

## Studie

# „Ökonomische und ökologische Bewertung der getrennten Sammlung von verwertbaren Abfällen aus privaten Haushalten sowie vergleichbaren Anfallstellen“

Erstellt im Auftrag des  
Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie

Projekt Nr. 26/08



IGES Institut GmbH



Universität Stuttgart, Institut für Sied-  
lungswasserbau, Wassergüte- und Ab-  
fallwirtschaft (ISWA)



Technische Universität Berlin, Fachgebiet  
Wirtschafts- und Infrastrukturpolitik

Oktober 2009

### **Autoren der Studie**

Dr. Andreas Brenck	IGES Institut, Projektleiter
Dipl.-Volkswirtin Heike Ehrmann	IGES Institut
Prof. Dr. Martin Kranert	ISWA, Leiter Teilprojekt Bewertung Erfassungssysteme
Dipl.-Geologe Detlef Clauß	ISWA
M.Sc. Mihaela Berechet	ISWA
M.Sc. Nicolas Escalante	ISWA
Prof. Dr. Thorsten Beckers	TU Berlin
B.Sc. Max Grenz	TU Berlin
stud. rer. oec. Wiebke Schüttig	TU Berlin

## **Inhaltsübersicht**

Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis.....	8
Abkürzungsverzeichnis.....	9
0 Zusammenfassung .....	11
1 Einleitung und Zielstellung der Studie.....	31
<b>Teil 1: Bewertung alternativer Erfassungssysteme .....</b>	<b>33</b>
2 Die Diskussion um Erfassungssysteme .....	33
3 Methodik der ökologischen Bewertung .....	34
4 Beschreibung der modellierten Szenarien .....	44
5 Modellparameter.....	55
6 Ergebnisse der ökologischen Bewertung.....	71
7 Sensitivitätsbetrachtungen.....	86
8 Kostenbetrachtung .....	90
9 Zusammenfassung .....	97
10 Schlussfolgerung.....	103
<b>Teil 2: Alternative Erfassungssysteme und die Organisation der Abfallwirtschaft .....</b>	<b>105</b>
11 Gegenwärtige Organisation der Abfallwirtschaft .....	105
12 Organisatorische Konsequenzen alternativer Sammlungssysteme.....	119
13 Leitfaden zur Bewertung organisatorischer Maßnahmen .....	133
14 Bewertung der einzelnen Organisationsmodelle .....	144
15 Empfehlungen .....	170
16 Literaturverzeichnis .....	173
17 Anhänge.....	180

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	5
Tabellenverzeichnis.....	8
Abkürzungsverzeichnis.....	9
<b>0 Zusammenfassung.....</b>	<b>11</b>
0.1 Bewertung alternativer Erfassungssysteme .....	11
0.1.1 Ökologische Bewertung.....	11
0.1.2 Kostenschätzung .....	18
0.1.3 Schlussfolgerungen .....	20
0.2 Alternative Erfassungssysteme und die Organisation der Abfallwirtschaft .....	22
0.2.1 Ausgangslage, Fragestellungen und Vorgehensweise .....	22
0.2.2 Konsequenzen alternativer Erfassungssysteme .....	22
0.2.3 Vorgehen bei der Modelldiskussion.....	23
0.2.4 Bewertungsleitfaden .....	24
0.2.5 Modelle zur Organisation der Abfallwirtschaft und ihre Stärken und Schwächen..	25
0.2.6 Empfehlungen.....	27
<b>1 Einleitung und Zielstellung der Studie.....</b>	<b>31</b>
<b>Teil 1: Bewertung alternativer Erfassungssysteme .....</b>	<b>33</b>
<b>2 Die Diskussion um Erfassungssysteme .....</b>	<b>33</b>
<b>3 Methodik der ökologischen Bewertung .....</b>	<b>34</b>
<b>4 Beschreibung der modellierten Szenarien .....</b>	<b>44</b>
4.1 Regionalspezifischer Einfluss.....	44
4.2 Regionalspezifische Referenzszenarien .....	47
4.3 S-1: Gemischte trockene Wertstofftonne .....	51
4.4 S-2.1: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP (MBA <sub>Anaerob</sub> ) .....	51
4.5 S-2.2: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP (MHKW).....	52
4.6 S-3: Gemischte trockene Wertstofftonne und Resthausmüll in MBA <sub>Anaerob</sub> .....	53
4.7 S-4: Sack im Behälter.....	54
<b>5 Modellparameter .....</b>	<b>55</b>
5.1 Abfallzusammensetzung .....	55
5.2 Modellierung der Prozesse .....	61
5.2.1 Sammlung und Transport .....	61
5.2.2 Müllheizkraftwerk .....	62
5.2.3 Mechanisch-Biologische Behandlung – Anaerob.....	64
5.2.4 Energetische Verwertung - Zementofen.....	67
5.2.5 Sortierung und Aufbereitung.....	69
5.2.6 Recyclingprozesse.....	69
5.3 Bilanzierte Substitutionsfaktoren .....	69

<b>6</b>	<b>Ergebnisse der ökologischen Bewertung.....</b>	<b>71</b>
6.1	Treibhausgase .....	73
6.1.1	Treibhausgase „Szenarien Städtisch“ .....	75
6.1.2	Treibhausgase „Szenarien Verdichtet“ .....	76
6.1.3	Treibhausgase „Szenarien Ländlich“ .....	77
6.2	Versauerung .....	78
6.2.1	Versauerung „Szenarien Städtisch“ .....	79
6.2.2	Versauerung „Szenarien Verdichtet“ .....	80
6.2.3	Versauerung „Szenarien Ländlich“ .....	81
6.3	Eutrophierung .....	82
6.3.1	Eutrophierung „Szenarien Städtisch“ .....	83
6.3.2	Eutrophierung „Szenarien Verdichtet“ .....	84
6.3.3	Eutrophierung „Szenarien Ländlich“ .....	85
<b>7</b>	<b>Sensitivitätsbetrachtungen.....</b>	<b>86</b>
<b>8</b>	<b>Kostenbetrachtung.....</b>	<b>90</b>
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>97</b>
<b>10</b>	<b>Schlussfolgerung .....</b>	<b>103</b>
<b>Teil 2: Alternative Erfassungssysteme und die Organisation der Abfallwirtschaft .....</b>		<b>105</b>
<b>11</b>	<b>Gegenwärtige Organisation der Abfallwirtschaft .....</b>	<b>105</b>
11.1	Grundlagen/Abfallrechtlicher Rahmen.....	105
11.2	Stand der Verpackungsentsorgung .....	110
11.3	Status quo Verkaufsverpackungen.....	115
<b>12</b>	<b>Organisatorische Konsequenzen alternativer Sammlungssysteme .....</b>	<b>119</b>
12.1	Herleitung alternativer Organisationsmodelle .....	119
12.2	Darstellung alternativer Organisationsmodelle.....	121
12.2.1	Status quo und Fortentwicklung .....	121
12.2.2	Kommunalisierung .....	124
12.2.3	Zertifikatmodell I – Mit kommunal koordinierter Sammlung .....	129
12.2.4	Zertifikatmodell II – Mit von den Dualen Systemen koordinierte Sammlung.....	131
<b>13</b>	<b>Leitfaden zur Bewertung organisatorischer Maßnahmen.....</b>	<b>133</b>
13.1	Vorgehen .....	133
13.2	Bewertungsleitfaden .....	135
13.2.1	Systemkosten .....	135
13.2.2	Verteilung und Akzeptanz.....	139
13.2.3	Anpassungskosten .....	139
13.2.4	Ökologische Kriterien.....	140
13.2.5	Weitere Kriterien ohne diskriminierende Wirkung .....	142

<b>14</b>	<b>Bewertung der einzelnen Organisationsmodelle .....</b>	<b>144</b>
14.1	Status quo.....	144
14.1.1	Systemkosten .....	144
14.1.2	Verteilung und Akzeptanz.....	149
14.1.3	Anpassungskosten .....	149
14.1.4	Ökologische Kriterien.....	149
14.2	Status quo und Fortentwicklung .....	150
14.2.1	Systemkosten .....	150
14.2.2	Verteilung und Akzeptanz.....	153
14.2.3	Anpassungskosten .....	154
14.2.4	Ökologische Kriterien.....	154
14.3	Kommunalisierung .....	155
14.3.1	Systemkosten .....	155
14.3.2	Verteilung und Akzeptanz.....	159
14.3.3	Anpassungskosten .....	160
14.3.4	Ökologische Kriterien.....	161
14.4	Zertifikatmodell I – Mit kommunaler Sammlung .....	162
14.4.1	Systemkosten .....	162
14.4.2	Verteilung und Akzeptanz.....	163
14.4.3	Anpassungskosten .....	164
14.4.4	Ökologische Kriterien.....	164
14.5	Zertifikatmodell II – Mit von den Dualen Systemen koordinierte Sammlung.....	165
14.5.1	Systemkosten .....	165
14.5.2	Verteilung und Akzeptanz.....	167
14.5.3	Anpassungskosten .....	168
14.5.4	Ökologische Kriterien.....	168
14.6	Ergebnistabelle .....	169
<b>15</b>	<b>Empfehlungen.....</b>	<b>170</b>
<b>16</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>173</b>
<b>17</b>	<b>Anhänge .....</b>	<b>180</b>
17.1	Glossar .....	181
17.2	Stoffströme der verschiedenen Szenarien .....	183
17.2.1	Strukturtyp Städtisch.....	183
17.2.2	Strukturtyp Verdichtet .....	186
17.2.3	Strukturtyp Ländlich .....	189
17.3	Ausländische Organisationsmodelle .....	192
17.3.1	Österreich .....	192
17.3.2	Frankreich.....	196
17.3.3	Niederlande.....	199
17.3.4	Belgien.....	202
17.3.5	Großbritannien.....	204

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Auswirkungen des optimierten Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung. Struktur „Städtisch“ .....	14
Abbildung 2:	Wirkungskategorie Treibhausgase. Struktur „Städtisch“ .....	16
Abbildung 3:	Wirkungskategorie Treibhausgase. Struktur „Ländlich“ .....	17
Abbildung 4:	Versauerungspotenzial in kg SO <sub>2</sub> -Äquivalenten der betrachteten Szenarien. Struktur „Städtisch“ .....	18
Abbildung 5:	Kostenschätzung für die Szenarien mit Holsystem im städtischen und verdichteten Raum .....	19
Abbildung 6:	Kostenschätzung für die Szenarien mit Bring- und Holsystem im ländlichen Raum... ..	20
Abbildung 7:	Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040 .....	35
Abbildung 8:	Beispiel eines Produktsystems für eine Ökobilanz [ISO 14040] .....	37
Abbildung 9:	Vorgehensweise in der Sachbilanz [ISO 14040] .....	38
Abbildung 10:	Bestandteile der Wirkungsabschätzung [ISO 14040] .....	40
Abbildung 11:	Ergebnisse einer Ökobilanz von Restabfallentsorgungssystemen (Beispiel) .....	43
Abbildung 12:	Methoden der Sammlung von Leichtverpackungen (Anzahl der örE) .....	45
Abbildung 13:	Referenzszenario „Städtisch“ und „Verdichtet“. Sammelsystem: Holsystem .....	47
Abbildung 14:	Massenbilanz Referenzszenario „Städtisch“ .....	48
Abbildung 15:	Massenbilanz Referenzszenario „Verdichtet“ .....	48
Abbildung 16:	Referenzszenario „Ländlich“. Sammelsystem Wertstoffhof.....	49
Abbildung 17:	Massenbilanz Referenzszenario „Ländlich“ .....	50
Abbildung 18:	Gemischte trockene Wertstofftonne. Restabfallbehandlung im Müllheizkraftwerk. Im ländlichen Raum: Bringsystem für LVP/SNVP .....	51
Abbildung 19:	Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen und Behandlung in einer anaeroben mechanisch-biologischen Behandlungsanlage .....	52
Abbildung 20:	Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen und Behandlung im Müllheizkraftwerk .....	53
Abbildung 21:	Trockene Wertstofftonne und Restabfallbehandlung in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage. Im ländlichen Raum: Bringsystem für LVP/SNVP .....	54
Abbildung 22:	Sack im Behälter .....	55
Abbildung 23:	Resthausmüll- und Sperrmüllaufkommen in Deutschland 2006 .....	56
Abbildung 24:	Unterschiede Resthausmüllzusammensetzung im städtischen/ländlichen Raum .....	57

Abbildung 25:	Hausmüllzusammensetzung „Städtisch“. Basis: 289 kg/E.a (FS) .....	58
Abbildung 26:	Hausmüllzusammensetzung „Verdichtet“. Basis: 298 kg/E.a (FS).....	58
Abbildung 27:	Hausmüllzusammensetzung „Ländlich“. Basis: 230 kg/E.a (FS).....	59
Abbildung 28:	Stoffstrommodell eines Müllheizkraftwerk .....	63
Abbildung 29:	Stoffstrommodell der anaeroben mechanisch-biologisch Restmüllbehandlungsanlage .....	65
Abbildung 30:	Stoffstrommodell eines Zementwerks.....	67
Abbildung 31:	Beispiel für den Aufbau der Diagramme.....	71
Abbildung 32:	Treibhausgas „Szenarien Städtisch“ .....	75
Abbildung 33:	Treibhausgas „Szenarien Verdichtet“ .....	76
Abbildung 34:	Treibhausgas „Szenarien Ländlich“ .....	77
Abbildung 35:	Versauerung „Szenarien Städtisch“ .....	79
Abbildung 36:	Versauerung „Szenarien Verdichtet“ .....	80
Abbildung 37:	Versauerung „Szenarien Ländlich“ .....	81
Abbildung 38:	Eutrophierung „Szenarien Städtisch“ .....	83
Abbildung 39:	Eutrophierung „Szenarien Verdichtet“ .....	84
Abbildung 40:	Eutrophierung „Szenarien Ländlich“ .....	85
Abbildung 41:	Ansatz unterschiedliche Resthausmüllzusammensetzung [Basis:160 kg/E.a] .....	87
Abbildung 42:	Auswirkung der Resthausmüllmenge auf die Ergebnisse der Treibhausgase .....	88
Abbildung 43:	Auswirkungen des optimierten Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung ....	89
Abbildung 44:	Kostenschätzung der Szenarien „Städtisch“ .....	93
Abbildung 45:	Kostenschätzung der Szenarien „Ländlich“ .....	93
Abbildung 46:	Auswirkungen der Marktpreise (PP-Granulate) auf die Erlöse am Beispiel Status quo und gemischte trockene Wertstofftonne .....	96
Abbildung 47:	Lizenzmengenanteile der DSD GmbH für den Bereich LVP (Planmengen) .....	112
Abbildung 48:	Umsatzentwicklung der Dualen Systeme in Deutschland .....	114
Abbildung 49:	Schematische Darstellung des Status quo für Verkaufsverpackungen.....	116
Abbildung 50:	Schematische Darstellung des Status quo und Fortentwicklung .....	122
Abbildung 51:	Schematische Darstellung des Kommunalisierungsmodells .....	126
Abbildung 52:	Schematische Darstellung des Zertifikatmodells I.....	130
Abbildung 53:	Schematische Darstellung des Zertifikatmodells II.....	131



Abbildung 54:	Stoffströme des Status quo „Städtisch“ .....	183
Abbildung 55:	Stoffströme Sack im Behälter „Städtisch“ .....	183
Abbildung 56:	Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MHKW „Städtisch“ .....	184
Abbildung 57:	Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MBA „Städtisch“ .....	184
Abbildung 58:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stoffl. Verwertung „Städtisch“ ..	185
Abbildung 59:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stoffl. Verwertung „Städtisch“	185
Abbildung 60:	Stoffströme des Status quo „Verdichtet“ .....	186
Abbildung 61:	Stoffströme Sack im Behälter „Verdichtet“ .....	186
Abbildung 62:	Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MHKW „Verdichtet“ .....	187
Abbildung 63:	Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MBA „Verdichtet“ .....	187
Abbildung 64:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stoffl. Verwertung „Verdichtet“ .	188
Abbildung 65:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stoffl. Verwertung „Verdichtet“ .....	188
Abbildung 66:	Stoffströme des Status quo „Ländlich“ .....	189
Abbildung 67:	Stoffströme Sack im Behälter „Ländlich“ .....	189
Abbildung 68:	Stoffströme Szenario 1 (Wertstoffe: LVP + SNVP) „Ländlich“ .....	190
Abbildung 69:	Stoffströme Szenario 3 (Wertstoffe: LVP + SNVP) „Ländlich“ .....	190
Abbildung 70:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stoffl. Verwertung „Ländlich“ ...	191
Abbildung 71:	Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stoffl. Verwertung „Ländlich“	191
Abbildung 72:	Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Österreich .....	192
Abbildung 73:	Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Frankreich .....	196
Abbildung 74:	Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in den Niederlanden .....	199
Abbildung 75:	Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Belgien .....	202
Abbildung 76:	Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Großbritannien .....	204

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Modellierte Szenarien .....	12
Tabelle 2: Bilanz einer Müllverbrennungsanlage.....	39
Tabelle 3: Auswahl von Wirkungskategorien nach SETAC.....	41
Tabelle 4: Auszug von Äquivalenzfaktoren für ausgewählte Wirkungskategorien .....	42
Tabelle 5: Physikalisch-chemische Zusammensetzung .....	60
Tabelle 6: Gehalt an umweltrelevanten Substanzen im Hausmüll .....	60
Tabelle 7: Unterer Heizwert des modellierten Hausmüll [in kJ/kg FS].....	61
Tabelle 8: Verwendete Fahrzeugkategorien.....	61
Tabelle 9: Sammel- und Transportentfernungen .....	62
Tabelle 10: Transportansätze im Bringsystem .....	62
Tabelle 11: Transferkoeffizienten für Schwermetalle in einer MVA.....	64
Tabelle 12: Schwermetallgehalt in Rohstoffen zur Klinkerherstellung.....	68
Tabelle 13: Transferkoeffizienten für Schwermetalle im Zementwerk.....	68
Tabelle 14: Übersicht der Substitutionsansätze .....	70
Tabelle 15: Betrachtete Modellparameter in der Sensitivitätsanalyse.....	86
Tabelle 16: Spezifische Kostenansätze für Erfassung, Sammlung und Transport von Resthausmüll und Leichtverpackungen (gerundet) .....	91
Tabelle 17: Spezifische Kostenansätze für die Resthausmüllbehandlung in MHKW und MBA sowie für die LVP-Verwertung.....	92
Tabelle 18: Überlassungspflichten der Abfallbesitzer.....	106
Tabelle 19: Verwertungsquoten für Verkaufsverpackungen.....	108
Tabelle 20: EU-Vorgaben für die stoffliche Verpackungsverwertung .....	109
Tabelle 21: Entwicklung der Verwertungsquoten bezogen auf den gesamten Verpackungsverbrauch in Deutschland (in Prozent) .....	110
Tabelle 22: Lizenz- bzw. Vertragsmengenanteile Quartal III/2009 (Planmengen) .....	113
Tabelle 23: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Status quo im Überblick.....	124
Tabelle 24: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Kommunalisierungsmodells-Überblick ....	129
Tabelle 25: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Zertifikatmodells im Überblick.....	132
Tabelle 26: Bewertungskriterien im Überblick.....	143
Tabelle 27: Bewertung der Organisationsmodelle im Überblick.....	169

## Abkürzungsverzeichnis

<b>Abkürzung</b>	<b>Erläuterung</b>
DS	Duale Systeme
E/S/T	Erfassung, Sammlung und Transport
EBS	Ersatzbrennstoff
FKN	Getränkeverpackungen (z.B. Tetrapack)
FS	Feuchtsubstanz
Gew. %	Gewichtsprozent
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LVP	Leichtverpackungen
MBA	Mechanisch – biologische Abfallbehandlung
MHKW	Müllheizkraftwerk
örE	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger
PPK	Papier, Pappe, Karton
RHM	Resthausmüll
S	Szenario
SNVP	Stoffgleiche Nichtverpackungen
SQ	Status quo



## 0 Zusammenfassung

In den letzten Jahren wird verstärkt diskutiert, ob die bestehende Getrenntsammlung von Wertstoffen zu vereinfachen ist. In dieser Studie erfolgt eine Bewertung alternativer Erfassungssysteme sowie, aufbauend auf diesen Ergebnissen, die Entwicklung und Diskussion verschiedener Organisationsmodelle der Verpackungsentsorgung.

### 0.1 Bewertung alternativer Erfassungssysteme

#### 0.1.1 Ökologische Bewertung

Für die ökologische Bewertung wurden in Anlehnung an die derzeit diskutierten alternativen Erfassungssysteme verschiedene Szenarien modelliert. Dabei standen die Optimierung der Erfassung sowie die gemeinsame Sammlung der stoffgleichen Nichtverpackungen im Fokus. Alternativ dazu wurde ein Szenario zur gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit und ohne stoffliche Verwertung der Leichtverpackungen modelliert. Als Referenz wurden Szenarien für den städtischen, verdichteten und ländlichen Raum abgebildet. In diesen wurden regionalspezifische Abfallmengen und Abfallzusammensetzung sowie unterschiedliche Transportentfernungen für die Sammlung angesetzt. Im städtischen und verdichteten Raum wurde ein Holsystem für Leichtverpackungen und im ländlichen Raum u.a. der Wertstoffhof als Bringsystem modelliert.

Für die Behandlung des Resthausmüll sowie der Reststoffe aus den Behandlungsmaßnahmen wurden zum einen die thermische Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk und zum anderen die Vorbehandlung in der anaeroben mechanisch – biologischen Behandlung mit Erzeugung eines Ersatzbrennstoffs betrachtet. Der Ersatzbrennstoff wird in einem Zementwerk eingesetzt. Die einzelnen Szenarien sind in der nachfolgenden Tabelle 1 kurz zusammengefasst.

Für die ökologische Bewertung wurden alle relevanten Prozesse mit der Software GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) modelliert. Dies umfasste:

- Sammlung und Transport (inkl. Individualverkehr und Nachlauftransporte)
- Sortierung und Aufbereitung der Stoffströme
- Mechanisch – biologische Behandlung (anaerob) mit Deponie
- Müllheizkraftwerk
- Verwertung der ausgeschleusten Stoffströme

Die Bewertung der abfallwirtschaftlichen Szenarien erfolgte in Anlehnung an das Verfahren der Ökobilanz nach ISO 14040 ff. Bei den Wirkungskategorien wurden primär die Auswirkungen bezüglich der Treibhausgase (CO<sub>2</sub>-Äquivalente) bewertet. Um Verlagerungen in an-

dere Umweltkompartimente zu berücksichtigen, wurden des Weiteren die Wirkungskategorien Versauerung (SO<sub>2</sub>-Äquivalente) und Eutrophierung (PO<sub>4</sub>-Äquivalente) untersucht.

**Tabelle 1: Modellierte Szenarien**

Szenario	Erfassung/Verwertung	Behandlung
(0) Referenzszenarien <i>Abk.: Status quo</i>	Wertstofftonne, Wertstoffhof Resthausmülltonne	Sortierung/Verwertung Müllheizkraftwerk
(1) Gemischte trockene Wertstofftonne <i>Abk.: WST, RHM - MHKW</i>	Wertstofftonne mit SNVP <sup>1</sup> ; WSH <sup>2</sup> Resthausmülltonne	Sortierung/Verwertung Müllheizkraftwerk
(2) Gemischte trockene Wertstofftonne <i>Abk.: WST, RHM - MBA</i>	Wertstofftonne mit SNVP; WSH Resthausmülltonne	Sortierung/Verwertung Mechanisch – biologische Behandlung (anaerob), Zementwerk, Deponie
(3) Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP <sup>3</sup> <i>Abk.: RHM+LVP - MBA</i>	Resthausmülltonne; Stoffliche Verwertung	Sortierung/Verwertung Mechanisch – biologische Behandlung (anaerob), Zementwerk, Deponie
(4) Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP <i>Abk.: RHM+LVP - MHKW</i>	Resthausmülltonne Müllheizkraftwerk	Müllheizkraftwerk
(5) Sack im Behälter <i>Abk.: Sack im Behälter</i>	Müllgroßbehälter mit: Sack für Leichtverpackungen Sack für Resthausmüll	Sortierung/Verwertung Müllheizkraftwerk

Durch eine Sensitivitätsanalyse wurden die Faktoren ermittelt, die besonderen Einfluss auf die Bewertung haben. Dies sind im Wesentlichen die Zusammensetzung der betrachteten Abfälle und der modellierte Wirkungsgrad des Müllheizkraftwerks. Desweiteren wird das Ergebnis durch die Substitutionsfaktoren (Gutschriften durch die Vermeidung von Primärprozessen) beeinflusst.

<sup>1</sup> SNVP: Stoffgleiche Nichtverpackungen

<sup>2</sup> WSH: Wertstoffhof

<sup>3</sup> LVP: Leichtverpackungen

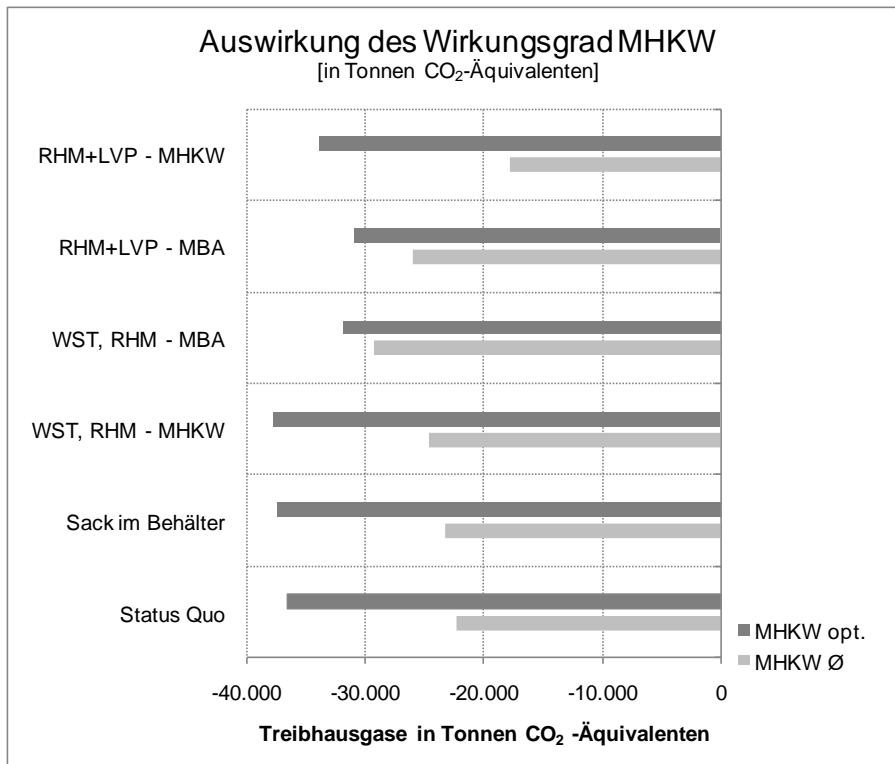
### 0.1.1.1 Treibhausgase

#### Auswirkungen der gewählten Behandlungsoptionen

Bei der ökologischen Bewertung der betrachteten Szenarien ergibt sich folgendes Bild. Grundsätzlich führen alle abfallwirtschaftlichen Maßnahmen aus Sicht des Klimaschutzes zur Umweltentlastung. Der Grad der Entlastung hängt von den oben beschriebenen Ansätzen und der Energierückgewinnung ab. Im Folgenden werden exemplarisch die Ergebnisse für das Strukturgebiet „Städtisch (500.000 Einwohner)“ dargestellt. Bei einem durchschnittlichen Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung von 10%<sub>el.</sub> bzw. 30%<sub>therm.</sub> werden Entlastungen von ca. 22.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bis zu ca. 25.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten erreicht. Größere Entlastungen ergeben sich bei den Szenarien mit mechanisch – biologischer Abfallbehandlung (anaerob) und der Verwertung der Ersatzbrennstoffe im Zementwerk. Hier werden ca. 26.000 bzw. 29.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente vermieden. Neben der Erzeugung von Biogas führt vor allem die Substitution von Steinkohle im Zementwerk, aufgrund der hohen Gutschrift, zu höheren Entlastungen gegenüber der Behandlung im Müllheizkraftwerk. Die geringsten Einsparungen (ca. 18.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente) ergeben sich im Fall der Verbrennung von Resthausmüll und Verpackungen im Müllheizkraftwerk. Da in diesem Szenario keine stoffliche Verwertung der Sekundärkunststoffe erfolgt, müssen diese durch Primärkunststoffe ersetzt werden. Dies führt zu zusätzlichen Umweltbelastungen die dem System in Rechnung gestellt werden müssen. Bei diesem Ansatz wurden dem System die Entlastungen aus der Kunststoffverwertung des Referenzszenario (Status quo) als Belastung angerechnet.

Der Wirkungsgrad und die Art der Auskopplung von Energie aus dem Müllheizkraftwerk weist in Deutschland eine große Spannbreite auf, die unter anderem von der Einspeisung in ein Fernwärmenetz bestimmt wird. In der Sensitivitätsanalyse wurde deshalb für die städtischen Szenarien der Wirkungsgrad des Müllheizkraftwerks auf ein Optimum erhöht (12%<sub>el.</sub> 47%<sub>therm.</sub>) um die Auswirkungen auf die gewählten Systeme zu beurteilen. Bei optimaler Ausnutzung der Energieinhalte des Abfalls ändert sich die Reihung der Varianten signifikant. Die mechanisch – biologischen Behandlungsszenarien führen dann zu Entlastungen von ca. 31.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Die höheren Werte, ergeben sich dadurch, dass auch in diesen Szenarien geringe Mengen im Müllheizkraftwerk behandelt werden. Bei den Szenarien in denen der Resthausmüll im Müllheizkraftwerk behandelt wird, ergeben sich deutlich höhere Entlastungen. Diese liegen zwischen 34.000 und 38.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Diese Ergebnisse werden jedoch im Wesentlichen durch die thermisch behandelte Resthausmüllmenge dominiert. Unterschiede durch die optimierte Erfassung der Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen werden dadurch nivelliert.

