Kunststoffe abgeschätzt (Tabelle 2-24), wobei auch die Ergebnisse der Demontageversuche im Bezirk Weiz (NELLES [1996]) miteinbezogen wurden.

Der Bereich der **Großgeräte** ist zwar aufgrund der räumlichen Ausmaße und der leichten Identifizierbarkeit einer getrennten Sammlung leicht zugänglich, allerdings ist der Kunststoffanteil pro Gerät relativ gering. Es wurde daher für Großgeräte aus dem Haushalt eine Erfassungsquote von nur etwa 20 % angenommen, für Kopiergeräte dagegen 70 %. Das gewichtete Mittel ergibt die in Tabelle 2-24 ausgewiesenen 26 % und damit ca. **700 t**.

Klein- & Elektronikgeräte sind sowohl hinsichtlich ihrer Gesamtmasse, als auch hinsichtlich ihres Kunststoffgehalts für eine Verwertung interessant, allerdings schränkt die „Mülltonnengängigkeit“ vieler Geräte das realistische Potential für die getrennte Erfassung erheblich ein. Bei einer Verwertung von 50 % der Kunststoffteile ergibt sich ein Potential von **4.700 t**.

Das Verwertungspotential für **Bildschirmgeräte** wird mit 90 % der Kunststoffteile angesetzt. Allerdings ist die Verwertung der Gehäuse von Bildschirmgeräten erst mittelfristig möglich, wenn als Ersatz für PBDE die Verwertung nicht ausschließende Flammenschutzmittel eingesetzt werden. Das theoretische Potential liegt bei **700 t**.

Kühlgeräte werden bereits heute verpflichtend getrennt gesammelt, einer Verwertung scheint allerdings aus heutiger Sicht primär der Anteil an PUR-Hartschaumstoffen zugänglich (nach Abtrennung der FCKW). Der Anteil letzterer beträgt etwa 33 % der Kunststoffe in Kühlgeräten und damit **600 t**.

Aufgrund der Heterogenität und fehlender Erfahrungen wird hier für "sonstige" Geräte kein Verwertungspotential angegeben. In Summe kann folglich von einem Gesamtpotential von **6.700 t** aus diesem Bereich ausgegangen werden.

Zur Zeit werden im Bereich der Elektro- und Elektronikaltgeräte nur etwa 50 t/a an PUR-Hartschaum aus dem Recycling von Kühlgeräten stofflich verwertet (Fa. Greiner, Schwanenstadt).

Tab. 2-24: Verwertungspotentiale im Bereich der Elektro- und Elektronikaltgeräte (in t/a)

	Kunststoff- menge	Kunststoffteile [t/a]	Anteil f. Potential	Potential
Großgeräte	2.800	2.700	26 %	700
Klein- & Elektronikgeräte	10.400	9.300	50 %	4.700
Bildschirmgeräte	1.000	800	90 %	700
Kühlgeräte	1.900	1.900	33 %	600
Sonstiges	9.900	9.600		
Summe/gew. Mittel	26.000	24.300	28 %	6.700

2.5.4 Rechtliche Rahmenbedingungen

Auch über Abfälle von elektrischen und elektronischen Geräten liegt ein Entwurf für eine EU-Richtlinie vor [EU, 1998]. Dieser Entwurf sieht ebenfalls ein flächendeckendes Sammelsystem und eine für den Endnutzer kostenlose Rückgabe der Altgeräte vor. Die angegebenen Verwertungsquoten liegen bei 90 % für große Haushaltsgeräte, Gasentladungslampen und Geräte, die FCKW, H-FCKW oder H-FKW enthalten, sowie 70 % für andere Gerätegruppen. Analog zur EU-Richtlinie über Altfahrzeuge wird eine Finanzierung durch die Hersteller angestrebt.

2.6 Kunststoffabfälle aus dem Möbelbereich

2.6.1 Einsatzmengen

Die Angaben für die Kunststoffeinsatzmenge im Möbelbereich sind wahrscheinlich aufgrund von Abgrenzungsproblemen zu anderen Einsatzbereichen sehr unterschiedlich.²⁹ Die Angaben von ECO-CONSULTIC [1997] führen zu einem Kunststoffeinsatz im Möbelbereich von 22.000 t (Umrechnung der Werte für Deutschland auf Basis der Bevölkerungszahl). Eine weitere Detaillierung dieser Angaben nach verschiedenen Produktgruppen ist nach Einschätzung der Firma Consultic und auch des VKE derzeit nicht möglich.

PATEL [1998] gibt für West-Deutschland 1989 einen Anteil des Möbelbereichs am Gesamtkunststoffeinsatz von 4,6 % an. 54 % davon sind Formteile und 31 % Schaumstoffe. Unter Annahme gleichbleibender Verhältnisse bedeutet das für Österreich eine Einsatzmenge von 33.600 t (18.000 t Formteile und 10.000 t Schaumstoffe).

HUTTERER & PILZ [1998] geben den Kunststoffeinsatz im Möbelbereich mit 5,6 % der gesamten Kunststoffeinsatzmenge von 730.000 t/a an, womit sich etwa 41.000 t/a ergeben. In der vorliegenden Arbeit wird die Kunststoffeinsatzmenge im gesamten Möbelbereich für die weiteren Berechnungen mit **30.000 t/a** angenommen.

²⁹ Beschichtungen und Furniere sind gemäß der Abgrenzung in Abschnitt 1.3.1. als kunststoffuntypische Polymeranwendungen nicht Thema dieser Studie.

Die Produktgruppe der **Matratzen** ist etwas besser dokumentiert. EUWID [1997] geht von einem Matratzenaufkommen in Deutschland von etwa 7,9 Mio. Stück aus. Eine Umrechnung auf österreichische Verhältnisse anhand der Bevölkerungszahl ergibt etwa 775.000 Stück. Bei durchschnittlich 19,6 kg/Stück³⁰ und einem PUR-Gehalt von 13,3 %³⁰ entspricht das einem Kunststoffeinsatz von 2000 t PUR.

Nach Angaben eines österreichischen Schaumstoffherstellers lag die Marktmenge für Matratzen 1998 bei etwa 800.000 Stück, davon waren etwa 300.000 Stück Schaumstoffmatratzen. Bei einem Gewicht von etwa 6 kg/Stück ergibt das eine Einsatzmenge von 1.800 t PUR.

2.6.2 Abfallmengen

Zu der Menge der Kunststoffabfälle aus dem Möbelbereich sind derzeit weder beim VKE, noch bei der APME oder anderen bekannten Datenquellen im Kunststoffbereich Angaben verfügbar. Die Abfallmenge konnte daher nur über die Lebensdauer der Produkte grob abgeschätzt werden. Mangels verfügbarer Daten wurde die durchschnittliche Lebensdauer im Möbelbereich mit 19 Jahren gleich hoch wie im Elektro- und Elektronikbereich angesetzt. Gleiche Lebensdauern für diese beiden Bereiche finden sich auch in PATEL [1998].

Damit entspricht das Verhältnis der derzeit eingesetzten und im gleichen Jahr als Abfall anfallenden Menge dem entsprechenden Verhältnis im Elektro- und Elektronikbereich, woraus sich eine Abfallmenge von etwa **13.000 t/a** ergibt.

Für den **Matratzenbereich** ergibt die Berechnung der Abfallmengen nach EUWID [1997] analog zu den Einsatzmengen 600.000-700.000 Stück, entsprechend 1.500-1.800 t PUR. SCHÄFER [1997] ermittelte in Restmüll- bzw. Sperrmüllanalysen eine Abfallmenge von 3-6 kg Polstermöbel/Ew*a. Unter Annahme eines Schaumstoffgehaltes von 10 % ergäbe sich daraus eine PUR-Abfallmenge von 2.400-4.800 t/a.

2.6.3 IST-Zustand der Verwertung und Verwertungspotentiale

Aufgrund der schlechten Datenlage in anderen Bereichen des Möbelmarktes bezieht sich das Verwertungspotential im Möbelbereich in dieser Arbeit ausschließlich auf den Bereich der **Matratzen**. Die mittelfristig mögliche Erfassungsquote wird mit 50 % der Abfallmenge abgeschätzt (vergleiche Abschnitt 2.2.3). Das entspricht einem Verwertungspotential von 800 t/a. Derzeit werden von der Fa. Greiner in Linz etwa 50 t/a an PUR-Weichschaumstoff aus Altmatratzen verwertet.

2.6.4 Beispiele für Erfassungssysteme, Verwertungsverfahren und Verwertungsprodukte

Prinzipiell ist die Erfassung von Altmatratzen über Recyclinghöfe, den Handel oder durch Sperrmüllsortierung möglich.

Die oberösterreichische LAVU als Trägerorganisation der Recyclinghöfe in OÖ gibt in ihrem Leistungsbericht (LAVU [1997]) eine Sammelmenge von 29 t an Weichschaumstoffen an. Auf Österreich hochgerechnet entspricht das etwa 170 t/a. Nach Angaben der Firma Leiner, die im Rahmen einer Werbeaktion 1998 versuchsweise Altmöbel bei Neukauf zurücknahm, wurden kaum Weichschaumstoffmatratzen zurückgegeben, da diese statt dessen oft für Bastelzwecke weiter verwendet oder auch an die Caritas abgegeben werden. Aufgrund des geringen Anteils von Schaumstoffmatratzen im Sperrmüll scheint eine Sortierung nur bei gleichzeitiger Nutzung anderer Matratzen(-bestandteile) (z. B. Latex) realistisch.

³⁰ Diese Angaben sind gewichtete Mittelwerte über verschiedene Matratzentypen.

SEKUNDÄR-ROHSTOFFE [1997] und ENTSORGUNGSPRAXIS [1997] verweisen auf ein Erfassungsmodell der deutschen Vereinigung für Wertstoffrecycling (Vfw) – „Remata“. Bei einem Altmatratzenaufkommen von 1,6 Mio. m³/a könnten nach Angaben des Vfw rund 60 % der anfallenden Materialien in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt werden, im wesentlichen Federkerne, Schaumstoffe, Latex und Faserbestandteile. Das Konzept sieht eine Sammlung der Altmatratzen in Aufbereitungsanlagen vor, wo die Matratzen zuerst desinfiziert und grob vorsortiert werden. Anschließend folgt eine schichtweise Zerlegung, teils mechanisch, teils manuell. Für wiederverwertbare Bestandteile ist eine zusätzliche Zerkleinerung, Siebung und weitere mechanische Abtrennung erforderlich. Die reinen Recyclingkosten werden auf 28-35 DM pro Matratze geschätzt (entspricht ca. 200 bis 250 ATS pro Matratze). Unter Berücksichtigung der Logistik ergeben sich Gesamtkosten von ca. 40 DM (280 ATS) pro Matratze. Von einer Umsetzung des Modells ist bislang allerdings nichts bekannt.

Beim Recycling von Altmatratzen müssen eventuell vorhandene Roßhaarauflagen, Schafwollauflagen und Kunstleder-Anteile entfernt werden. Ein geringer Anteil von Textilien stellt für den Verwertungsprozeß allerdings keine Probleme dar. Die Firma Greiner hat ein Verfahren zur Formenverbundtechnologie zum Patent angemeldet, das die vollautomatische Fertigung von Formteilen aus Recyclingschaum in genau spezifizierten Härten ermöglicht. Es werden vor allem intern anfallende und zugekaufte Produktionsabfälle verwertet, wobei PUR-Abfälle unterschiedlichster Dichten verarbeitet werden können [GREINER,1996].

Wesentliche Anwendungsgebiete für Formteile aus Recyclingschaum liegen im Bereich der Automobilindustrie bei Kopfstützen, Rückenlehnen etc. Auch in der Polstermöbelindustrie und für Schallschutzelemente können Recyclingschaumprodukte eingesetzt werden. Gemahlene PUR-Abfälle werden weiters bei der Produktion von Skischuhen (Innenschuh), Bodenbelägen, Sportmatten und Trittschalldämmungen eingesetzt.

Ein weiteres Verfahren zur Wiederverwertung von PUR-Altschaumstoffen ist die Alkoholyse zu den ursprünglichen Ausgangsstoffen (Polyol und Diisocyanat), die nachfolgend zu neuen PUR-Produkten verarbeitet werden (Grenzfall zur rohstofflichen Verwertung).

3 BEWERTUNGSGRUNDLAGEN

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

- **Ökologische Analyse:** Bilanz des Primärenergieverbrauchs, der CO₂- und CH₄-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.

In den folgenden Abschnitten werden die verwendeten ökologischen und ökonomischen Einzeldaten erläutert.

3.1 Rechenmodell für die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse

Für die Beurteilung verschiedener Verwertungswege aus ökologischer, ökonomischer und volkswirtschaftlicher Sicht mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse wurde ein Computer-Rechenmodell erstellt, wodurch sich folgende Vorteile ergeben:

- Möglichkeit der späteren Aktualisierung von Daten
- Möglichkeit der Durchführung von Sensitivitätsanalysen
- Möglichkeit der einfachen Erweiterung auf andere Verwertungswege

Dadurch bleiben die Erhebungen und Ergebnisse der Studie länger nutzbar und können leicht an sich verändernde Rahmenbedingungen angepaßt werden. Das genannte Rechenmodell zur Erstellung der Kosten-Nutzen-Bilanzen der Verwertungswege umfaßt folgende Bestandteile:

- Güterbilanz für Kunststoffe von der Produktherstellung bis zur Verwertung oder Behandlung als Abfall.
- Betriebswirtschaftliche Kostenbilanz von der Erfassung der Abfälle bis zur Verwertung oder Abfallbehandlung.
- Quantifizierung der folgenden, aus ökologischer Sicht bedeutungsvollen Parameter:
 - Substituierte Primärproduktion
 - Substituierte Energieproduktion
 - Veränderung von Emissionen (CO₂, CH₄, TOC)
 - Erspartes Deponierungsrisiko
- Monetarisierung und Internalisierung der genannten „ökologischen“ Faktoren für die volkswirtschaftliche Bewertung.
- Darstellung der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Relation, sodaß durch Variation von Parametern das entsprechende Optimum gefunden werden kann.

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.³¹ Die einzelnen Schritte des Berechnungsablaufs zur Bilanzierung der ausgewählten Bewertungsparameter für einen bestimmten Verwertungsweg wurden bereits in der Basisstudie ausführlich dargestellt. Die Vorgangsweise bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Bilanzen wird in Abschnitt 3.4 kurz erläutert.

3.2 Ökologische Analyse

3.2.1 Güterbilanzen

Für die Erstellung der Güterbilanzen bei der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffen spielen vor allem der Fremdstoffanteil in der Sammelware, die Verunreinigungen des Sammelmaterials und die Verteilung der Sammelware auf stoffliche und thermische Verwertung bzw. Restmüllbehandlung (Transferkoeffizienten des Prozesses Sortierung) eine Rolle. Da die untersuchten Verwertungswege für Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle in der Praxis bisher erst in sehr geringem Umfang realisiert wurden, sind in den genannten Bereichen nur vereinzelt konkrete Praxisdaten verfügbar. Aus den wesentlich umfangreicheren Erfahrungen mit der Verwertung von Kunststoffverpackungen können jedoch realistische Schätzwerte für den Nichtverpackungsbereich abgeleitet werden. Alle anderen Parameter für die Erstellung der Güterbilanzen wurden von der Basisstudie übernommen.

Fremdstoffanteil und Verunreinigungen

Im Normalfall wird der Fremdstoffanteil mit 5 % der Sammelware angesetzt. Da in den Bereichen Kfz und Elektro die verwerteten Kunststoffabfälle demontiert werden, sind in der Sammelware diesen Fällen naturgemäß praktisch keine Fremdstoffe enthalten. Für den Verwertungsweg „PUR-Matratzen“ wird der Fremdstoffanteil (mit Ausnahme des Textilanteils, der bei der Verwertung nicht stört und mitverwertet wird) mit 10 % angenommen. In diesem Fall ist zu erwarten, daß bei der getrennten Erfassung über Recyclinghöfe, die Sperrmüllsortierung oder den Handel unerwünschte Materialien weniger leicht auszuschließen sind als in den anderen Bereichen.

Der Anteil der Verunreinigungen an der verunreinigten Kunststoffmasse wurde auf Basis der Angaben verschiedener Verwerter abgeschätzt. Für die untersuchten Verwertungswege wurden folgende Werte verwendet: für Rohre, Profile, Isoliermaterial und Matratzen 5 %, für Dachbahnen 10 %, für Bodenbeläge 15 %, für Baufolien 20 %, für Silagefolien 35 %, für sonstige landwirtschaftliche Folien 40 % und in den Bereichen Kfz und Elektro 1 %.

Transferkoeffizienten der Sortierung

In den Bereichen Bau, Landwirtschaft und Elektro wurden jeweils 10 % der gesammelten Kunststoffabfälle der thermischen Verwertung³² zugeordnet (ungenügende Qualität der Sammelware). Beim Verwertungsweg „PUR-Matratzen“ wurde dieser Wert mit 20 % angesetzt.

³¹ Die verwendete Nomenklatur der „Stoffflußanalyse“ wird z. B. in BRUNNER et al. [1994] beschrieben.

³² Die thermische Verwertung (in dieser Studie als industrielle Wirbelschichtverbrennung modelliert) bezieht sich in diesem Zusammenhang nur auf den Sortierrest. Das ist jener Teil der Sammelmenge, der sich aus Qualitätsgründen nicht zur stofflichen Verwertung eignet, aber dennoch bei der getrennten Sammlung nicht vermieden werden kann.

3.2.2 Auswahl und Bilanzierung der ökologischen Parameter

Für die ökologische Analyse der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen wurden in der vorliegende Arbeit die gleichen Parameter ausgewählt wie in der Basisstudie:

- Primärenergiebilanz
- CO₂- und CH₄-Emissionen
- TOC-Emissionen
- Deponiemengen in Reaktordeponien.

Darüber hinaus wird bei der Darstellung der Ergebnisse für den Verwertungsweg „PVC-Bodenbeläge“ der mögliche Einfluß einer zusätzlichen Berücksichtigung von Cadmium als zusätzlicher ökologischer Parameter diskutiert. Für den gleichen Verwertungsweg ergab sich auch die Frage, ob im Fall der PVC-Verwertung die durch die substituierte PVC-Primärproduktion nicht verbrauchten Chlormengen nun als Abfall anfallen würden. Da nach Angaben der API [1999] vom gesamten Chlorverbrauch in Westeuropa jedoch nur 38 % auf PVC entfallen, ist damit zu rechnen, daß die eingesparten Chlormengen in anderen Bereichen zur Anwendung kommen. In diesem Zusammenhang darf auch nicht übersehen werden, daß das Potential für die stoffliche Verwertung von PVC nach den Ergebnissen dieser Studie aufgrund der derzeit noch so geringen Abfallmengen nur bei etwa 5 % der jährlich neu produzierten PVC-Menge liegt.

Mittels einer groben Abschätzung wurde weiters untersucht, welchen Einfluß die Berücksichtigung weiterer Emissionen, neben den oben angeführten, auf das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse haben könnte. Die Ergebnisse dieser Abschätzung werden gemeinsam mit der monetären Bewertung der CO₂-Emissionen besprochen.

Die Bilanzierung der ökologischen Parameter auf Basis der Güterbilanzen der Verwertungswege und der entsprechenden Veränderungen bei den übrigen Prozessen des Systems erfolgte mit jenen Daten, die bereits in der Basisstudie dargestellt wurden, und daher an dieser Stelle nicht weiter besprochen werden.

3.3 Betriebswirtschaftliche Analyse

Die betriebswirtschaftliche Analyse umfaßt die betriebswirtschaftlichen Kosten und Erlöse aller relevanten abfallwirtschaftlichen Prozesse auf Basis der Preissituation von 1998/99.

3.3.1 Kosten der getrennten Sammlung bzw. Demontage

Die folgende Tabelle enthält die Kosten für die getrennte Sammlung (inkl. Vorsortierung) bzw. Demontage der Kunststoffabfälle, die für die Bilanzierung der Verwertungswege verwendet wurden. In diesen Angaben sind die Transportkosten zum Verwerter, sowie „Systemkosten“ (Koordination und Administration von Sammlern und Verwertern), für die bei allen Verwertungswegen mit 0,85 ATS/kg gerechnet wurde, noch nicht enthalten.

Verwertungsweg	ATS/kg	Bemerkung	Quellen bzw. Vergleichsdaten
Bodenbeläge, Dachbahnen	2,70	Sammlung über Verleger	Basisstudie
Rohre/Profile	4,80	betriebliche Sammlung; „System“	Basisstudie; GUA [1999]
Isoliermaterial	8,00	betriebliche Sammlung; „System“	Abschätzung unter Berücksichtigung der Dichte
Baufolien	4,00	betriebliche Sammlung; „System“	Basisstudie, PE-Sammelsystem Schweiz
Silagefolien, sonstige Agrarfolien	2,50	betriebliche Sammlung; „System“	ComPress [1994], Raiffeisen, Repak, Poly-Recycling
Stoßstangen	5,00	Demontage	Stundensatz & Demontagezeit
Schaumstoffe Kfz	7,00	Demontage	Stundensatz & Demontagezeit
Kraftstoffbehälter	5,00	Demontage	Stundensatz & Demontagezeit
Batteriekästen	2,50	Nebenprodukt der Aufbereitung von Altbatterien	
Bildschirmgeräte, Großgeräte	4,50	Demontage	Modellversuch Weiz
Kleingeräte	6,00	Demontage	Modellversuch Weiz
Kühlgeräte	0,00	Nebenprodukt der Kühlgeräte-Aufbereitung	
Matratzen	4,10	Recyclinghöfe/Handel/ Sperrmüllsortierung	Basisstudie

Bodenbeläge und Dachbahnen: Für die Sammlung über die entsprechenden Verleger (ab Betrieb) und die anschließende Sortierung wurden die entsprechenden Kostenangaben der Basisstudie übernommen.

Rohre und Profile: Die Sammel- und Sortierkosten für diesen Verwertungsweg wurden in der Basisstudie mit 2,70 ATS/kg angegeben. Diesem Wert stehen die Sammel- und Sortierkosten der derzeit in Österreich bestehenden Erfassung von Kunststoffrohren von ca. 6,90 ATS/kg gegenüber [GUA 1999]. In der vorliegenden Arbeit wurde der Mittelwert aus diesen beiden Angaben verwendet.

Isoliermaterialien: Die Sammel- und Sortierkosten wurden für EPS und PUR-Schäume wegen der geringen Dichte der Sammelware mit ca. 8,- ATS/kg abgeschätzt.

Baufolien: Die entsprechenden Kosten werden in der Basisstudie mit 3,80 bis 4,50 ATS/kg angegeben. In der vorliegenden Arbeit wurden Kosten von 4,00 ATS/kg verwendet. Gemeinsam mit den Transport- und Systemkosten und einem Zuzahlungsbedarf von ca. 1,50 ATS/kg bei der Verwertung ergeben sich Gesamtkosten von 6,35 ATS/kg. Die Sammlung von PE-Abfällen von Baustellen über eine Sacksammlung des größten Baumaterial-Handelsunternehmens der Schweiz kostet im Vergleich dazu umgerechnet 5,60 ATS/kg. Der geringere Wert wäre durch die höhere Dichte der Sammelware wegen der gemeinsamen Sammlung mit HDPE-Abfällen erklärbar.

Landwirtschaftliche Folien: Die Kosten für die Sammlung *ab Betrieb* und eine geringfügige anschließende Sortierung wurden mit 2,50 ATS/kg angesetzt. Gemeinsam mit den Transport- und Systemkosten und einem Zuzahlungsbedarf von ca. 1,- ATS/kg bei der Verwertung ergeben sich Gesamtkosten von 4,35 ATS/kg. ComPress [1994] gibt im Vergleich dazu 4,15 ATS/kg an. Die meisten, bereits existierenden Verwertungssysteme basieren auf *Bringsystemen* mit Sammelstellen in unterschiedlicher Dichte und weisen demgemäß niedrigere Gesamtkosten aus: 1,40 ATS/kg bei den Raiffeisen-Lagerhäusern (Österreich); 1,85 ATS/kg bei

Repack in Irland; 2,70 bei der Abgabe von Sammelsäcken für Poly-Recycling (Schweiz).³³ In diesen Angaben ist jedoch der unterschiedlich hohe innerbetriebliche Aufwand für die Anfallstellen (Sammlung und Transport zur Sammelstelle) nicht inkludiert.

Matratzen: Der angegebene Wert von 4,10 ATS/kg ergab sich aus einer Mischung verschiedener Sammelschienen, bei der je 45 % der Sammelmenge vom Handel (3,80 ATS/kg) bzw. aus der Sperrmüll- und Gewerbemüllsortierung (4,50 ATS/kg) stammen, und 10 % über Recyclinghöfe (3,10 ATS/kg) erfaßt werden (die Einzelwerte wurden aus der Basisstudie übernommen).

Grundannahmen für die Bereiche Altautos und Elektroaltgeräte

Für Kunststoffe aus Altautos sind keine Kosten für die Sammlung anzusetzen, da Altautos aufgrund ihres Gefährdungspotentials bzw. mit dem primären Ziel der „Trockenlegung“ ohnedies erfaßt werden.

Unter der Annahme, daß auch die relevanten Geräte im Elektro- und Elektronikbereich aufgrund bestimmter enthaltener Stoffe getrennt gesammelt und behandelt werden, sind für Kunststoffe aus Elektroaltgeräten, wie bei Altautos, ebenfalls keine Kosten für die getrennte Sammlung zu berücksichtigen.

Kosten der Demontage von Kunststoffteilen aus Altautos

Für die Berechnung von Demontagekosten bestimmter Kunststoffteile aus Altautos wurden einerseits Daten aus verschiedenen Studien betreffend Demontagezeiten und demontierte Teilgewichte verwendet, und andererseits ein realistischer Stundensatz für die Demontage kalkuliert.

Beim Stundensatz wurden zwei Varianten betrachtet. Die erste Variante geht davon aus, daß die Vorbehandlung der Altautos jedenfalls wegen der Trockenlegung und eventuell zur Ersatzteilgewinnung stattfindet. Die Demontage von Kunststoffteilen ist dabei eine mögliche Zusatzaktivität, die parallel zur Trockenlegung und am gleichen Ort erfolgt. Daher werden der Kunststoffdemontage in diesem Ansatz keine anteiligen Kosten für Infrastruktur und übriges Personal angerechnet. Der Stundensatz der Demontage berechnet sich damit aus folgenden jährlichen Kosten:

- Bruttolohn: 14 x 22.500,- ATS
- 23 % Aufschlag für Summe aller Lohnnebenkosten
- 15.000,- ATS Overhead für Personalverwaltung und andere personenbezogene Nebenkosten
- 8.500,- ATS für die Miete eines 20 m³-Containers (Sammlung der demontierten Teile)
- 4.500,- ATS für Stellfläche (Pacht und Befestigung).

Die jährlichen Gesamtkosten von 415.450 ATS werden auf 1.400 Arbeitsstunden pro Jahr bezogen (ausgehend von einer mittleren Nettoarbeitszeit in Österreich von 1.750 h/a und einer Auslastung von 80 %), womit sich ein Stundensatz von **300 ATS** ergibt.³⁴

Ein alternativer Ansatz zur Berechnung des Stundensatzes für die Demontage geht von der Annahme aus, daß z. B. aufgrund der EU-Altautorichtlinie die Demontage bestimmter Kunststoffteile für die Erreichung von vorgegebenen Quoten notwendig ist. In diesem Fall sind der Demontagetätigkeit die gesamten Overheadkosten des entsprechenden Betriebes anzurechnen. Ausgangspunkt der Abschätzung ist hier der Stundensatz eines Kfz-Mechanikers, der nach Angaben von Kfz-Werkstätten derzeit zwischen 690,- und 890,- ATS/h liegt. Da der Aufwand bei der Behandlung von Altautos grundsätzlich geringer ist als bei den Aktivitäten

³³ Bedingt durch die unterschiedlichen Verwertungsprozesse in den einzelnen Ländern enthalten die angegebenen Gesamtkosten zum Teil auch Zuzahlungen zur Verwertung, die unterhalb von 1,00 ATS/kg liegen.

³⁴ Im Vergleich dazu verwendet Schmiemann [1998] für die Demontage von Kraftstoffbehältern Kosten von 0,85 DM/min entsprechend 360 ATS/h.

einer Kfz-Werkstätte, wurden 700 ATS/h für die weitere Berechnung verwendet. Dieser Wert wird noch auf eine Auslastung von 80 % (statt angenommenen 70 % für Kfz-Werkstätten) umgerechnet, womit sich schließlich etwa 600 ATS/h als alternativer Stundensatz für die Demontage ergeben. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse dieser Studie wurde der zuerst genannte Stundensatz von 300 ATS verwendet. Die Veränderung der Ergebnisse bei Verwendung des höheren Stundensatzes wird in einer Sensitivitätsanalyse dargestellt.

Für die Festlegung der Demontagezeiten wurden Angaben von Demontageversuchen aus Österreich [Kaltenstein 1999], Deutschland [Schmiemann 1998; Hoock 1999] und Frankreich [Zariatti 1999] verglichen und die plausibelsten Werte ausgewählt.

Tab. 3-1: Demontagekosten verschiedener Kunststoffteile aus Altautos auf Basis von Teilegewichten, Demontagezeiten und verschiedenen Stundensätzen.

Kfz-Demontagekosten	Teilegewichte kg/Auto	Demont.zeit min/Auto	Demontagekosten [ATS/kg]	
			bei 300 ATS/h	bei 600 ATS/h
Stoßfänger	15,0	15,0	5,00	10,00
Schaumstoffe	10,0	14,0	7,00	14,00
Kraftstoffbehälter	8,0	8,0	5,00	10,00

Batteriekästen aus PP sind ein Nebenprodukt der Aufbereitung von Altbatterien. Der Kunststoffanteil der Altbatterien wird in gereinigter und geshreddeter Form an einen Verwertungsbetrieb abgegeben. Als Kostenanteil der Kunststofffraktion an der Aufbereitung wird in diesem Fall jener Preis verwendet, der von dem Verwertungsbetrieb für das Material bezahlt wird; das sind 2,50 ATS/kg.

Demontagekosten für Kunststoffteile aus Elektroaltgeräten

Bei einem Modellversuch zur Sammlung, Demontage und Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten [Nelles et al. 1996] wurden die spezifischen Kosten der Demontage für Bildschirmgeräte mit 2,60 ATS/kg und für Kleingeräte mit 5,40 ATS/kg angegeben. Diese Angaben erschienen den Autoren der vorliegenden Arbeit im Vergleich mit den Demontagekosten bei Altautos eher zu niedrig, da insbesondere auch Aufwände für die Identifizierung der Kunststoffsorte (Großgeräte) und für die Ausscheidung von Kunststoffen mit unerwünschten Flammenschutzmitteln (Bildschirmgeräte) inkludiert sein sollten. Für die Bilanzierung der Verwertungswege in dieser Arbeit wurden die Demontagekosten daher bei Großgeräten und Bildschirmgeräten mit 4,50 ATS/kg und bei Kleingeräten mit 6,00 ATS/kg angesetzt.

Der verwertbare Anteil an PUR-Hartschaumstoffen aus Kühlgeräten fällt als Nebenprodukt bei der Aufbereitung von Kühlgeräten an. Für die Zwecke dieser Studie beginnt der Vergleich zwischen Verwertungsweg und alternativer Entsorgung erst an dieser Stelle. Die PUR-Fraktion wird dementsprechend entweder von einem Verwertungsbetrieb kostenlos übernommen oder gemäß den Festlegungen der Modellrechnung in dieser Studie der Müllverbrennung oder direkten Deponierung zugeführt.

3.3.2 Kosten der stofflichen und thermischen Verwertung

Die Kostenbilanz der stofflichen Verwertung besteht für jeden Verwertungsweg im wesentlichen aus drei Teilen:

- den Verfahrenskosten inkl. aller Overheadkosten und einem Zuschlag für Wagnis & Gewinn,
- den Recyclaterlösen und
- den notwendigen Zuzahlungen bzw. den Kosten für das Inputmaterial.

Können die Verfahrenskosten durch die Recyclaterlöse nicht abgedeckt werden, ist eine Zahlung notwendig, ohne die der Verwertungsprozeß unwirtschaftlich wäre. Übersteigen die Recyclaterlöse jedoch die Verfahrenskosten, dann kann der Abfallbesitzer für das angelieferte Material einen Erlös verlangen, d. h., daß in der Kostenbilanz der Verwertung in diesem Fall Kosten zu berücksichtigen sind.

In dieser Studie wurden Angaben zu den drei genannten Bereichen für jeden der untersuchten Verwertungsprozesse so gut wie möglich aufeinander abgestimmt. Die Grundlagendaten dazu stammen aus einer Vielzahl von Interviews mit Kunststoffverwertern, die die GUA im Laufe der vergangenen Jahre im Rahmen verschiedener Projekte durchgeführt hat.

Primär- und Sekundärpreise

Der Erlös für Recyclate ist naturgemäß vom Preisniveau der entsprechenden Primärware abhängig. Der Primärpreis von Kunststoffen war in den vergangenen Jahren von relativ großen Schwankungen gekennzeichnet und befand sich Anfang des Jahres 1999 an einem außerordentlichen Tiefpunkt. Um die Kosten-Nutzen-Bilanz nicht durch diesen vorübergehenden und untypischen Zustand zu verfälschen, wurde ein Preisniveau für Primärkunststoff verwendet, das dem Mittelwert der letzten 7 Jahre entspricht (siehe Abschnitt 3.4).

Dementsprechend wurden für die betriebswirtschaftlichen Bilanzen auch nicht die aktuellen Erlöse für Recyclate verwendet, sondern die Erlöse über ein bestimmtes Verhältnis zum Primärpreis festgelegt. Für typische Verwertungsprozesse ohne spezifische Besonderheiten wurde der Recyclaterlös mit 60 % des Primärpreises angenommen. Die folgende Tabelle enthält die Prozeßkosten der stofflichen Verwertung und das angenommene Verhältnis von Recyclaterlös und Kunststoff-Primärpreis für die einzelnen Verwertungswege, die für die Bilanzierung der Verwertungswege verwendet wurden.

Tab. 3-2: Übersicht über die verwendeten Prozeßkosten der stofflichen Verwertung und das angenommene Verhältnis von Recyclaterlös und Kunststoff-Primärpreis für die einzelnen Verwertungswege.

Verwertungsweg	Prozeßkosten der stofflichen Verwertung ATS/kg Input	Verhältnis Recyclaterlös/ Primärpreis
Bodenbeläge	4,50	70 %
Rohre/Profile	5,50	60 %
Isoliermaterial	2,00	50 %
Baufolien	5,00	70 %
Dachbahnen	4,50	70 %
Silagefolien	5,50	75 %
Sonstige Agrarfolien	5,00	70 %
Stoßstangen	4,50	60 %
Schaumstoffe Kfz	3,00	60 %
Batteriekästen	3,00	75 %
Kraftstoffbehälter	5,00	60 %
Bildschirmgeräte	4,00	60 %
Kleingeräte	4,00	60 %
Großgeräte	4,00	60 %
Kühlgeräte	3,00	70 %
Matratzen	5,00	50 %

Abschließend ist zu diesem Thema zu bemerken, daß die Wahl der Recyclaterlöse ausschließlich die abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz beeinflusst, da für die Kosten-Nutzen-Bilanz die Erlöse wieder abgezogen, und statt dessen die entsprechenden Primärpreise als Nutzeffekt berücksichtigt werden.

Sortenstruktur der Verwertungswege

Rohre/Profile: In Anlehnung an die Verteilung der Kunststoffsorten bei der derzeitigen Sammlung von Kunststoffrohren wurde die Sortenstruktur mit 40 % HDPE, 10 % PP und 50 % PVC angesetzt.

Kleingeräte und Großgeräte: Mangels konkreter Praxisdaten wurde für diese beiden Verwertungswege eine Gleichverteilung auf die Kunststoffsorten HDPE, PP, PVC und ABS angenommen.

Kosten der thermischen Verwertung

Die thermische Verwertung von Sortierresten (aussortierte Abfälle, die für die stoffliche Verwertung nicht geeignet sind) wird in dieser Arbeit durch eine industrielle Wirbelschichtverbrennungsanlage repräsentiert. Die Übernahmekosten einer derartigen Anlage wurden mit 1.520 ATS/t angesetzt. Dieser Wert ergibt sich aus einer detaillierten Bilanz, in der neben den Investitions- und Betriebskosten, Stromerlöse von 0,70 ATS/kWh (Strom-Wirkungsgrad 0,15), Wärmeerlöse von 23 ATS/kWh (Wärme-Wirkungsgrad 0,45), der durchschnittliche Heizwert des Inputmaterials mit 33 MJ/kg, und die Möglichkeit der Mischung mit heizwertärmeren Inputmaterialien berücksichtigt wurden (s. Basisstudie).