In der nachfolgenden Abbildung sind die Netto Ergebnisse der beiden Varianten dargestellt.



**Abbildung 1: Auswirkungen des optimierten Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung (MHKW). Struktur „Städtisch (500.000 Einwohner)“<sup>4</sup>**

### Auswirkungen der stofflichen Verwertung

Neben den oben beschriebenen Auswirkungen der Behandlungsoptionen, werden die modellierten Szenarien durch die Substitution von Primärprozessen beeinflusst. Hier sind im Wesentlichen, entsprechend den betrachteten Abfallströmen Resthausmüll und Leichtverpackungen, die Anteile an ausgeschleusten Metallen und Kunststoffen zu nennen. Andere Wertstoffe die in den Abfallströmen enthalten sind, wie z.B. Verbunde, Papier und Glas, spielen bei dieser Betrachtung praktisch keine Rolle.

Die Höhe der Entlastung in den Szenarien wird von der Menge und Qualität der ausgeschleusten Wertstoffe bestimmt. Die stoffliche Verwertung erzeugt i.d.R. deutlich geringere Treibhausgasemissionen als bei der Herstellung von Primärmaterial entstehen.

In den betrachteten Szenarien führt die getrennte Sammlung in einer gemischten trockenen Wertstofftonne zu höheren Entlastungen als in den anderen Szenarien. Durch die optimierte Erfassung der Leichtverpackungen und die zusätzliche Erfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen werden größere Mengen zur stofflichen Verwertung ausgeschleust. Den Hauptanteil machen dabei die Metalle aus. In den Szenarien wurde davon ausgegangen,

<sup>4</sup> Negative Werte bedeuten, dass eine Umweltentlastung durch die Maßnahmen erfolgt.



dass in der Systemkombination Wertstofftonne plus Restabfallbehandlung höhere Ausbeuten an Wertstoffen erzeugt werden als bei den „Monosystemen“ bei der gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen (MBA und MHKW).

### **Auswirkungen des Deponats aus der mechanisch – biologischen Behandlung**

Aus der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung wird ein Teilstrom, nach der biologischen Behandlung, auf der Deponie abgelagert. Dieses Deponat erfüllt in der Modellierung die Kriterien der Abfallablagerungsverordnung. Allerdings ist davon auszugehen, dass noch keine vollständige Inertisierung erfolgt ist. Dadurch entstehen noch geringfügige Treibhausgasemissionen. Der Hauptteil der Umweltbelastung in den Modellen, wird jedoch durch den Energiebedarf der Infrastruktur der Deponie verursacht. Hier ist vor allem die Sickerwasserreinigung zu nennen.

### **Auswirkungen der Sortierung und Aufbereitung**

Die Sortierung und Aufbereitung (z.B. Granulierung der Kunststoffe) führt aufgrund des Energieeinsatzes (Strom) grundsätzlich zu Umweltbelastungen.

### **Auswirkungen der Sammlung und des Transports**

Die Erfassung, Sammlung und der Transport führen grundsätzlich aufgrund des Energiebedarfs zu Umweltbelastungen. Höhere Belastungen bei den Szenarien mit Verwertung der Ersatzbrennstoffe im Zementwerk sind durch die zusätzlichen, längeren Transportwege begründet.

### **Bewertung der untersuchten alternativen Sammelsysteme**

Die oben beschriebenen modellierten Prozesse führen zu klimarelevanten Belastungen oder Entlastungen. Die Erfassung, Sortierung, Aufbereitung und Behandlung von Wertstoffen und Abfällen führt aufgrund des Energiebedarfs zu Umweltbelastungen. Bei der Verwertung können jedoch Belastungen aus der Primärproduktion als Gutschriften angerechnet werden.

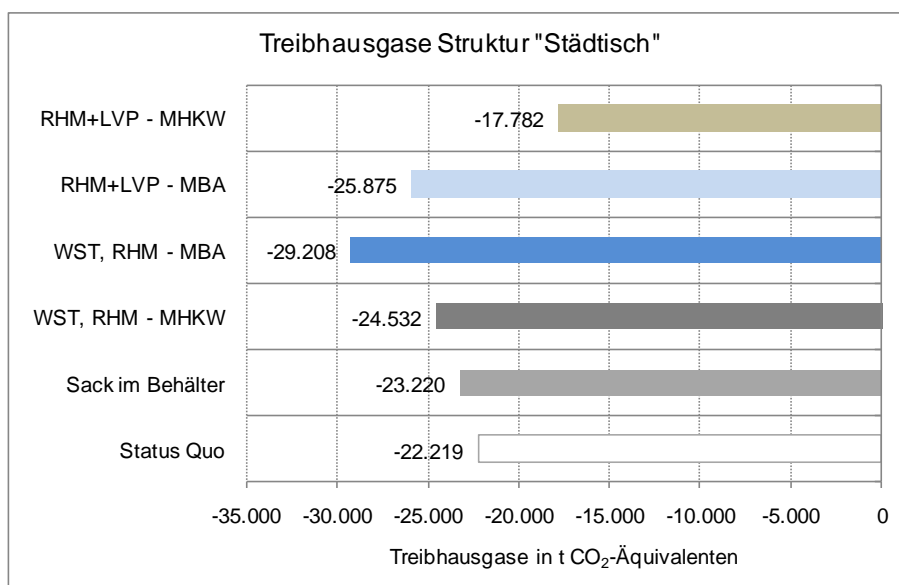
- Die abfalltechnischen Prozesse zur Erfassung, Sortierung, Aufbereitung, Behandlung und thermische Behandlung führen systembedingt zu CO<sub>2</sub>-Belastungen (Energiebedarf).
- Bei der stofflichen und energetischen Verwertung werden Emissionen der Primärprozesse vermieden, dadurch werden Entlastungen (CO<sub>2</sub>-Gutschriften) erreicht.

- Durch die Energiegewinnung bei der thermischen Abfallbehandlung werden Emissionen aus den Primärprozessen vermieden (CO<sub>2</sub>-Gutschriften).

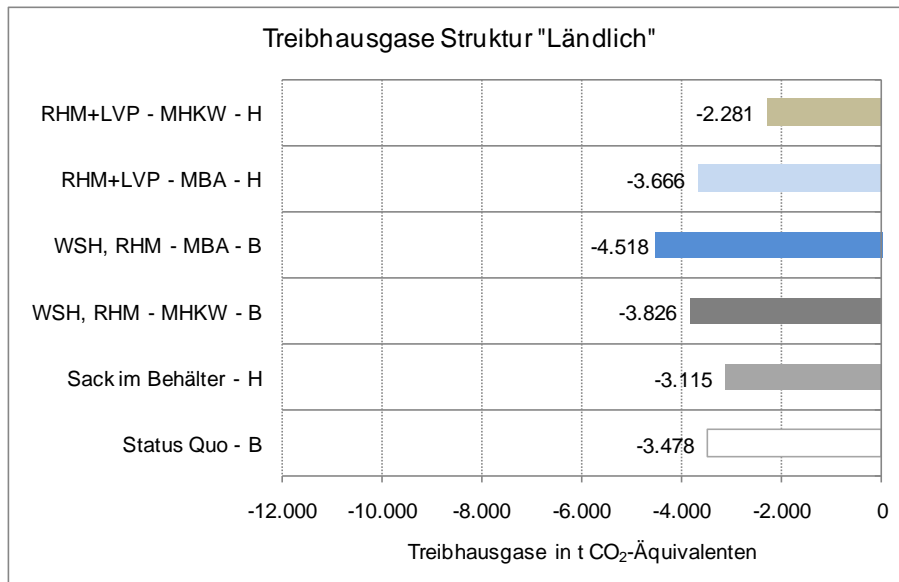
Für die betrachteten Szenarien ergibt sich, dass die Belastungen bei weitem durch die Entlastungen aufgewogen werden.

In allen Szenarien weisen, aufgrund der oben genannten Modellparameter, die Szenarien mit mechanisch – biologischer Behandlung (MBA) und Zementwerk Vorteile auf. Dabei weist das Szenario gemischte trockene Tonne mit MBA die größten Umweltentlastungen auf. Der Vorteil des Szenario „gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackung und stofflicher Verwertung der Verpackungen“ hängt sehr stark von der Menge und Qualität der ausgeschleusten Wertstoffe ab. Belastbare Ergebnisse zur abschließenden Bewertung dieses Szenarios liegen momentan noch nicht vor. Diese Frage muss in den geplanten bzw. derzeit durchgeführten Großversuchen (Zweckverband Regionale Abfallwirtschaft, Rheinland-Pfalz) noch evaluiert werden. Das Szenario „Sack im Behälter“ weist im städtischen bzw. verdichteten Raum tendenziell Vorteile gegenüber dem Status quo auf. In den ländlichen Strukturen ist dies nicht der Fall, da dort das Bringsystem (Wertstoffhof) auch im Status quo größere Umweltentlastungen aufweist. Die Szenarien mit gemischter trockener Wertstofftonne haben, aufgrund der höheren Erfassungsquote (LVP und SNVP), Vorteile gegenüber dem Status quo.

In den nachfolgenden Grafiken für den städtischen und ländlichen Raum sind die Nettoergebnisse der untersuchten Szenarien für die Wirkungskategorie Treibhausgase zusammengefasst.



**Abbildung 2: Wirkungskategorie Treibhausgase [in t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten]. Struktur „Städtisch (500.000 Einwohner)“**



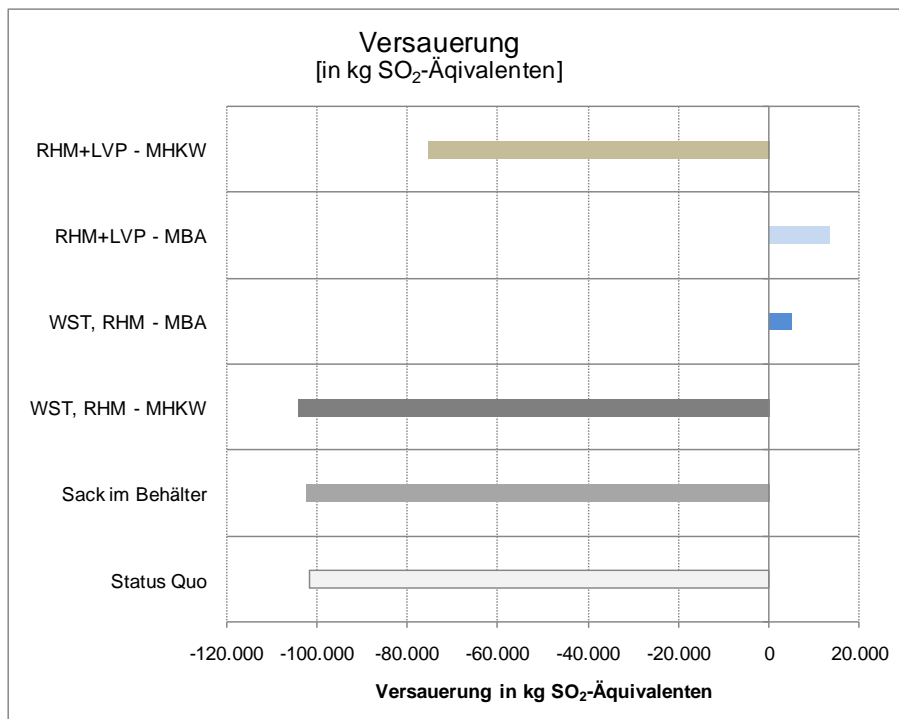
**Abbildung 3: Wirkungskategorie Treibhausgase [in t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten). Struktur „Ländlich (100.000 Einwohner)“**

#### 0.1.1.2 Versauerung und Eutrophierung

Bei den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung spielen vor allem die SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen eine wesentliche Rolle. In den Szenarien mit mechanisch – biologischer Behandlung und Verwertung der ausgeschleusten Ersatzbrennstoffe kommt es sowohl zu geringen Netto- Belastungen als auch zu Entlastungen (ländlich). Die Szenarien mit stofflicher Verwertung und Behandlung der Restabfälle im Müllheizkraftwerk führen grundsätzlich zu Entlastungen, d.h. es werden SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen vermieden.

Unter den Gesichtspunkten der Versauerung und Eutrophierung führen die Szenarien mit getrennter Erfassung der Wertstoffe und Restabfallbehandlung im Müllheizkraftwerk zu deutlich größeren Umweltentlastungen als die Szenarien mit mechanisch – biologischer Abfallbehandlung und Verwertung von Ersatzbrennstoff im Zementwerk.

Im der nachfolgenden Abbildung sind exemplarisch die Ergebnisse der Wirkungskategorie „Versauerung (in SO<sub>2</sub>-Äquivalenten)“ für den städtischen Raum dargestellt.



**Abbildung 4: Versauerungspotenzial in kg SO<sub>2</sub>-Äquivalenten der betrachteten Szenarien. Struktur „Städtisch (500.000 Einwohner)“<sup>5</sup>**

Hieraus wird deutlich, dass die gemischte trockene Wertstofftonne mit Restabfallbehandlung im MHKW mit einer Entlastung von ca. 104 t SO<sub>2</sub>-Äquivalenten am besten abschneidet. Der Status quo und Sack im Behälter liegen in der gleichen Größenordnung.

### 0.1.2 Kostenschätzung

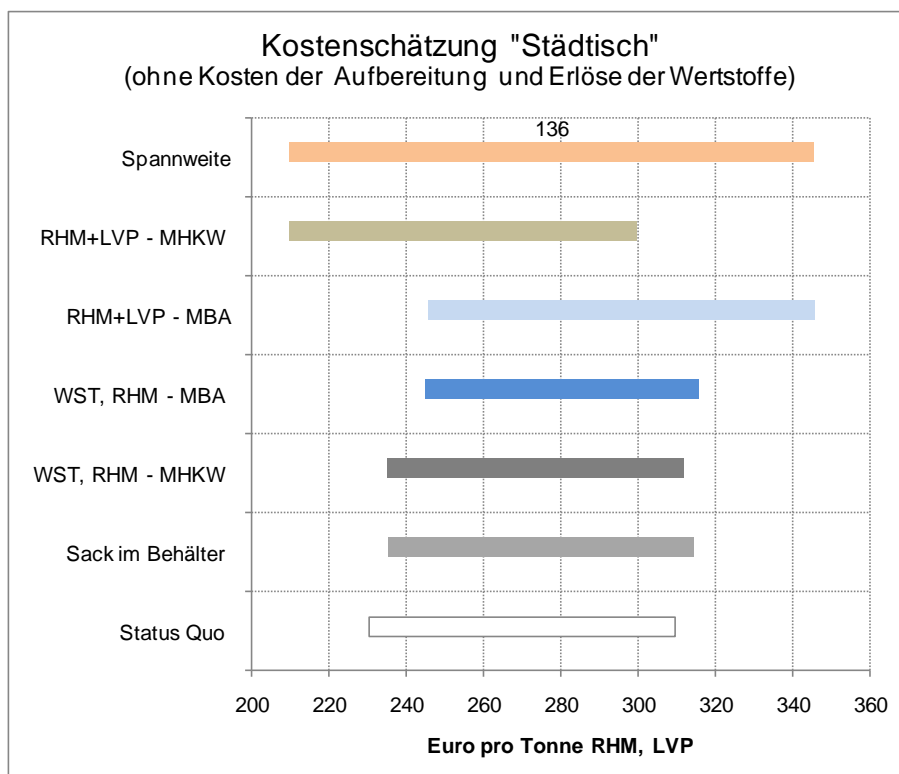
Die Kosten der Erfassung und Behandlung von Resthausmüll (inkl. stoffgleiche Nichtverpackungen) und Leichtverpackungen sind stark von den regionalen Bedingungen abhängig. Die Abfallwirtschaftskonzepte der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger sind unterschiedlich gestaltet. Dies fängt an bei der Sammlung im Voll- oder Teilservice, Bring- oder Holsystem und reicht bis zur Resthausmüllbehandlung im Müllheizkraftwerk oder der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung (MBA). Die Kosten für die Sammlung von Resthausmüll reichen von 68 €/t bis zu 180 €/t (hier angesetzt: 70 - 130 €/t). Bei der Behandlung sind Preisspannen von 70 – 340 €/t bei der thermischen Abfallbehandlung (hier angesetzt: 90 - 180 €/t) und 70 – 230 €/t bei der MBA (hier angesetzt: 80 - 160 €/t) vorhanden. Zudem werden die Kosten der Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe sehr stark von den Sekundärrohstoffmärkten beeinflusst. Seit 2008 fallen die Preise für Sekundärrohstoffe, besonders drastisch war dies bei Altpapier, Altkunststoffen und Schrotten festzustellen. Die geringe Nach-

<sup>5</sup> Negative Werte bedeuten, dass eine Umweltentlastung durch die Maßnahmen erfolgt.

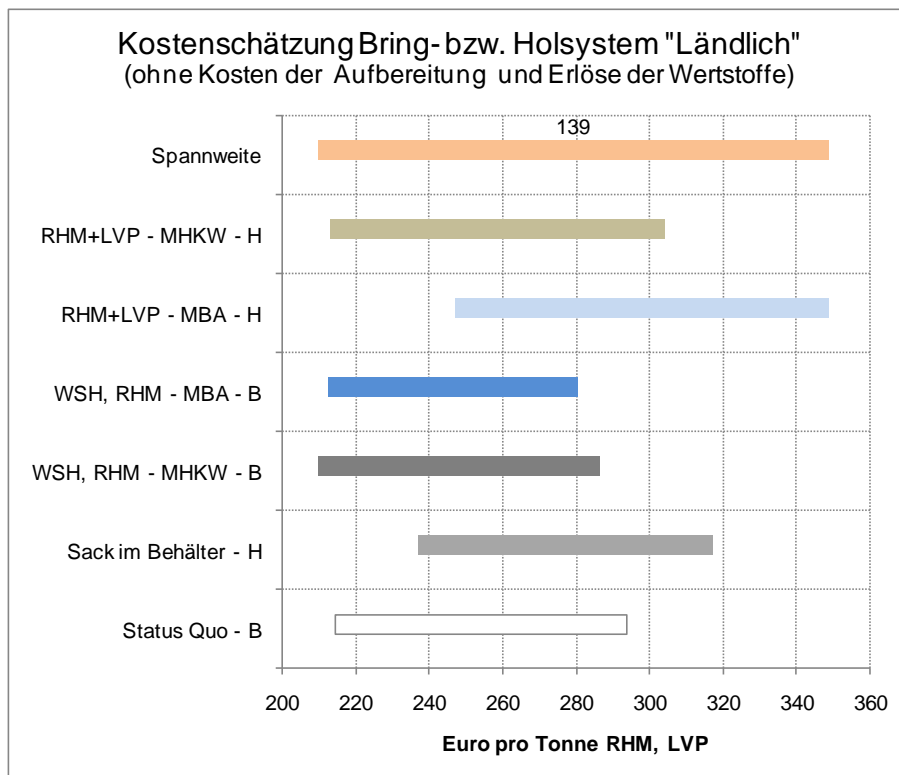
frage von Sekundärrohstoffen aus dem Ausland und die Preisentwicklung bei den Primärrohstoffen sind hier als Gründe zu nennen.

Für die Kostenabschätzung wurden verschiedene Varianten mit unterschiedlichen Kostenansätzen berechnet. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Kosten pro Tonne der verschiedenen Szenarien grafisch getrennt nach städtisch und ländlich dargestellt. In diesen Kosten sind jedoch nicht die Kosten bzw. Erlöse für die Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe enthalten, da die Summe dieser Aktivitäten sehr stark vom Sekundärrohstoffmarkt abhängig ist und insgesamt sowohl zu Kostenentlastungen als auch zu Zusatzkosten führen kann.

Die Kostenspanne reicht, je nach Variantenkombination im städtischen Bereich von 210 €/t bis 346 €/t. Das kostengünstigste Szenario ist die gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit anschließender thermischer Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk. Die Szenarien mit gemischter trockener Wertstofftonne sind tendenziell etwas teurer als der Status quo. Dies hängt jedoch stark vom Status quo in den jeweiligen Kommunen ab.



**Abbildung 5: Kostenschätzung für die Szenarien mit Holsystem im städtischen und verdichteten Raum**



**Abbildung 6: Kostenschätzung für die Szenarien mit Bring- und Holsystem im ländlichen Raum (H: Holsystem, B: Bringsystem Wertstoffhof)**

Im ländlichen Raum ergibt sich eine Kostenspanne von 210 €/t bis 349 €/t. Dabei haben die Szenarien mit Erfassung der Wertstoffe über den Wertstoffhof (Bringsystem) deutliche Vorteile. Beim Bringsystem übernimmt der Bürger selbst die Aufgabe der Sammlung und Sortierung der Wertstoffe. Die Wertstoffe können aufgrund der hohen Sortenreinheit direkt verwertet werden.

### 0.1.3 Schlussfolgerungen

Die getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung von Leichtverpackungen hat ökologische Vorteile, wie durch die Entlastung an klimarelevanten CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, aber auch durch die Verringerung des Versauerungspotenzials und der Eutrophierung gezeigt werden kann. Hierbei ist eine gemeinsame Erfassung und Verwertung von LVP und stoffgleichen Nicht-Verpackungen anzustreben.

Bei gemeinsamer Erfassung der Leichtverpackungen zusammen mit dem Restabfall bietet die Separierung in einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage mit Biogasverwertung und energetischer Nutzung der heizwertreichen Fraktion in Zementwerken mit Substitution von Steinkohle CO<sub>2</sub>-bilanzseitige Vorteile gegenüber der direkten thermischen Behandlung in Abfallheizkraftwerken (MHKW) unter Ansatz der derzeitigen durchschnittlichen Wirkungsgrade dieser Anlagen in Deutschland. Hinsichtlich des Versauerungspotenzials und

der Eutrophierung schneiden die MBA Szenarien mit Zementwerk im Vergleich zu MHKW schlechter ab.

Wird der Wirkungsgrad in energetischen Behandlungsanlagen (z.B. auch in EBS-Kraftwerken) deutlich erhöht, verringern sich die CO<sub>2</sub>-bilanzmäßigen Vorteile der getrennten Erfassung mit stofflicher Verwertung signifikant, ohne dass jedoch eine Veränderung der grundsätzlichen Aussage hinsichtlich der getrennten Sammlung abzuleiten wäre. Optimierungspotenzial beim Status quo ist besonders durch verbesserten energetischen Wirkungsgrad in MHKW gegeben. Die Behandlung in MHKW liegt dann unter CO<sub>2</sub>-Aspekten günstiger als in MBA. Zwischen städtischen, verdichteten und ländlichen Strukturgebieten sind keine signifikanten Unterschiede bei der Ökobilanzierung festzustellen, da ein erhöhter Sammelaufwand die CO<sub>2</sub>-Bilanz nur marginal verändert.

Bei den spezifischen Kosten sind die Unterschiede zwischen städtischen und verdichteten Strukturgebieten gering, besonders Bringsysteme in ländlichen Gebieten generieren hierbei Kostenvorteile.

Generell ist festzustellen, dass die Schwankungsbreiten der Kosten, die aus lokal bedingten Sammel- und Behandlungskosten resultieren, höher sind als die Verschiedenheit der Ergebnisse aus den Szenarien. Unter Ansatz der Mittelwerte schneidet hierbei die gemeinsame Erfassung von LVP im Restabfallbehälter mit anschließender energetischer Verwertung in MHKW am kostengünstigsten ab.

Die Kostenvorteile bei getrennt erfassten LVP mit stofflicher Verwertung sind sehr stark von den erzielbaren Erlösen auf dem Sekundärrohstoffmarkt abhängig; dieser Markt ist als sehr volatil einzustufen. Dies kann dazu führen, dass bei hohen Erlösen die gesamte Entsorgungskette sich selbst finanzieren kann und hierbei sogar noch ein Gewinn erwirtschaftet werden kann, während bei sinkenden Rohstoffpreisen eine Zuzahlung erforderlich ist. Eine sekundärrohstoffmarkt-getriebene separate Erfassung mit kurzfristigen Änderungen in den Systemen, die dazu führt, dass bei schlechten Marktbedingungen auf diese Sammlung verzichtet wird, ist unter abfallwirtschaftlichen Aspekten – auch unter dem Gesichtspunkt der Akzeptanz bei den Bürgerinnen und Bürgern – sowie der notwendigen Vorhaltung von ggf. nicht genutzten Entsorgungskapazitäten nicht akzeptabel und daher abzulehnen.

In der Konsequenz muss festgehalten werden, dass es unerlässlich ist, die Erfassung und Verwertung von Verpackungs- und Restabfällen sowohl unter ökologischen als auch kostenseitigen Gesichtspunkten an die jeweilige lokale Situation anzupassen. Hierbei ist eine Trennung von Verpackungen und stoffgleichen Nicht-Verpackungen unter den oben genannten Gesichtspunkten weder sinnvoll noch erforderlich. Vielmehr ist für die Erfassungs- und Verwertungssysteme ein flexibler Gestaltungsrahmen zu ermöglichen, so dass ein Optimum unter Einbeziehung der lokalen Entsorgungssituation erreicht werden kann.

## **0.2 Alternative Erfassungssysteme und die Organisation der Abfallwirtschaft**

### **0.2.1 Ausgangslage, Fragestellungen und Vorgehensweise**

Die Analyse alternativer Erfassungssysteme hat gezeigt, dass

- mit „neuen“ Erfassungssystemen positive, wenn auch vergleichsweise geringe Effekte erzielt werden können,
- insbesondere die Wertstofftonne aus ökologischer und ökonomischer Sicht in größerem Umfang eingesetzt werden sollte,
- in vielen Fällen die Einführung alternativer Erfassungssysteme selbsttragend realisiert werden kann, d.h. zusätzliche Sekundärrohstoff Erlöse überkompensieren die ansteigenden Kosten,
- eine Abschaffung der getrennten Sammlung aus ökologischen Gründen nicht empfohlen werden kann und auch aus ökonomischer Sicht bestenfalls geringe gesellschaftliche Kosteneinsparungen realisiert werden könnte (wenn die negativen Effekte auf Sekundärrohstoff Erlöse berücksichtigt werden).

Vor diesem Hintergrund stellen sich aus ökonomischer Sicht die Fragen, wie die Durchsetzungschancen alternativer Erfassungssysteme im Status quo zu beurteilen sind und wie eventuelle Reformen der gegenwärtigen Organisation zu beurteilen sind.

Um diese Fragen zu beantworten, werden im zweiten Teil der vorliegenden Studie zunächst die Konsequenzen alternativer Erfassungssysteme für die Organisation der Abfallwirtschaft diskutiert, alternative Organisationsformen identifiziert und ausgearbeitet und anschließend anhand eines Kriterienkatalogs analysiert.

### **0.2.2 Konsequenzen alternativer Erfassungssysteme**

Seit der Verabschiedung der Verpackungsverordnung und der Implementierung des Dualen Systems bestehen für die hier ausschließlich interessierenden Abfallfraktionen Leichtverpackungen und Restmüll, inklusive der stoffgleichen Nichtverpackungen, divergierende Zuständigkeiten. Die Zuständigkeit für Leichtverpackungen liegt bei den Dualen Systemen, während die Kommunen für den Restmüll Verantwortung tragen.

Die alternativen Erfassungssysteme „durchtrennen“ diese bisherige Zuständigkeitsverteilung und erfordern daher entweder vertragliche Vereinbarungen zwischen den Akteuren oder einen neuen, gesetzlichen Zuschnitt der Zuständigkeiten. Gleichzeitig verändern die alternativen Erfassungssysteme die gegenwärtigen Finanzströme; ein Aspekt, der insbesondere für die Frage der Wahrscheinlichkeit vertraglicher Regelungen von hoher Bedeutung ist.

Im Status quo bestehen aus Sicht der Gutachter nur geringe Chancen, dass alternative Erfassungssysteme in größerem Umfang durchgesetzt werden. Die Ursachen sind die beste-



hende rechtliche Unsicherheit – deren Bedeutung von Seiten der Gutachter geringer eingeschätzt wird – sowie Anreizprobleme und unterschiedliche Zielsetzungen auf Seiten der beteiligten Akteure.

Es stellt sich daher die Frage, ob alternative Organisationsformen die Implementierungschancen neuer Erfassungssysteme erhöhen und wie diese Organisationsformen volkswirtschaftlich zu beurteilen sind. Die volkswirtschaftliche Beurteilung ist dabei von zentraler Bedeutung, da stets die Gesamtwirkung von Organisationsformen betrachtet werden muss - auch wenn ihre Einführung primär der verbesserten Durchsetzung von Erfassungssystemen dient.

### **0.2.3 Vorgehen bei der Modelldiskussion**

Ein kritischer und letztlich immer umstrittener Punkt der Analyse von Organisationsformen ist die Frage, welche Modelle ausgearbeitet und einer vertieften Analyse unterzogen werden. Im Rahmen dieser Studie wurde ein pragmatischer Ansatz gewählt und aus einer Vielzahl möglicher Organisationsformen und ihrer Ausgestaltungsvarianten diejenigen herausgegriffen, die die Bandbreite möglicher Organisationsformen abdecken, zumindest mittelfristig umsetzbar scheinen und in diesem Zusammenhang aufgrund begrenzter spezifischer Investitionserfordernisse zukünftige wirtschaftspolitische Flexibilität erhalten sowie unter bestimmten, hier als nicht veränderbar betrachteten Rahmenbedingungen, funktionsfähig sind.

Als Rahmenbedingungen, die einen durchaus kritischen Einfluss auf die Modellauswahl ausüben, wurden im Rahmen der Studie insbesondere die Vorgabe von Verwertungsquoten und die gegenwärtig realisierte Produzentenverantwortung - im Sinne einer finanziellen Verantwortung der Inverkehrbringer von Verpackungen - verwendet. Alle Modelle sind daher so ausgelegt, dass vorgegebene Verwertungsquoten erfüllt werden können, und sehen vor, dass die Inverkehrbringer von Verpackungsabfällen an der Finanzierung der Verwertungs- und Beseitigungskosten beteiligt werden.