3.3.3 Kosten der alternativen Restmüllsammlung bzw. -vorbehandlung

Der in dieser Studie gewählte Referenzzustand für die Beurteilung der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen ist die alternative Restmüllsammlung und -behandlung. Bei allen untersuchten Verwertungswegen fallen die entsprechenden Kunststoffabfälle bei gewerblichen Anfallstellen an. Daher sind für diese Abfälle im Referenzzustand die Kosten der Gewerbemüllsammlung³⁵ heranzuziehen.

In einer aktuellen Studie der GUA [1998] wurden kunststoffspezifische Gewerbemüllsammelkosten auf Basis einer Detailkalkulation berechnet. Im Fall einer Verteilung auf Containerabfuhr und kommunale Restmüllabfuhr zu je 50 % ergeben sich durchschnittliche Sammelkosten von 1.700 ATS/t und durchschnittliche Behälterkosten von 390 ATS/t. Die Gesamtkosten von 2.090 ATS/t wurden den Berechnungen in dieser Arbeit zugrunde gelegt.

Wie bereits in Abschnitt 3.3.1 erläutert, wird in den Bereichen Altagautos und Elektroaltgeräte der Aufwand für die getrennte Sammlung sowohl bei den Verwertungswegen, als auch im Referenzzustand nicht berücksichtigt. Im Referenzzustand fallen bei Altagautos und Großgeräten allerdings neben den Entsorgungskosten auch die Kosten der Vorbehandlung durch einen Shredder an. Die Verfahrenskosten von Shredderanlagen liegen in Deutschland zwischen 80 und 120 DM/t [Abfallwirtschaftsjournal 1997; Intecus 1999]. Unter Berücksichtigung österreichischer Verhältnisse und der geringen Dichte von Kunststoffen wird für die Berechnungen in dieser Arbeit ein Wert von 800 ATS/t ausgewählt.

³⁵ Unter Gewerbemüll werden hier hausmüllähnliche Abfälle aus Gewerbe und Industrie verstanden.

3.3.4 Kosten der Restmüllverbrennung und der Deponierung

Die Kosten der Restmüllverbrennung wurden einer Detailkalkulation für eine Müllverbrennungsanlage entnommen, die von der GUA im Zuge anderer Projekte auf Basis aktueller Investitionskosten, Betriebskosten und Erlöse erstellt wurde. Um möglichst einen Durchschnitt der zukünftig in Österreich zu erwartenden Situation abzubilden, wurden in der Kalkulation entscheidende Parameter folgendermaßen festgelegt:

- Anlagenkapazität 150.000 t/a
- Stromwirkungsgrad (abzüglich Eigenbedarf) 18 %
- Wärmewirkungsgrad 25 % (Nutzungsgrad)
- Stromerlös 0,50 ATS/kWh
- Wärmeerlös 0,15 ATS/kWh (Mittelwert für industriell genutzte Wärme und Fernwärme).

Mit diesen Parametern ergibt sich eine Übernahmegebühr von 1.930 ATS/t. Dieser Wert wurde für die Berechnung der Kosten-Nutzen-Bilanzen verwendet. Die folgende Abbildung zeigt die Abhängigkeit der Übernahmegebühr von verschiedenen Kombinationen des Strom- und Wärmenutzungsgrades und vom erzielbaren Erlös für Strom und Wärme.

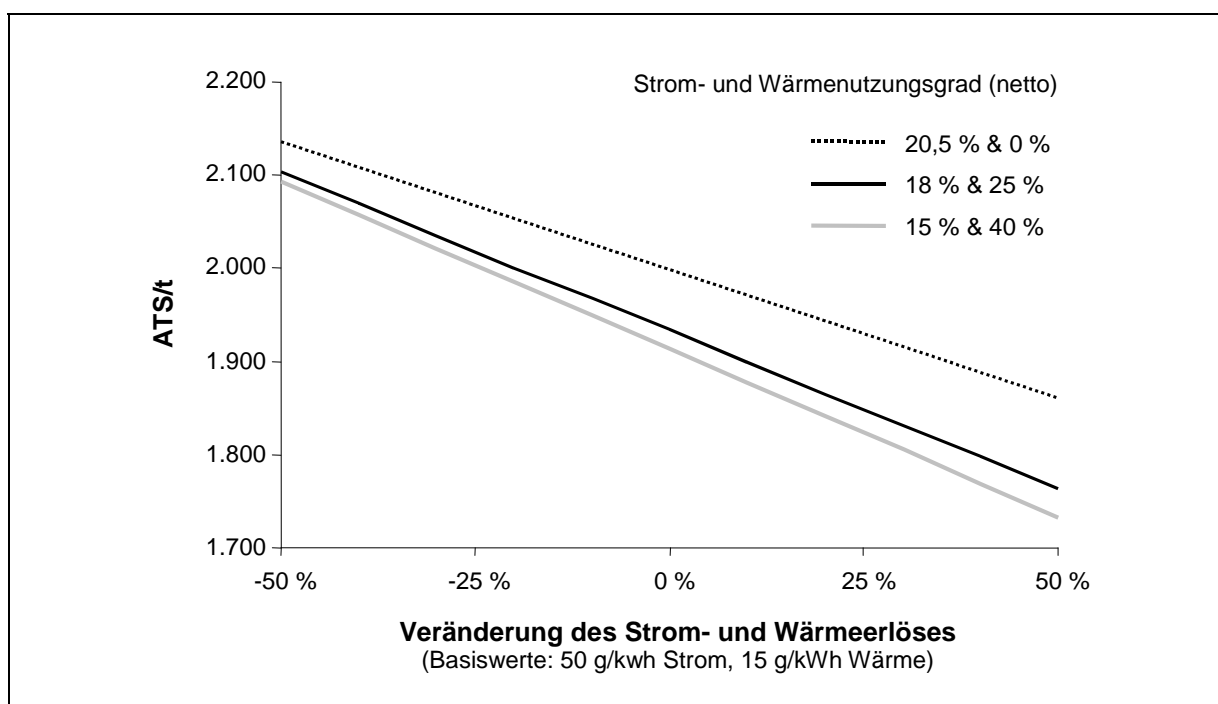


Abb. 3-1: Übernahmegebühren bei der Restmüllverbrennung in Abhängigkeit von Nutzungsgraden und Erlösen für Strom und Wärme.

3.4 Volkswirtschaftliche Analyse

Wie in der Basisstudie wurde für die Bewertung der volkswirtschaftlichen Sinnhaftigkeit von Verwertungswegen auch in dieser Arbeit die Methodik der Kosten-Nutzen-Analyse angewandt. In einer vollständigen Kosten-Nutzen-Bilanz eines Verwertungsweges sind alle relevanten ökologischen und ökonomischen Parameter berücksichtigt. Auf diese Weise kann untersucht werden, ob die eventuell gegebenen betriebswirtschaftlichen Mehrkosten der Ver-

wertung durch deren ökologische Nutzeffekte gerechtfertigt sind. Das Ergebnis einer derartigen Kosten-Nutzen-Bilanz 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 Verwertung
- Nettokosten der thermischen Verwertung des Sortierrestes³⁶
- + Ersparte Kosten der Restmüllsammlung
- + Ersparte Nettokosten der Restmüllbehandlung und Deponierung
- = Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse**
- + Ersparte Kosten der Primärproduktion und konventionellen Energieumwandlung (Substitutionseffekte)
- + Ersparte Kosten von Emissionsvermeidung und Deponiesanierung (externe Effekte)
- = Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse**

3.4.1 Substitutionseffekte

Die Berücksichtigung der Substitutionseffekte erfolgt 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.

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

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

³⁶ Die thermische Verwertung (in dieser Studie als industrielle Wirbelschichtverbrennung modelliert) bezieht sich in diesem Zusammenhang nur auf den Sortierrest. Das ist jener Teil aus der getrennten Sammlung, der sich aus Qualitätsgründen nicht zur stofflichen Verwertung eignet.

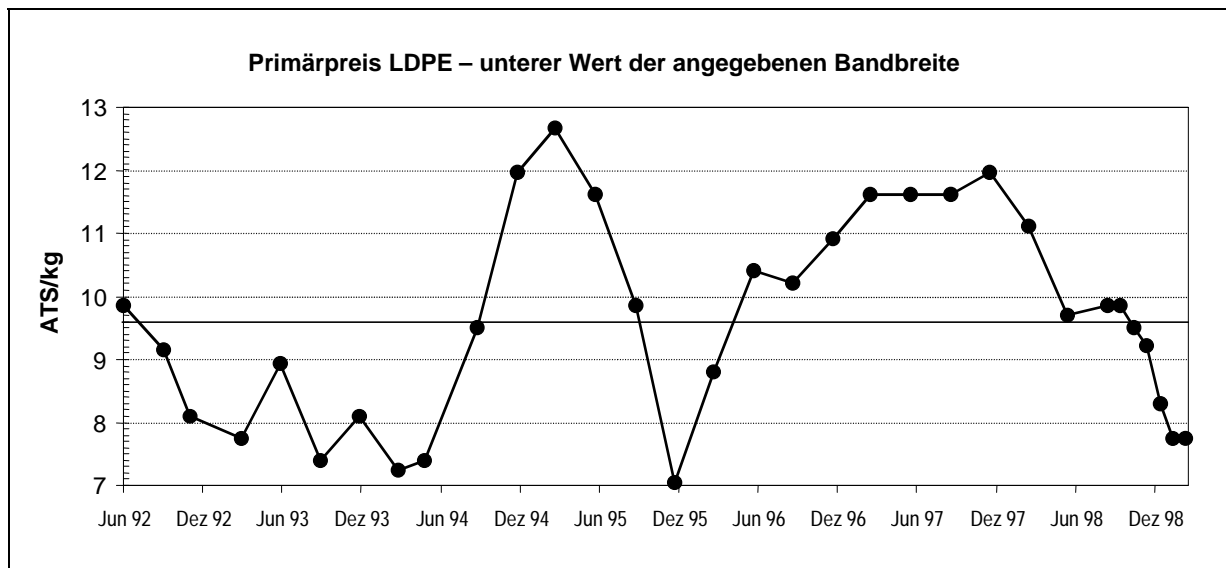


Abb. 3-2: Veränderung des Primärpreises für LDPE im Laufe der letzten sieben Jahre; aus EUWID Recycling und Entsorgung [1992-1999].

Tab. 3-3: Primärpreise für verschiedene Kunststoffsorten, die den Kosten-Nutzen-Bilanzen dieser Arbeit zugrunde liegen. Bei PUR bezieht sich die Angabe auf die Rohstoffkosten für die Herstellung von 1 kg PUR.³⁷

Kunststoff	ATS/kg
LDPE	9,70
HDPE	8,70
PP	7,40
PVC	8,30
EPS	9,30
ABS	19,10
PUR	20,00

Bei der Bewertung der substituierten Primärproduktion ist neben dem Kunststoffpreis auch der Substitutionsfaktor von Bedeutung:

$$\text{Substitutionsfaktor} = \frac{\text{substituierte Menge Primärmaterial}}{\text{eingesetzte Menge Recyclat}}$$

Nach Angaben verschiedener Verwertungsbetriebe ersetzen Recyclate heute in vielen Anwendungsbereichen die gleiche Menge an Primärkunststoff. Substitutionsfaktoren <1 können auftreten, wenn ein Kunststoffprodukt durch die Mitverarbeitung von Recyclat dickwandiger oder dichter (Schaumstoffe) wird bzw. wenn ein Teil des Recyclats Füllstoffe anstatt Kunststoff ersetzt.

Daher wurde in dieser Arbeit bei Bodenbelägen und Dachbahnen ein Substitutionsfaktor von 0,75 (teilweise Füllstoffersatz) und bei PUR-Matratzen ein Substitutionsfaktor von 0,9 (höhe-

³⁷ Die Rohstoffkosten für die Herstellung von 1 kg PUR-Weichschaumstoff können bis zu 30 ATS/kg betragen. Wegen der geringeren Qualität von PUR-Letzterverbraucherabfällen gegenüber Neuware wurde für die Bilanzen dieser Studie allerdings der niedrigste Wert der möglichen Kostenbandbreite verwendet.

re Dichte) angenommen. Für alle übrigen Verwertungswege wurde der Substitutionsfaktor für den Ersatz von Primärkunststoff mit 1,0 angesetzt.

Die Bewertung des Nutzeffektes von produziertem Strom oder produzierter (und genutzter) Wärme³⁸ erfolgt in dieser Arbeit mit Hilfe der **Kosten der ersparten alternativen (konventionellen) Strom- und Wärmeproduktion**, die in Form einer Gas- und Dampfturbine modelliert wird. Diese Form der Endenergieerzeugung wurde unter anderem deshalb ausgewählt, weil für die Bewertung der Nutzeffekte im Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse immer die günstigste verfügbare Alternative heranzuziehen ist.

Die Kosten der Strom- und Wärmeproduktion wurden aus einer Detailkalkulation in GUA [1998] mit durchschnittlich 0,42 ATS/kWh übernommen. Bei einem Stromanteil von 40 % entsprechen diese Durchschnittskosten einem Stromerlös von ca. 0,70 ATS/kWh und einem Wärmeerlös von ca. 0,23 ATS/kWh.

3.4.2 Externe Effekte

Externe Nutzeffekte sind Nutzeffekte der untersuchten Maßnahmen, die heute in betriebswirtschaftlichen Bilanzen noch keinen Niederschlag finden. In dieser Arbeit wurden als externe Effekte die Reduktion von CO₂- und CH₄-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 Monetarisierung der externen Nutzeffekte für die Kosten-Nutzen-Analyse erfolgte über Vermeidungskosten.

Vermeidungskosten bilden jene Kosten ab, die anfallen würden, wenn die durch ein Projekt bedingten Schadstoffemissionen anderswo in der Volkswirtschaft eingespart würden. Dies sind z. B. Investitions- und Betriebskosten einer Rauchgasreinigungsanlage. Zu beachten ist, daß es sich *nicht* um Kosten für Emissionsminderungstechnologien handeln muß, die im Wirtschaftssektor des zu untersuchenden Projektes gesetzt werden können. Vielmehr ist zu untersuchen, wo in der österreichischen Volkswirtschaft die im Rahmen z. B. der Abfallwirtschaft emittierte Menge an Luftschadstoffen und CO₂ am kostengünstigsten durch den Einsatz von Emissionsminderungstechnologien eingespart werden kann. Hierbei werden vor allem zwei verschiedene Ansätze verwendet:

- In „Bottom-up“-Modellen werden tatsächliche, verfahrenstechnisch begründete Emissionssparpotentiale verschiedener Sektoren ermittelt und aggregiert, woraus die entsprechenden Vermeidungskosten abgeleitet werden. Hierbei werden für verschiedene Luftschadstoffe und CO₂ jene Kosten geschätzt, die in der österreichischen Volkswirtschaft anfallen würden, wenn Technologien zur Anwendung gelangen würden, die diese Emissionen einsparen. Hierbei sind z. B. die Investitions- und Betriebskosten einer Rauchgasreinigungsanlage oder die volkswirtschaftlichen Kosten der Einführung der Katalysatorpflicht für Kraftfahrzeuge zu nennen.
- „Top-down“-Modelle gehen von einem politisch oder ethisch begründeten Emissionsreduktionsziel aus. Es wird in einem makroökonomischen Modell, in welchem der z. B. der Energieverbrauch in Abhängigkeit von Energiepreisen, Einkommen etc. modelliert wird, die Höhe jener „Umweltabgabe“ ermittelt, die notwendig wäre, um die gewünschte Emissionsreduktion zu erreichen. Dieser ermittelte Steuersatz entspricht gleichzeitig den sozialen Grenzkosten der Emissionen.

³⁸ Durch die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen kann einerseits die Strom- und Wärmeproduktion im Rahmen der Müllverbrennung sinken, falls die Kunststoffabfälle im Referenzfall (zum Teil) in Müllverbrennungsanlagen mit Stromproduktion und/oder Wärmenutzung gelangen. Andererseits kann durch die thermische Verwertung des Sortierrestes (aus der Sortierung vor der stofflichen Verwertung) Strom und Wärme produziert werden.

Top-Down-Modelle ermitteln meist ein geringeres wirtschaftliches Einsparungspotential und weisen daher höhere Vermeidungskosten auf als Bottom-Up-Modelle.

Für die monetäre Bewertung der externen Effekte werden in dieser Arbeit die gleichen Werte wie in der Basisstudie verwendet (s. folgende Tabelle). Die angegebene Bandbreite für Vermeidungskosten von CO₂-Emissionen resultiert aus den Unterschieden der bereits beschriebenen „Bottom-Up“- bzw. „Top-Down“-Ansätze. Der Nutzwert von verringerten TOC-Emissionen wurde aus der Bewertung des CSB im Rahmen des deutschen Abwasserabgabengesetzes abgeleitet.

Die externen Kosten der Deponierung wurden in Form eines Kostenzuschlags auf die verwendeten Deponiepreise berücksichtigt. Der Kostenzuschlag entspricht dem Risiko der Notwendigkeit einer späteren Ausräumung und teilweisen thermischen Behandlung von Deponiegut. Da fundierte Daten zu den langfristigen biochemischen und chemischen Vorgängen in einer Deponie und zur Bewertung sehr langfristiger Schadefekte derzeit noch nicht vorliegen, wurde der beschriebene Ansatz als erster, grober Schritt der Internalisierung externer Effekte der Deponierung gewählt. Zur Eingrenzung der von dieser Bewertung ausgehenden Unsicherheiten wurde der gewählte Wert in einer Sensitivitätsanalyse zwischen 1.500 ATS/t und 2.500 ATS/t variiert.

Tab. 3-4: Monetäre Bewertung der berücksichtigten externen Effekte.

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

Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanzen durch die Berücksichtigung zusätzlicher Emissionen und durch die Bewertung des Rohstoffverbrauchs

Mit Hilfe einer groben Abschätzung wurde untersucht, in welchem Ausmaß sich die später dargestellten Kosten-Nutzen-Bilanzen durch die Berücksichtigung **zusätzlicher Luftemissionen** verändern würden.³⁹ Der resultierende monetäre Zusatznutzen betrug in dieser Abschätzung etwa die Hälfte des Nutzeffekts der ersparten CO₂-Emissionen.

Die gewählte Bewertung der CO₂-Emissionen mit 700,- ATS/t CO₂ entspricht allerdings nicht den *kostengünstigsten*, derzeit verfügbaren Maßnahmen, die für eine Kosten-Nutzen-Analyse üblicherweise herangezogen werden, sondern den Durchschnittskosten von Maßnahmen, mit denen insgesamt ein relativ großes Reduktionspotential abgedeckt werden kann. Üblicherweise werden die Kosten der günstigsten CO₂-Reduktionsmaßnahmen mit 250-350 ATS/t CO₂ angegeben.

Der zusätzliche Nutzeffekt durch die Bilanzierung und Monetarisierung weiterer Luftemissionen neben CO₂ und CH₄ wird in dieser Arbeit also im wesentlichen durch eine vergleichsweise eher hoch angesetzte CO₂-Bewertung kompensiert. Würden zusätzliche Luftemissionen gleichzeitig mit der hohen CO₂-Bewertung von 700,- ATS/t berücksichtigt werden, würden sich die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen in der Größenordnung von 1,- ATS/kg Kunststoff verbessern.

³⁹ Diese Abschätzung beruhte auf einem durchschnittlichen Emissionsmix bei der Kunststoff-Primärproduktion und den in GUA [1998] verwendeten Vermeidungskosten für NO_x, SO₂, CO, CH₄, C_xH_y und Staub.

Für **Wasseremissionen** aus deponierten Kunststoffabfällen hat eine eventuelle stoffliche Verwertung insofern positive Auswirkungen, als durch die Wiederverwertung der entsprechende 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.

Der mögliche Zusatzbeitrag zur Kosten-Nutzen-Bilanz der Verwertung von Bodenbelägen durch die zusätzliche Berücksichtigung von **Cadmium**-Emissionen wurde auf Basis des gerade beschriebenen Ansatzes nach oben hin abgeschätzt. Dazu wurde angenommen, daß die in deponierten Bodenbelägen enthaltene Cadmium-Menge von etwa 0,5 g/kg im Laufe von Jahrhunderten vollständig ins Grundwasser übergeht. Mit einer Cadmium-Bewertung von 4900 ATS/kg Cd auf Basis des deutschen Abwasserabgabengesetzes resultiert daraus ein Nutzeffekt für die Verwertung von Bodenbelägen, der maximal 2,45 ATS/kg Bodenbelag betragen kann.

Schließlich könnte neben der Treibhauswirksamkeit der fossilen Energieträger auch der **Rohstoffverbrauch** selbst in der Kosten-Nutzen-Bilanz seinen Niederschlag finden, da nicht erneuerbare Energieträger eine begrenzte Ressource darstellen, und ihre Verfügbarkeit für kommende Generationen durch die heutige Nutzung eingeschränkt wird.

In einer Studie von INFRAS & PROGNOSE [1994] wurde diese Frage der „intertemporalen Verteilungsgerechtigkeit“ bewertet, indem die Kosten verschiedener Backstop-Technologien (Ersatztechnologien auf Basis erneuerbarer Energieträger zur Schonung der fossilen Rohstoffe) in einen Zuschlag zum Öl- und Gaspreis umgerechnet wurden. Für einen Betrachtungszeitraum bis zum Jahr 2100 ergaben sich dabei Zuschläge in einer Größenordnung von 50-70 % der heutigen Energiepreise. Allerdings wird darauf hingewiesen, daß ein Großteil der Backstop-Technologien gleichzeitig die treibhauswirksamen Emissionen reduziert und damit bereits in den Vermeidungskosten für CO₂ inkludiert ist. Zusätzlich ist die Berechnung der genannten Zuschläge mit großen Unsicherheitsfaktoren verbunden (tatsächliche Reichweite der Energieträger, Kostenentwicklung von Ersatztechnologien, etc.).

Es erscheint daher zum heutigen Zeitpunkt nicht sinnvoll, über die Treibhauswirkung der fossilen Energieträger hinaus auch noch den Rohstoffverbrauch wegen der Knappheit dieser Ressourcen zu bewerten. Im Rahmen einer beispielhaften Sensitivitätsanalyse wird jedoch die Veränderung des Ergebnisses durch einer Erhöhung des Ölpreises um bis zu 50 % dargestellt (s. Abschnitt 4.3).

4 ERGEBNISSE DER KOSTEN-NUTZEN-ANALYSEN

4.1 Informationsstand der Basisstudie

Im Rahmen der Basisstudie [HUTTERER & PILZ, 1998] wurde die Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen noch nicht sehr differenziert betrachtet. Die Kosten-Nutzen-Bilanzen wurden jeweils nur für die Gesamtmenge des IST-Zustandes und des Zusatzpotentials errechnet. Die folgende Abbildung und Tabelle fassen die Kosten-Nutzen-Analyse der Vorläuferstudie für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen zusammen.

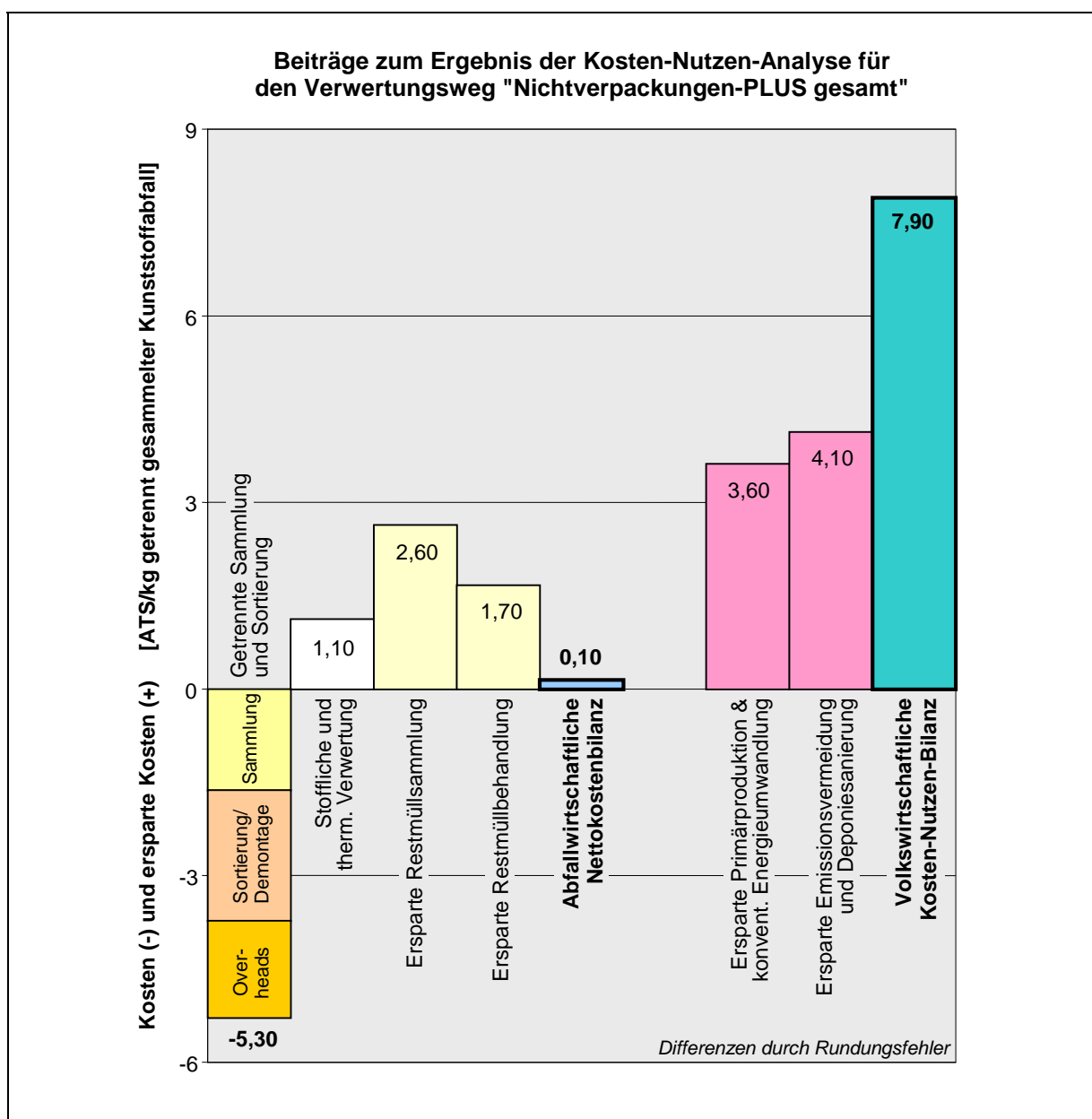


Abb. 4-1: Teilbeiträge der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im IST-Zustand (Basisstudie).

Tab. 4-1: Teilbeträge der Kosten-Nutzen-Bilanzen für die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen laut Basisstudie

Stand Basisstudie		Getrennte Sammlung und Sortierung	Stoffliche und therm. Verwertung	Ersparte Restmüllsammlung	Ersparte Restmüllbehandlung	Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	Ersparte Primärproduktion & konvent. Energieumwandlung	Ersparte Emissionsvermeidung und Deponiesanierung	Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz
	t/a	ATS/kg getrennt gesammelter Kunststoffabfall							
Nichtverpackungen-IST gesamt	2.500	-2,61	-0,23	2,48	1,65	1,29	3,32	3,72	8,33
Nichtverpackungen-PLUS gesamt	27.600	-5,29	1,13	2,64	1,67	0,15	3,62	4,13	7,90

Das deutlich positive Ergebnis der beiden Kosten-Nutzen-Bilanzen bedeutet, daß die stoffliche Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen sowohl für die bereits heute verwerteten Mengen, als auch für die abgeschätzten Zusatzpotentiale volkswirtschaftlich eindeutig rentabel ist. Aufgabe der vorliegenden Studie war es nun, differenzierte Kosten-Nutzen-Bilanzen für jeden der einzelnen Teilbereiche des Verwertungspotentials bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen zu erstellen, um für die praktischen Umsetzungsvorschläge eine Prioritätenreihung zu gewinnen und um einzelne Teilbereiche mit womöglich negativer Kosten-Nutzen-Bilanz auszuschneiden.

4.2 Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen bei 80 % MVA-Anteil

Bereits in der Basisstudie wurde ausführlich erläutert, daß die Kosten-Nutzen-Bilanz eines Verwertungsweges, und damit seine Sinnhaftigkeit, entscheidend davon abhängen kann, welche Anteile des Restmülls in Müllverbrennungsanlagen bzw. in Deponien gelangen.⁴⁰ Da sich die Handlungsempfehlungen dieser Studie vor allem auf den *zukünftig* möglichen Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen beziehen sollen, wurde die Hauptvariante der Ergebnisse auf Basis eines Müllverbrennungsanteils von 80 % berechnet (hoher Umsetzungsgrad der Deponieverordnung). Damit wird überprüft, ob die untersuchten Verwertungswege auch vor dem Hintergrund der in Zukunft zu erwartenden Restmüllbehandlung aus volkswirtschaftlicher Sicht rentabel sind.⁴¹

Die Umsetzung der Deponieverordnung wird aller Voraussicht nach nicht nur zu einer Zunahme bei den Kapazitäten für die Müllverbrennung, sondern daneben auch zur Realisierung des sogenannten „Restmüllsplitting“ führen. Das bedeutet, daß der Restmüll durch eine mechanische Vorbehandlung in eine heizwertarme Schwerfraktion für die nachfolgende biologische Behandlung und eine heizwertreiche Leichtfraktion für die nachfolgende thermische Verwertung getrennt wird. Das in Zukunft realisierte Verhältnis von Müllverbrennung und Restmüllsplitting beeinflußt natürlich auch die Kosten-Nutzen-Bilanz der stofflichen Verwertung.

⁴⁰ Der Referenzzustand für die Kosten-Nutzen-Analyse ist die Sammlung und Entsorgung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen gemeinsam mit dem Restmüll (der in den untersuchten Fällen in der Regel aus dem Gewerbe stammt).

⁴¹ In der Basisstudie wurde bereits ausführlich erläutert, daß die Rentabilität der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen mit steigendem Müllverbrennungsanteil abnimmt.

Die Ergebnisse auf Basis derartiger Kombinationen von MVA und Restmüllsplitting mit industrieller Mitverbrennung der heizwertreichen Fraktion liegen aber jedenfalls innerhalb jener Bandbreite, die durch die beiden in dieser Studie betrachteten Szenarien angegeben wird. Daher wurden für die Ergebnisdarstellung keine weiteren Szenarien ausgewählt.

Ökologische Analyse

Bei praktisch allen untersuchten ökologischen Bewertungsparametern führen die untersuchten Verwertungswege zu positiven Auswirkungen im Gesamtsystem. Der positive Effekt besteht in einer Reduktion des Energieverbrauchs, der untersuchten Emissionen und der direkt deponierten Abfallmengen des Gesamtsystems. Die einzige Ausnahme sind TOC-Emissionen bei Folien aus der Landwirtschaft, bei denen aufgrund der hohen Verunreinigungen die TOC-Frachten aus der stofflichen Verwertung höher sind als die ersparten TOC-Frachten aus der Primärproduktion von Kunststoff. In der folgenden Tabelle sind die entsprechenden Parameter als relative Werte pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall angegeben.

Tab. 4-2: Ergebnis der ökologischen Analyse der untersuchten Verwertungswege für die ausgewählten Parameter. Das negative Vorzeichen bedeutet eine Verminderung der Umweltbelastung.

Ergebnisse bei ökologischen Parametern (80% MVA)	Primär-energie-bilanz MJ/kg	CO ₂ -Äquivalent für CO ₂ und CH ₄ kg/kg	TOC-Emissionen g/kg	direkt deponierte Abf.mengen kg/kg	Getr.gesamm. Mengen (inkl. Verunr.) t/a
Bodenbeläge	-18	-1,7	-0,39	-0,17	5.410
Rohre/Profile	-39	-2,4	-0,72	-0,20	2.320
Isoliermaterial	-59	-3,3	-0,75	-0,20	840
Baufolien	-40	-2,2	-0,13	-0,16	250
Dachbahnen	-19	-1,8	-0,55	-0,19	110
Silagefolien	-26	-1,5	0,33	-0,12	1.920
Sonstige Agrarfolien	-29	-1,5	0,48	-0,10	2.420
Stoßstangen	-49	-2,6	-1,00	-0,22	2.530
Schaumstoffe Kfz	-77	-6,1	-0,89	-0,22	1.520
Batteriekästen	-49	-2,6	-1,00	-0,22	610
Kraftstoffbehälter	-50	-2,7	-0,77	-0,22	300
Bildschirmgeräte	-66	-4,0	-0,88	-0,22	710
Kleingeräte	-50	-2,9	-0,88	-0,22	4.750
Großgeräte	-50	-2,9	-0,88	-0,22	710
Kühlgeräte	-77	-6,1	-0,89	-0,22	610
Matratzen	-53	-4,3	-0,73	-0,20	840

Abfallwirtschaftliche Nettokostenanalyse und Kosten-Nutzen-Analyse

Das Ergebnis der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse setzt sich im wesentlichen aus den Kosten des Verwertungsweges (negativ) und den ersparten Kosten bei der Restmüllsammlung und -behandlung (positiv) zusammen. Ein positiver Gesamtwert bedeutet also, daß die Kosten für die getrennte Sammlung, Aufbereitung und Verwertung von Kunststoffabfällen niedriger sind als die Kosten der alternativen Restmüllsammlung und -entsorgung. In diesem Fall ist es sogar aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht vorteilhafter, den Verwertungsweg zu beschreiten. Umgekehrt wird ein Verwertungsweg mit einer negativen abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz wohl kaum ohne den Ausgleich der Mehrkosten gegenüber der Restmüllschiene realisiert werden.

Bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse ist es daher von besonderem Interesse, ob sich für die betriebswirtschaftlich defizitären Verwertungswege durch die Berücksichtigung der positiven ökologischen Effekte in Form der Substitutionseffekte und externen Nutzeffekte schließlich eine positive volkswirtschaftliche Bilanz ergibt. Die Teilbeträge der spezifischen Kosten-Nutzen-Bilanzen aller untersuchten Verwertungswege sind in der folgenden Tabelle wiedergegeben. Die Gliederung entspricht der in Abschnitt 3.4 beschriebenen Vorgangsweise bei der Erstellung der Kosten-Nutzen-Bilanzen.

Tab. 4-3: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die untersuchten Verwertungswege bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 80 %. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.

Angaben in AT\$/kg Kunststoffabfall	Bodenbeläge	Rohre/Profile	Isoliermaterial	Bau- folien	Dach- bahnen	Silage- folien	Sonst. Agr.folien	Matratzen
Getrennte Sammlung und Sortierung	-2,58	-4,85	-8,22	-4,01	-2,58	-2,43	-2,43	-4,15
Stoffliche u. thermische Verwertung	-1,02	-2,11	0,73	-1,01	-0,79	-1,99	-2,08	1,74
Ersparte Restmüllsammlung	1,82	2,14	2,14	1,68	1,97	1,22	1,07	2,14
Ersparte Restmüllbehandlung	1,84	2,03	2,03	1,77	1,93	1,50	1,42	2,01
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	0,06	-2,79	-3,32	-1,56	0,52	-1,69	-2,01	1,74
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl.	0,06	2,45	3,49	1,77	0,06	0,54	1,33	5,63
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	1,57	2,11	2,77	1,85	1,68	1,28	1,27	3,43
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	1,68	1,77	2,95	2,06	2,26	0,13	0,59	10,81

Angaben in AT\$/kg Kunststoffabfall	Stoßstangen	Schaumstoffe Kfz	Batterie-kästen	Kraftstoff-behälter	Bildschirm-geräte	Klein-geräte	Groß-geräte	Kühl-geräte
Getrennte Sammlung und Sortierung	-5,00	-7,00	-2,50	-5,00	-4,50	-6,00	-4,50	0,00
Stoffliche u. thermische Verwertung	-1,32	7,30	1,22	-0,61	4,84	0,67	0,67	9,18
Ersparte Restmüllsammlung	0,86	0,86	2,25	0,86	0,46	0,46	0,46	0,00
Ersparte Restmüllbehandlung	2,10	2,10	2,10	2,10	2,09	2,09	2,09	2,10
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	-3,36	3,26	3,07	-2,65	2,89	-2,78	-1,28	11,28
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl.	2,36	7,11	1,32	2,84	6,17	3,39	3,39	5,23
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	2,24	4,72	2,24	2,33	3,25	2,51	2,51	4,72
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	1,25	15,09	6,64	2,52	12,31	3,13	4,63	21,23

In den nachfolgenden Abbildungen sind diese Teilbeträge einiger ausgewählter Kosten-Nutzen-Bilanzen graphisch dargestellt. Bei einigen Beispielen ergibt sich für die „Kosten der stofflichen (und thermischen)⁴² Verwertung“ einen positiver Wert. Das bedeutet, daß in diesen Fällen die erzielbaren Recyclaterlöse höher sind als die Prozeßkosten der stofflichen (bzw. thermischen) Verwertung. In diesen Fällen kann daher der Verwertungsbetrieb für die übernommenen Kunststoffabfälle einen bestimmten Preis bezahlen, anstatt auf Zuzahlungen zum Input angewiesen zu sein.