Durch diese Vorgabe fallen verschiedene, gegenwärtig diskutierte bzw. in anderen europäischen Ländern eingesetzte Organisationsformen aus dem Untersuchungsraaster heraus. Dies gilt insbesondere für Extremvarianten, wie den Verzicht auf Verwertung und auch für den Ausbau der Produzentenverantwortung, also z.B. eine verstärkte stoffliche Orientierung auch für stoffgleiche Nichtverpackungen.

Aus Sicht der Gutachter verbleiben insbesondere drei Modelltypen, die den genannten Anforderungen gerecht werden:

- Eine Weiterentwicklung des Status quo, die die gegenwärtige Zuständigkeitsverteilung prinzipiell beibehält, aber die Durchsetzungschancen alternativer Erfassungssysteme verbessern soll.

- Die (Re-) Kommunalisierung, bei der die Zuständigkeit für die Erfassung von Leichtverpackungen auf die Kommunen übertragen wird.
- Zertifikatmodelle, die insbesondere darauf abstellen, die Eintrittsmöglichkeiten neuer Anbieter zu verbessern.

Als Referenzmaßstab wurde auch der Status quo analysiert. Bevor die Modelle näher gekennzeichnet werden, wird kurz der verwendete Bewertungsleitfaden gekennzeichnet.

#### **0.2.4 Bewertungsleitfaden**

Die Abfallwirtschaft stellt aufgrund sektoraler Gegebenheiten, wie etwa den komplexen und zahlreichen Vertragsbeziehungen zwischen den einzelnen Akteuren, der hohen Volatilität der Sekundärrohstoffpreise, der Vielzahl und Heterogenität der beteiligten Akteure und nicht zuletzt aufgrund ihrer hohen Bedeutung für den Umwelt- und Ressourcenschutz, ein komplexes, interdependentes System dar. Eingriffe in die Organisationsform müssen daher - auch wenn sie mit einer begrenzten Zielsetzung erfolgen, umfassend analysiert werden.

Die Bewertungskriterien ergeben sich dabei aus der Zielsetzung, die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Abfallwirtschaft im Hinblick auf die Erreichung umweltpolitischer Vorgaben zu minimieren. Aus diesem Ziel kann eine Vielzahl einzelner Kriterien abgeleitet werden, die im Rahmen der Modellbewertung als Prüfkatalog herangezogen werden. Im Rahmen dieser Zusammenfassung wird ausschließlich auf die Kriterien Systemkosten, die Durchsetzungswahrscheinlichkeit alternativer Erfassungssysteme sowie den rechtlich-organisatorischen Anpassungsbedarf, der mit den Modellen verbunden ist, abgestellt.

Kritisch anzumerken ist, dass bei der volkswirtschaftlichen Bewertung von Organisationsmodellen grundsätzlich die jeweils quantifizierten Nutzen und Kosten im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse abzuwägen sind. In einer solchen Analyse können auch die weiteren hier diskutierten Kriterien Berücksichtigung finden. Die Berechnung der Nutzen und Kosten einzelner Modelle würde jedoch erstens voraussetzen, dass deren Auswirkungen hinreichend genau quantifizierbar sind. Dazu bedarf es bspw. empirischer Untersuchungen über die Kostenstrukturen der Entsorgungskette oder den Auswirkungen öffentlicher oder privater Governance auf die Effizienz von Unternehmen oder Ausschreibungen. Zweitens erfordert die Berechnung der Kosten und Nutzen eines Modells die Gewichtung der einzelnen Bewertungskriterien. Beide Erfordernisse sind gegenwärtig nicht erfüllt, so dass im Rahmen dieser Studie keine abschließende, quantifizierte Bewertung der einzelnen Organisationsmodelle erfolgen kann. Vielmehr dient der im Folgenden vorgestellte Bewertungsleitfaden dazu, die zu beachtenden Auswirkungen der einzelnen Modelle im Hinblick auf die im Kriterienkatalog aufgeführten Aspekte qualitativ aufzuzeigen.

## **0.2.5 Modelle zur Organisation der Abfallwirtschaft und ihre Stärken und Schwächen**

### **0.2.5.1 Status quo mit Fortentwicklung**

Im Status quo führen rechtliche Unsicherheiten bzgl. der vergaberechtlichen Implikationen der Miterfassung von SNVP durch Duale Systembetreiber sowie insbesondere die divergierende Interessenlage zwischen örE und Dualen Systemen im Ergebnis dazu, dass die in der Verpackungsverordnung vorgesehene Möglichkeit der Wertstofftonne bislang nicht in dem Maße genutzt wird, das volkswirtschaftlich sinnvoll ist. In der Fortentwicklung des Status quo werden daher Anreize und Möglichkeiten zu einer optimierten Systemgestaltung geschaffen:

- Die Sammelgebiete werden entsprechend den Lizenzmengenanteilen an Duale Systeme verlost.
- Die Dualen Systeme erhalten bei Nachweis der ökonomischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit einer gemeinsamen Erfassung und Verwertung Anspruch auf Miterfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen.

Die **Stärken** des Modells liegen zum einen in dem höheren Anreiz zur Durchsetzung alternativer Sammelsysteme. Der Wegfall des Systems der Mitbenutzung führt zu verstärkten Anreizen zu Innovationen und Optimierung im Hinblick auf eine gemeinsame Erfassung bislang getrennt erfasster Abfallströme, da potenzielle Kostenvorteile dem initiiierenden Systembetreiber zufallen. Zugleich erhöht die Stärkung der rechtlichen Position der Dualen Systeme die Möglichkeit zur Durchsetzung innovativer Erfassungssysteme. Zum anderen wird - durch den Verzicht auf eine individuelle Flächendeckung - die Markteintrittsbarriere für neue Systemanbieter gesenkt. Zudem ist das Modell mit vergleichsweise geringen Implementierungskosten verbunden.

Als **Schwäche** des Systems muss zunächst darauf hingewiesen werden, dass die Anreize zur Durchsetzung alternativer Sammelsysteme in hohem Maße von der Dauer der Zuordnung von Kommunen zu Dualen Systemen beeinflusst wird. Je kürzer diese Zeit ist, desto geringer der Anreiz, in neue Erfassungssysteme zu investieren. Eine längere Zeit verbessert die Anreize, erhöht jedoch das Risiko der Dualen Systeme - und damit die Systemkosten, da ihre Marktanteile erheblichen Schwankungen im Zeitablauf unterworfen sind. Sollte die Verbesserung der Rechtsposition greifen, führt dies u.U. zu gerichtlichen Überprüfungen und ist damit zeit- und kostenintensiv.

### **0.2.5.2 Kommunalisierungsmodelle**

Bei der Kommunalisierung wird die Erfassungsverantwortung für die verschiedenen hier betrachteten Abfallfraktionen in einer Stelle – den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern – konzentriert. Die Zuständigkeit einer Kommune endet grundsätzlich mit der Übergabe der Verpackungsabfälle an ein Duales System. Die Konditionen der Übergabe werden jedoch in-

dividuell zwischen dem jeweiligen öRE und den verschiedenen DS verhandelt. Das Verhältnis zwischen Dualen Systemen sowie Herstellern und Inverkehrbringern bleibt davon unberührt.

Die zentrale **Stärke** der Kommunalisierungsmodelle liegt in der Bündelung der Zuständigkeit für verschiedene Abfallfraktionen und den damit gegebenen Möglichkeiten zur regionalen Optimierung der Sammelsysteme.

Bei der Diskussion der **Schwächen** der Kommunalisierungsmodelle steht oft die Frage nach der generellen Effizienz kommunaler Wirtschaftstätigkeit im Vordergrund. Die moderne ökonomische Theorie zeigt zwar, dass kommunale Akteure im Vergleich zu privaten Unternehmen andere Ziele verfolgen können und bei der Verwendung von Anreizsystemen beschränkt sind, aber keine generelle Ineffizienz besteht. Dies wird durch aktuelle empirische Untersuchungen bestätigt. Die relative Effizienz kommunaler Akteure hängt stark davon ab, inwieweit Techniken des New Public Management (z.B. Steuerung über Zielvorgaben, Verwendung von Benchmarking) eingesetzt werden bzw. von den Eigenschaften der Tätigkeit (etwa Komplexität) und der Wettbewerbsintensität bei privater Erstellung.

Aus Sicht der Gutachter hat diese generelle Diskussion daher nur begrenzte Bedeutung. Entscheidender ist das folgende ordnungspolitische (Anreiz-)Problem: Ohne weitere Vorkehrungen folgt aus einer einfachen Kommunalisierung, dass die Gesamtheit der Dualen Systeme die getrennt erfassten Abfälle, Verpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen, gegen eine Kostenerstattung abnehmen müssen. In einem solchen Fall werden die Kommunen aber nicht mit den Konsequenzen ihrer Entscheidungen, die die Kostenintensität der Erfassung bestimmen, konfrontiert - so dass man in diesem speziellen Fall davon ausgehen muss, dass ein unzureichender Anreiz zur Kostenoptimierung besteht. Im Rahmen des Gutachtens werden zwei „Sanktionsmechanismen“ diskutiert, die Abhilfe schaffen könnten: Ist es Kommunen nicht möglich, einen Vertrag mit einem Dualen System abzuschließen, erhalten sie entweder nur eine standardisierte Kostenerstattung (Standardkostenbeitragsmodell) oder haben keinerlei Anspruch auf Kostenerstattung (Kontraktmodell).

Können diese Varianten die Anreizproblematik vermeiden? Bei einem **Standardkostenbeitragsmodell** hängt es davon ab, inwieweit die tatsächlichen Kosten bei der Festlegung des Standardkostenbeitrags berücksichtigt werden; dies kann von einer reinen Kostendurchreichung bis hin zu anspruchsvollen, an der Yardstick-Regulierung orientierten Regelungen gehen. Aus Sicht der Gutachter sollte ein regulierungsähnlicher Ansatz durchaus weiter geprüft werden, er würde jedoch eine gravierende institutionelle Änderung darstellen, die innerhalb der gesetzten Rahmenbedingungen der Modellbewertung nicht realistisch erscheinen. Das **Kontraktmodell** garantiert zunächst nicht mehr die flächendeckende getrennte haushaltnahe Sammlung. Allerdings würde die entsprechende Aufgabenübertragung an die Kommunen einen gravierenden institutionellen Eingriff darstellen und mit relativ hohen

spezifischen Kosten auf Seiten der Kommunen einhergehen, so dass dieses Modell alleine deshalb ausscheidet, weil es innerhalb der gesetzten Rahmenbedingungen nicht umsetzbar erscheint.

### **0.2.5.3 Zertifikatmodelle**

Zertifikatmodelle basieren auf der Grundidee, eine kostenminimale Realisierung von Verwertungsquoten zu erreichen, indem alternative Erfassungswege und alternative Stoffströme zugelassen und dadurch insbesondere der Marktzutritt neuer Anbieter, vor allem von Verwertern, ermöglicht wird. Diese Grundidee passt nicht in das deutsche System, das eine flächendeckende Erfassung vorsieht und hierzu entsprechende Zuständigkeiten definiert und die Vorgabe von Verwertungsquoten ausschließlich für Verkaufsverpackungen vorsieht. In einem solchen System besteht schlicht kein frei verfügbarer Abfallstrom, der von Neuanbietern bei hohen Zertifikatpreisen genutzt werden könnte. Möglichkeiten zur Nutzung von Zertifikaten sehen die Gutachter daher ausschließlich in den Modellvarianten, die keine flächendeckende haushaltsnahe Sammlung zwingend vorsehen: Dies gilt, wenn Duale Systeme nicht flächendeckend erfassen müssen bzw. wenn im Kontraktmodell der Kommunalisierung einzelne Kommunen keinen Vertrag mit Dualen Systemen erhalten.

Die **Stärken** der Zertifikatmodelle liegen dann stets darin, dass sie Markteintrittsmöglichkeiten schaffen und - aufgrund der zusätzlichen Verwertungsmöglichkeiten - die Risiken der Kommunen verringern. Dies wird erreicht, ohne dass negative Anreizeffekte entstehen, da sich die Kombination aus Kommunen und Verwertern auf einem Markt mit den Angeboten Dualer Systeme messen müssen, die Hersteller und Inverkehrbringer also gute Ausweichmöglichkeiten haben.

Eine zentrale **Schwäche** der Zertifikatmodelle ist naturgemäß ihre begrenzte Wirkung, da sie - wie argumentiert - stets nur als Ergänzung eingesetzt werden können. Zudem sind Zertifikatmodelle stets mit erheblichen Anpassungskosten verbunden.

### **0.2.6 Empfehlungen**

Die Modelldiskussion hat gezeigt, dass keine dominante Modellvariante besteht. Die einzelnen Modelle unterscheiden sich jedoch erheblich hinsichtlich ihrer zu erwartenden Effekte auf die einzelnen Kriterien. Dies gilt insbesondere hinsichtlich

- der Möglichkeiten und Anreize, alternative Erfassungssysteme zu realisieren,
- der Implementierungskosten der Modellvarianten und
- der Gesamteffizienz, wobei insbesondere in diesem Bereich die Aussagen mit hoher Unsicherheit behaftet sind.

Aufgrund der bestehenden Unsicherheit hinsichtlich der Wirkungen der Modellvarianten und der erheblichen Implementierungskosten, die mit grundlegenden Eingriffen in die Organisation der Abfallwirtschaft verbunden wären, liefern die vorliegenden Erkenntnisse keine Basis für die Empfehlung grundlegender Änderungen der Organisation der Abfallwirtschaft.

Beim gegenwärtigen Wissensstand können daher zum jetzigen Zeitpunkt folgende Alternativen nicht empfohlen werden:

- die Kommunalisierung, da zunächst erhebliche weitere Forschungen zur Gestaltung, Implementierbarkeit und auch der rechtlichen Zulässigkeit effektiver Anreizsysteme erforderlich sind,
- Zertifikatmodelle, da sie nach Auffassung der Gutachter nur ergänzend einzusetzen sind und daher einen hohen Anpassungsbedarf aufweisen,
- die Aufgabe der Getrenntsammlung aufgrund der negativen ökologischen Konsequenzen.

Die Empfehlungen beziehen sich auf zwei Stufen: kurzfristig zu empfehlende Maßnahmen (Stufe 1) und weiter zu prüfende grundlegende Aspekte (Stufe 2).

### **Stufe 1: Wettbewerbsintensivierung und Verbesserung der Anreize zur Implementierung alternativer Erfassungssysteme**

Das im Rahmen des Gutachtens diskutierte Modell „Status quo mit systemkonformen Anpassungen“ erfüllt die genannten Anforderungen: Es werden nur begrenzte Anpassungen durchgeführt, die

- in ihren Wirkungen vergleichsweise gut prognostizierbar sind,
- geringe Implementierungskosten auf Seiten aller Akteure verursachen und
- aufgrund des Wegfalls der Mitbenutzungsregel, die Anreize der Dualen Systeme zur Implementierung alternativer Erfassungssysteme erhöhen und den Wettbewerb auf der Erfassungsstufe intensivieren,
- die Möglichkeiten zur Umsetzung verbessern, indem ein Recht auf Umstellung implementiert wird,
- den Wettbewerb zwischen Dualen Systemen intensivieren, da die individuelle Pflicht zur Flächendeckung entfällt.

## **Stufe 2: Diskussion grundlegenderer Anpassungen**

Die Studie hat aus Sicht der Gutachter einen weitergehenden Forschungsbedarf aufgezeigt. Dieser ergibt sich einerseits aus der Notwendigkeit, hier andiskutierte Modelle vertieft zu prüfen, das gilt insbesondere für Anreizsysteme im Rahmen der Kommunalisierungsmodelle, bzw. aus der generell geringen empirischen Basis, auf der gegenwärtig Entscheidungen über die Gestaltung der Abfallwirtschaft getroffen werden müssen.

Andererseits wurden im Rahmen dieser Analyse zahlreiche Gestaltungsparameter der Abfallwirtschaft als nicht veränderbar betrachtet - ein Kunstgriff, der erforderlich war, um eine Vergleichbarkeit zwischen den Modellen herzustellen. Diese Gestaltungsparameter sollten aber - den Anforderungen einer rationalen Wirtschaftspolitik folgend - regelmäßig einer kritischen Prüfung unterzogen werden. Dies gilt insbesondere für folgende Parameter:

- Problematik der speziellen Regelungen für einen vergleichsweise kleinen Bereich der Abfallwirtschaft. Erforderlich sind eine Kosten-Nutzen-Betrachtung, ob der erhebliche Aufwand, der mit der getrennten Behandlung von Verpackungen verbunden ist, aus gesellschaftlicher Sicht tatsächlich gerechtfertigt ist, sowie ein Kosten-Wirksamkeits-Vergleich, in dem analysiert wird, ob die unbestrittenen ökologischen Erfolge nicht in anderen Bereichen der Volkswirtschaft kostengünstiger erzielt werden könnten.
- Letztlich könnte mit dem genannten Prüfprogramm auch eine rationalere Basis für die Festlegung der Verwertungsquote geschaffen werden.
- Auf den Prüfstand gestellt werden sollte auch die Trennung des Verpackungsbereichs in verschiedene Segmente (Verkaufs-, Transport- und Umverpackungen). Dabei sollte die Frage im Vordergrund stehen, ob nicht durch eine Abschaffung dieser Segmentierung - bei gleicher ökologischer Wirkung - Kostensenkungen erreicht werden können.





## 1 Einleitung und Zielstellung der Studie

In den letzten Jahren wird verstärkt diskutiert, ob die bestehende Getrenntsammlung von Wertstoffen zu vereinfachen ist. Insbesondere der Stoffstrom der Verpackungsabfälle steht dabei im Mittelpunkt der Analysen: Aufgrund der Kosten der getrennten Sammlung, der hohen Störstoffanteile bei der Getrenntsammlung, der Tatsache, dass noch große Mengen von Verpackungen im Hausmüll enthalten sind, der Weiterentwicklung der Sortiertechnologie (z.B. Nahinfrarotsysteme) und nicht zuletzt auch aus ökologischen Überlegungen heraus, stehen zunehmend alternative Systeme im Fokus der Diskussion.

Wenn auch den Sortieranlagen für gemischten Hausmüll in den siebziger und achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts - besonders aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und erzielbaren Produktqualitäten - kein Erfolg beschieden war, wurden in den vergangenen Jahren verschiedene neue Konzepte zur gemeinsamen Erfassung von Abfallfraktionen entwickelt und erprobt. Diese Versuche haben gezeigt, dass die Sortierung von Hausmüll technisch möglich ist, wenn auch eine großtechnische Erprobung noch aussteht. Weiterhin konnte eine Reihe kritischer Faktoren identifiziert werden, die die Vorteilhaftigkeit der Konzepte in wirtschaftlicher, technischer und ökologischer Hinsicht beeinflussen. Ein zentraler Aspekt ist beispielsweise die Qualität - und damit die Vermarktbarkeit - der gewonnenen Wertstoffe. Weiterhin hat sich gezeigt, dass regionalspezifische Gegebenheiten und wirtschaftliche Rahmenbedingungen einen entscheidenden Einfluss auf die Kosten und damit die Attraktivität der Systeme haben.

Die vorliegenden Erfahrungen mit alternativen Erfassungskonzepten, ergänzt um internationale Erfahrungen, müssen die Basis für eine umfassende Bewertung alternativer Sammelsysteme bilden. Aus ökonomischer Sicht stehen bei dieser Bewertung zunächst die Kosten der einzelnen Systeme im Vordergrund. Dabei ist jedoch auch - stärker als bisher - zu prüfen, inwieweit unterschiedliche Sammelsysteme die Möglichkeit einer effizienten Organisation der Abfallwirtschaft bieten. Zudem sollte der zeitliche Aspekt stärker berücksichtigt werden; die bisherigen Analysen zur Wirtschaftlichkeit alternativer Sammelsysteme berücksichtigen ausschließlich den Status quo.

Aus ökologischer Sicht ist zu diskutieren, ob die getrennte Erfassung und anschließende stoffliche Verwertung bestimmter Stoffströme nicht größere Umweltauswirkungen (Sammlung, Transport, Aufbereitung, Verwertung) aufweist als eine alternative gemeinsame Erfassung und energetische Verwertung. Neben der Einsparung von Rohstoffen, Energie und der Minimierung lokaler Schadstoffemissionen, spielt dabei auch das Minderungspotenzial von CO<sub>2</sub>-Emissionen bei der stofflichen Verwertung eine wesentliche Rolle. Grundsätzlich gilt, dass sowohl die stoffliche als auch die energetische Verwertung zur Einsparung fossiler Energieträger beitragen können.

Letztendlich müssen in der Diskussion um die Zukunft der getrennten Sammlung noch die regionalen Gegebenheiten berücksichtigt werden. Nicht jedes Sammelsystem ist für jedes Entsorgungsgebiet geeignet. Geographische wie infrastrukturelle Rahmenbedingungen müssen Berücksichtigung finden. Beispielhaft sei hier auf die unterschiedlichen Anforderungen an ein Getrenntsammlungssystem in ländlichen bzw. dicht besiedelten städtischen Strukturen hingewiesen.

Schwerpunkt der Studie ist die ökonomische und ökologische Bewertung der getrennten Erfassung von Leichtverpackungen, d.h. Verpackungskunststoffe, Verbunde und Metalle im Rahmen des dualen Entsorgungssystems. Im Mittelpunkt stehen dabei die Optimierung der Erfassung sowie eine Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungen. Für verschiedene Erfassungsvarianten erfolgt eine quantitative Abschätzung der Kosten und zentraler ökologischer Effekte. Als Referenz werden Szenarien für den städtischen, verdichteten und ländlichen Raum abgebildet.

Die ökonomische Bewertung umfasst neben den Kosten der Sammelsysteme auch die zu erwartenden Effekte in Bezug auf Effizianzanreize und Transaktionskosten für die Akteure der Verpackungsentsorgung. Dies umfasst die Auswirkungen auf den Wettbewerb und die Marktstruktur sowie Anreize zur Optimierung der Sammelsysteme. Im Mittelpunkt der Analyse steht dabei die Arbeitsteilung zwischen Dualen Systemen und öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern. Auch Verteilungsaspekte und die Akzeptanz im Hinblick auf eine organisatorische Änderung fließen in die Beurteilung mit ein. Nicht zuletzt wird analysiert, ob die umweltpolitischen Zielvorgaben kostenminimal erreicht werden können.

Europäische und nationale Rahmenbedingungen werden dabei mit Ausnahme der Verpackungsverordnung und ggf. des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz im Rahmen der Studie als vorgegebene Rahmenbedingungen behandelt.

Die vorliegende Studie setzt sich aus zwei Teilen zusammen: Im ersten Teil erfolgt die Bewertung alternativer Erfassungssysteme. Im zweiten Teil werden, aufbauend auf den Ergebnissen des ersten Teils der Studie, verschiedene Organisationsmodelle der Verpackungsentsorgung im Hinblick auf die Optimierung der Erfassung entwickelt und einer Bewertung unterzogen.

## Teil 1: Bewertung alternativer Erfassungssysteme

### 2 Die Diskussion um Erfassungssysteme

Die getrennte Sammlung von Wertstoffen hat in Deutschland eine lange Tradition. Bereits 1903 wurde in Charlottenburg (Berlin) ein dreigeteiltes Erfassungssystem eingesetzt. Dabei wurden Asche und Kehricht in einem Behälter, Wertstoffe wie z.B. Papier, Flaschen, Metall, Textilien etc. in einem gemischten Wertstoffbehälter und Küchenabfälle in einem dritten Behälter gesammelt.<sup>6</sup> Anfang der 1970er Jahre wurde Glas über Depotcontainer erfasst, später auch Papier. Danach wurden erste 2-Tonnensysteme (Wertstoff, Restmüll) etabliert. Diese wurden weiterentwickelt zum 3-Tonnensystem (Wertstoff, Bioabfall, Restmüll). Mit Umsetzung der Verpackungsverordnung begann die separate Erfassung der Leichtverpackungen. Heute werden über zehn verschiedene Stoffströme aus Haushalten getrennt gesammelt und verwertet.

In der Öffentlichkeit wurde in den letzten Jahren diskutiert, ob es nicht möglich ist, die bestehende Getrenntsammlung von Wertstoffen für den Bürger zu vereinfachen. Ein Stoffstrom steht dabei im Mittelpunkt der Diskussion. Die Verpackungen mit dem Grünen Punkt! Aufgrund hoher Störstoffanteile (bis 50%) bei der Getrenntsammlung und der Tatsache, dass noch große Mengen von Verpackungen im Hausmüll enthalten sind, werden alternative Systeme diskutiert. Dabei spielt auch die Weiterentwicklung der automatischen Sortiertechnologien (z.B. Nahinfrarot Detektionssysteme) eine wichtige Rolle.

Desweiteren wird die Erweiterung der Erfassung der Leichtverpackungen um die stoffgleichen Nichtverpackungen diskutiert. In einigen Städten wurde dies bereits flächendeckend (Leipzig) bzw. in Pilotversuchen (Hamburg) umgesetzt. Zudem wurden Untersuchungen durchgeführt, bei denen die Abfallströme Resthausmüll, Leichtverpackungen und Altpapier in unterschiedlich farbigen Müllsäcken erfasst und gemeinsam über einen Müllgroßbehälter eingesammelt werden. Die Müllsäcke wurden danach sortiert und an die jeweiligen Behandlungsmaßnahmen weitergeleitet.

Ein weiteres Alternativsystem stellt die „Nasse und Trockene Tonne“ (Kassel) dar. In der trockenen Tonne werden die Wertstoffe<sup>7</sup> und in der nassen alle nicht verwertbaren Abfälle sowie Biomüll gesammelt. Die Abfälle der nassen Tonne werden einer Vergärung zugeführt werden.

---

<sup>6</sup> Vgl. Curter (1996).

<sup>7</sup> Momentan ohne die Erfassung der Leichtverpackungen.

Die Frage der gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit Ausschleusung von Verpackungen zur stofflichen Verwertung, steht seit den durchgeführten Pilotversuchen (u.a. durch RWE 2003 /04) nach wie vor im Raum.

Vor diesem Hintergrund wurden verschiedene Szenarien modelliert, anhand derer die ökologischen Auswirkungen der Umstellung der getrennten Erfassung von Leichtverpackungen auf andere alternative Systeme bewertet werden.

### **3 Methodik der ökologischen Bewertung**

Bei der vorliegenden Studie handelt es sich um eine **generelle Bewertung** der Auswirkungen der getrennten Sammlung von Verpackungsabfällen und stoffgleichen Nichtverpackungen (SNVP) in unterschiedlichen Erfassungs- und Behandlungssystemen.

Die **Bewertung** wurde **in Anlehnung** an die Ökobilanz nach ISO 14040 durchgeführt. Es wurde kein „Critical Review“ und keine vollständige Analyse und Bewertung aller Wirkungskategorien durchgeführt. Die Analyse erfolgte mit dem Software Tool „Ganzheitliche Bilanzierung (GaBi)“.

Im Folgenden ist zunächst die Vorgehensweise einer Ökobilanz beschrieben. Im Kapitel 4 werden die einzelnen Szenarien und in Kapitel 5 die angesetzten Modellparameter beschrieben.

Die Ökobilanz ist ein Umweltmanagementwerkzeug, das die Ermittlung und den Vergleich der potenziellen Umweltauswirkungen im Verlauf des ganzen Lebenszyklus von Waren, Dienstleistungen und Prozessen ermöglicht. Die Ökobilanz umfasst die Emissionen und den Ressourcenverbrauch „von der Wiege bis zur Bahre“ eines Produktsystems. Dies bedeutet, dass die Umweltbelastungen, die über alle Lebensphasen des Produktes - von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion und Nutzung bis hin zu dessen Entsorgung - entstehen, berücksichtigt werden, um die Wirkung auf Menschen und Natur zu untersuchen. Durch diese mehrdimensionale Betrachtung kann die Verlagerung von Umweltproblemen von einem Umweltmedium auf ein anderes oder von einer Phase des Produktlebenszyklus auf eine spätere erkannt und durch entsprechende Maßnahmen vermieden werden.

Die Idee der Ökobilanz entstand in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts. Inzwischen ist die Vorgehensweise der Ökobilanz von der International Standards Organization sowie vom Europäischen Komitee für Normung (CEN) auf europäischer Ebene und vom Deutschen Institut für Normung (DIN) in Normen erarbeitet worden. 1997 ist die ISO 14040, die Prinzipien und allgemeinen Anforderungen an die Erstellung einer Ökobilanz festlegt, in Kraft getreten. Die darauffolgende ISO Norm 14041 behandelt die Definition des Ziels, des Untersuchungsrahmens und der Durchführung einer Sachbilanz während der ISO 14042 und 14043, die sich

jeweils mit der Wirkungsabschätzung und der Auswertung der Ökobilanz befassen. In der folgenden Abbildung wird der Aufbau der Ökobilanz in ihren unterschiedlichen Phasen und iterativen Vorgehensweisen dargestellt.<sup>8</sup>

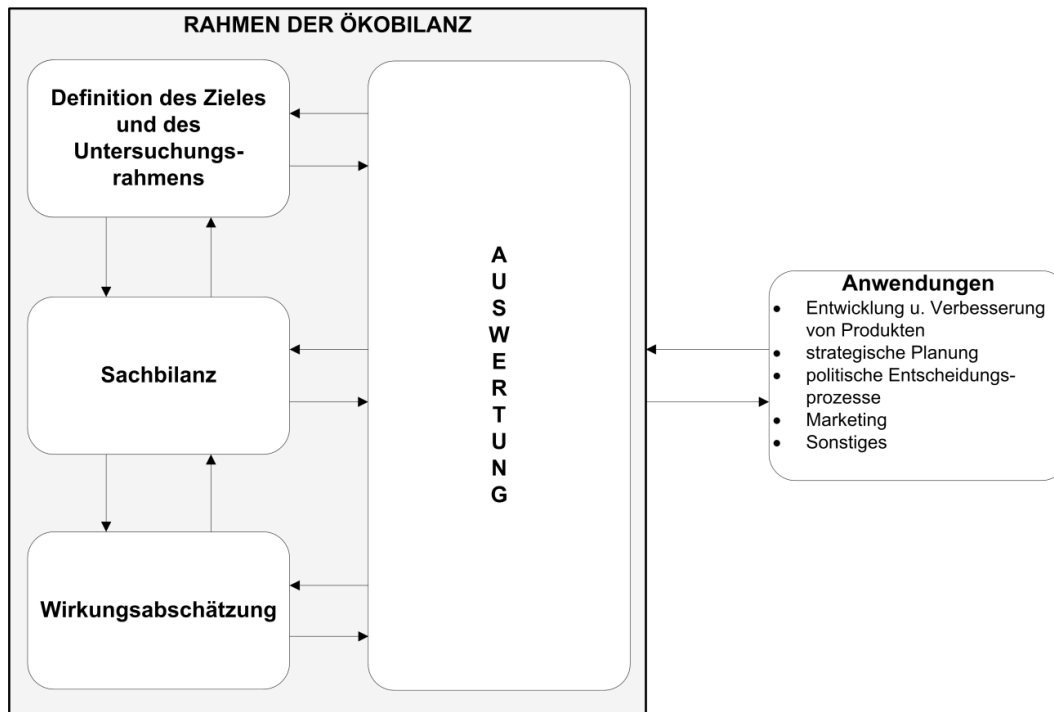


Abbildung 7: Phasen einer Ökobilanz nach ISO 14040

## Allgemeines

Grundsätzlich werden das Ziel und der Untersuchungsrahmen zu Beginn der Ökobilanz festgelegt, damit die beabsichtigte Anwendung eindeutig definiert werden kann. Zu diesem Zweck werden die Gründe für die Durchführung der Studie sowie die Zielgruppe definiert. Das Ziel muss vor allem klar und transparent definiert sein, um die Ergebnisse nachvollziehbar und interpretierbar zu machen.