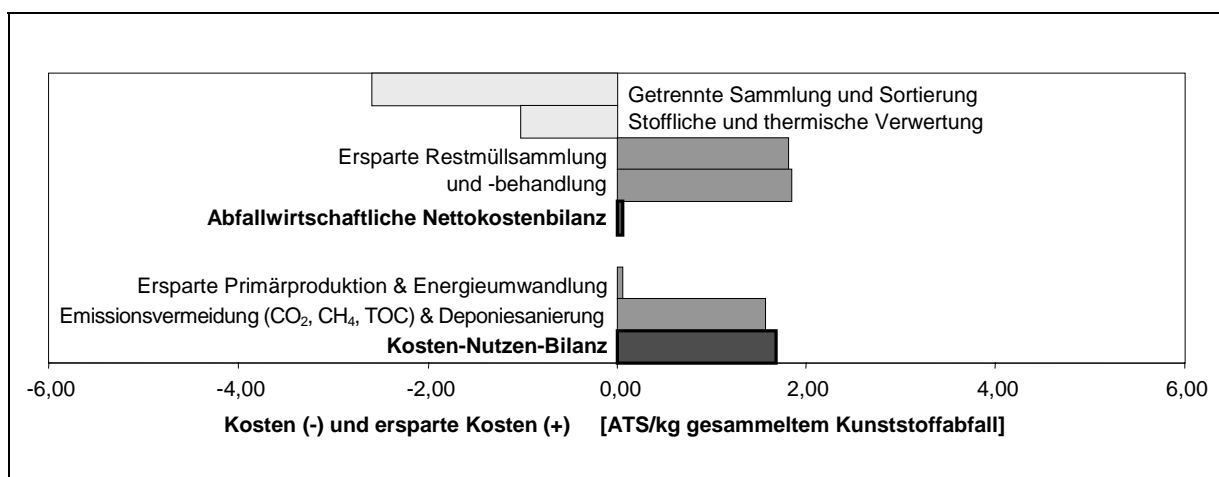


Abb. 4-2: Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus dem Baubereich (PVC-Bodenbeläge).

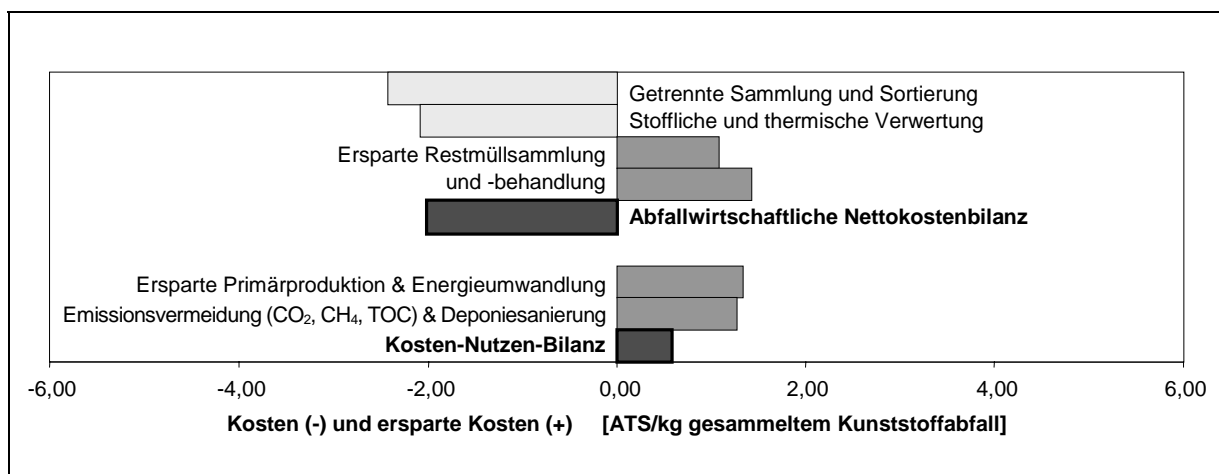


Abb. 4-3: Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus der Landwirtschaft (LDPE-Agrarfolien).

⁴² Die thermische Verwertung bezieht sich in diesem Zusammenhang nur auf den Sortierrest. Das ist jener Teil der Sammelmenge, der sich aus Qualitätsgründen nicht zur stofflichen Verwertung eignet, aber dennoch bei der getrennten Sammlung nicht vermieden werden kann.

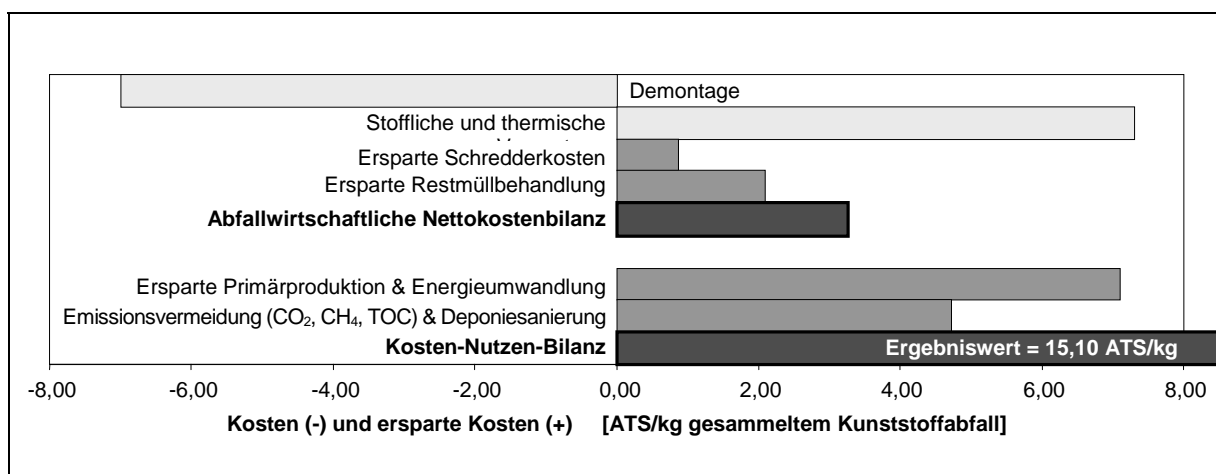


Abb. 4-4: Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus Altautos (**PUR-Schaumstoffe**; Skala hier abweichend von -8 bis +8 ATS/kg).⁴³

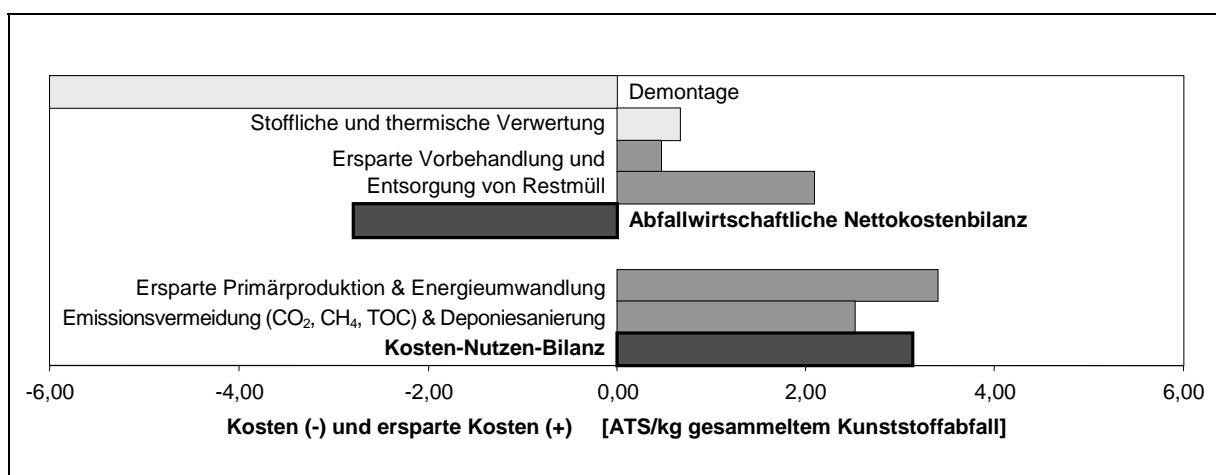


Abb. 4-5: Zusammensetzung der wichtigsten Kosten-Nutzen-Bilanz bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen aus Elektroaltgeräten (**Gehäuseteile von Kleingeräten** aus PE, PP, PVC und ABS).⁴⁴

⁴³ Für Kunststoffe aus Altautos sind keine Kosten für die Sammlung anzusetzen, da Altautos aufgrund ihres Gefährdungspotentials, bzw. mit dem primären Ziel der „Trockenlegung“, ohnedies erfaßt werden.

⁴⁴ Unter der Annahme, daß die relevanten Geräte im Elektro- und Elektronikbereich aufgrund bestimmter enthaltener Stoffe getrennt gesammelt und behandelt werden, sind für Kunststoffe aus Elektroaltgeräten wie bei Altautos keine Kosten für die getrennte Sammlung anzusetzen.

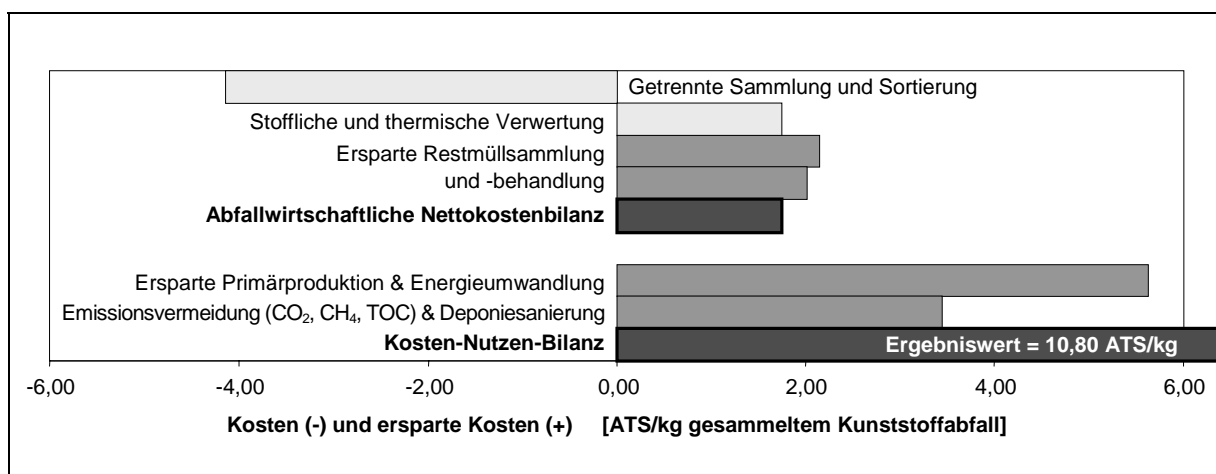


Abb. 4-6: Zusammensetzung der Kosten-Nutzen-Bilanz für die stoffliche Verwertung von **PUR-Matratzen**.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß alle Kosten-Nutzen-Bilanzen positiv ausfallen. Das heißt, daß die stoffliche Verwertung aller untersuchter Kunststoffabfälle aus volkswirtschaftlicher Sicht günstiger ist als die gemeinsame Sammlung und Entsorgung mit dem Restmüll. Zur Veranschaulichung der jährlichen Absolutbeträge der volkswirtschaftlichen Effekte, die sich aus den spezifischen Ergebnissen und den abgeschätzten Verwertungspotentialen ergeben, wurden in der folgenden Tabelle die Nettokostenbilanzen im Bereich der Abfallwirtschaft und die Kosten-Nutzen-Bilanzen aller Verwertungswege nach Branchen zusammengefaßt. Das Ergebnis im Kfz-Bereich wird vor allem durch die Kosten-Nutzen-Bilanz der Verwertung von PUR-Weichschaumstoffen bestimmt. Im Baubereich sind die Bilanzen der Verwertung von PVC-Bodenbelägen und von Rohren bzw. Profilen die ausschlaggebenden Faktoren (vgl. Tab. 5-1).

Tab. 4-4: Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen.

Bereich	Potential (o. Verunrein.) t/a	Nettokosten Abf.wirtschaft		Kosten-Nutzen-Bilanz	
		spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a	spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a
Bau	7.900	-1.170	-9,2	2.080	16,5
Landwirtschaft	2.700	-3.000	-8,1	620	1,7
KfZ	4.900	-510	-2,5	6.290	30,8
Elektro	6.700	-780	-5,2	5.930	39,7
PUR-Matratzen	800	1.840	1,5	11.380	9,1
Summe	23.000	-1.030	-23,6	4.250	97,8

Die Prioritäten unter den möglichen Umsetzungsmaßnahmen und die praktische Bedeutung der Ergebnisse bei den abfallwirtschaftlichen Nettokosten hinsichtlich des Vorzeichens und der Größenordnung werden in Abschnitt 5 diskutiert. An dieser Stelle seien zur Differenzierung der angegebenen Werte noch zwei Angaben hinzugefügt:

- **Anteil der thermischen Verwertung**⁴² in der Position „Kosten der stofflichen und thermischen Verwertung“: In den Bereichen Bau, Landwirtschaft und Elektro, in denen jeweils 10 % der gesammelten Kunststoffabfälle der thermischen Verwertung zugeordnet wurden, stammen von der Gesamtposition etwa -0,15 ATS/kg aus der thermischen Verwertung. Beim

Verwertungsweg „PUR-Matratzen“ ergibt ein thermisch verwerteter Anteil von 20 % einen Beitrag von -0,30 ATS/kg.

- **Anteil vermiedener Deponiesanierung** in der Position „Emissionsvermeidung und Deponiesanierung“: Im Referenzzustand für die dargestellten Kosten-Nutzen-Bilanzen (keine Verwertung) werden nur 20 % der Abfälle direkt deponiert. Die externen Kosten dieser Mengen betragen nach Abschnitt 3.4 2,00 ATS/kg. Damit ergibt sich in der Gesamtposition für den Deponieanteil ein Wert von etwa 0,40 ATS/kg.

Von dem in Tab. 4-7 genannten volkswirtschaftlichen Vorteil von 98 Mio ATS/a sind etwa 11 Mio ATS/a den bereits heute verwerteten Mengen zuzuordnen (Ergebnis für *derzeit* verwertete Mengen bei 80 % *Müllverbrennungsanteil* für Restmüll; s. folgender Abschnitt). Damit beträgt der **Netto-Nutzen der stofflichen Verwertung zusätzlicher Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle** etwa **87 Mio ATS/a**. Die groben Voruntersuchungen zur stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen im Rahmen der Basisstudie haben diesen volkswirtschaftlichen Vorteil mit 190 Mio ATS/a demnach überschätzt, und zwar aus folgenden Gründen:⁴⁵

- Die detaillierteren Erhebungen zu Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen führten im Vergleich zu den Abschätzungen in der Basisstudie zu geringeren Verwertungspotentialen (20.500 t/a statt 26.200 t/a).
- Da die untersuchten Verwertungswege größtenteils derzeit noch nicht realisiert sind, mußten u. a. die Kosten der getrennten Sammlung auf der Basis bisheriger Erfahrungen prognostiziert werden. Die detailliertere Analyse jedes einzelnen Verwertungsweges führte in dieser Arbeit zu realistischeren Prognosen für die Sammel- bzw. Demontagekosten, die in vielen Fällen höher liegen als die Abschätzungen aus der Basisstudie. Auch die Prognose der zukünftigen Kosten für die Restmüllbehandlung in Müllverbrennungsanlagen fiel in dieser Arbeit aufgrund der in der Zwischenzeit gesunkenen Anlagenkosten etwas niedriger aus als in der Basisstudie.
- Auch im Bereich der Mengenbilanzen wurden Abschätzungen der Basisstudie in der vorliegenden Arbeit aufgrund von detaillierteren Erhebungen verbessert. In dieser Arbeit wurden höhere Werte für den Verunreinigungsanteil der Kunststoffabfälle, höhere thermisch verwertete Anteile des Sammelmaterials und Substitutionsfaktoren < 1 verwendet. Alle genannten Änderungen vermindern den Vorteil der stofflichen Verwertung gegenüber der Restmüllsammlung und -behandlung.
- Den Kosten-Nutzen-Bilanzen der Basisstudie liegt ein höheres Preisniveau für Primärkunststoffe (und damit ein größerer Nutzeffekt der stofflichen Kunststoffverwertung) zugrunde als der in der vorliegenden Arbeit verwendete Mittelwert der Primärpreise über einen Zeitraum von 7 Jahren.

Die aus der Basisstudie resultierende Prioritätenreihung für die Optimierung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen bleibt jedoch auch mit dem modifizierten Ergebnis für Nichtverpackungen aufrecht.

⁴⁵ Die Ergebnisse der Basisstudie für die Verwertung von Kunststoffverpackungen bleiben davon jedoch unberührt, da in diesem Bereich die Datenqualität sowohl bei den Mengenpotentialen, als auch bei den Kosten wesentlich besser war.

4.3 Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen bei 6,2 % MVA-Anteil

Um der Abhängigkeit der Ergebnisse vom gewählten abfallwirtschaftlichen Referenzszenarium Rechnung zu tragen, wurde ergänzend zu den oben dargestellten Ergebnissen bei 80 % Müllverbrennungsanteil auch ein Szenarium mit 6,2 % Müllverbrennungsanteil durchgerechnet. Der angegebene Wert entspricht dem Zustand für Gewerbemüll (= hausmüllähnliche Abfälle aus Gewerbe und Industrie) im Jahr 1996, wo von einer Gesamtmenge von etwa 810.000 t an Gewerbemüll und Baustellenabfall ca. 50.000 t in Müllverbrennungsanlagen gelangten.

Tab. 4-5: Ergebnis der ökologischen Analyse der untersuchten Verwertungswege für die ausgewählten Parameter bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %. Das negative Vorzeichen bedeutet eine Verminderung der Umweltbelastung.

Ergebnisse bei ökologischen Parametern (6,2% MVA)	Primär-energiebilanz MJ/kg	CO ₂ -Äquivalent f. CO ₂ und CH ₄ kg/kg	TOC-Emissionen g/kg	direkt deponierte Abf.mengen kg/kg	Getr.gesamm. Mengen (inkl. Verunr.) t/a
Bodenbeläge	-30	-1,4	-2,87	-0,89	5.410
Rohre/Profile	-52	-2,1	-3,49	-1,01	2.320
Isoliermaterial	-72	-3,0	-3,52	-1,01	840
Baufolien	-52	-1,9	-2,45	-0,84	250
Dachbahnen	-32	-1,5	-3,17	-0,95	110
Silagefolien	-35	-1,3	-1,56	-0,66	1.920
Sonstige Agrarfolien	-37	-1,3	-1,27	-0,61	2.420
Stoßstangen	-63	-2,2	-3,88	-1,05	2.530
Schaumstoffe Kfz	-91	-5,7	-3,77	-1,05	1.520
Batteriekästen	-63	-2,2	-3,88	-1,05	610
Kraftstoffbehälter	-64	-2,3	-3,65	-1,05	300
Bildschirmgeräte	-80	-3,6	-3,76	-1,05	710
Kleingeräte	-64	-2,6	-3,76	-1,05	4.750
Großgeräte	-64	-2,6	-3,76	-1,05	710
Kühlgeräte	-91	-5,7	-3,77	-1,05	610
Matratzen	-67	-4,0	-3,50	-1,01	840

Tab. 4-5 zeigt die Auswirkungen der getrennten Sammlung und stofflichen (bzw. thermischen) Verwertung der untersuchten Kunststoffabfälle auf die untersuchten ökologischen Parameter. Der Vergleich der Ergebnisse für die unterschiedlichen Müllverbrennungsanteile (Tab. 4-2 und Tab. 4-5) zeigt, daß der energetische Vorteil der stofflichen Verwertung bei hohem Müllverbrennungsanteil geringer ist, da in diesem Fall (im Unterschied zur Deponierung) der Energieinhalt der Kunststoffabfälle im Restmüll in Abhängigkeit von den Wirkungsgraden der Müllverbrennungsanlagen genutzt wird.

Natürlich sind auch die durch die stoffliche Kunststoffverwertung ersparten Deponiemengen und die Emissionen aus der Deponie (CH₄, TOC) bei hohem Müllverbrennungsanteil geringer als bei niedrigem Müllverbrennungsanteil. Die CO₂-Emissionen aus der Restmüllentsorgung nehmen aber bei hohem Müllverbrennungsanteil zu⁴⁶, womit durch die stoffliche Verwertung *mehr* CO₂-Emissionen vermieden werden als bei geringem Müllverbrennungsanteil.

⁴⁶ Die Verbrennung der Kunststoffe in der Müllverbrennungsanlage ist mit einem höheren CO₂-Faktor (CO₂-Emissionen pro erzeugter Nutzenergie) verbunden, als die hier angenommene Alternative einer Gas- und Dampfturbine.

Ein höherer Müllverbrennungsanteil ist mit höheren durchschnittlichen Entsorgungskosten für Restmüll verbunden. Die durch stoffliche Verwertung *ersparten* Entsorgungskosten sind in diesem Fall daher ebenfalls höher als bei geringem Müllverbrennungsanteil. Dadurch verbessert sich die abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz aller Verwertungswege (vgl. Tab. 4-7) bei hohem Müllverbrennungsanteil um etwa 0,40 bis 0,50 ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall. Andererseits muß bei höherem Müllverbrennungsanteil im betrachteten System auch mehr „Ersatzstrom“ produziert werden (0,30-0,40 ATS/kg getrennt gesammelter Kunststoffabfall), da die stoffliche Verwertung in diesem Fall den Müllverbrennungsanlagen einen Teil des Brennstoffs entzieht.

Schließlich führt die stoffliche Verwertung bei höherem Müllverbrennungsanteil zu einer geringeren Menge an ersparten, direkt deponierten Abfallmengen, wodurch dieser Nutzeffekt um etwa 1,20 bis 1,50 ATS/kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall vermindert wird. Insgesamt fallen daher die Kosten-Nutzen-Bilanzen bei 80 % Müllverbrennungsanteil um etwa 1,00 bis 1,50 ATS/kg schlechter aus als bei 6,2 % Müllverbrennungsanteil.

Tab. 4-6: Gesamter volkswirtschaftlicher Vorteil aus der Nutzung der Verwertungspotentiale bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %.

Bereich	Potential (o. Verunrein.) t/a	Nettokosten Abf.wirtschaft		Kosten-Nutzen-Bilanz	
		spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a	spezifisch ATS/t	absolut Mio ATS/a
Bau	7.900	-1.710	-13,5	3.490	27,6
Landwirtschaft	2.700	-3.560	-9,6	2.020	5,4
KfZ	4.900	-1.020	-5,0	7.720	37,8
Elektro	6.700	-1.290	-8,7	7.360	49,3
PUR-Matratzen	800	1.270	1,0	12.760	10,2
Summe	23.000	-1.550	-35,8	5.670	130,4

Tab. 4-7: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die untersuchten Verwertungswege bei einem Müllverbrennungsanteil für Restmüll von 6,2 %. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.

Angaben in ATS/kg Kunststoffabfall	Boden- beläge	Rohre/ Profile	Isolier- material	Bau- folien	Dach- bahnen	Silage- folien	Sonst. Agr.folien	Matratzen
Getrennte Sammlung und Sortierung	-2,61	-4,87	-8,24	-4,03	-2,61	-2,45	-2,45	-4,20
Stoffliche u. thermische Verwertung	-1,02	-2,11	0,73	-1,01	-0,79	-1,99	-2,08	1,74
Ersparte Restmüllsammlung	1,82	2,14	2,14	1,68	1,97	1,22	1,07	2,14
Ersparte Restmüllbehandlung	1,41	1,54	1,54	1,35	1,47	1,17	1,11	1,52
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	-0,40	-3,30	-3,83	-2,00	0,04	-2,05	-2,34	1,21
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl	0,42	2,86	3,91	2,12	0,45	0,83	1,59	6,04
Ersparte Emissionsver- meid. & Deponiesanierung	2,85	3,55	4,21	3,07	3,04	2,26	2,18	4,87
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	2,88	3,11	4,28	3,19	3,53	1,04	1,43	12,12

Angaben in ATS/kg Kunststoffabfall	Stoßstangen	Schaumstoffe Kfz	Batterie-kästen	Kraftstoff-behälter	Bild-schirm-geräte	Klein-geräte	Groß-geräte	Kühl-geräte
Getrennte Sammlung und Sortierung	-5,00	-7,00	-2,50	-5,00	-4,50	-6,00	-4,50	0,00
Stoffliche u. thermische Verwertung	-1,32	7,30	1,22	-0,61	4,84	0,67	0,67	9,18
Ersparte Restmüllsammlung	0,86	0,86	2,25	0,86	0,46	0,46	0,46	0,00
Ersparte Restmüllbehandlung	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	-3,87	2,75	2,56	-3,15	2,38	-3,29	-1,79	10,77
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl	2,79	7,54	1,75	3,27	6,60	3,82	3,82	5,66
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	3,74	6,22	3,74	3,83	4,75	4,01	4,01	6,22
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	2,67	16,51	8,06	3,94	13,74	4,55	6,05	22,65

Ergebnisse für den IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen bei 6,2 % MVA-Anteil

1997 wurden bereits 2.500 t des gesamten Verwertungspotentials bei Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen stofflich verwertet. Im folgenden sind die Ergebnisse der Verwertungswege mit den heute verwerteten Mengen angegeben. Für diese Auswertung wurde ebenfalls ein Müllverbrennungsanteil von 6,2 % zugrunde gelegt. Bei einem Müllverbrennungsanteil von 80 % würden die aktuellen Verwertungsmengen zu einem volkswirtschaftlichen Nutzen von etwa 11 Mio ATS/a führen.

Tab. 4-8: Abfallwirtschaftliche Nettokosten und Kosten-Nutzen-Bilanzen für den IST-Zustand der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen.

Verwertungsweg	Bereich	getr. gesammelte Mengen (ohne Verunreinigungen) t/a	Abfallwirtsch. Nettokosten-bilanz Mio ATS/a	Kosten-Nutzenbilanz Mio ATS/a
Batteriekästen	KfZ	800	2,07	6,51
Schaumstoffe	KfZ	100	0,28	1,67
Rohre/Profile	Bau	400	-1,39	1,31
Kühlgeräte (PUR)	EAG	50	0,54	1,14
Stoßstangen	KfZ	300	-1,17	0,81
Matratzen	Möbel	50	0,06	0,64
Agrarfolien	LWS	250	-0,98	0,59
Silagefolien	LWS	250	-0,79	0,40
Baufolien	Bau	100	-0,25	0,40
Bodenbeläge	Bau	100	-0,05	0,34
Isoliermaterial	Bau	50	-0,20	0,23
Dachbahnen	Bau	50	0,00	0,20
Summe		2.500	-1,87	14,23

4.4 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen stellen grundsätzlich die Abhängigkeit der Ergebnisse von Veränderungen verschiedener Inputdaten dar. Die zu untersuchenden Parameter lassen sich dabei in drei Gruppen teilen:

- Inputdaten, die das Ergebnis stark beeinflussen und gleichzeitig mit einem Unsicherheitsbereich hinsichtlich ihrer Höhe verbunden sind;
- Parameter, die aufgrund der Fragestellung oder verschiedener möglicher Betrachtungsweisen in einem bestimmten Bereich variierbar bzw. frei wählbar sind;
- Effekte, die aufgrund einer vorgegebenen Bearbeitungstiefe im bisherigen Ergebnis noch nicht berücksichtigt wurden.

Die Notwendigkeit von Sensitivitätsanalysen besteht in dieser Arbeit vor allem im Bereich der externen Effekte (monetär bewertete ökologische Wirkungen). Das betrifft einerseits die Vollständigkeit der berücksichtigten ökologischen Effekte der stofflichen Verwertung und andererseits die Höhe der monetären Bewertung bei den ausgewählten Parametern. Daher wird im folgenden der Einfluß der verwendeten Vermeidungskosten für CO₂ und direkt deponierte Abfallmengen, der Bewertung zusätzlicher Luftemissionen, der Berücksichtigung von Cadmium-Emissionen und der zusätzlichen Bewertung des Verbrauchs von nicht erneuerbaren Energieträgern dargestellt.

Bei den abfallwirtschaftlichen Kosten der Verwertungswege besteht vor allem Unsicherheit bezüglich der Höhe der tatsächlich erzielbaren Erlöse für das Kunststoffrecyclat. Außerdem werden die Ergebnisse für die Verwertung von Kunststoffteilen aus Altautos dargestellt, wenn man die Demontagekosten aufgrund eines anderen Berechnungsansatzes höher ansetzt.

Im vorigen Abschnitt wurde bereits erläutert, warum der zugrundegelegte Müllverbrennungsanteil für Restmüll die Ergebnisse deutlich beeinflusst. In Abb. 4-7 bis Abb. 4-10 wurde daher der Müllverbrennungsanteil als zusätzlicher Parameter in die Sensitivitätsanalyse aufgenommen.

Im Rahmen der Darstellung der Bewertungsgrundlagen für externe Effekte (Abschnitt 3.4.2) wurden bereits folgende Sensitivitäten für die vorliegenden Ergebnisse beschrieben:

- Würden zusätzliche Luftemissionen gleichzeitig mit der hohen CO₂-Bewertung von 700 ATS/t berücksichtigt werden, würden sich die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Bilanzen in der Größenordnung von 1,- ATS/kg Kunststoff verbessern.
- Die Berücksichtigung von Cadmium-Emissionen aus deponierten PVC-Bodenbelägen könnte die Kosten-Nutzen-Bilanz dieses Verwertungsweges um bis zu 2,45 ATS/kg Bodenbelag verbessern.
- Die Bewertung des Verbrauchs von nicht erneuerbaren Energieträgern könnte über einen Zuschlag zum Öl- und Gaspreis in der Größenordnung von 50-70 % der heutigen Energiepreise berücksichtigt werden. Dieser Zuschlag würde sich auf die Kunststoffpreise auswirken und die Kosten-Nutzen-Bilanzen um etwa 2-3 ATS/kg verbessern (vgl. Abb. 4-9). Da die Maßnahmen zur Einsparung fossiler Energieträger allerdings gleichzeitig zur Reduktion von CO₂-Emissionen führen, stellt ein Teil der genannten Verbesserung eine „Doppelzählung“ von Vermeidungskosten dar (siehe Abschnitt 3.4.2).

Bei der Hauptdarstellung der Ergebnisse fallen die Kosten-Nutzen-Bilanzen aller Verwertungswege auch ohne die Berücksichtigung der oben genannten Effekte positiv aus. Die Berücksichtigung zusätzlicher ökologischer Wirkungen der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen verbessert die Kosten-Nutzen-Bilanzen weiter. Diese Verbesserung hat nur in zwei Fällen einen qualitativen Einfluß auf das Ergebnis:

- Das nur knapp positive Ergebnis bei Silagefolien wird dadurch deutlicher positiv.
- Die negativen Kosten-Nutzen-Bilanzen auf Basis höherer Demontagekosten (s. unten) könnten durch die Berücksichtigung weiterer ökologischer Wirkungen knapp positiv werden.

In Abschnitt 3.3.1 wurden verschiedene Ansätze für die Berechnung der Demontagekosten für Kunststoffabfälle aus Altfahrzeugen diskutiert. Für die Hauptdarstellung wurde ein Stundensatz von 300 ATS/h zugrunde gelegt. Die folgende Tabelle zeigt das Ergebnis der betroffenen Verwertungswege für einen Stundensatz von 600 ATS/h. Der höhere Stundensatz führt zu negativen abfallwirtschaftlichen Nettokosten bei der Verwertung der Schaumstoffe (die Kosten-Nutzen-Bilanz bleibt positiv) und zu einer negativen Kosten-Nutzen-Bilanz bei der Verwertung von Stoßstangen und Kraftstoffbehältern.

Tab. 4-9: Ergebnisse der abfallwirtschaftlichen Nettokostenanalyse und der Kosten-Nutzen-Analyse für die Verwertung von Kunststoffabfällen aus Altfahrzeugen bei einem Stundensatz von 600 ATS/h für die Demontage (Müllverbrennungsanteil für Restmüll: 80 %). Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurde ein Stundensatz von 300 ATS/h verwendet. Die Daten sind pro kg getrennt gesammeltem Kunststoffabfall (inkl. Verunreinigungen) angegeben.

Angaben in ATS/kg Kunststoffabfall	Stoßstangen	Schaumstoffe Kfz	Kraftstoff- behälter
Getrennte Sammlung und Sortierung	-10,00	-14,00	-10,00
Stoffliche und thermische Verwertung	-1,32	7,30	-0,61
Ersparte Restmüllsammlung	0,86	0,86	0,86
Ersparte Restmüllbehandlung	2,10	2,10	2,10
Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz	-8,36	-3,74	-7,65
Ersparte Primärprod. & konvent. Energieumwandl.	2,36	7,11	2,84
Ersparte Emissionsvermeid. & Deponiesanierung	2,24	4,72	2,33
Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz	-3,75	8,09	-2,48

Vier weitere Sensitivitätsanalysen veranschaulichen die Auswirkung der Variation wesentlicher Daten innerhalb des möglichen Bereichs auf bestimmte Ergebniswerte. Die Variation eines bestimmten Inputwertes ist bei den folgenden Diagrammen 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 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.

Alle vier Sensitivitätsanalysen beziehen sich auf den Verwertungsweg für Rohre und Profile aus dem Baubereich, dessen Kosten-Nutzen-Bilanz typische Merkmale vieler untersuchter Verwertungswege aufweist, und der daher für die beispielhafte Darstellung ausgewählt wurde.

Die Aussage von Abb. 4-9 wurde oben bereits besprochen. Aus den drei übrigen Diagrammen können folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:

- *Abb. 4-7:* Durch die Erhöhung des Müllverbrennungsanteils und des energetischen Nutzungsgrades bei der Müllverbrennung wird der energetische Vorteil der stofflichen Verwertung zwar vermindert, aber nicht aufgehoben.
- *Abb. 4-8:* Der Zuzahlungsbedarf eines Verwertungsweges kann durch veränderliche Recyclaterlöse um etwa ± 1 ATS/kg schwanken.
- *Abb. 4-10:* Die Variation der für die monetäre Bewertung verwendeten Vermeidungskosten innerhalb der möglichen Bandbreite kann die Kosten-Nutzen-Bilanzen um maximal $\pm 1,5$ ATS/kg verändern. Auch eine sehr niedrige Bewertung der ökologischen Effekte führt damit in der Regel nicht zu negativen Kosten-Nutzen-Bilanzen, wenn gleichzeitig auch die oben genannten zusätzlichen ökologischen Wirkungen berücksichtigt werden.