Die Festlegung des Untersuchungsrahmens beinhaltet eine vollständige Beschreibung der Tiefe und Breite der Studie und spricht die folgenden Punkte an [ISO 14040]:

- das zu untersuchende Produktsystem,
- die Funktion des Produktsystems, oder im Fall vergleichender Studien, der Systeme,
- die funktionelle Einheit,

<sup>8</sup> Vgl. Consoli et al. (1993); Udo De Haes (Hrsg., 1996); Guinée et al. (2001).

- die Systemgrenze,
- die Allokationsverfahren,
- die Wirkungskategorien und die Methode der Wirkungsabschätzung,
- die Anforderung an die Daten,
- die Annahmen,
- die Einschränkungen,
- die Anforderung an die Datenqualität,
- die Art der kritischen Prüfung,
- die Art und den Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichtes.

## **Ziel und Untersuchungsrahmen der Ökobilanz**

### **Funktion und funktionelle Einheit**

Für die Ökobilanz muss eine geeignete funktionelle Einheit, welche die untersuchte Funktion des Systems widerspiegelt, festgelegt werden. Die funktionelle Einheit stellt die Quantifizierung des Produktsystems fest und ist die Bezugsgröße, auf welche sich alle Input- und Outputflüsse beziehen. Wenn beispielsweise die ökologischen Auswirkungen des Recyclings von Altpapier (Produktsystem) untersucht werden sollen, kann eine Tonne Altpapier als funktionelle Einheit gewählt werden. Die funktionelle Einheit gilt als Vergleichseinheit und ermöglicht die Vergleichbarkeit von Ökobilanzergebnissen. [ISO 14040, ISO 14041].

Funktionelle Einheit der Studie:

Absolute Abfallmenge [Tonnen/Jahr] in der jeweiligen Siedlungsstruktur

## Systemgrenze

Durch die Festlegung der Systemgrenze wird der Bilanzraum definiert. Sie bildet die Schnittstelle zwischen dem zu untersuchenden Produktsystem und seiner Umwelt bzw. anderen Systemen. Innerhalb der Systemgrenze werden auch alle Prozesse, die entlang des Lebensweges (z.B. Gewinnung von Rohstoffen, Herstellung von Vorprodukten, Recycling oder Beseitigung etc.) mit dem untersuchten Produkt zusammenhängen, betrachtet. Der Lebensweg wird dabei in sogenannte Module unterteilt, die das physische Produktsystem widerspiegeln. In Abbildung 8 besteht das Produktsystem aus den folgenden Modulen: Rohstoffgewinnung, Produktion, Anwendung, Recycling/Wiederverwendung, Abfallbehandlung, Energieversorgung und Transport. Das Produktsystem sollte so modelliert werden, dass Input und Output an den Systemgrenzen Elementarflüsse sind. Ein Elementarfluss ist ein Stoff- oder Energiefluss, der ohne vorherige Aufbereitung durch menschliche Aktivitäten aus der Umwelt entnommen wird oder ohne Vorbehandlung an die Umwelt abgegeben wird [ISO 14040, ISO 14041].

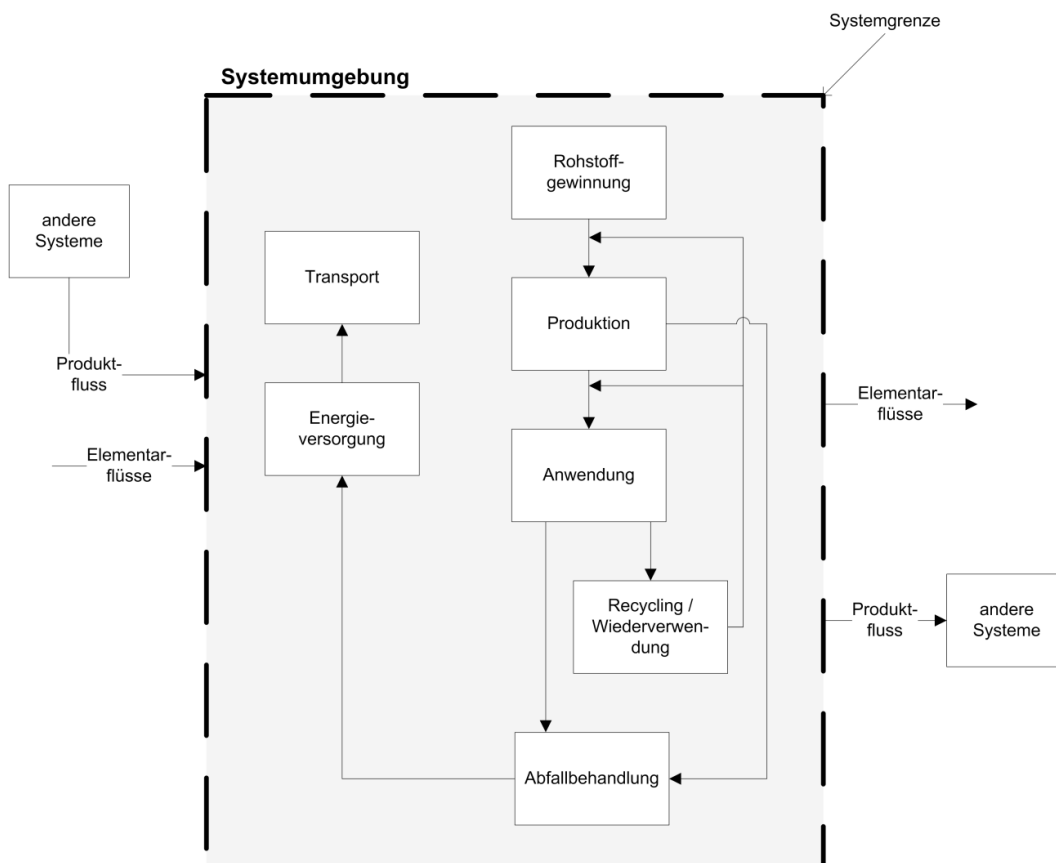


Abbildung 8: Beispiel eines Produktsystems für eine Ökobilanz [ISO 14040]





schen Flüssen, welche die Module innerhalb des betrachteten Systems verbinden und Flüsse, die über den vorher festgelegten Bilanzierungsraum hinausgehen. In einem zweiten Schritt werden alle Flüsse, die die Module inputseitig (z.B. Ressourcenverbrauch) und outputseitig (z.B. Emissionen in die Luft) mit der Umwelt verbinden, über den ganzen Lebenszyklus addiert (Gleichung 1) [ISO 14040, ISO 14041]. Voraussetzung für die Erstellung der Sachbilanz eines Produktsystems ist, über eine vollständige Bilanz der einzelnen Prozessmodule zu verfügen. In der folgenden Tabelle wird die Bilanz für eine Müllverbrennungsanlage exemplarisch aufgeführt.

$$E_i = \sum_{j=1}^m e_{ij}$$

**Gleichung 1**

$E_i$  = Gesamtfluss des Stoffes  $i$  über den gesamten Lebenszyklus des Produktsystems

$e_{ij}$  = Fluss des Stoffes  $i$  in die Module oder aus den Modulen  $j$  von 1 bis  $m$

**Tabelle 2: Bilanz einer Müllverbrennungsanlage bezogen auf 1.000 kg Restabfall aus Haushalten (Beispiel)<sup>9</sup>**

Inputflüsse			Outputflüsse		
Restabfall	1.00E+03	kg	Staub (L)	9.57E-03	kg
Erdgas	6.50E+00	kg	NO <sub>x</sub> (L)	1.55E+00	kg
Aktivkohle	2.00E-01	kg	Fluorwasserstoff (L)	3.49E-04	kg
Wasser (Prozess)	9.60E+02	kg	Chlorwasserstoff (L)	6.38E-02	kg
			Kohlendioxid, fossil (L)	2.67E+02	kg
			Blei (L)	1.90E-05	kg
			Cadmium (L)	6.01E-06	kg
			Chrom (L)	7.94E-05	kg
			Arsen (L)	1.46E-04	kg
			Nickel (L)	3.38E-05	kg
			Schwefeldioxid (L)	2.35E-01	kg
			PAK, un spez. (L)	2.67E-08	kg
			PCB (L)	1.91E-08	kg
			PCDD, PCDF (L)	1.91E-10	kg
			Energie, elektrisch	8.95E+08	kJ
			Energie, Dampf	2,69E+09	kJ

<sup>9</sup> Quelle: Escalante (2005).

## Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung wird die potenzielle Auswirkung der aus der Sachbilanz resultierenden Stoff- und Energieflüsse auf die Umwelt ermittelt. In der Wirkungsabschätzung geht es also um Umweltwirkungen, die theoretisch auftreten können [ISO 14040, ISO 14042].

Die Durchführung der Wirkungsabschätzung wird in drei obligatorischen Schritten vorgenommen (Abbildung 10). Zunächst werden die Wirkungskategorien sowie die Wirkungsindikatoren gewählt. Eine Auswahl der von SETAC in ökobilanziellen Studien betrachteten Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren ist in Tabelle 3 dargestellt.<sup>10</sup>

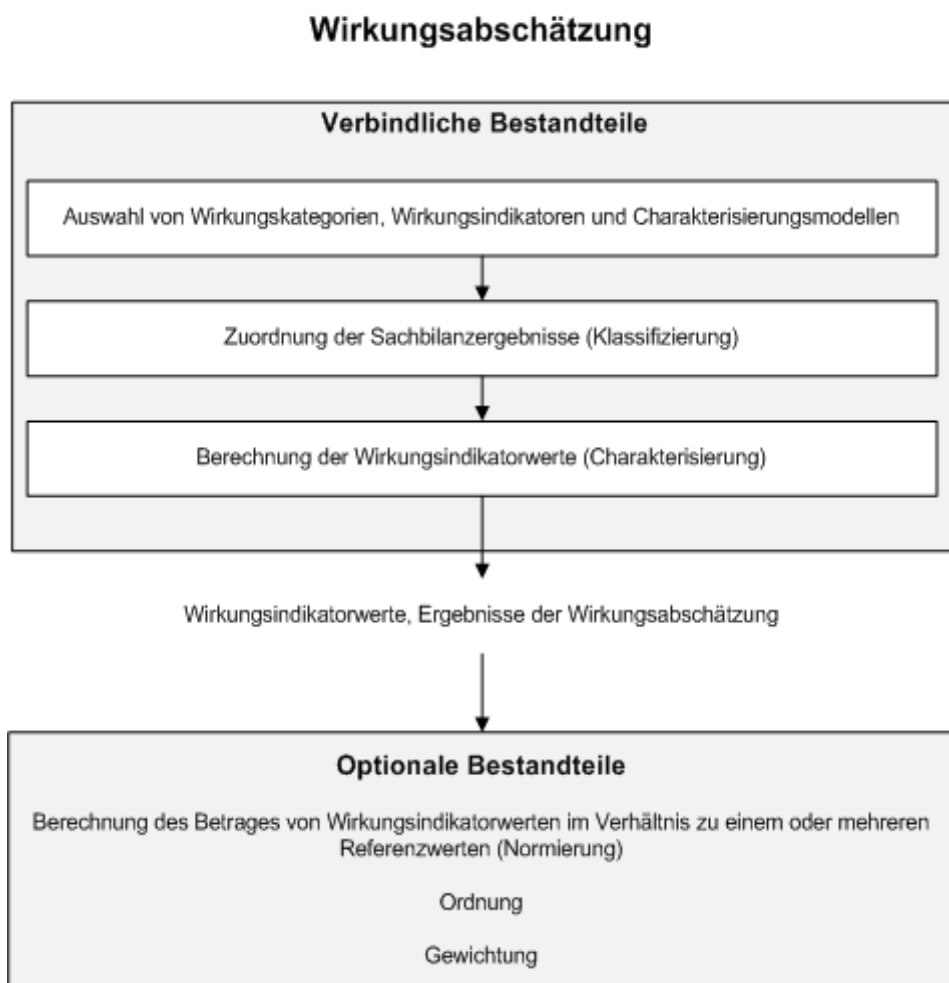


Abbildung 10: Bestandteile der Wirkungsabschätzung [ISO 14040]

<sup>10</sup> Vgl. Udo De Haes et al. (1999).

Eine Gewichtung der Wirkungskategorien nach der Methode des Umweltbundesamtes wurde nicht durchgeführt.

**Tabelle 3: Auswahl von Wirkungskategorien nach SETAC**

Wirkungskategorie	Wirkungsindikator	Einheit
Inputbezogene Kategorien		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abiotische Ressourcen</li> <li>• Landnutzung</li> </ul>	Antimon (Sb)	kg Sb-Äquivalente m <sup>2</sup> und Jahr
Outputbezogene Kategorien		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Klimaänderung / Treibhauspotenzial (GWP)<sup>11</sup></li> <li>• Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)<sup>12</sup></li> <li>• Humantoxizität (HTP)<sup>13</sup></li> <li>• Ökotoxizität (ETP)<sup>14</sup></li> <li>• Versauerung (AP)<sup>15</sup></li> <li>• Eutrophierung (EP)<sup>16</sup></li> <li>• Photooxidantienbildung (POCP)<sup>17</sup></li> </ul>	Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) CFC-11 1,4-Dichlorobenzol 1,4-Dichlorobenzol Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> ) Phosphate (PO <sub>4</sub> ) Ethen (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente kg CFC-11-Äquivalente kg 1,4-DCB-Äquivalente kg 1,4-DCB-Äquivalente kg SO <sub>2</sub> -Äquivalente kg PO <sub>4</sub> -Äquivalente kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Äquivalente

In einem zweiten Schritt werden die in der Sachbilanz ermittelten Daten (z.B. Tonnen Kohlendioxid) den jeweiligen Wirkungskategorien (z.B. Klimaänderung) zugeordnet (sog. *Klassifizierung*). Im dritten Schritt, der *Charakterisierung*, werden die erhobenen Daten anhand der Höhe des verursachten Umweltschadens mit Charakterisierungsfaktoren bzw. Äquivalenzfaktoren in eine äquivalente Menge der Leitsubstanz (Wirkungsindikator) umgerechnet. In der Tabelle 4 werden beispielhaft die Äquivalenzfaktoren von einigen Substanzen der Wirkungskategorien Klimaveränderung, Versauerung und Eutrophierung aufgeführt. Im Falle der

<sup>11</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Global Warming Potential* (Treibhausgaspotenzial).

<sup>12</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Ozone Depletion Potential* (Ozonabbaupotenzial).

<sup>13</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Human Toxicity Potential* (Humantoxizitätspotenzial).

<sup>14</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Ecotoxicity Potential* (Ecotoxizitätspotenzial).

<sup>15</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Acidification Potential* (Versauerungspotenzial).

<sup>16</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Eutrophication Potential* (Eutrophierungspotenzial).

<sup>17</sup> Abkürzung aus dem Englischen *Photochemical Ozone Creation Potential* (Ozonbildungspotenzial).

Wirkungskategorie Klimaveränderung, ist der Charakterisierungsfaktor von Methan um den Faktor 21 größer als die Leitsubstanz Kohlendioxid. Nachdem jede Substanz in den entsprechenden Wirkungsindikator umgerechnet ist, werden die Wirkungsfaktoren summiert, um eine einzelne Größe pro Wirkungskategorie zu erhalten.

**Tabelle 4: Auszug von Äquivalenzfaktoren für ausgewählte Wirkungskategorien<sup>18</sup>**

<b>Wirkungskategorie</b>		<b>Äquivalenzfaktor</b>
<b>Treibhausgaspotenzial (GWP)</b>		
<b>Substanz</b>	<b>GWP ( in kg CO<sub>2</sub>-Äq/kg)</b>	
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	1	
Methan (CH <sub>4</sub> )	21	
Distickstoffmonoxid (N <sub>2</sub> O)	310	
Schwefelhexafluorid (SF <sub>6</sub> )	23.900	
<b>Versauerungspotenzial (AP)</b>		
<b>Substanz</b>	<b>AP(kg SO<sub>2</sub>-Äq/kg)</b>	
Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> )	0,51	
Salzsäure (HCl)	0,88	
Stickstoffoxide (NO <sub>x</sub> )	0,70	
Schwefeldioxid SO <sub>2</sub>	1,00	
Fluorwasserstoff (HF)	1,60	
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	1,88	
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S)	1,88	
<b>Eutrophierungspotenzial (EP)</b>		
<b>Substanz</b>	<b>EP (kg PO<sub>4</sub>-Äq/kg)</b>	
Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> )	0,10	
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,10	
Stickstoffoxide (NO <sub>x</sub> )	0,13	
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	0,35	
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,33	
Phosphorsäure (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	0,97	
Phosphat (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	1,00	

<sup>18</sup> Quelle: Guineé et al (2001).

$$W_k = \sum_i E_i \cdot \ddot{A}F_{ik}$$

**Gleichung 2**

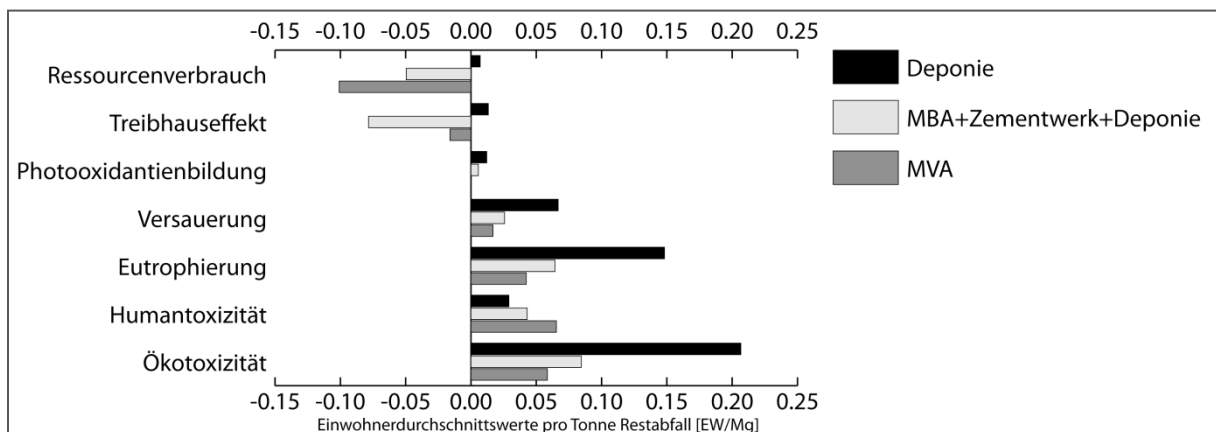
$W_k$  = Wirkungsfaktor der Wirkungskategorie  $k$

$E_i$  = Gesamtfluss des Stoffes  $i$  über den gesamten Lebenszyklus des Produktsystems

$\ddot{A}F_{ik}$  = Äquivalenzfaktor des Stoffes  $i$  bezogen auf den Wirkungsindikator der Wirkungskategorie  $k$

z.B.  $GWP [kg CO_2 - \ddot{A}q] = \sum_i E_i [kg \text{ Stoff } i] \cdot GWP_i [kg CO_2 - \ddot{A}q / kg \text{ Stoff } i]$

Wenn nur eine Bewertungsgröße gewünscht ist, können die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien bezogen auf einen Referenzwert normiert und nach entsprechender Gewichtung addiert werden.<sup>19</sup> Die folgende Abbildung stellt als Beispiel die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung von drei Restabfallentsorgungssystemen, nach Wirkungskategorien gegliedert, dar. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine Tonne Restabfall und werden in Einwohnerdurchschnittswerten, welche die relative Umweltbelastung des Produktsystems in Bezug auf die von allen Bundesbürgern verursachten Umweltauswirkungen messen, ausgedrückt. Positive Werte bedeuten eine Verschlechterung der Umwelt durch das Produktsystem, während negative Werte eine Verbesserung der Umweltsituation anzeigen.



**Abbildung 11: Ergebnisse einer Ökobilanz von Restabfallentsorgungssystemen (Beispiel)**

Auf eine Normierung, auf der Basis der Einwohnergleichwerte BRD, wurde verzichtet.

<sup>19</sup> Vgl. Udo De Haes et al. (1999), Guineé (Hrsg., 2000).

## **Auswertung**

Bei der Auswertung werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung gemeinsam betrachtet, um die in der Zielfestlegung zu Beginn der Untersuchung gestellten Fragen zu klären. Die zusammenfassende Bewertung der Umweltbelastungen und ihrer Auswirkungen dient der ökologischen Optimierung des produktbezogenen Gesamtprozesses und ermöglicht Entscheidungen über Alternativen [ISO 14040, ISO 14043].

## **4 Beschreibung der modellierten Szenarien**

### **4.1 Regionalspezifischer Einfluss**

Die Siedlungsstruktur hat u.a. Einfluss auf das Abfallaufkommen und die Abfallzusammensetzung. Neben der Einwohnerdichte beeinflussen u.a. regionalspezifische Einflüsse (traditionelle Sammelsysteme z.B. Wertstoffhof) die Ausgestaltung der getrennten Sammlung. Zur Bewertung der Ist-Situation und der alternativen Szenarien wurden verschiedene Strukturdaten modelliert. In Deutschland wird die getrennte Sammlung in den über 400 Kreisen und kreisfreien Städten in unterschiedlicher Form durchgeführt. Dabei kommen Holsysteme und Bringsysteme mit unterschiedlichen Mischsystemen zum Einsatz. In Deutschland wird nach KERN in 93% der Kommunen das Altglas im Bringsystem erfasst. Das wichtigste Erfassungssystem ist dabei der Depotcontainer (90% der Kommunen). Das Altpapier wird in 261 Kommunen im Holsystem und in 79 Kommunen im Bringsystem erfasst. In den anderen wird sowohl im Bring- als auch im Holsystem gesammelt. In 43% der Kommunen wird das Altpapier über die Papiertonne eingesammelt. Verpackungen werden im Wesentlichen über das Holsystem (Sack) eingesammelt. In den nachfolgenden Abbildungen sind exemplarisch die verschiedenen Sammelsysteme für Leichtverpackungen grafisch dargestellt.

Wie aus der Analyse von KERN zu erkennen ist, findet sich in Deutschland eine große Bandbreite der Systeme zur getrennten Sammlung. Diese Vielfalt ist im Rahmen dieser Studie nicht abzubilden. Deshalb wurden drei Modellstrukturen: „städtisch, verdichtet und ländlich“ ausgewählt und bilanziert.

Durch diese Einteilung ist es möglich den verschiedenen Sammelsystemen Rechnung zu tragen. So sind in ländlichen Strukturen, im Wesentlichen in Bayern und Baden-Württemberg, Wertstoffhöfe für die getrennte Erfassung von Wertstoffen etabliert (KERN). In städtisch verdichteten bzw. großstädtischen Strukturen finden sich in der Regel Holsysteme in Kombination mit der Glaserfassung über Depotcontainer. Für Wertstoffhöfe besteht i.d.R. kein Platz im innerstädtischen Bereich. Die modellierte Kombination von Hol- und Bringsystemen gibt dadurch auch die Struktur des Entsorgungsgebietes wieder. Besonder-

heiten wie z.B. das System Flach/Rund des Landkreises Ludwigsburg wurden nicht betrachtet.

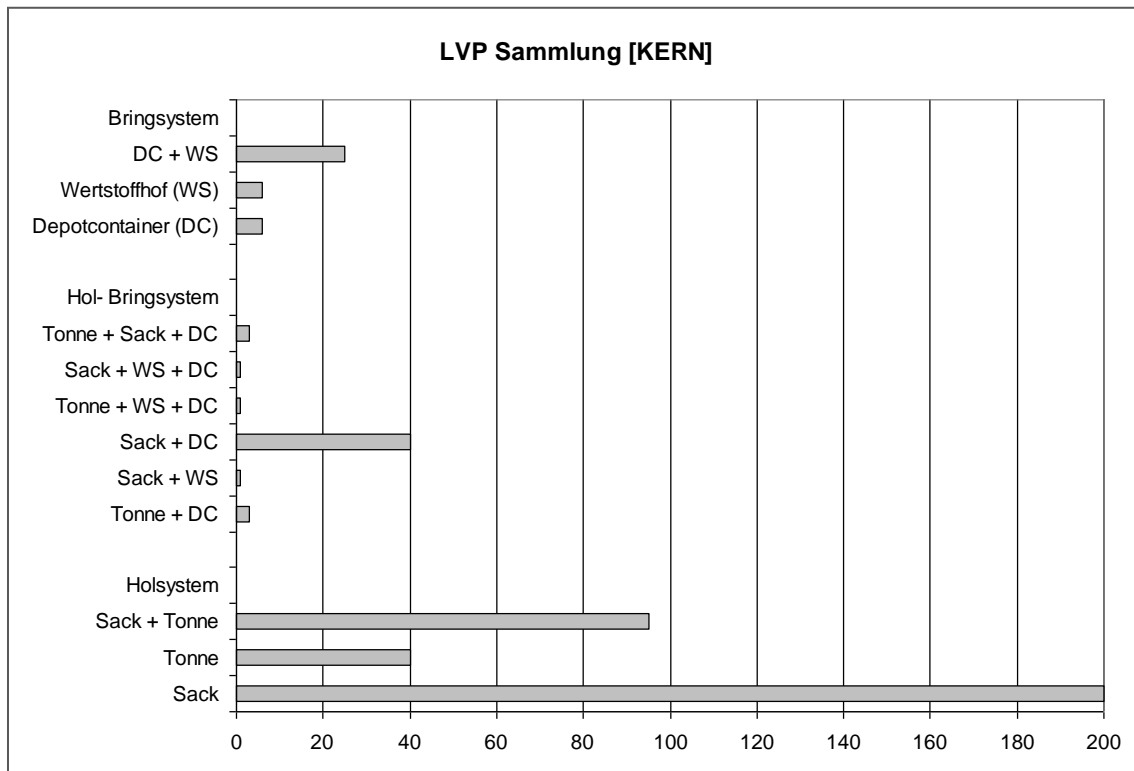


Abbildung 12: Methoden der Sammlung von Leichtverpackungen (Anzahl der öRE)<sup>20</sup>

Für die Bilanzierung wurden in Absprache mit dem Auftraggeber folgende Stoffströme einbezogen:

- Resthausmüll und Geschäftsmüll
- Stoffgleiche Nichtverpackungen
- Leichtverpackungen.

Im Fokus stehen dabei die alternativen Systeme zur Erfassung von Leichtverpackungen (LVP) und von stoffgleichen Nichtverpackungen (SNVP).

<sup>20</sup> Quelle: Kern/Siepenkothen (2005).

Die abfallwirtschaftlich etablierten Systeme zur Erfassung von Altglas, Altpapier sowie die getrennte Erfassung von Bioabfällen zur aeroben und anaeroben Verwertung wurden nicht bilanziert!

In Absprache mit dem Auftraggeber wurden, in Anlehnung an die derzeit diskutierten Pilotversuche, folgende Szenarien in der ökologischen Bewertung betrachtet.

**Szenario 0:**

Referenzszenarien im städtischen, verdichteten und ländlichen Raum.

*Abkürzung in den Diagrammen: **Status quo***

**Szenario 1:**

Gemischte trockene Wertstofftonne

*Abkürzung in den Diagrammen: **WST, RHM – MHKW***

**Szenario 2:**

Gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen und Resthausmüll

**Szenario 2.1:** Ausschleusung von Wertstoffen zur stofflichen Verwertung, Behandlung in einer anaeroben mechanisch – biologischen Abfallbehandlungsanlage

*Abkürzung in den Diagrammen: **RHM+LVP – MBA***

**Szenario 2.2:** Behandlung in einem Müllheizkraftwerk

*Abkürzung in den Diagrammen: **RHM+LVP – MHKW***

**Szenario 3:**

Gemischte Trockene Wertstofftonne und Resthausmüll in eine anaerobe mechanisch- biologische Behandlung

*Abkürzung in den Diagrammen: **WST, RHM – MBA***

**Szenario 4:**

Getrennte Erfassung der Abfälle in verschieden farbigen Kunststoffsäcken und gemeinsame Sammlung in einem Müllgroßbehälter und weitere Behandlung wie im Status quo

*Abkürzung in den Diagrammen: **Sack im Behälter***

Nachfolgend werden die Szenarien kurz beschrieben.

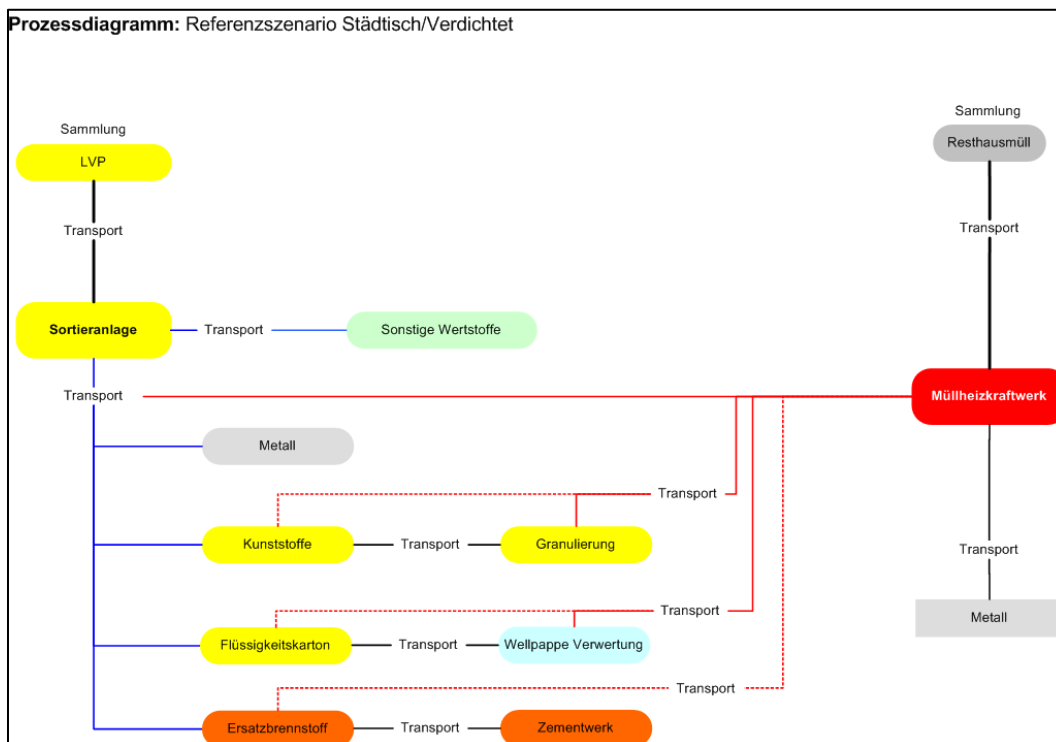


## 4.2 Regionalspezifische Referenzszenarien

### Strukturtyp: Städtisch und verdichteter Raum

Für die Referenzszenarien (Status quo) im städtischen und verdichteten Raum wurde ein Holsystem für Leichtverpackungen modelliert. Wie bereits beschrieben trifft dies zum überwiegenden Teil für die öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger in Deutschland zu. Der Resthausmüll wird grundsätzlich im Holsystem erfasst. Der Resthausmüll wird in diesen Szenarien im Müllheizkraftwerk thermisch behandelt. Die Leichtverpackungen werden in einer Sortieranlage aufbereitet. Die ausgeschleusten Stoffströme gehen in die stoffliche bzw. energetische Verwertung. Sortierreste sowie Reste aus der Aufbereitung werden im Müllheizkraftwerk verbrannt. Für den städtischen Raum wurde eine Einwohnerzahl von 500.000 und für den verdichteten Raum 200.000 angesetzt.

Die Massenbilanzen der jeweiligen Szenarien sind im Anhang dargestellt. In der nachfolgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt.



**Abbildung 13: Referenzszenario Städtisch (500.000 Einwohner) und Verdichtet (200.000 Einwohner). Sammelsystem: Holsystem**

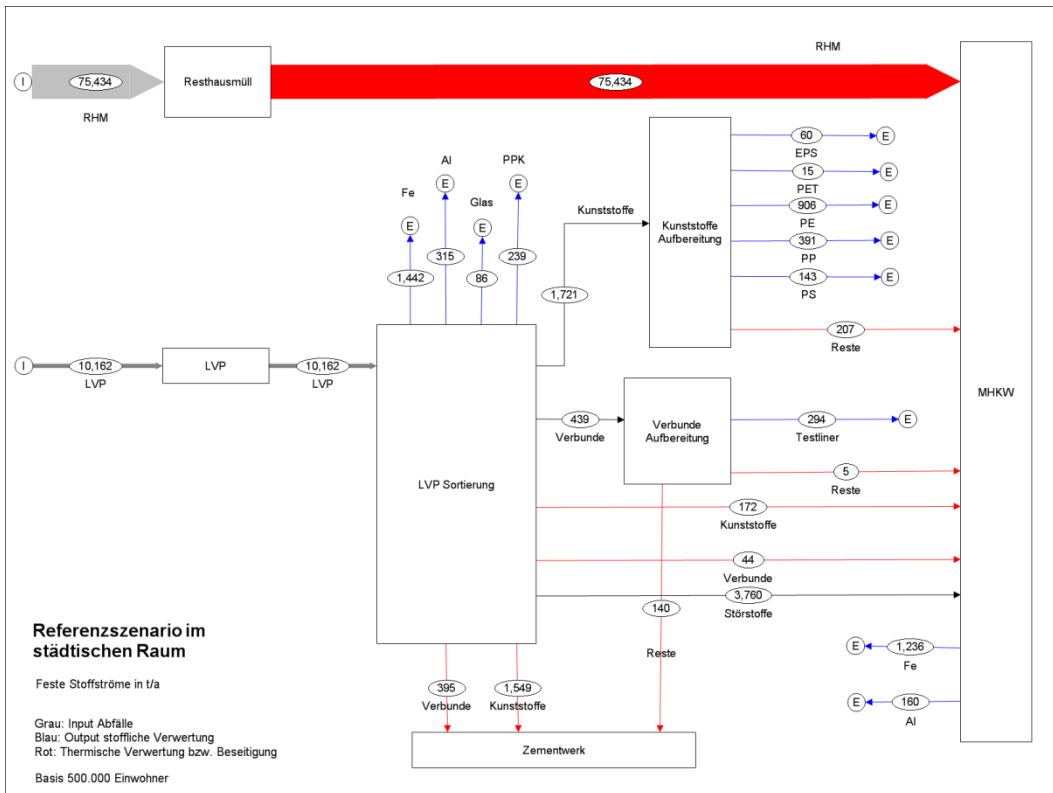


Abbildung 14: Massenbilanz Referenzszenario „Städtisch“

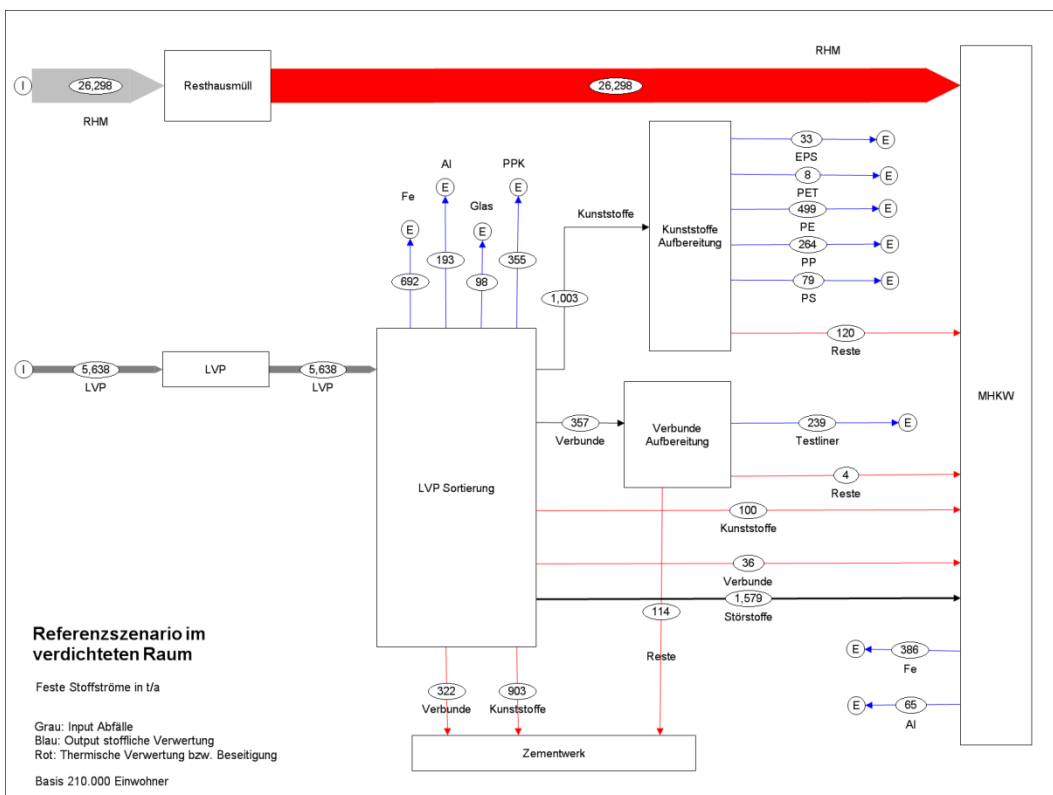


Abbildung 15: Massenbilanz Referenzszenario „Verdichtet“

## Strukturtyp: Ländlicher Raum

Für das Referenzszenario im ländlichen Raum wurde ein Bringsystem (Wertstoffhof) für die Erfassung der Leichtverpackungen modelliert. Dieses System wird in einigen Kommunen nicht nur für Leichtverpackungen eingesetzt. Im Bringsystem übernimmt der Bürger die „Sammlung“ und „Sortierung“ der Wertstoffe. Dabei werden so hohe Sortenreinheiten erreicht, dass eine nachträgliche Sortierung i.d.R. nicht mehr notwendig ist und die Wertstoffe direkt in die Aufbereitung/Verwertung gegeben werden können. Resthausmüll sowie Restabfälle werden im Müllheizkraftwerk verbrannt. Die Einwohnerzahl wurde mit 100.000 angesetzt. In der nachfolgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt.

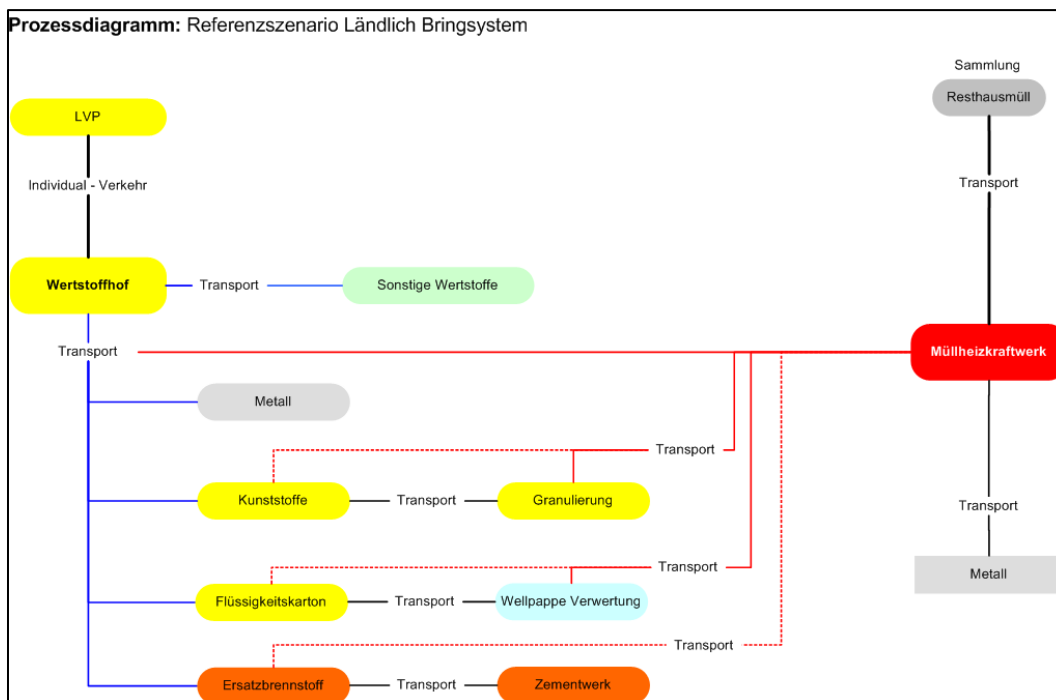


Abbildung 16: Referenzszenario Ländlich (100.000 Einwohner). Sammelsystem Wertstoffhof

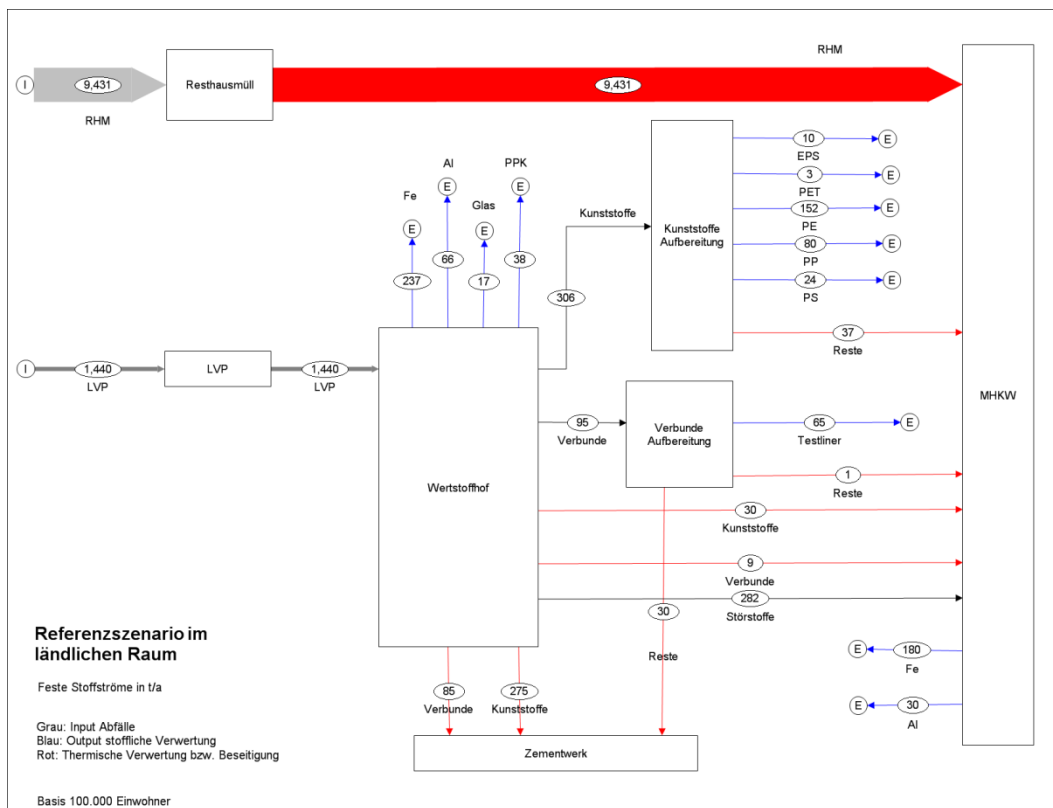


Abbildung 17: Massenbilanz Referenzszenario „Ländlich“

In den Kapitel 4.3 bis 4.7 werden die Szenarien mit den modellierten alternativen Sammelsystemen beschrieben. Dabei wurden die Referenzszenarien auf die in der Literatur beschriebenen Veränderungen<sup>21</sup> angepasst. Dies betrifft im Wesentlichen folgende Punkte:

- Optimierung der Erfassungsgrade von Leichtverpackungen
- Verringerung der Störstoffgehalte
- Zusätzliche Erfassung der stoffgleichen Nichtverpackungen
- Abfallbehandlung in der mechanisch – biologischen Behandlung
- Veränderung der Sammellogistik
- Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen.

Im ländlichen Raum wurde ein Wertstoffhof als Bringsystem modelliert.

In den nachfolgenden Abbildungen werden exemplarisch nur die Systeme für den städtisch, verdichteten Raum dargestellt. Bei den Bringsystemen entsprechen diese dem Status quo.

Die Massenbilanzen der 15 modellierten alternativen Szenarien sind im Anhang dargestellt.

<sup>21</sup> Derzeit diskutierte Pilotversuche.

#### 4.3 S-1: Gemischte trockene Wertstofftonne

Im Szenario „gemischte trockene Wertstofftonne“ werden abweichend zu den Referenzszenarien zusätzlich zu den Leichtverpackungen stoffgleiche Nichtverpackungen erfasst.

In der gemischten trockenen Wertstofftonne werden folgende Stoffströme nicht erfasst.

- Altpapier
- Altglas
- Textilien
- Elektrokleingeräte

Diese Wertstoffe werden über separate Sammelsysteme (z.B. Papiertonne, Depotcontainer) erfasst. In der nachfolgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt.

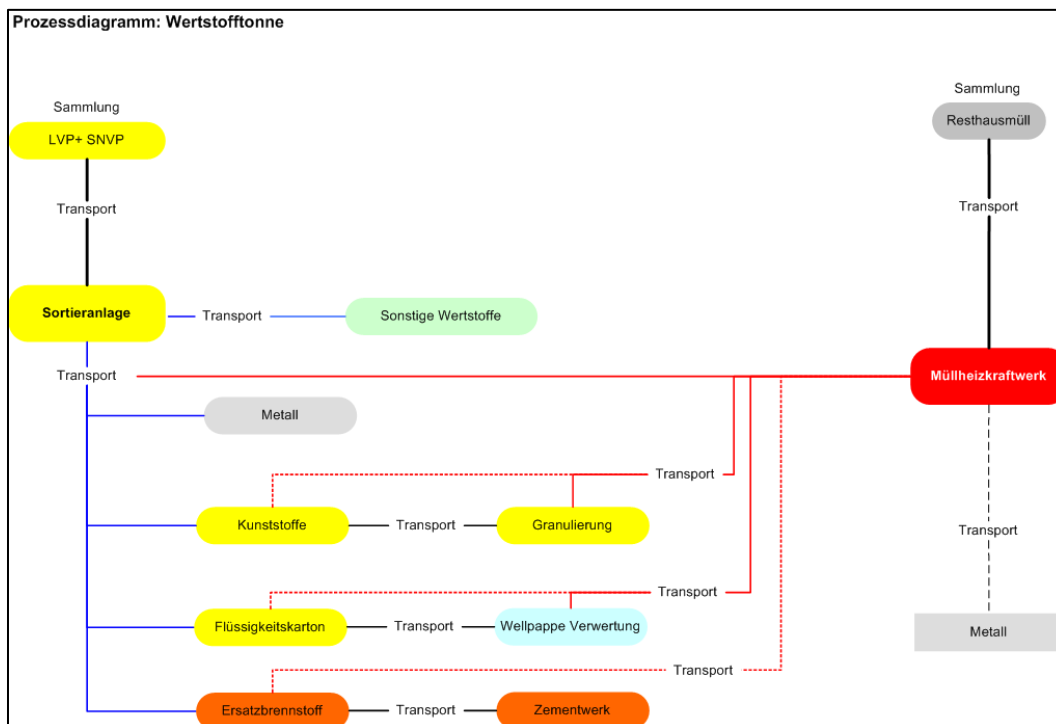
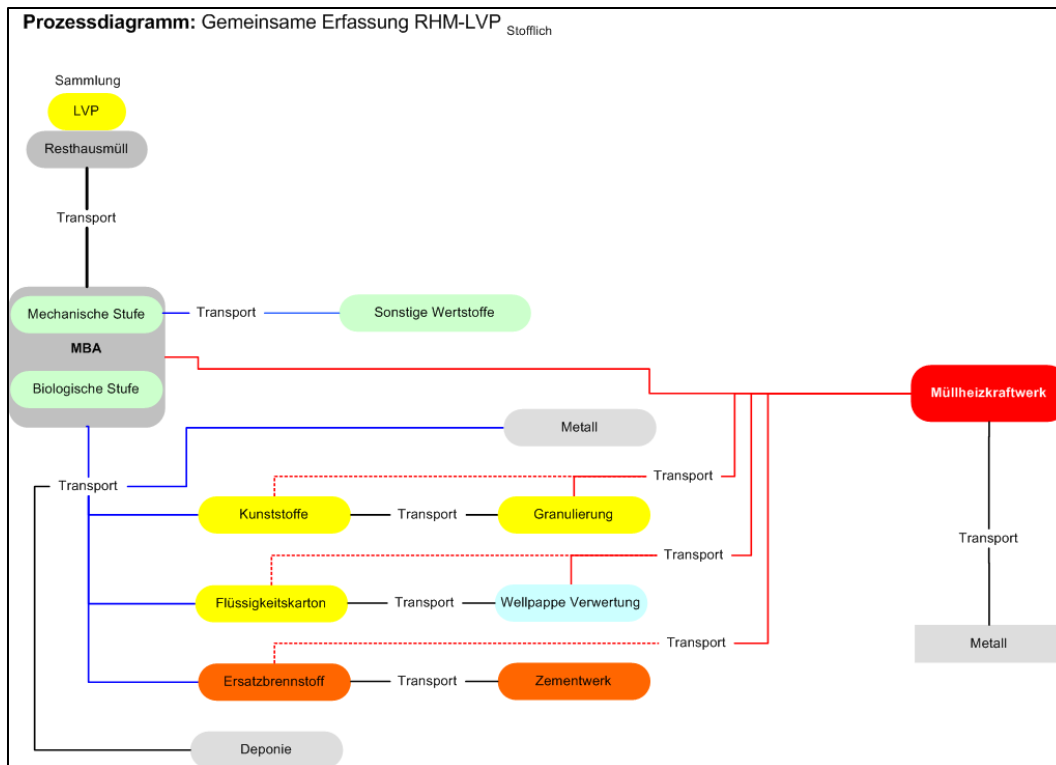


Abbildung 18: Gemischte trockene Wertstofftonne. Restfallbehandlung im Müllheizkraftwerk. Im ländlichen Raum: Bringsystem für LVP/SNVP

#### 4.4 S-2.1: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP (MBA<sub>Anaerob</sub>)

Im Szenario „gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit Ausschleusung von Verpackungen“ werden beide Stoffströme im Restmüllbehälter erfasst. Dieses Abfallgemisch wird in einer mechanisch – biologischen Anlage mit anaerober Stufe behandelt. Mögliche alternative Behandlungsmaßnahmen wie z.B. die mechanisch – biologi-

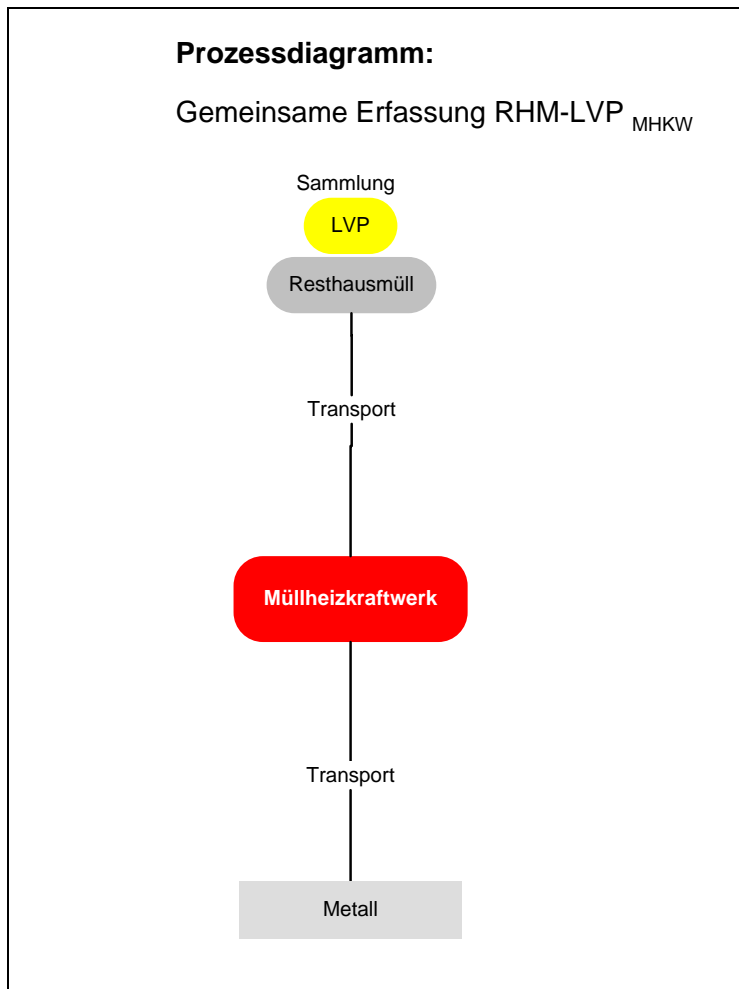
sche aerobe Behandlung und Stabilisierung wurden im Rahmen dieser Studie nicht modelliert werden. Zudem wird durch die gewählte Behandlungsmaßnahme ein Vergleich mit Szenario 3 ermöglicht. In der folgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt (Massenbilanz im Anhang).



**Abbildung 19: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen und Behandlung in einer anaeroben mechanisch-biologischen Behandlungsanlage (MBA)**

#### 4.5 S-2.2: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und LVP (MHKW)

Im Szenario 2.2 „gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen“ wird keine stoffliche Verwertung der Leichtverpackungen, sondern die thermische Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk (MHKW) modelliert. Als Wertstoffe werden nur die Metalle aus dem MHKW ausgeschleust. Da in diesem Szenario keine stoffliche Verwertung der Sekundärkunststoffe erfolgt, müssen diese durch Primärkunststoffe ersetzt werden. Dies führt zu zusätzlichen Umweltbelastungen die dem System in Rechnung gestellt werden müssen. Bei diesem Ansatz wurden dem System die Entlastungen aus der Kunststoffverwertung des Referenzszenarios als Belastung angerechnet. In der nachfolgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt.



**Abbildung 20: Gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen und Behandlung im Müllheizkraftwerk**

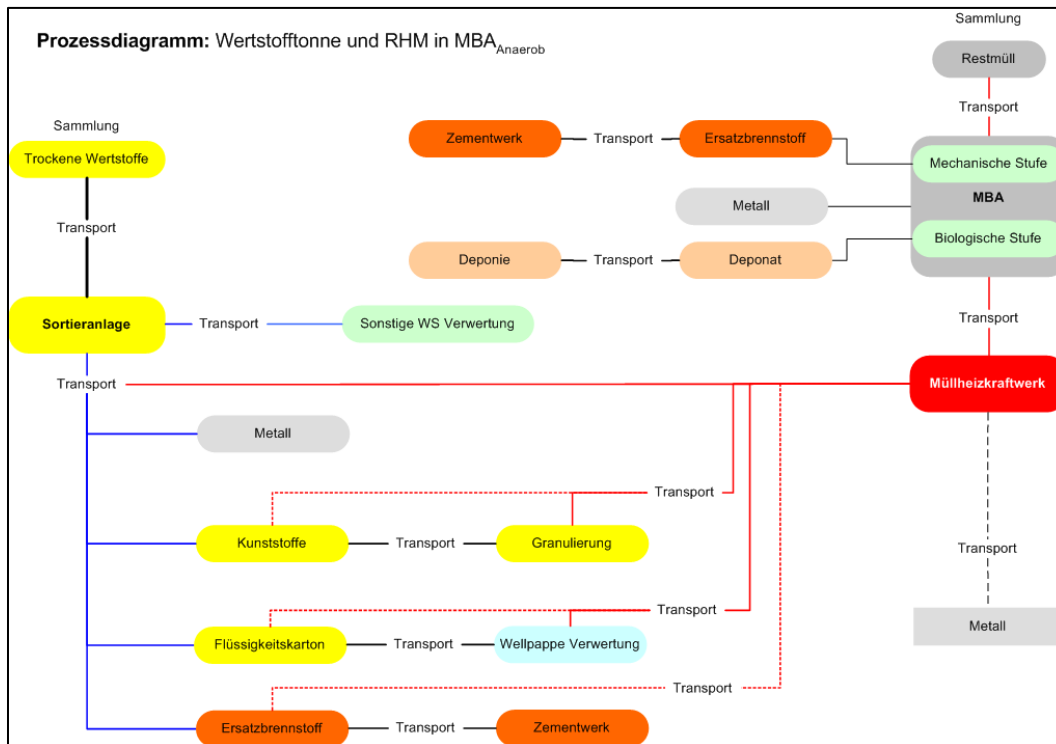
#### **4.6 S-3: Gemischte trockene Wertstofftonne und Resthausmüll in MBA<sub>Anaerob</sub>**

Im Szenario 3 werden die Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen in einer gemischten trockenen Wertstofftonne erfasst. Der Resthausmüll wird, alternativ zum Szenario 1, in einer mechanisch – biologischen Anlage mit anaerober Stufe behandelt.

Analog zum Szenario 1 werden in der Wertstofftonne folgende Stoffströme nicht erfasst.

- Altpapier
- Altglas
- Textilien
- Elektrokleingeräte

Diese Wertstoffe werden über separate Sammelsysteme (z.B. Papiertonne, Depotcontainer) erfasst. In der folgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt (Massenbilanz im Anhang).



**Abbildung 21: Trockene Wertstofftonne und Restabfallbehandlung in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage (MBA). Im ländlichen Raum: Bringsystem für LVP/SNVP**

#### 4.7 S-4: Sack im Behälter

Im Szenario „Sack im Behälter“ wurde lediglich die Erfassungslogistik im Vergleich zu den Referenzszenarien verändert.

Eine zusätzliche Erfassung der stoffgleichen Nichtverpackungen wurde in diesem Fall nicht berücksichtigt. Generell ist dies in diesem System jedoch möglich.

Im System Sack im Behälter werden der Resthausmüll und die Leichtverpackungen in farbigen Säcken bei den Haushalten erfasst und gemeinsam in einem Müllgroßbehälter eingesammelt. Die Säcke müssen nach der Sammlung in einer vorgeschalteten Sortierung nach Farben getrennt und zu den jeweiligen Behandlungsanlagen transportiert werden. In der Modellierung wurde die Sortierung dem Müllheizkraftwerk vorgeschaltet.

Dieses Szenario stellt die Umstellung der Sammellogistik, mit der damit verbundenen Auswirkung auf das Referenzszenario dar. In der folgenden Abbildung ist das Szenario grafisch dargestellt (Massenbilanz im Anhang).