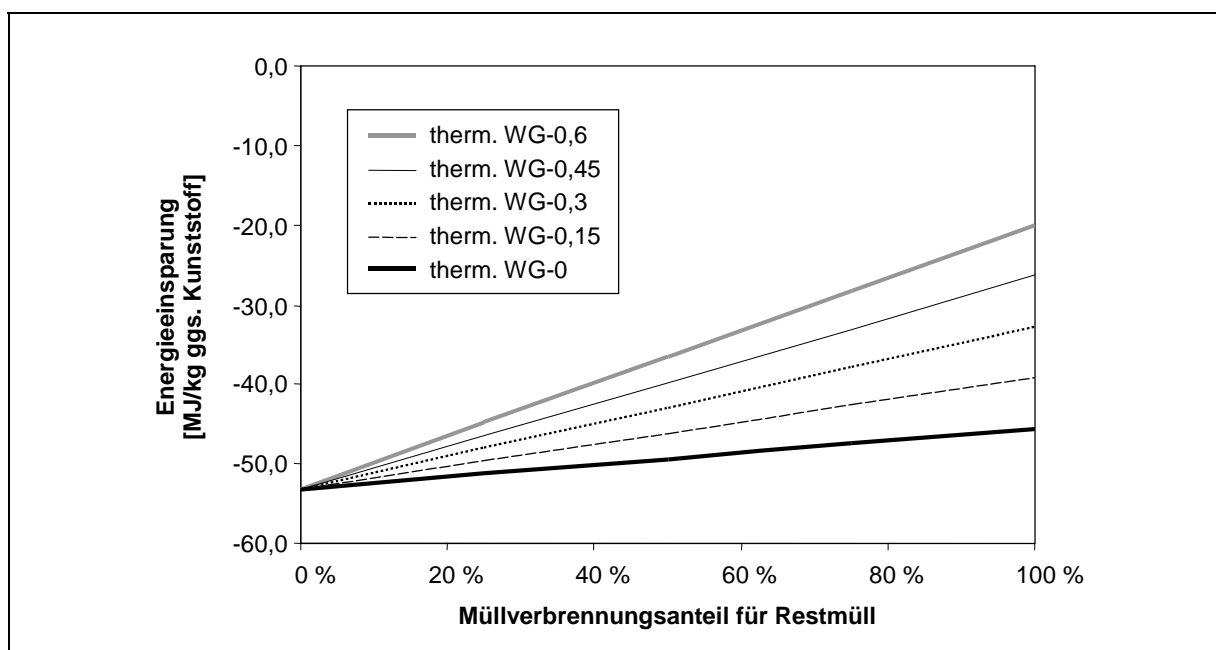


Abb. 4-7: Veränderung der Primärenergieeinsparung durch die getrennte Sammlung und stoffliche Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit vom Müllverbrennungsanteil und dem Wärmenutzungsgrad der MVA („therm. WG“, zusätzlich zu einem angenommenen Wirkungsgrad der Stromproduktion von 18 %). Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden ein MVA-Anteil von 80 % und ein Wärmenutzungsgrad von 25 % verwendet.

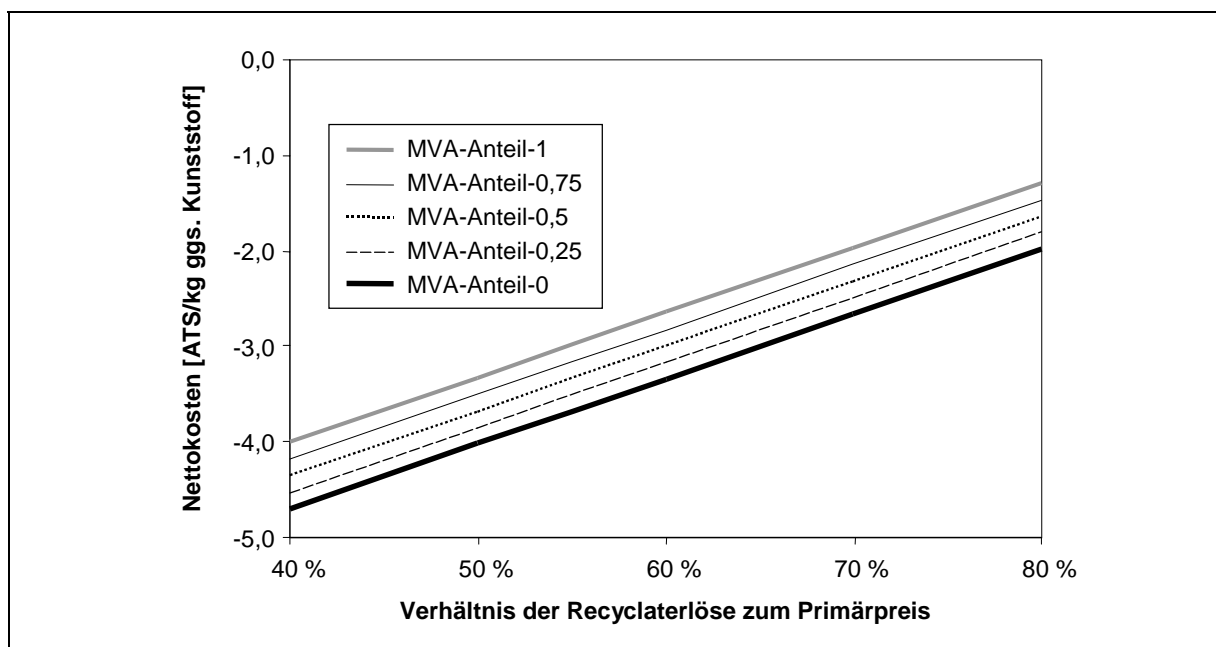


Abb. 4-8: Veränderung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit vom Recyclaterlös und vom Müllverbrennungsanteil. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden ein Recyclaterlös in der Höhe von 60 % des Primärpreises und ein Müllverbrennungsanteil von 80 % verwendet.

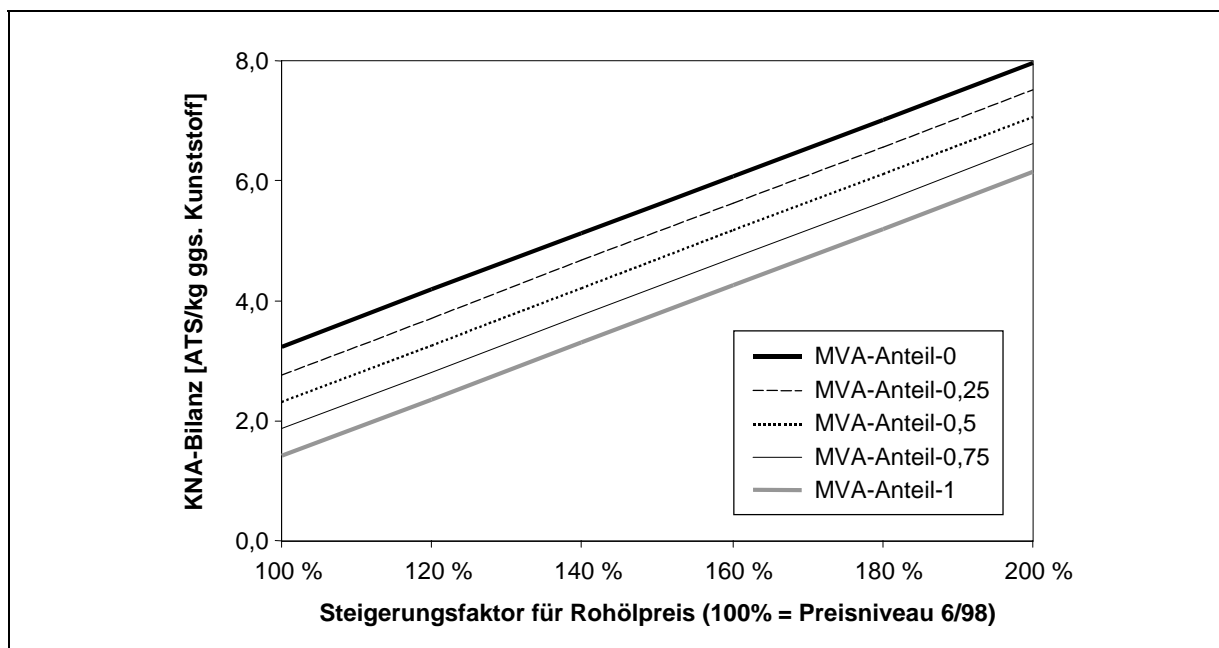


Abb. 4-9: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit von einer möglichen Steigerung des Rohölpreises und vom MVA-Anteil. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden der Rohölpreis vom Juni 1998 (= 100 %) und ein MVA-Anteil von 80 % verwendet.

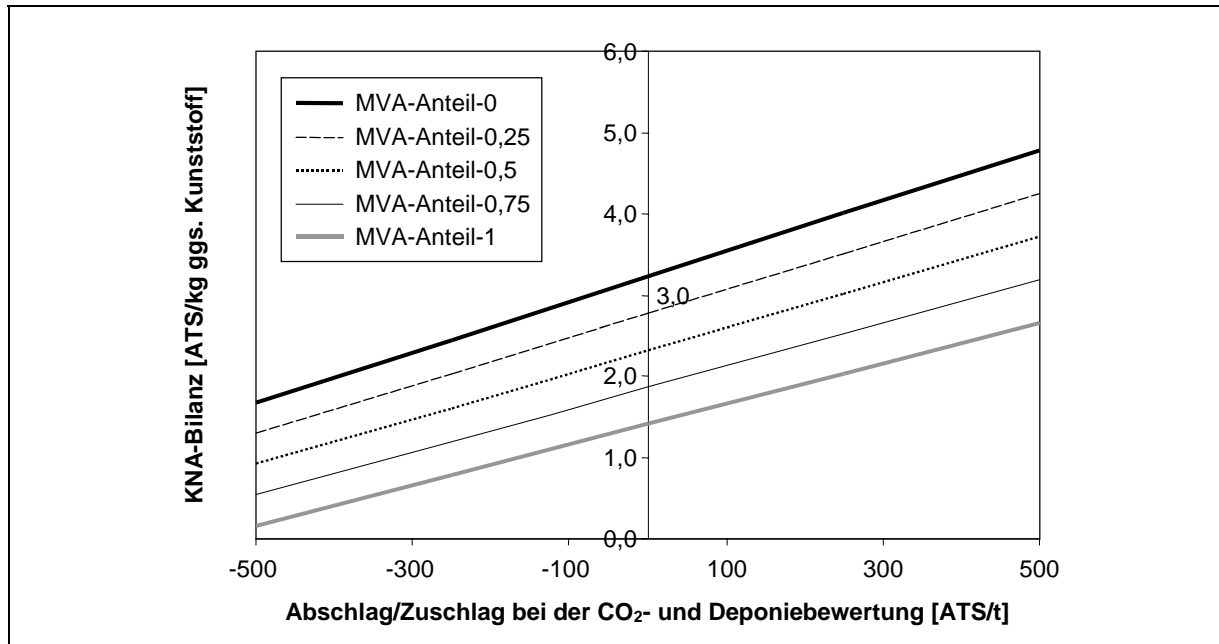


Abb. 4-10: Veränderung der Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und stofflichen Verwertung von Kunststoffrohren/-profilen in Abhängigkeit von der Bewertung externer Nutzeffekte und vom MVA-Anteil. Durch den Abschlag bzw. Zuschlag wird der Nutzen vermiedener CO_2 -Emissionen zwischen 200 und 1.200 ATS/t und der Nutzen von vermiedenem Reaktor-deponiegut zwischen 1.500 und 2.500 ATS/t variiert. Für die Hauptdarstellung der Ergebnisse wurden diese externen Effekte mit 700 bzw. 2.000 ATS/t bewertet.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

5.1 Bedeutung der abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz und der Kosten-Nutzen-Bilanz für die Praxis

Je nach den Ergebnissen der Kosten-Nutzen-Analyse sind bezüglich der praktischen Umsetzung grundsätzlich vier Fälle zu unterscheiden:

	Abfallwirtschaftliche Nettokostenbilanz (ANB)	Kosten-Nutzen-Bilanz (KNB)
A	positiv	positiv
B	negativ	positiv
C	positiv	negativ
D	negativ	negativ

Fall A (positive ANB, positive KNB):

In diesem Fall ergibt sich für die Abfallerzeuger ein finanzieller Vorteil wenn sie sich des Verwertungsangebots bedienen. Die Motivation, den Nutzen auch tatsächlich in Anspruch zu nehmen, könnte sich aus rein wirtschaftlicher Sichtweise ergeben. Wenn die entsprechende Schiene dennoch nicht oder nur in zu geringem Maß genutzt wird, so können dafür verschiedene Gründe vorliegen:

- Die Abfallerzeuger könnten sich der Tatsache nicht bewußt sein, daß es für sie attraktiver wäre, den Abfall einer Verwertungsschiene zu übergeben als ihn als Restabfall zu entsorgen.
- Der betriebswirtschaftliche Vorteil der Übergabe an eine Verwertungsschiene kann pro Mengeneinheit oder absolut zu gering sein, um den Abfallerzeuger aktiv werden zu lassen.

In beiden Fällen ist es erforderlich, das Bewußtsein der Abfallerzeuger für ihren eigenen wirtschaftlichen Vorteil zu wecken. Neben Publikationen geht es dabei vor allem um aktive Marketingmaßnahmen von Entsorgern bzw. Verwertern. Für Entsorger kann dies einen Wettbewerbsvorteil bedeuten. Auch wenn die Etablierung der Schiene einen relativ geringen Umsatz bedeuten kann, so kann doch damit die Kompetenz des Entsorgers als Anbieter eines kompetent gestalteten Gesamt-Entsorgungskonzepts unterstrichen werden.

Fall B (positive ANB, positive KNB):

Hier geht es um Fälle, die betriebswirtschaftlich aus der Sicht der Abfallerzeuger (zumindest derzeit) nicht attraktiv sind, sodaß sie dementsprechend nur durch idealistische ökologische Motivation unter Inkaufnahme eines ökonomischen Nachteils realisiert werden könnten.

Ohne eine derartige Motivation ist in diesem Fall aus betriebswirtschaftlicher Sicht des Abfallerzeugers ein finanzieller Anreiz von dritter Seite erforderlich. In erster Linie kommen dafür Initiativen der Erzeuger bzw. Inverkehrbringer in Frage. Die Beispiele bei Rohren und Fenstern zeigen neben anderen, daß derartige Aktivitäten auch ohne gesetzgeberischen Druck zustande kommen können. Es handelt sich dabei im Prinzip um die Gruppe der freiwilligen Selbstverpflichtungen von Wirtschaftskreisen.

Solche Selbstverpflichtungen sollten im Bereich der Kunststoff-Nichtverpackungen leicht realisierbar sein, da es sich bei den verhältnismäßig kleinen Verwertungspotentialen bei den Kunststoff-Nichtverpackungen (gemessen an den Einsatzmengen) um wenige Millionen ATS/a handelt. Die Produzenten übernehmen in solchen Fällen die Funktion der Internalisierung von externen ökologischen Effekten in die betriebswirtschaftlichen Kosten. Dadurch wird den Abfallerzeugern ein Handeln ermöglicht, das aus volkswirtschaftlich-ökologischer Sicht zu einer Verbesserung der Abfallbewirtschaftung führt.

Generell ist zu erwarten, daß die Restmüllbehandlungskosten im Zuge der Umsetzung der Deponie-Verordnung ansteigen werden, womit sich ein heute noch bestehender Bedarf nach einem finanziellen Anreiz in Zukunft erübrigen oder zumindest verringern wird. An dieser Stelle sei auch noch einmal darauf hingewiesen, daß der Recyclaterlös und damit auch der notwendige finanzielle Anreiz für Abfallerzeuger vom jeweils aktuellen Preisniveau von Primärkunststoff abhängt.

Fall C (positive ANB, negative KNB):

Dieser Fall bedeutet, daß ein betriebswirtschaftlich vorteilhafter Verwertungsweg mit ökologischen Schäden verbunden ist, die größer sind als der betriebswirtschaftliche Vorteil. Dieser äußerst seltene Fall kommt bei den in dieser Studie untersuchten Verwertungswegen nicht vor, so daß eine nähere Untersuchung unterbleiben kann.

Fall D (negative ANB, negative KNB):

Falls Maßnahmen diesem Fall zuzuordnen sind, sollten sie nicht realisiert werden, da bei ihrer Umsetzung neben dem betriebswirtschaftlichen Schaden des Abfallerzeugers auch ein volkswirtschaftlicher Vermögensverzehr in Kauf zu nehmen wäre.

Damit Sammelschienen wirklich genutzt werden, muß unabhängig von der ökonomischen Situation aus der Sicht des Abfallerzeugers ein gewisses Ausmaß an „Convenience“ gegeben sein (kein unverhältnismäßiger Aufwand für kleine Mengen). Dies erfordert im allgemeinen die Einrichtung eines Sammel- und Verwertungssystems, in dem die notwendigen Aufgaben der Koordination, Administration, Kontrolle und des „Marketing“ für das Leistungsangebot gebündelt werden. Dies wäre ein Bestandteil der erforderlichen Aktivitäten im Rahmen der freiwilligen Selbstverpflichtungen betroffener Wirtschaftskreise.

Für eine **Prioritätenreihung** der möglichen Maßnahmen sind drei Aspekte ausschlaggebend:

- die mengenmäßige Bedeutung des Verwertungswegs;
- der Kostenvergleich mit der alternativen Restmüllsammmlung und -behandlung (Erfordernis eines zusätzlichen finanziellen Anreizes)⁴⁷;
- das Verhältnis von volkswirtschaftlichem Nutzen zu den eingesetzten Kosten.

In den folgenden Tabellen wurden die untersuchten Verwertungswege nach den beiden letztgenannten Kriterien geordnet.

Tab. 5-1: Handlungsprioritäten beim Ausbau der stofflichen Verwertung von Nichtverpackungs-Kunststoffabfällen. Die erste Tabelle umfaßt Verwertungswege, die bereits aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht rentabel wären. ...

Verwertungsweg	Bereich	getr. gesammelte Mengen (ohne Verunreinigungen) t/a	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz Mio ATS/a	Kosten-Nutzen- Bilanz Mio ATS/a
Schaumstoffe	KfZ	1.500	4,9	22,9
Kühlgeräte (PUR)	EAG	600	6,8	12,9
Bodenbeläge	Bau	4.600	0,3	9,1
Matratzen	Möbel	800	1,5	9,1
Bildschirmgeräte	EAG	700	2,0	8,7
Batteriekästen	KfZ	600	1,9	4,0
Dachbahnen	Bau	100	0,1	0,3
Summe Teil 1		8.900	17,5	66,9

⁴⁷ Der Bedarf an zusätzlichem finanziellen Anreiz entspricht hier der „abfallwirtschaftlichen Nettokostenbilanz“ und repräsentiert die Kostendifferenz von Verwertungsweg und Restmüllschiene aus der Sicht des Abfallbesitzers (bzw. im Fall Kfz und EAG aus der Sicht des Demontagebetriebes).