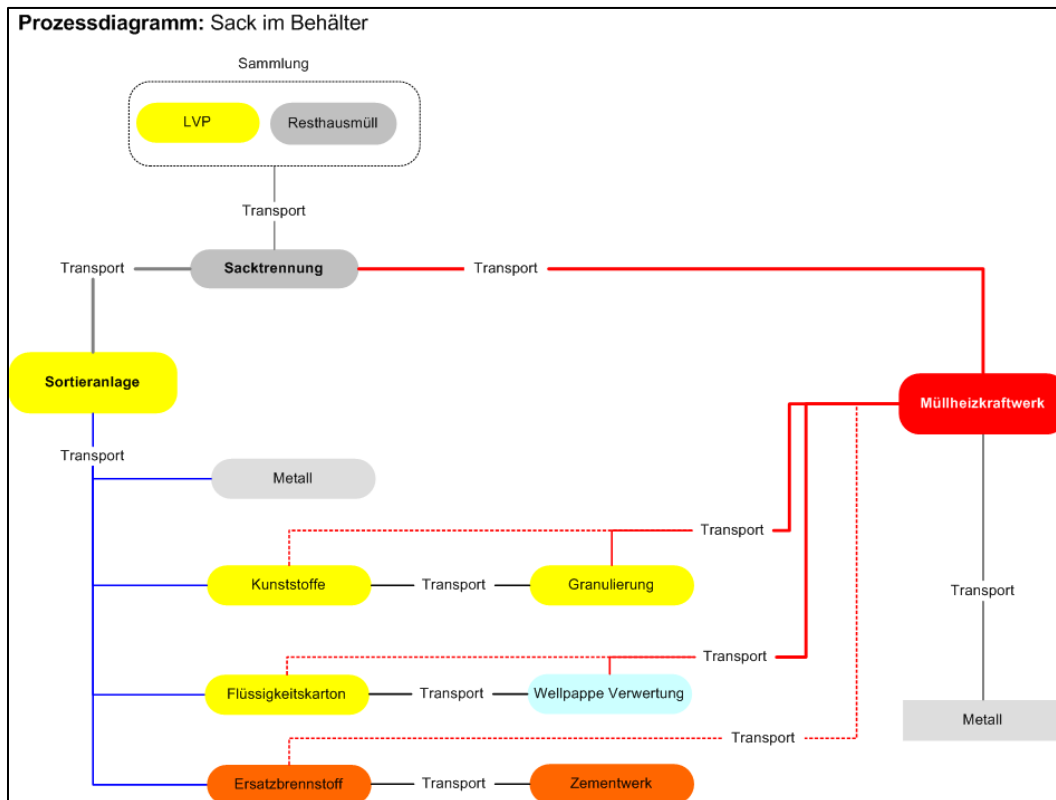


Abbildung 22: Sack im Behälter

## 5 Modellparameter

### 5.1 Abfallzusammensetzung

Die Menge und Zusammensetzung von Abfällen wird durch eine Reihe von Faktoren (Rahmenbedingungen) beeinflusst. Dabei spielen Gesetze und Verordnungen, sozio-ökonomische Faktoren, die Ausgestaltungen der Abfallwirtschaftskonzepte und die Struktur der Entsorgungsgebiete eine wesentliche Rolle. Das Hausmüllaufkommen in Deutschland weist eine große Schwankungsbreite auf. In der folgenden Abbildung ist exemplarisch das Resthausmüll- und Sperrmüllaufkommen der Länder dargestellt. Die Abfallmenge lag 2006 zwischen 148 kg/E.a und 349 kg/E.a. Dabei muss jedoch angemerkt werden, dass diese Ergebnisse den Mittelwert der einzelnen Bundesländer darstellen. Auf Kommunalen Ebene sind diese Schwankungsbreiten noch deutlicher ausgeprägt. Hier sei auf die Abfallbilanzen der Länder verwiesen.

### Resthaus- und Sperrmüllaufkommen in Deutschland 2005

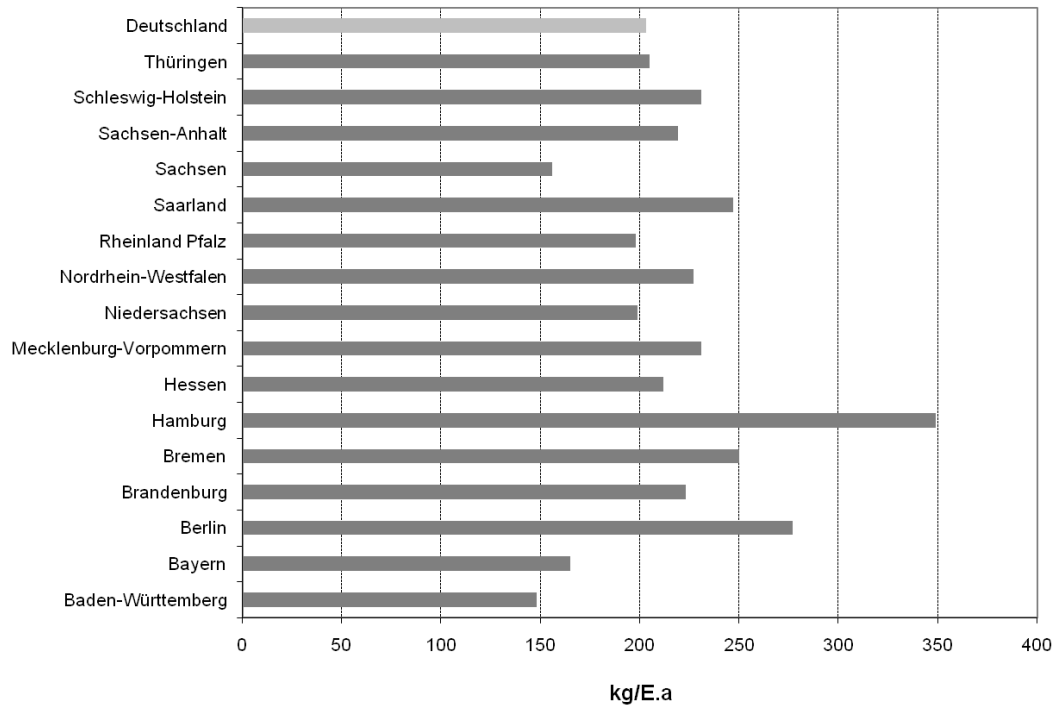
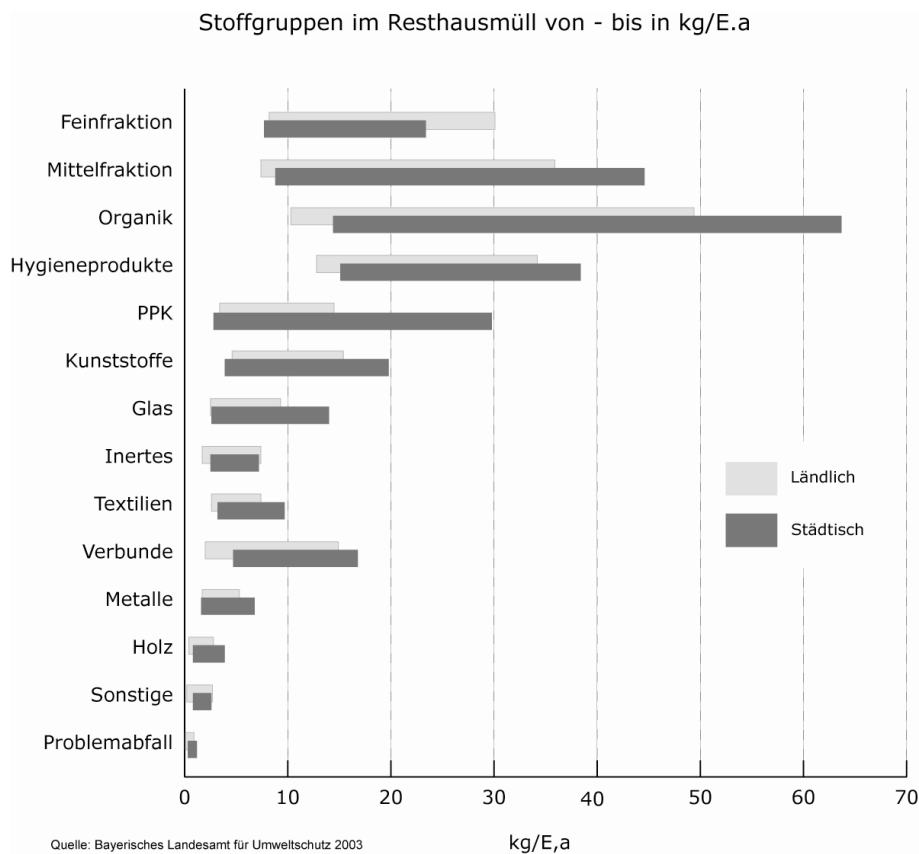


Abbildung 23: Resthausmüll- und Sperrmüllaufkommen in Deutschland 2006<sup>22</sup>

Bezüglich der Abfallzusammensetzung gelten die gleichen Aussagen wie für die Abfallmengen. Hierbei spielen neben den oben genannten Faktoren die Siedlungsstruktur und die Bauungsstruktur eine wesentliche Rolle. In der folgenden Abbildung ist exemplarisch die Resthausmüllzusammensetzung der ländlichen und städtischen Gebietskörperschaften in Bayern grafisch dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Schwankungsbreite z.T. recht beträchtlich ist, vor allem beim Anteil an Organik.

<sup>22</sup> Quelle: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg.



**Abbildung 24: Unterschiede Resthausmüllzusammensetzung im städtischen/ländlichen Raum in kg/E.a<sup>23</sup>**

Die im Folgenden verwendeten Hausmüllzusammensetzungen entstammen Untersuchungen des Lehrstuhls für Abfallwirtschaft und Abluft der Universität Stuttgart. Bei der ländlichen Hausmüllzusammensetzung wurde auf die umfangreiche Untersuchung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz<sup>24</sup> zurückgegriffen.

<sup>23</sup> Quelle: verändert nach Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003).

<sup>24</sup> Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen. Vgl. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003).

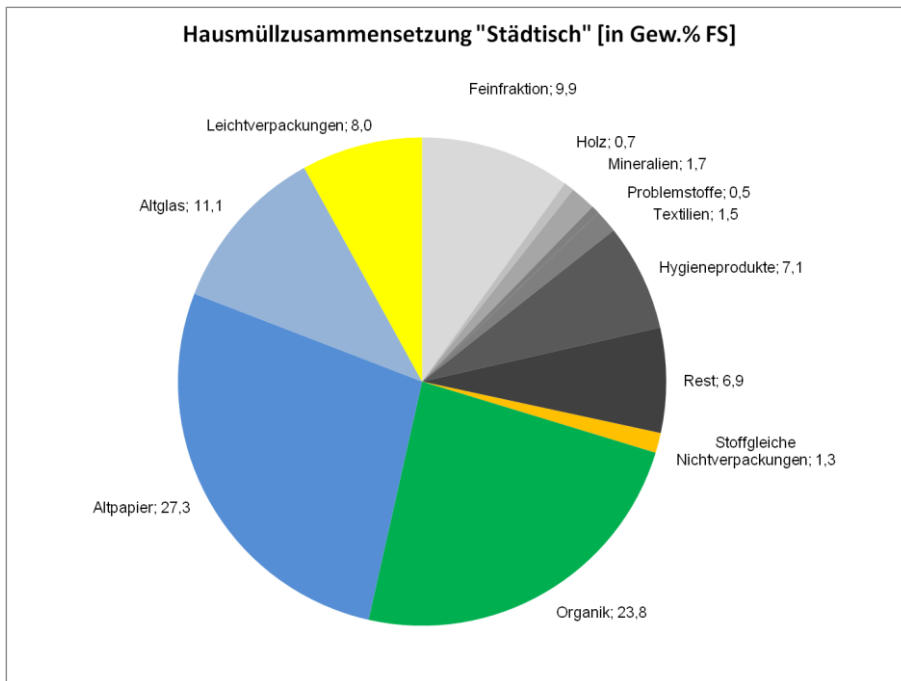


Abbildung 25: Hausmüllzusammensetzung „Städtisch“. Basis: 289 kg/E.a (FS)

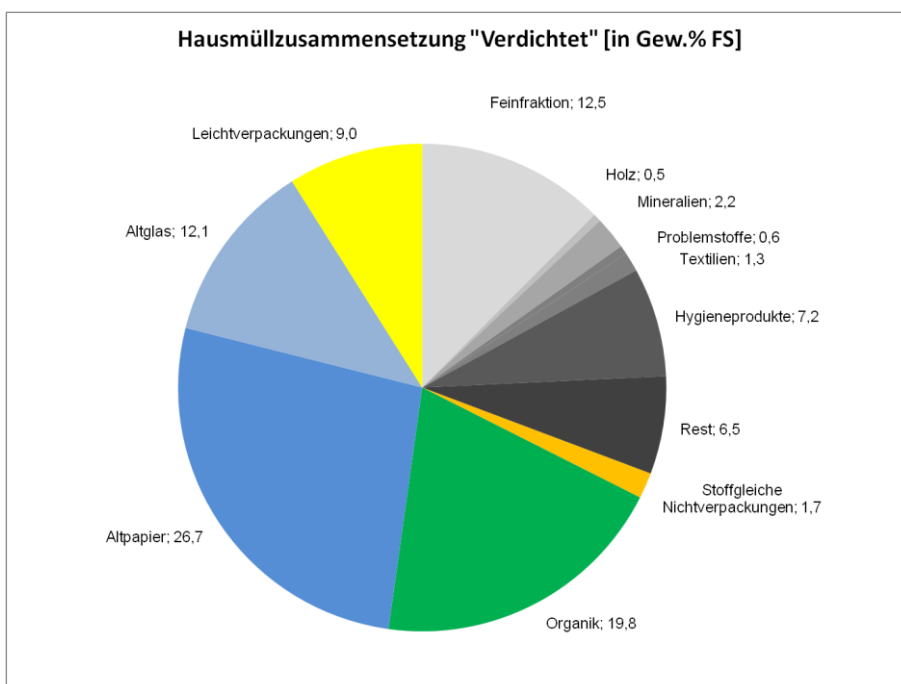
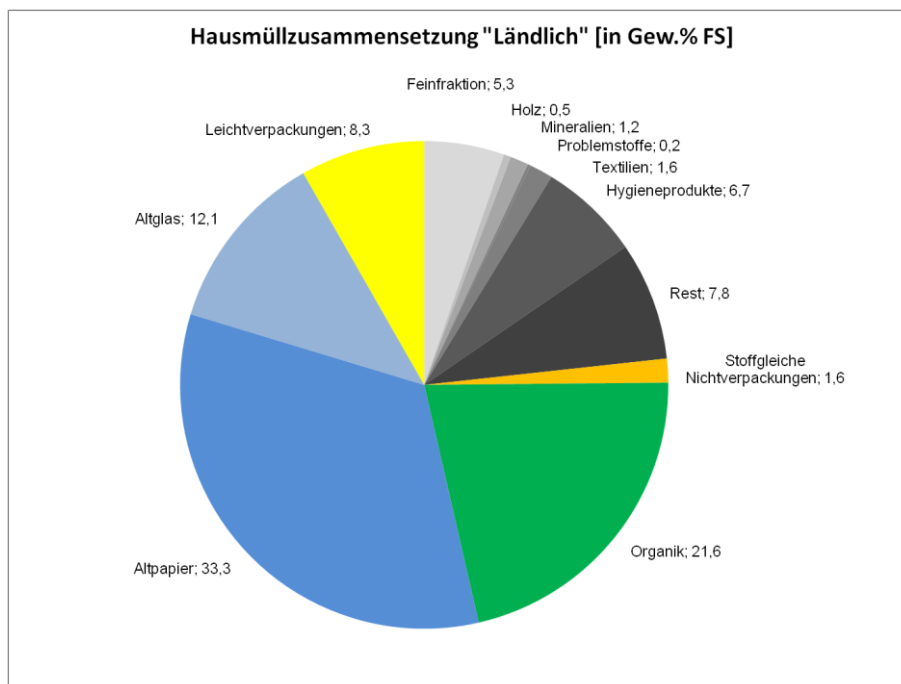


Abbildung 26: Hausmüllzusammensetzung „Verdichtet“ Basis: 298 kg/E.a (FS)



**Abbildung 27: Hausmüllzusammensetzung „Ländlich“ Basis: 230 kg/E.a (FS)**

Um dem Umstand der großen Schwankungsbreiten Rechnung zu tragen, wurde in der Sensitivitätsanalyse für das Modell „Städtisch“ eine andere Abfallzusammensetzung modelliert.

Für die Modellierung ist es zunächst notwendig eine angemessene Charakterisierung der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Hausmüll durchzuführen, da alle durch die Modellierung geschätzten Auswirkungen der Entsorgungskette eine Funktion des Eingangsmaterials sind. Für den modellierten Abfall waren die folgenden Merkmale die wichtigsten:

- Materialzusammensetzung
- Physikalisch-chemische Zusammensetzung
- Inhalt von Schadstoffen
- Heizwert
- Korngrößenverteilung

In Betrachtung der Zusammensetzung und der chemischen Eigenschaften der verschiedenen Hausmüllgruppen, kann ein gewichteter Durchschnitt der chemischen Zusammensetzung von Hausmüll berechnet werden. In Tabelle 5 sind die Parameter Wassergehalt, Glührückstand, biologisch abbaubarer ( $C_{bio}$ ) und nicht abbaubarer ( $C_{nb}$ ) Kohlenstoff, Wasserstoff (H), Sauerstoff (O), Stickstoff (N) und Schwefel (S) aus der Elementaranalyse für den Hausmüll aus den drei Modellregionen dargestellt.

**Tabelle 5: Physikalisch-chemische Zusammensetzung [Massen-% bezogen auf Feuchtsubstanz]**

	<b>Städtisch</b>	<b>Verdichtet</b>	<b>Ländlich</b>
Glührückstand	26,28%	28,51%	25,26%
C <sub>bio</sub>	14,44%	13,87%	15,40%
C <sub>nb</sub>	7,03%	7,34%	7,33%
H	3,57%	3,62%	3,76%
O	15,57%	15,23%	16,83%
N	0,57%	0,55%	0,53%
S	0,14%	0,14%	0,15%
H <sub>2</sub> O	32,41%	30,75%	30,75%
<b>Gesamt</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>

Einige der Auswirkungen, die durch Entsorgungsmaßnahmen entstehen, beruhen auf dem Gehalt an gefährlichen bzw. umweltschädigenden Stoffen. Zu diesen zählen Chlor, Fluor, Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink), Arsen sowie Dioxine und Furane (PCDD / F). In Tabelle 6 sind die Modellparameter dargestellt.

**Tabelle 6: Gehalt an umweltrelevanten Substanzen im Hausmüll [bezogen auf die Trockensubstanz]**

<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Städtisch</b>	<b>Verdichtet</b>	<b>Ländlich</b>
Chlor	mg/kg	6.338	6.683	6.312
Fluor	mg/kg	33	32	38
Blei	mg/kg	267	311	202
Cadmium	mg/kg	8	9	8
Chrom	mg/kg	157	161	144
Kupfer	mg/kg	2.092	2.162	1.535
Nickel	mg/kg	492	474	408
Quecksilber	mg/kg	0,26	0,25	0,26
Zink	mg/kg	1.149	1.198	964
Arsen	mg/kg	17	18	17
Dioxine / Furane	ng TE/kg	12	11	12

Bei Behandlungsverfahren sowie bei der energetischen Verwertung spielt die im Abfall enthaltene Energie eine wichtige Rolle. Der Heizwert des Hausmülls ergibt sich aus der Elementarzusammensetzung und dem Wassergehalt. In Tabelle 7 sind die Heizwerte der Abfallzusammensetzung dargestellt.

**Tabelle 7: Unterer Heizwert des modellierten Hausmüll [in kJ/kg FS]**

Berechnung nach	Städtisch	Verdichtet	Ländlich
Dulong	8.653	8.688	9.190
Dubbel	8.465	8.528	8.970
Boile	8.455	8.485	8.976
Mittelwert	8.524	8.567	9.045

## 5.2 Modellierung der Prozesse

### 5.2.1 Sammlung und Transport

In der folgenden Tabelle sind die in der Modellierung verwendeten Fahrzeugkategorien für die Sammlung und den Nachlauftransport sowie der gewählte PKW für den Individualtransport im Bringsystem dargestellt.

**Tabelle 8: Verwendete Fahrzeugkategorien**

Fahrzeugkategorie	Funktion	Auslast	Nutzlast	Standard	Kraftstoff
LKW	Sammlung	12-14 t	9.3 t	Euro 3	Diesel
LKW	Transport	20-26 t	17.3 t	Euro 3	Diesel
PKW (Mittelklasse)	Transport individual			Euro 4	Benzin

In der nachfolgenden Tabelle sind die Ansätze für die Sammelentfernungen in den Strukturtypen sowie die Entfernungen zu den Behandlungsanlagen dargestellt. Als Referenz wurden die Angaben aus einer VKS Studie sowie Angaben des Bayerischen Landesamt für Umwelt verwendet.

**Tabelle 9: Sammel- und Transportentfernungen<sup>25</sup>**

Transport Holsystem	Städtisch	Verdichtet	Ländlich	Literatur	Quelle
Prozess	Entfernung (km)	Entfernung (km)	Entfernung (km)		
Sammlung	6	10	20		
Transport MBA		30		2-70	VKS
Transport MVA		30		2-70	VKS
Transport Glashütte		150		10-120	bifa
Transport Papierfabrik		75		15-110	bifa
Transport Zementwerk		100		10- 50	bifa
Transport Metallhütte		100		15-110	bifa
Transport Kunststofffabrik		100		14-157	bifa
Transport Deponie		30		2-70	bifa

**Tabelle 10: Transportansätze im Bringsystem**

Individual -Transporte zum Wertstoffhof	Ländlich
Strecke zur Wertstoffhof <sup>1</sup> (km)	10
Fahrten (Nummer Fahrten/Haushalt*Jahr)	12
Haushaltgröße (Personen)	2,3
LVP Anteil (%)	10
Strecke (km/E*a)	5,2

<sup>1</sup> hin und zurück

## 5.2.2 Müllheizkraftwerk

Die thermische Abfallbehandlung erfolgt im Müllheizkraftwerk. Der allgemeine Prozessablauf ist in Abbildung 28 dargestellt. Im Verbrennungsraum werden der Resthausmüll (RHM) bzw. das Gemisch aus RHM und LVP auf dem Rost verbrannt, wobei 99% der brennbaren Feststoffe mit einem Luftüberschuss-Verhältnis von 1,6 oxidiert werden. Die Verbrennungsrückstände inkl. der Metallanteile werden am Ende des Rostsystems über den Entschlacker ausgeschleust. Großstückige Metalle, die nicht fest in der Schlackematrix eingebunden sind, werden über Magnetscheider erfasst. Durch eine Schlackeaufbereitung können weitere Metallanteile separiert werden. Die Rückgewinnungsrate für Fe- und NE-Metalle aus der thermischen Abfallbehandlung (MHKW) wird mit 80% bzw. 45% angesetzt.

Für die Stützfeuerung wird Erdgas verwendet. Ammoniak wird als primäre Maßnahme zur Emissionsverminderung von Stickstoffoxiden (NO<sub>x</sub>) in den Brennraum eingedüst. Das Modell geht davon aus, dass nur der Brennstoff NO bildet, da die Bildung von thermischen und prompten NO von zu vielen Parametern abhängt, die aus der Sicht der Ökobilanz nicht modelliert werden können. Es wird angenommen, dass von dem im Brennstoff enthaltenen

<sup>25</sup> Quellen: Bayerisches Landesamt für Umwelt (2007) und VKS (2008).



Stickstoff, 15% tatsächlich zu  $\text{NO}_x$  umgewandelt werden, die sich zu 95% aus NO und zu 5% aus  $\text{NO}_2$  zusammensetzen.<sup>26</sup>

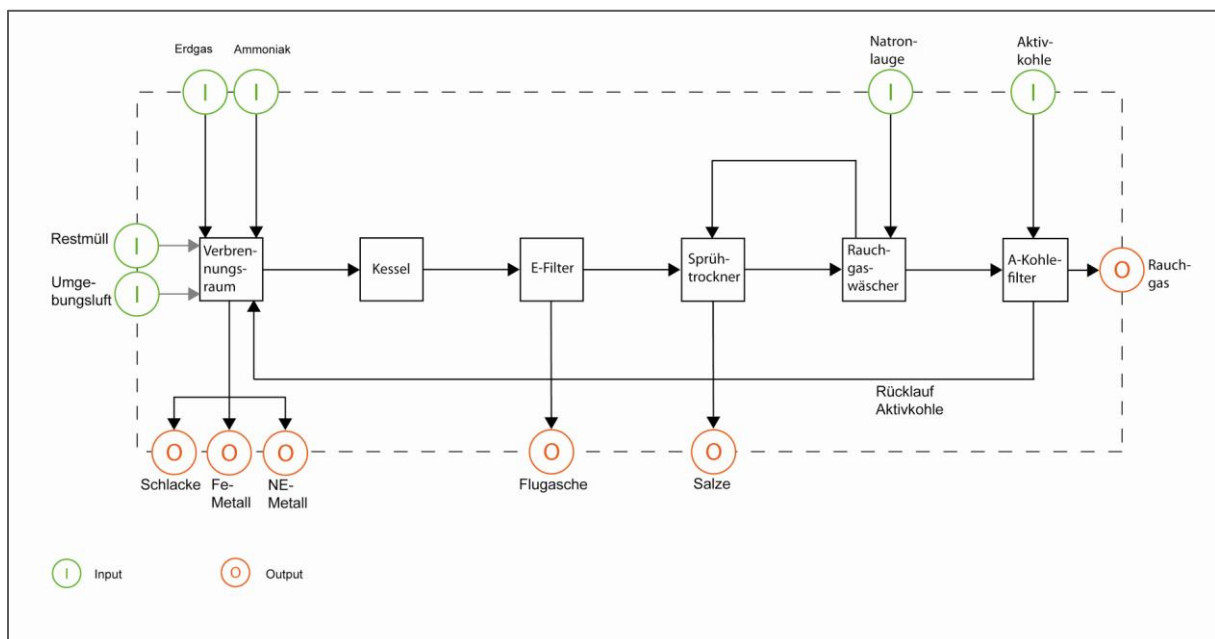


Abbildung 28: Stoffstrommodell eines Müllheizkraftwerk

Sobald das Rohgas den Verbrennungsraum verlässt, durchströmt es den Kessel, in dem Energie durch Dampferzeugung zurückgewonnen wird. Nach dem Kessel befindet sich der Elektrofilter, in dem 99,95% der Flugasche entfernt wird, um den vorgegeben Feinstaubgehalt der 17. BImSchV einzuhalten. Wasserlösliche Gase, insbesondere  $\text{SO}_2$ , HCl und HF, die bei der Verbrennung entstehen, werden durch einen Rauchgaswäscher mit Effizienzen von 99,25% bzw. 99,78% entfernt. Das aus dem Gaswäscher resultierende Salzgemisch wird in den Sprüh-trockner (Quench) geleitet, um die Denovosynthese von Dioxinen und Furanen zu verhindern und einen trockenen Salzurückstand zu erzeugen. Aufgrund der komplexen Vorgänge, die mit der Denovosynthese von Dioxinen und Furanen verbunden ist, wird die Konzentration im Abgas auf konstantem Wert gehalten. Darüber hinaus reduziert der  $\text{NO}_x$ -Katalysator die Konzentration von Stickoxiden um 70%. Am Ende der Rauchgasreinigung werden durch einen „Polizeifilter“ (Aktivkohle) Restspuren von Quecksilber und Dioxine adsorbiert. Die verbrauchte Aktivkohle wird zurückgeführt und zusammen mit den Abfällen verbrannt.

Wie in der folgenden Tabelle dargestellt, werden die meisten Schwermetalle in die Filterasche und Schlacke verlagert. Quecksilber dagegen wird in erheblichen Mengen in den Salz-

<sup>26</sup> Vgl. Baumbach (1996), Tabasaran (1994), Obernberger (2003).

rückständen gefunden. Die mit Quecksilber und PCDD/F belasteten Rauchgasrückstände müssen untertage deponiert werden. Aufbereitete Schlacken können als Ersatzbaustoff im Straßenbau verwendet werden.

**Tabelle 11: Transferkoeffizienten für Schwermetalle in einer MVA<sup>27</sup>**

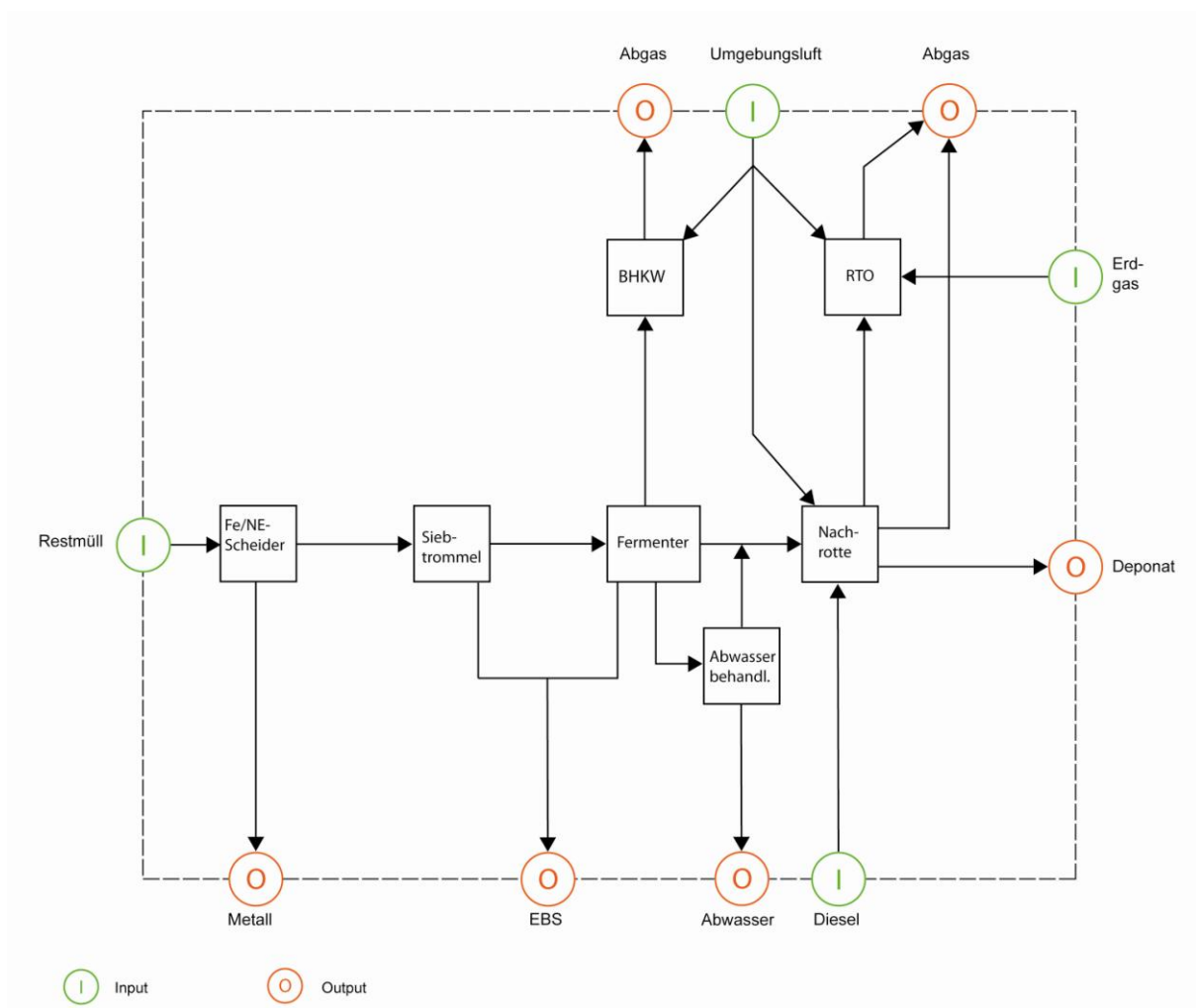
	<b>Abgas</b>	<b>Filterstaub</b>	<b>Schlacke</b>	<b>Salze</b>
Blei	0,0001	0,3389	0,6421	0,0189
Cadmium	0,0010	0,8460	0,1040	0,0489
Chrom	0,0009	0,1133	0,8839	0,0018
Kupfer	0,0007	0,0330	0,9648	0,0015
Nickel	0,0009	0,0562	0,9399	0,0030
Quecksilber	0,0309	0,0722	0,0515	0,8454
Zink	0,0006	0,0350	0,9639	0,0005
Arsen	0,0149	0,2388	0,7388	0,0075

### 5.2.3 Mechanisch-Biologische Behandlung – Anaerob

In einer anaeroben MBA, wie in Abbildung 29 dargestellt, wird eine Kombination von mechanischen und biologischen Verfahren angewendet, um Wertstoffe rückzugewinnen, eine energiereiche Fraktion als sekundären Brennstoff zu gewinnen, Biogas zu erzeugen und Abfälle zu stabilisieren.

Durch Abscheider (elektromagnetisch bzw. Wirbelstrom) werden Fe- und NE-Metalle mit 80% bzw. 45% ausgeschleust. Nachdem die Metall-Fraktionen aus dem Abfall entfernt wurden, teilt eine Siebtrommel den Strom in eine energiereiche und eine Fraktion mit niedrigem Heizwert auf. Das MBA-Modell wurde so kalibriert, dass Abfallstoffe mit einer Korngröße über 140 mm getrennt werden, um einen Ersatzbrennstoff mit einem unteren Heizwert von ca. 22.000 kJ/kg zu erzeugen. Der Ersatzbrennstoff besteht weitgehend aus Kunststoffen Verbundverpackungen, Textilien und Hygieneprodukten.

<sup>27</sup> Quelle: Achternbosch/Richers (2002).



**Abbildung 29: Stoffstrommodell der anaeroben mechanisch-biologisch Restmüllbehandlungsanlage**

Es wird davon ausgegangen, dass das niederkalorische Material, nach Entfernung möglicher Störstoffe in einem Schwimm-Sink-Scheider, anaerob behandelt wird. Die unterschiedlichen Trennverhalten der Abfallfraktionen wurden berücksichtigt, um die realen Eigenschaften der Abfälle darzustellen. Die Leichtfraktion wird mit der zuvor getrennten energiereichen Fraktion zusammengeführt und als Ersatzbrennstoff im Zementwerk verwertet. Die Schwerfraktion wird mit den entwässerten Schlämmen aus der Vergärung und der Abwasserbehandlung aerob stabilisiert. Die eluierbaren Anteile werden der mesophilen Vergärung zur Erzeugung von Biogas zugeführt.

Nach der Schlammentwässerung, wird das Prozesswasser wieder zurückgeführt. Das Überschusswasser wird gemäß den Anforderungen der AbwV behandelt.

Das gewonnene Biogas wird zu 97%<sup>28</sup> in einem Block-Heizkraftwerk (BHKW) zur Erzeugung von Strom (elektrische Leistung 37%) und Dampf (thermische Leistung 43%) genutzt, um den betriebseigenen Bedarf der Anlage zu decken und den Stromüberschuss an das Stromnetz zu übergeben. Es wird keine Fernwärmeauskopplung angesetzt, da die Nähe zu externen Wärmeabnehmer in der Regel nicht gewährleistet ist.

Um ein Deponat gemäß der AbfAbIV zu erzeugen, müssen die Reststoffe aus der anaeroben Behandlung aerob nachbehandelt werden (Nachrotte). Durch die Nachkompostierung werden ca. 30% des im Rückstand enthaltenen biologisch abbaubaren Kohlenstoffs mineralisiert. Für die aerobe Stabilisierung wird eine Luftüberschusszahl von 2 angesetzt. Zusätzlich berücksichtigt das Verfahren die Emissionen der Infrastruktur wie z.B. Radlader, die für Umsetz- und Transportvorgänge benötigt werden.

Die zu behandelnden Abluftmengen, werden zu ca. 70% in einer regenerativ thermischen Oxidation (RTO) und zu ca. 30% über den Biofilter gereinigt, um die Vorgaben der 30. BImSchV einzuhalten. Das stabilisierte Deponat wird auf einer Deponie abgelagert.

### **Deponie**

Die Emissionen aus der Deponierung des Deponates aus der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung ergeben sich im Wesentlichen aus den Energieaufwendungen der Infrastruktur der Deponie in der Nachsorgephase sowie der nicht vollständigen Inertisierung der Abfälle. Im Wesentlichen sind dies die Aufwendungen für die Sickerwasserbehandlung.

---

<sup>28</sup> Circa 3% des Methan entweichen in der Prozesskette (Biogasschlupf)

### 5.2.4 Energetische Verwertung - Zementofen

Ersatzbrennstoffe (EBS) aus der mechanisch- biologischen Behandlung sowie weiteren Behandlungsmaßnahmen werden in einem Zementwerk zur Klinkerproduktion verwertet. Dabei wird Steinkohle als Regelbrennstoff substituiert

Das Schema der Klinkerproduktion im Zementwerk ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

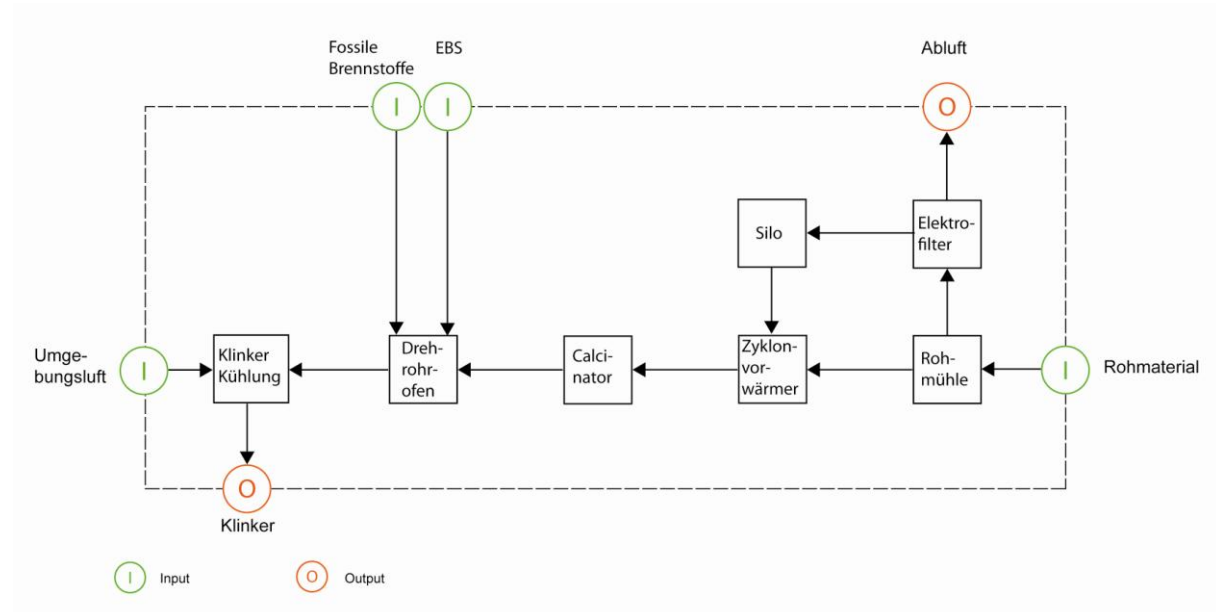


Abbildung 30: Stoffstrommodell eines Zementwerks

Bei der Herstellung von Klinker werden Kalkstein, Sand, Ton, und Asche als Rohstoffe verwendet. Steinkohle liefert die Energie, die für das Schmelzen der Materialien im Drehrohr-ofen bei Temperaturen von bis zu 1.500 ° C benötigt werden.

Ein wichtiger Punkt im Zusammenhang mit der Co-Verbrennung von Abfällen in Zementöfen ist die Emission von Schwermetallen. Im Vergleich zu den Rohstoffen (Tabelle 12) kann der Schwermetallgehalt in einigen Abfallfraktionen bis zu vier Größenordnungen höher sein. Dies hat zur Folge, dass die Nutzung von Ersatzbrennstoffen die Emissionen aus Zementwerken drastisch erhöhen können.

**Tabelle 12: Schwermetallgehalt in Rohstoffen zur Klinkerherstellung<sup>29</sup>**

Parameter [in mg/kg]	Steinkohle	Kalkstein	Ton, Sand, Erze	Kraftwerkflug- asche
Blei	85,01	18,82	40,00	1.099,12
Cadmium	1,99	0,38	0,30	24,16
Chrom	24,98	15,13	109,00	307,43
Kupfer	30,01	12,00	77,50	355,23
Nickel	45,02	10,03	55,25	581,17
Quecksilber	0,10	0,05	0,05	4,00
Zink	89,99	40,00	96,25	1.085,54
Arsen	15,01	11,37	23,00	204,52

Die in der Tabelle 13 dargestellten Übertragungskoeffizienten wurden für die Prognose der Schwermetall-Belastung in Zementöfen mit Ersatzbrennstoffen und der Schwermetallgehalte im Klinker verwendet.

**Tabelle 13: Transferkoeffizienten für Schwermetalle im Zementwerk**

	Abgas	Klinker
Blei	0,0003	0,9997
Cadmium	0,0043	0,9957
Chrom	0,0001	0,9999
Kupfer	0,0003	0,9997
Nickel	0,0002	0,9998
Quecksilber	0,2294	0,7706
Zink	0,0003	0,9997
Arsen	0,0003	0,9997

Im verwendeten Modell werden 97% des Schwefels, 96,70% des Chlors und 99,40% des Fluors aus der Abluft entfernt und in die Klinkermatrix eingebunden. Um die genauen Auswirkungen der Nutzung von Ersatzbrennstoffen in Zementöfen zu berücksichtigen, wurde der Stromverbrauch in die Auswertung einbezogen. Das gleiche Modell wird angewendet, um die Auswirkungen eines äquivalenten Verfahrens, in dem nur Steinkohle als Brennstoff benutzt wird, einzuschätzen. Auf dieser Weise werden die Vorteile aus der Substitution von fossilen Brennstoffen durch Ersatzbrennstoffe berücksichtigt.

<sup>29</sup> Quellen: Prognos (2003) und Hackl/Mauschitz (2001).

### **5.2.5 Sortierung und Aufbereitung**

Bei der Sortierung und Aufbereitung (z.B. Granulierung der Kunststoffe) sind die Energieaufwendungen (deutscher Strommix) die für den Betrieb der Anlagen notwendig sind, in die Modellierung einbezogen. Es wird davon ausgegangen, dass keine weiteren relevanten Emissionen<sup>30</sup> bzgl. der betrachteten Wirkungskategorien auftreten.

### **5.2.6 Recyclingprozesse**

Die Lebenszyklus-Bestandsaufnahmen der Recyclingverfahren von spezifischen Wertstoffen basieren auf der Grundlage unterschiedlicher Literaturquellen. Die Auswertung umfasst direkte Auswirkungen der stofflichen Verwertung sowie die Auswirkungen der entsprechenden Primärprozesse. Bei einigen Prozessen mussten die Ansätze der Primärproduktion aus Primärrohstoffen anhand einer linearen Interpolation und Datenkorrektur neu berechnet werden. Dies betrifft die Produktion von Glas und Papier. Der Recyclingprozess berücksichtigt vorgeschaltete Prozesse wie Stromerzeugung, Wasseraufbereitung und die Herstellung von Erdgas- und Dieselmotoren. Bei den Recyclingprozessen für Fe- und NE-Metall sowie Kunststoffen, wurde auf die umfangreiche Datenbasis des Softwaretools „Ganzheitliche Bilanzierung“ zurückgegriffen.

### **5.3 Bilanzierte Substitutionsfaktoren**

Die ökologische Bewertung der einzelnen Szenarien wird neben der gewählten Anlagentechnik wesentlich durch die Substitution von Primärprozessen bestimmt. Durch die Primärprozesse entstehen u.a. Emissionen, die durch die Verwertung von Abfällen zum Teil vermieden werden können. Dies gilt vor allem für die Verwertung von Metallen und Kunststoffen. Desweiteren Ersatzbrennstoffen (EBS) den Regelbrennstoffe (Steinkohle) im Zementwerk ersetzen. Durch die thermische Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk wird Strom und Wärme erzeugt, die die Primärproduktion (z.B. deutscher Strommix) ersetzt.

Bei der stofflichen Verwertung, sind die Emissionen, die durch Sammlung und Transport, Sortierung und Aufbereitung von Wertstoffen aus Abfällen entstehen, i.d.R. deutlich geringer als die Emissionen aus der Primärproduktion. Nach INTERSEROH<sup>31</sup> entstehen bei der Primärproduktion von Aluminium ca. 10.000 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne Material. Durch das Recycling von Sekundäraluminium ca. 730 kg. Dies führt zu einer Gutschrift von ca. 9.800 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne Sekundärmaterial. Diese Gutschriften (Differenz zwischen Primärprozess und Aufwendungen für das Recycling) können dem abfallwirtschaftlichen System angerechnet werden. Die Höhe der Gutschrift wird unter anderem durch die Qualität der Wertstoffe bestimmt. Können die gewonnenen Sekundärmaterialien 1:1 Primärmaterialien ersetzen, ergibt sich ein

---

<sup>30</sup> Geruchsemissionen sind nicht Inhalt der Wirkungskategorien.

<sup>31</sup> INTERSEROH: Recycling für den Klimaschutz.

Substitutionsfaktor von 1. Ist dies nicht der Fall, ergeben sich Substitutionsfaktoren  $< 1$ . So z.B. bei der Metallverhüttung von Sekundärmetallen.

Bei der durchgeführten Bilanzierung wurden folgende Substitutionsfaktoren (Tabelle 14) für die relevanten Stoffströme (Resthausmüll und Leichtverpackungen) angesetzt.

**Tabelle 14: Übersicht der Substitutionsansätze**

<b>Abfallwirtschaft</b>	<b>Substitution</b>	<b>Substitutionsfaktor</b>
<b>Sekundärrohstoff</b>		
Kunststoffe	Kunststoffgranulat	0,85
Flüssigkeitskarton	Papierfaser	0,8
<b>Fe- Metall</b>	Primärmetall	0,9
<b>NE-Metall</b>	Primärmetall	0,9
<b>Ersatzbrennstoff</b>		
EBS im Zementwerk	Steinkohle	Entsprechend der EBS Zusammensetzung
<b>Energie</b>		
Müllheizkraftwerk	Strom / Wärme	1



## 6 Ergebnisse der ökologischen Bewertung

Im Kapitel 6 werden die einzelnen Szenarien unter ökologischen Gesichtspunkten betrachtet. Unter Verwendung der im vorangehenden Kapitel beschriebenen Modelle/Prozesse, wurden Ökobilanzierungen analog ISO 14040 ff durchgeführt. Hierbei wurden alle relevanten Vorgänge (u.a. Sammlung, Transport, Behandlung, Nachlauftransporte, ggf. nachgelagerte Verfahrensschritte etc.) unter Einbeziehung der Vorketten berücksichtigt. In die Bewertung wurden folgende Wirkungskategorien einbezogen:

- Treibhausgaspotenzial
- Versauerung
- Eutrophierung

Aus Gründen der Übersichtlichkeit und der Vielzahl der betrachteten Szenarien werden nur die Netto Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien dargestellt. Die Ergebnisse sind in Balkendiagrammen gegenübergestellt. Dabei stellen positive Ergebnisse eine Umwelt**belastung** und negative Zahlen eine Umwelt**entlastung** (Gutschrift) dar. Die dargestellten Nettoergebnisse ergeben sich aus der Umweltbelastung minus der Umweltentlastung.

Der Aufbau der Diagramme ist in der nachfolgenden Abbildung exemplarisch dargestellt.

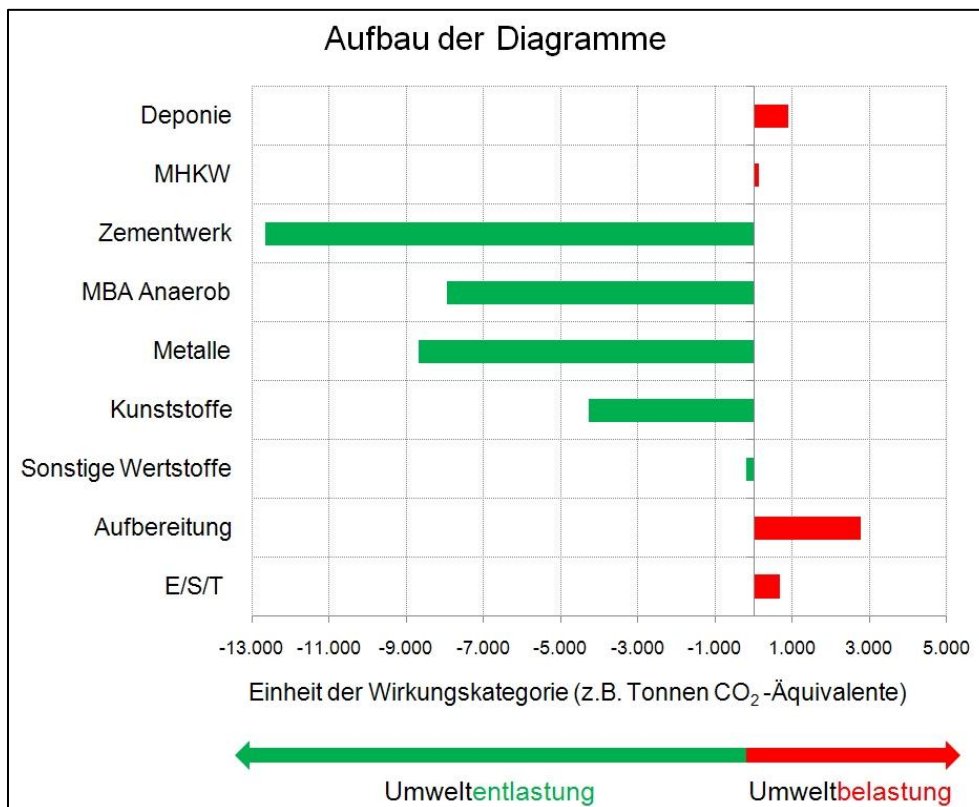


Abbildung 31: Beispiel für den Aufbau der Diagramme

### **Erfassung, Sammlung, Transport (E/S/T)**

Hierin enthalten sind alle Transportvorgänge inkl. der Nachlauftransporte, die sich durch die Szenarienauswahl ergeben. Bei der Erfassung der Leichtverpackungen über einen Wertstoffhof (Bringsystem), beinhaltet dies auch die Aufwendungen durch den Individualverkehr. Die getroffenen Annahmen sind vorne beschrieben.

### **Aufbereitung**

Die Aufbereitung enthält die jeweiligen Aufwendungen die sich durch die Sortierung der trockenen Wertstofftonne und die Aufbereitung der Wertstoffe vor der Verwertung ergeben. Die Aufwendungen bei der Sortierung bzw. Aufbereitung in der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung (MBA) sind im Netto Ergebnis der MBA enthalten.

### **Sonstige Wertstoffe, Kunststoffe und Metalle**

Die Ergebnisse dieser Kategorien ergeben sich aus dem Substitutionspotenzial der einzelnen Materialien. Die Substitutionsfaktoren sind vorne dargestellt. Die Metalle (Fe- und NE Metalle) beinhalten die aus der getrennten Sammlung und der Behandlung (MHKW und MBA) ausgeschleusten Anteile.

### **MBA Anaerob**

Die Nettoergebnisse der anaeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ergeben sich aus dem vorne beschriebenen Modell. Die Umweltauswirkungen des Deponats sind in der Kategorie Deponie separat ausgewiesen.

### **Zementwerk**

Die Nettoergebnisse der Verwertung von Ersatzbrennstoff im Zementwerk ergeben sich aus der Substitution des angesetzten Regelbrennstoffs Steinkohle.

### **Müllheizkraftwerk**

Ebenso wie bei der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung ergeben sich durch die thermische Abfallbehandlung (MHKW) Umweltbelastungen, die jedoch durch die Substitutionspotenziale kompensiert werden. Die Netto Entlastungen ergeben sich aus den oben beschriebenen Prozessparameter.

### **Deponie**

Die Emissionen bei der Deponierung des Deponates aus der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung ergeben sich im Wesentlichen aus den Energieaufwendungen der Infrastruktur der Deponie in der Nachsorgephase sowie der nicht vollständigen Inertisierung der Abfälle.

## **6.1 Treibhausgase**

Die Wirkungskategorie Treibhausgaspotenzial, ausgedrückt in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, weist in allen Szenarien eine Umweltentlastung auf. Durch die abfallwirtschaftlichen Maßnahmen werden Treibhausgase vermieden. Die Höhe der eingesparten Emissionen wird im Wesentlichen durch das angesetzte Substitutionspotenzial bestimmt.

Die Substitution ergibt sich zum Einen durch die stoffliche Verwertung von Metallen und Kunststoffen, hierbei werden Emissionen aus der Primärproduktion vermieden und zum anderen durch die Substitution des Regelbrennstoffs Steinkohle durch Ersatzbrennstoff im Zementwerk. Die Gutschriften des Müllheizkraftwerks ergeben sich aus der Substitution von Strom und Wärme.

Die Prozesse Sammlung und Transport, Aufbereitung und Deponie führen u.a. durch die Energieaufwendungen zu Umweltbelastungen. Diese werden jedoch durch die genannten Substitutionspotenziale der stofflichen Verwertung und Energiegewinnung bei weitem ausgeglichen.

In den Szenarien mit anaerober mechanisch - biologischer Abfallbehandlung und der damit verbundenen Ausschleusung von Ersatzbrennstoffen bzw. Erzeugung von Biogas ergeben sich beim Treibhausgaspotenzial Vorteile gegenüber den andern Szenarien. Dies liegt im Wesentlichen an der höheren Gutschrift beim Einsatz von Ersatzbrennstoff im Zementwerk, im Gegensatz zur Energieausbeute im Müllheizkraftwerk. In den Szenarien wurde eine durchschnittliche Energieauskopplung für Strom und Wärme angesetzt. Bei Ansatz höherer Wirkungsgrade im Müllheizkraftwerk verschiebt sich das Ergebnis signifikant zu Gunsten der Thermischen Abfallbehandlung (siehe Sensitivitätsanalyse).

### **Städtisch – Verdichtet – Ländlich**

Im städtischen Referenzszenarium (Status quo) werden durch die Verwertung und Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk ca. 22.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart. Durch die Optimierung der Erfassung im Szenarium trockene Wertstofftonne und Sack im Behälter könnten weitere ca. 2.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart werden. Bei den Szenarien mit mechanisch – biologischer Abfallbehandlung ergibt sich ein deutlicher Vorteil durch die getrennte Erfassung der Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen in der trockenen Wertstofftonne (ca. 31.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente). Die Entlastung in diesem Szenarium ist durch die Substitution von Steinkohle im Zementwerk positiv beeinflusst (siehe Sensitivitätsanalyse). Das Ergebnis der gemeinsamen Erfassung von Leichtverpackungen mit Resthausmüll hängt im Wesentlichen vom Grad der Ausschleusung von Verpackungen zur stofflichen Verwertung und deren Vermarktbarkeit ab.

Im verdichteten Raum ergibt sich dasselbe Bild, wenngleich die absoluten Entlastungen aufgrund der geringeren Abfallmenge niedriger ausfallen.

Im ländlichen Raum ergibt sich ein etwas anderes Bild aufgrund des modellierten Bringsystems. Dies führt im Referenzszenario zu größeren Entlastungen als beim Holsystem Sack im Behälter. Analog zum städtischen und verdichteten Raum ergeben sich die größten Entlastungen beim Szenarium „getrennte Erfassung der Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen und Restabfallbehandlung in der mechanisch – biologischen Anlage (anaerob)“. Im ländlichen Raum wurde dieses Szenario ebenfalls als Bringsystem modelliert.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der verschiedenen Szenarien gegenübergestellt.