... Die Verwertungswege in der zweiten Tabelle erfordern einen zusätzlichen finanziellen Anreiz zum Ausgleich der Mehrkosten gegenüber der Restmüllsammlung und -behandlung.

Verwertungsweg	Bereich	getr. gesammelte Mengen (ohne Verunreinigungen) t/a	Abfallwirtsch. Nettokostenbilanz Mio ATS/a	Kosten-Nutzen-Bilanz Mio ATS/a	Verhältnis Nutzen/Kosten
Großgeräte	EAG	700	-0,9	3,3	4,6
Baufolien	Bau	200	-0,4	0,5	2,3
Kleingeräte	EAG	4.700	-13,2	14,9	2,1
Kraftstoffbehälter	KfZ	300	-0,8	0,8	2,0
Isoliermaterial	Bau	800	-2,8	2,5	1,9
Rohre/Profile	Bau	2.200	-6,5	4,1	1,6
Stoßstangen	KfZ	2.500	-8,5	3,2	1,4
Agrarfolien	LWS	1.450	-4,9	1,4	1,3
Silagefolien	LWS	1.250	-3,3	0,3	1,1
Summe Teil 2		14.100	-41,1	30,8	1,7

Auf Basis der oben angegebenen Reihung der untersuchten Verwertungswege können hinsichtlich möglicher Umsetzungsmaßnahmen fünf Gruppen unterschieden werden:

- 1) Die Verwertung von **PUR-Schaumstoffen** schneidet in der Kosten-Nutzen-Bilanz besonders gut ab. Dafür ist vor allem der hohe Preis der substituierten Primärrohstoffe verantwortlich, der als Nutzeffekt gutgeschrieben wird. Untersucht wurden PUR-Weichschaumstoffe aus Altautos und Matratzen sowie PUR-Hartschaumstoff aus dem Kühlschrankschneidung. In allen drei Bereichen werden bereits geringe Mengen stofflich verwertet. Es sind also erste Ansätze in der Praxis vorhanden, die einen Ausgangspunkt für eine Erweiterung dieser Verwertungswege im großen Maßstab darstellen könnten.
- 2) Bei der Verwertung von **Bodenbelägen aus PVC** handelt es sich um einen sowohl mengenmäßig als auch volkswirtschaftlich bedeutenden Verwertungsweg. Die Kosten für die getrennte Sammlung und Verwertung liegen etwa gleich hoch wie die zukünftig zu erwartenden Kosten für die Restmüllsammlung und -behandlung. Bei der derzeit noch möglichen, billigen Deponierung, bzw. in Zeiten niedriger Primärpreise für Kunststoff ist der Verwertungsweg natürlich (noch) etwas teurer als die Restmüllschiene. Auch für Bodenbeläge existiert in der Praxis bereits ein Sammelsystem bzw. eine Verwertungsanlage, die der Ausgangspunkt für den Ausbau dieser Verwertungsschiene sein könnten. In diesem Zusammenhang ist allerdings folgendes zu beachten: Allein aus dem Umstand, daß für ein bestimmtes Material die stoffliche Verwertung sinnvoll ist, läßt sich noch kein Schluß über die volkswirtschaftlich-ökologische Vorteilhaftigkeit des Materials an sich gegenüber Alternativen für den gleichen Einsatzzweck ableiten.
- 3) Für einige weitere Verwertungswege besteht kein *unmittelbarer* Handlungsbedarf, da das Verwertungspotential entweder bereits genutzt wird (vollständige Verwertung von Batteriekästen), oder mengenmäßig unbedeutend ist (Dachbahnen und Baufolien), oder erst mittelfristig verfügbar sein wird (Verwertung von Gehäuseteilen von Elektroaltgeräten). Die genannten Verwertungswege werden jedoch an Bedeutung gewinnen, sobald die Kunststoffabfälle aus dem Baubereich ansteigen werden bzw. sobald die EU-Richtlinie über Elektronikaltgeräte verabschiedet wird.
Bei den Kunststoffabfällen aus Elektroaltgeräten scheint die Verwertung von Bildschirmgehäusen am rentabelsten (falls keine halogenierten Flammenschutzmittel enthalten sind). Die Verwertung von Gehäuseteilen aus Kleingeräten ist mit entsprechend hohem Kostenaufwand, aber auch mit ausreichendem Nutzen verbunden.

- 4) Eine weitere Gruppe von Verwertungswegen weist bei teilweise nennenswerten abfallwirtschaftlichen Kosten nur geringe jährliche Vorteile in der Kosten-Nutzen-Bilanz auf: Kraftstoffbehälter⁴⁸, Stoßstangen, Rohre/Profile und Isoliermaterial. Allerdings wird auch die Bedeutung dieser Verwertungswege mit der Umsetzung der EU-Altautorichtlinie und den steigenden Kunststoffabfallmengen aus dem Baubereich zunehmen.
- 5) Das Schlußlicht der Prioritätenliste sind die Folien aus den landwirtschaftlichen Anwendungen. Das Verhältnis zwischen Nutzen und Kosten (= Kostendifferenz der Verwertung zur Entsorgung) ist hier am niedrigsten. Ausschlaggebend dafür ist vor allem der hohe Verunreinigungsanteil der landwirtschaftlich eingesetzten Folien.

5.2 Empfehlungen und Umsetzungsmaßnahmen

Die vorliegende Studie belegt, daß für etwa 23.000 t/a oder 13 % aller Nichtverpackungs-Kunststoffabfälle eine getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung volkswirtschaftlich rentabel ist. Dies gilt auch bei zukünftig optimierten abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Umsetzung der Deponieverordnung). Allerdings veranschaulicht die Studie damit gleichzeitig, daß das Mengenpotential für die stoffliche Verwertung äußerst begrenzt ist. Für die übrigen 87 % der Abfallmenge muß eine thermische Behandlung oder Verwertung angestrebt werden.

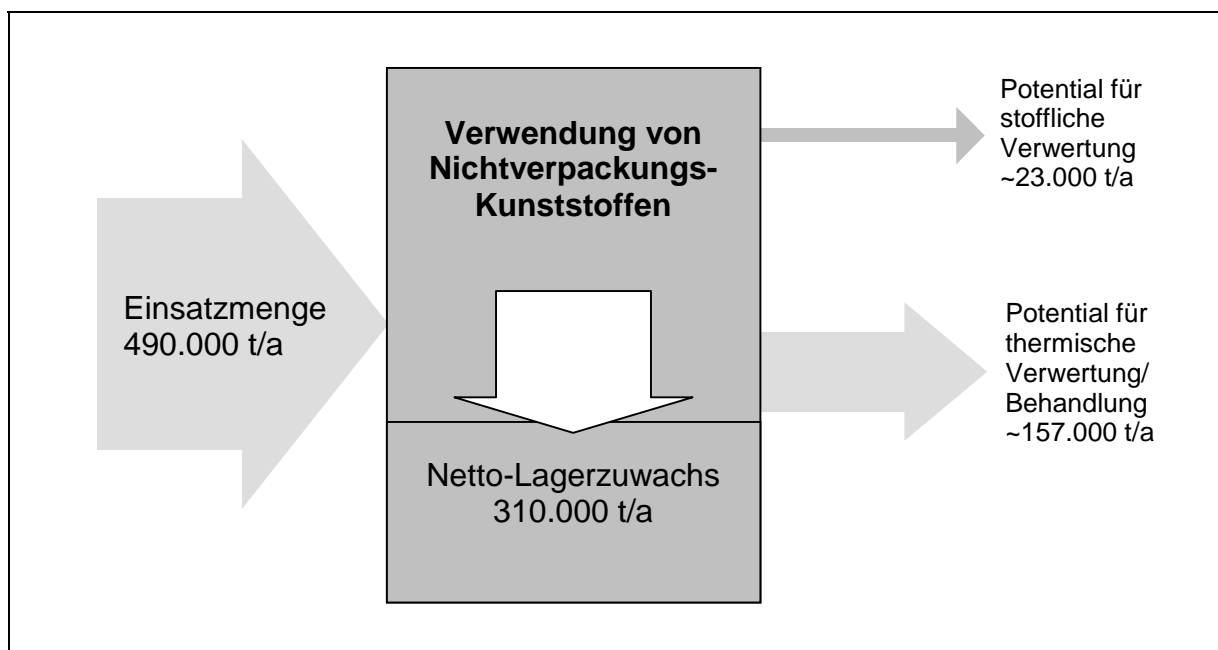


Abb. 5-1: Einsatz von Nichtverpackungs-Kunststoffprodukten und Sollzustand für die Verwertung bzw. Behandlung von Abfällen auf Basis der Mengenverhältnisse im Jahr 1995. Wegen der großen Lebensdauer der meisten Nichtverpackungs-Kunststoffprodukte liegt die Abfallmenge derzeit noch weit unter der Einsatzmenge (Abfallmenge 1995: 180.000 t). Bei dem angegebenen (theoretischen) Potential für die thermische Verwertung ist zu berücksichtigen, daß die tatsächliche Erfassbarkeit für die thermische Verwertung in vielen Bereichen, z. B. im Bauschutt, in der Praxis ein Problem darstellt.

⁴⁸ Die für die stoffliche Verwertung von Kraftstoffbehältern notwendige Extraktionsanlage zur Beseitigung von eindiffundiertem Kraftstoff ist derzeit jedoch nicht verfügbar.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur getrennten Sammlung von Kunststoffabfällen umfassen ausschließlich gewerbliche Sammlungen bzw. Sammlungen über Recyclinghöfe. Eine Mitsammlung von Nichtverpackungen in der Haushaltssammlung für Leichtverpackungen scheint derzeit nicht sinnvoll.

In den Bereichen Altautos und Elektroaltgeräte sind Regelungen aus anderen Gründen bereits absehbar. Die Umsetzung der volkswirtschaftlich sinnvollen Verwertung von Kunststoffabfällen in diesen Bereichen könnte für die Erfüllung möglicher Vorgaben hilfreich bzw. zum Teil sogar erforderlich sein.⁴⁹ Handlungsbedarf bzw. -rechtfertigung für Maßnahmen zur Steigerung der stofflichen Verwertung kann trotz der geringen Mengen bestehen, muß allerdings von Fall zu Fall diskutiert werden. Es besteht jedenfalls kein Anlaß, verpflichtende bundesweite Maßnahmen bzw. Lenkungsmaßnahmen für derart kleine Kunststoffabfallmengen anzustreben. Angesichts des prognostizierten Anstiegs der Abfallmengen ist die Einrichtung von Verwertungswegen aber auch für die heute noch geringen Mengen sinnvoll, weil dadurch die notwendigen Verwertungskapazitäten für die in Zukunft stark steigenden Mengen rechtzeitig geschaffen werden können.

⁴⁹ Bearbeitungsstatus relevanter EU-Richtlinien:

Altauto: geplante Verabschiedung Ende Juni; Elektroaltgeräte: Vorschlag der EU Kommission für Herbst 1999 geplant.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ABFALLWIRTSCHAFTSJOURNAL (1997): Die aktuelle Situation der Schredderbetriebe in der Kreislaufwirtschaft. AbfallwirtschaftsJournal – Vermeidung, Verwertung und Behandlung von Abfällen 9/1997, S. 46.
- API (1999): Schriftliche Information der API PVC- und Umweltberatung GesmbH, Wien.
- API (1997): Recycling von Bauprodukten aus Kunststoffen. API PVC- und Umweltberatung GesmbH, Wien.
- APME (1996): Plastics – a Material of Choice in Building and Construction. Association of Plastics Manufacturers in Europe, Brussels.
- BACCINI, P. & BRUNNER P. H. (1991): Metabolism of the anthroposphere. Springer Verlag, Berlin.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (1995): Abfallwirtschaftliche Aspekte in der Landwirtschaft in Zusammenhang mit dem Bundesabfallwirtschaftsplan. Schriftenreihe der Sektion III, Band 9. Wien.
- 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.
- COMPRESS (1994): Das Geheimnis der weißen Plastikballen. ComPRESS Kunststoffrecycling 18/Okt. 1994, S.7.
- 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 (Hg.), Berlin.
- ENTSORGUNGSPRAXIS (1997): Konzept für Matratzenrecycling. Entsorgungspraxis 5/97.
- EU (1998): Vorschlag für eine Richtlinie über Abfälle von elektrischen und elektronischen Geräten. Brüssel, Juli 1998 (2. Entwurf).
- EU (1999): Proposal for a Council Directive on end-of-life vehicles (Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über Altfahrzeuge). SN/1562/99.
- EUWID (1992-1999): Marktberichte für Primärkunststoffe. EUWID Recycling und Entsorgung.
- EUWID (1997): Zementwerk, Müllofen, Recycler: Alle wollen die alten Matratzen. Nr. 13/1997.
- FEHRINGER, R. & BRUNNER, P. H. (1997): Kunststoffflüsse und die Möglichkeiten der Verwertung von Kunststoffen in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- FVFI (1998): Statistikjahrbuch 1998. <http://www.wk.or.at/fahrzeuge>. Fachverband der Fahrzeugindustrie, Wien.
- GABRIEL, R. (1999): Autoverwertung – Fallstudien zur Behandlung von Alt-Pkw in Autoverwertungsbetrieben. Informationen zu Umweltpolitik (133), Bundeskammer für Arbeiter und Angestellte, Wien, ISBN 3-7062-0045-7.
- GREINER (1996): Jahresbericht 1995/96. Greiner Holding AG, Kremsmünster.
- GUA (1992): KFZ-Materialien. Erhebung der Gesellschaft für umfassende Analysen GesmbH, Wien.
- GUA (1997): Kosten-Nutzen-Analysen zu verschiedenen Aspekten der Quotenerfüllung bei der Metall- und Kunststoffsammlung der ArgeV. Gesellschaft für umfassende Analysen GesmbH, Wien.
- GUA (1998): Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Gesellschaft für umfassende Analysen GesmbH, Wien.
- GUA (1999): Kunststoffrohre-Abfallmengen in Österreich. Gesellschaft für umfassende Analysen GesmbH, Wien

- HOOK, R. S.; SCHULT, J.; SCHLOTTER U. (1999): Mechanical recycling of plastics from end-of-life vehicles, scope and limitations. Summary of the PRVDA-2 project. VDA and VKE, Frankfurt.
- HUTTERER, H. & PILZ, H. (1998): Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung – Volkswirtschaftliche Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich unter Einschluß ökologischer Effekte. Monographien, Band 98, Umweltbundesamt, Wien.
- INFRAS & PROGNOSE (1994): Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom- und Wärmebereich. Bundesamt für Konjunkturfragen, Bern.
- INTECUS (1999): Telefonische Information der Firma INTECUS Ingenieurgesellschaft für Technischen Umweltschutz, Berlin.
- KALTENSTEIN (1999): Telefonische Information von Hr. Ing. Kaltenstein, Porsche Austria GesmbH & Co, Salzburg.
- KÄUFER, H. & von QUAST, O. (1997): Recycling halogenhaltiger Kunststoffe, Verfahrenskonzept und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Kunststoffe 87 (1997). Carl Hanser Verlag, München.
- LAHL, U. & ZESCHMAR-LAHL, B. (1998): PVC-Recycling: Anspruch und Wirklichkeit. Wasser und Boden 3/1998: 43-48.
- LAVU (1997): Leistungsbericht 1997. OÖ. Landes-Abfallverwertungsunternehmen AG, Linz.
- MEYER, H.; NEUPERT, M.; PUMP, W. & WILLENBERG, B. (1992): Einfluss von Flammschutzmitteln 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.
- ÖKI (1997): Verwertung der Kunststoffe aus dem Elektronikschrott (Stand 1997). Interne Literaturauswertung, Österreichisches Kunststoffinstitut, Wien.
- PATEL, M. K.; JOCHEM, E.; RADGEN, P. WORELL, E. (1998): Plastic streams in Germany – an analysis of production, consumption and waste generation. Resources, Conservation and Recycling 24 (1998), 191-215. Elsevier Science B.V.
- POLYRECYCLING AG (1999): mündliche Auskunft.
- RUHSERT, C. (1995): Kunststoffreststoffe in der Altautoverwertung. In: BRANDRUP, J. (Hrsg.): Die Wiederverwertung von Kunststoffen. Carl Hanser Verlag, München.
- SCHÄFER, T. (1997): Produktbezogene Restmüllanalysen als Grundlage gezielter Kreislaufwirtschaftsstrategien. Abfallwirtschaftsjournal 6/1997: 44-51.
- SCHMALZL (1999): Bundesanstalt für Landtechnik, Wieselburg. mündliche Auskunft
- SCHMIEMANN (1998): Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zum Recycling von Kunststoffkraftstoffbehältern. VKE, Wolfsburg.
- SEKUNDÄR-ROHSTOFFE (1997): REMATRA, Die Vfw Vereinigung für Werkstoffrecycling GmbH hat ein Konzept zur bundesweiten Rückführung von Wertstoffen aus Matratzen erarbeitet. Sekundär-Rohstoffe 04/97.
- SOFRES & TNO (1998): Potential for Post-User Plastic Waste Recycling. APME (ed.), Brussels.
- SOFRES (1997): Information system on plastic waste management in Western Europe. SOFRES Conseil, Association of plastics manufacturers in Europe (Hrsg.), Montrouge.
- SOFRES (1997b): Information system on plastic waste management in Western Europe, Focus on the electrical and electronical sector. SOFRES Conseil, Association of plastics manufacturers in Europe (Hrsg.), Montrouge.
- VKE (1997): Schriftliche Informationen des VKE-Verband Kunststoffherzeugende Industrie, Frankfurt.
- VKE (1998): Wirtschaftsdaten 7/98. Download von <http://www.vke.de>.

- WIRTSCHAFTSKAMMER (1997): Alt-Pkw-Recyclingvereinbarung in Österreich Berichtsjahr 1997. Wirtschaftskammer Österreich, Wien.
- WUTZ, M. J. (1987): Kunststoffrecycling bei der Altautoverwertung – Möglichkeiten und Probleme. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling von Kunststoffen 1. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin.
- ZARIATTI, S. & LARGE, O. (1999): An innovative way to recycle cars. R'99. Februar 1999, Genf.
- ZVEI (1992): Erwartete Anfallmengen gebrauchter elektrischer und elektronischer Geräte. Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie, Frankfurt am Main.