6.1.1 Treibhausgas „Szenarien Städtisch“

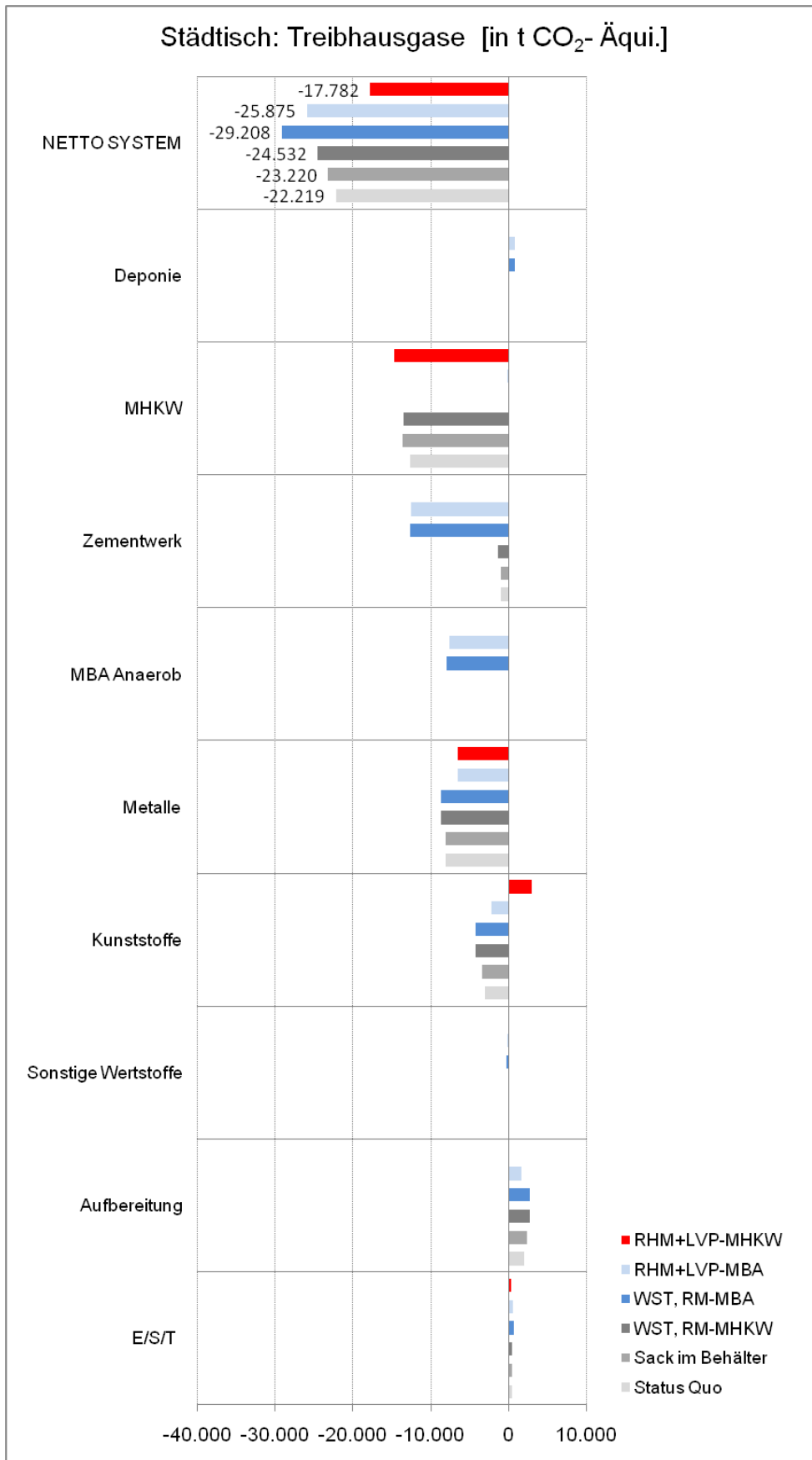


Abbildung 32: Treibhausgas „Szenarien Städtisch“

6.1.2 Treibhausgas „Szenarien Verdichtet“

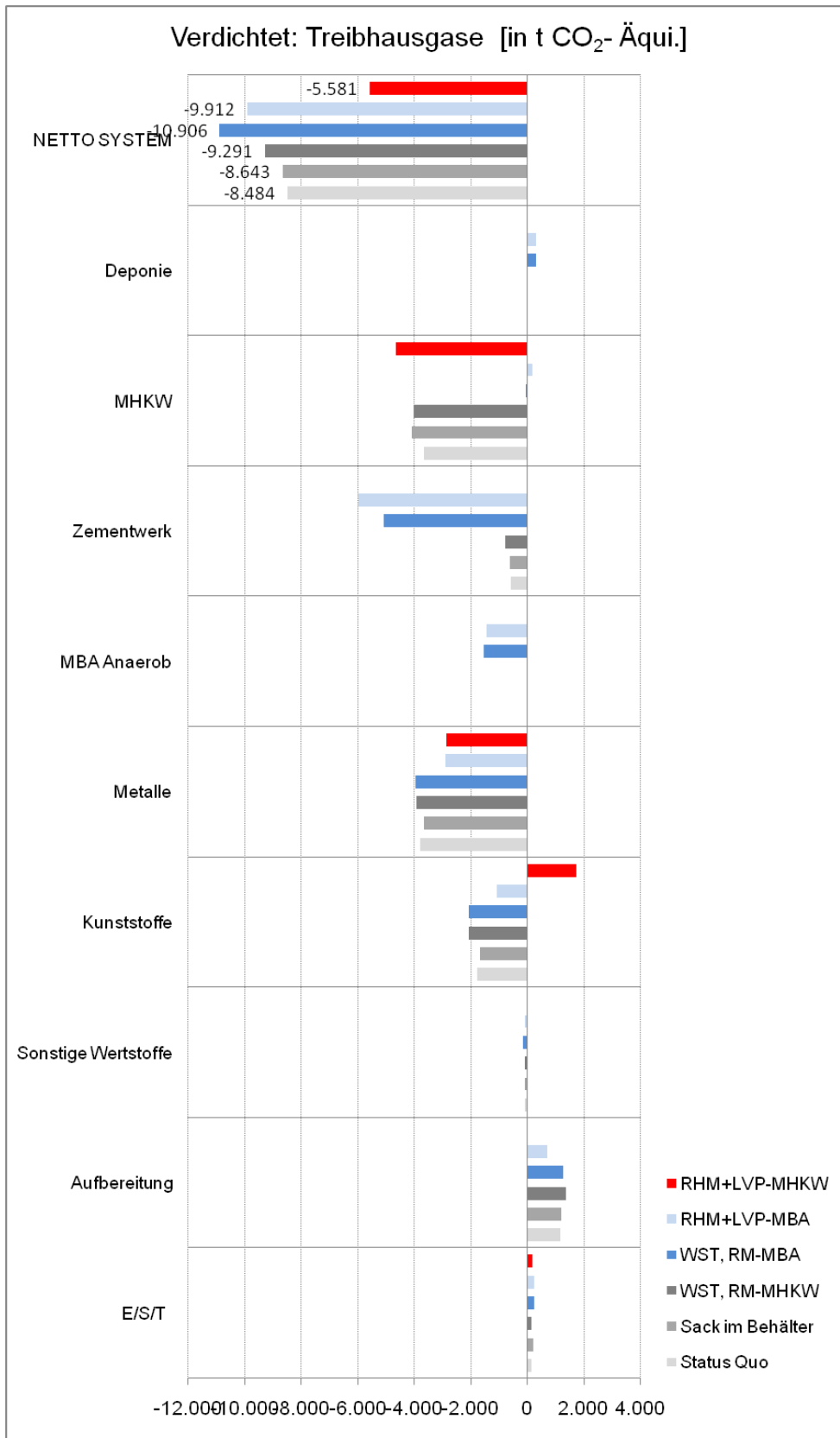


Abbildung 33: Treibhausgas „Szenarien Verdichtet“

6.1.3 Treibhausgas „Szenarien Ländlich“

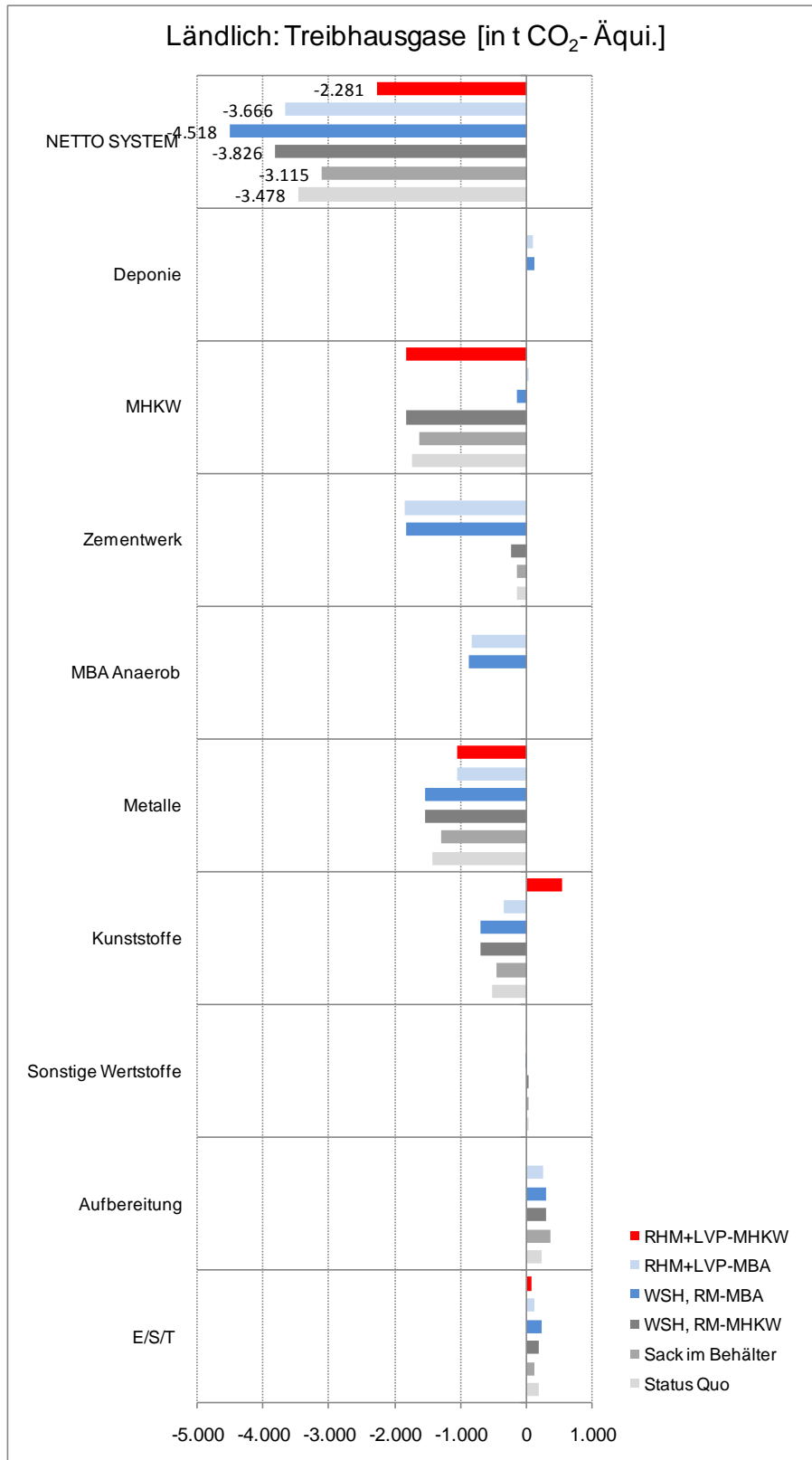


Abbildung 34: Treibhausgas „Szenarien Ländlich“

## 6.2 Versauerung

Im Gegensatz zum Treibhausgaspotenzial führt das Versauerungspotenzial nicht in allen Szenarien zu Umweltentlastungen. Die Szenarien mit mechanisch-biologischer Abfallbehandlung und Ausschleusung von Ersatzbrennstoff führen zu Netto - Umweltbelastungen. Verursacht werden diese vor allem durch die  $\text{NO}_x$  und  $\text{SO}_2$  Emissionen aus dem Zementwerk und der anaeroben mechanischen – biologischen Abfallbehandlung mit anschließender Deponierung.

Sammlung und Transport sowie die Sortierung und Aufbereitung der Wertstoffe führt ebenfalls zu Umweltbelastungen, die sich aus den Vorketten der Energiebereitstellung ergeben.

Die stoffliche Verwertung von Metallen, Kunststoffen und sonstige Wertstoffen führen zu Umweltentlastungen.

Die im Müllheizkraftwerk anfallenden  $\text{NO}_x$ - und  $\text{SO}_2$ - Emissionen werden durch die Substitutionseffekte ausgeglichen und führen zu Netto Umweltentlastungen.

Wie bei der Wirkungskategorie „Treibhausgaspotenzial“ beschrieben, wird der Grad der Entlastung bzw. der Belastung durch die angesetzten Substitutionspotenziale bestimmt.

Die Szenarien Status quo, trockene Wertstofftonne und Sack im Behälter mit Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk führen zu Umweltentlastungen. Die Kombination trockene Wertstofftonne mit MBA führt zu geringen Umweltbelastungen. Die Vorteile aus der stofflichen Verwertung werden durch die oben genannten Belastungen (MBA, Zementwerk etc.) nahezu ausgeglichen. Die gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen und Resthausmüll führt im Vergleich dazu, aufgrund der geringeren Gutschriften aus der stofflichen Verwertung, zu etwas schlechteren Ergebnissen.

Im Vergleich zum Treibhauspotenzial sind bei der Versauerung lediglich Tendenzen auszumachen. Die Entlastungen bzw. Belastungen sind stark von der gewählten Restabfallbehandlungsmaßnahme überlagert. Es zeigt sich jedoch, dass die Steigerung der Erfassung von Wertstoffen in der getrennten Sammlung zu positiven Ergebnissen führt.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der verschiedenen Szenarien gegenübergestellt.



6.2.1 Versauerung „Szenarien Städtisch“

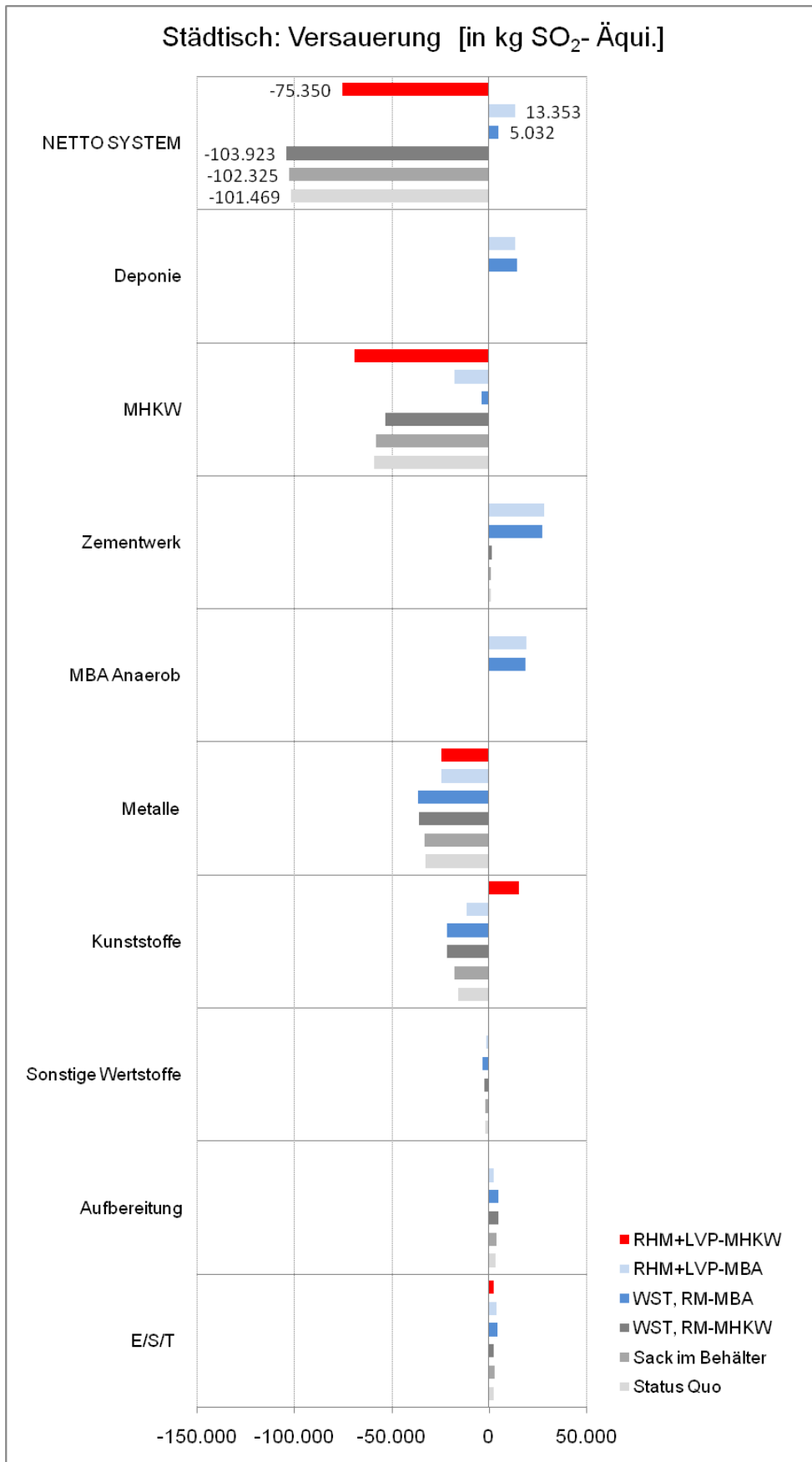


Abbildung 35: Versauerung „Szenarien Städtisch“

6.2.2 Versauerung „Szenarien Verdichtet“

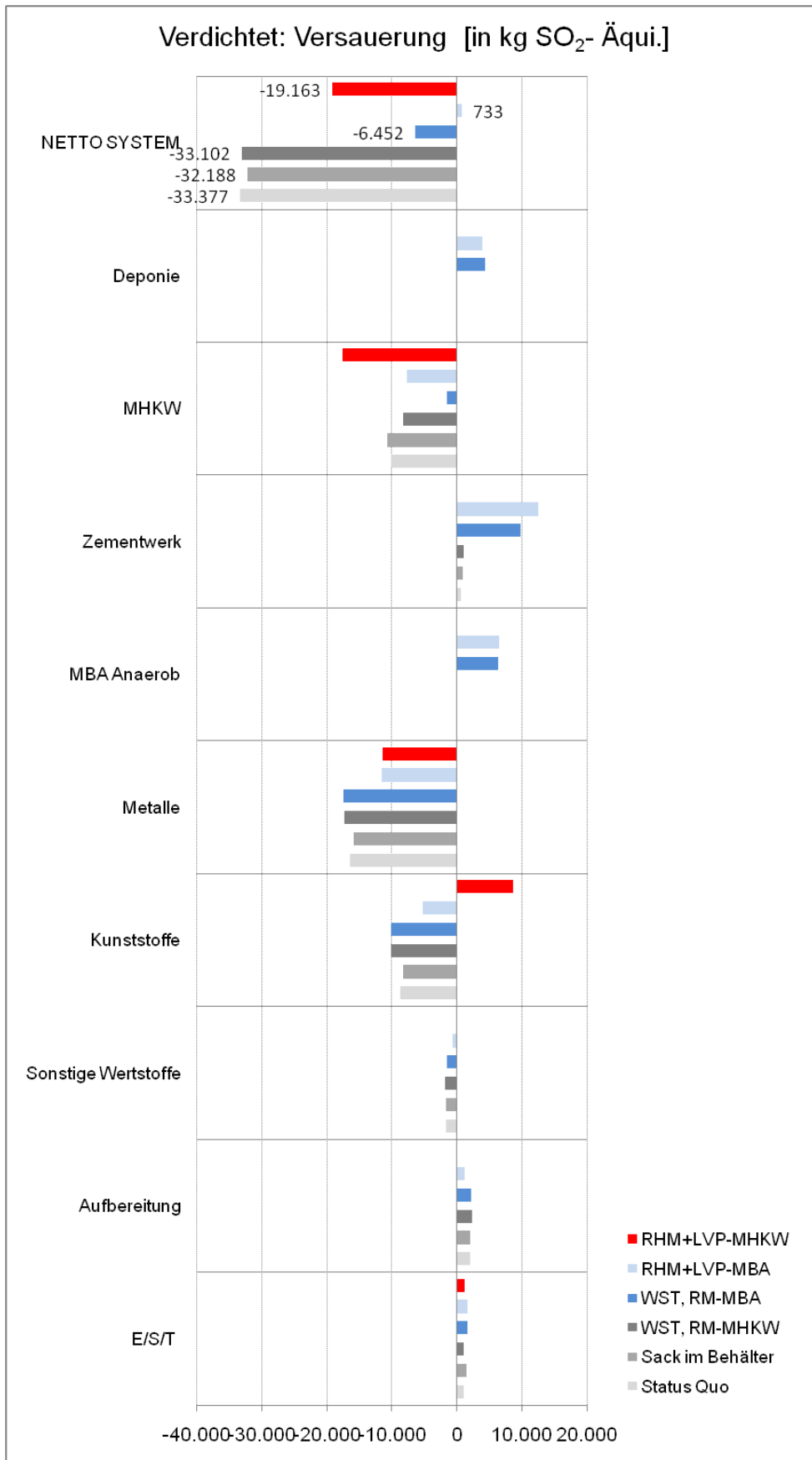


Abbildung 36: Versauerung „Szenarien Verdichtet“

6.2.3 Versauerung „Szenarien Ländlich“

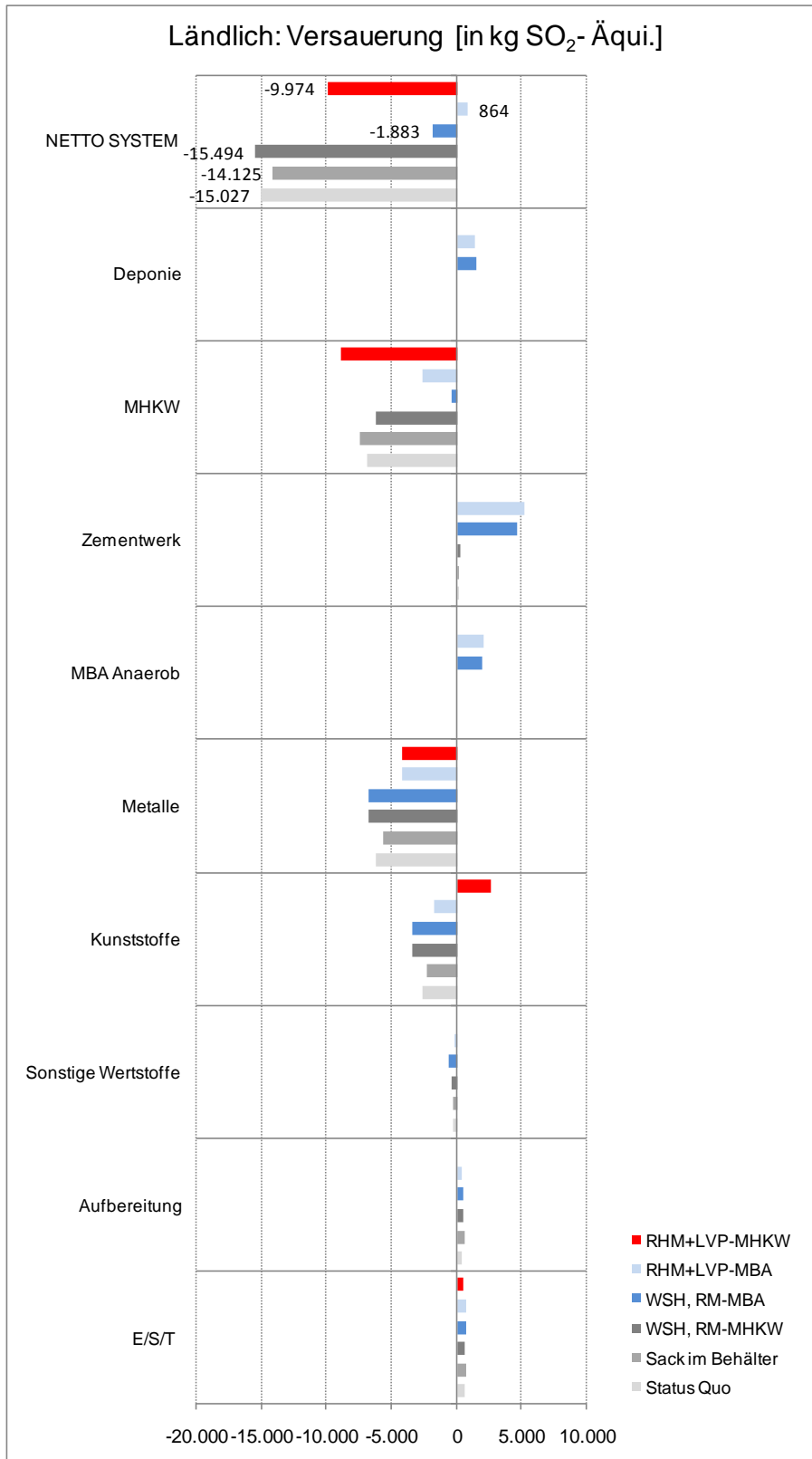


Abbildung 37: Versauerung „Szenarien Ländlich“

### **6.3 Eutrophierung**

Die Wirkungskategorie Eutrophierung, ausgedrückt als  $\text{PO}_4$ -Äquivalente, zeigt ein ähnliches Bild wie die Versauerung.

Bei der Eutrophierung sind auch hier lediglich Tendenzen auszumachen. Der Grad der Entlastung bzw. Belastung stark von der gewählten Restabfallbehandlungsmaßnahme überlagert. Optimierungen in der getrennten Sammlung führe jedoch zu positiven Ergebnissen.

### 6.3.1 Eutrophierung „Szenarien Städtisch“

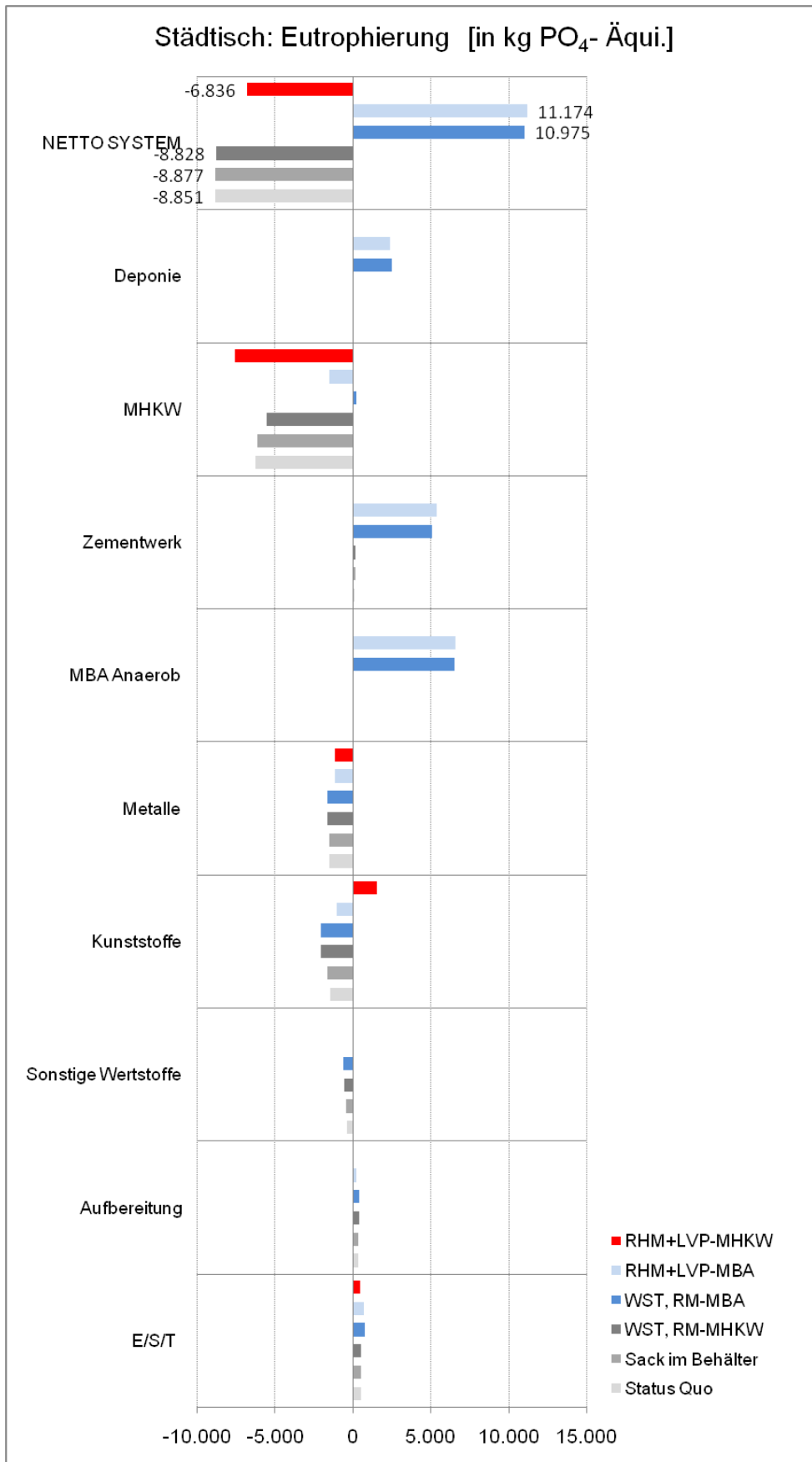


Abbildung 38: Eutrophierung „Szenarien Städtisch“

6.3.2 Eutrophierung „Szenarien Verdichtet“

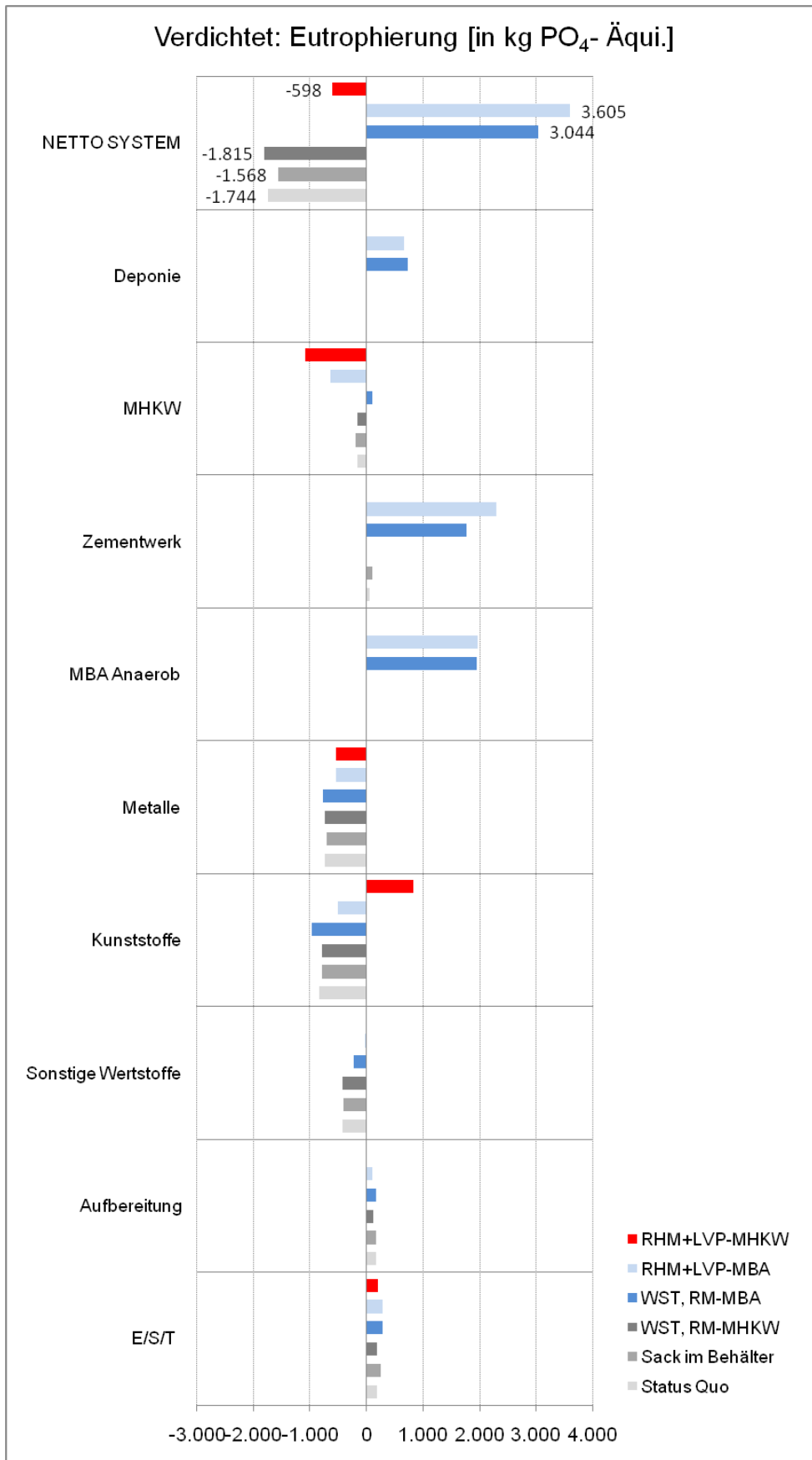


Abbildung 39: Eutrophierung „Szenarien Verdichtet“

### 6.3.3 Eutrophierung „Szenarien Ländlich“

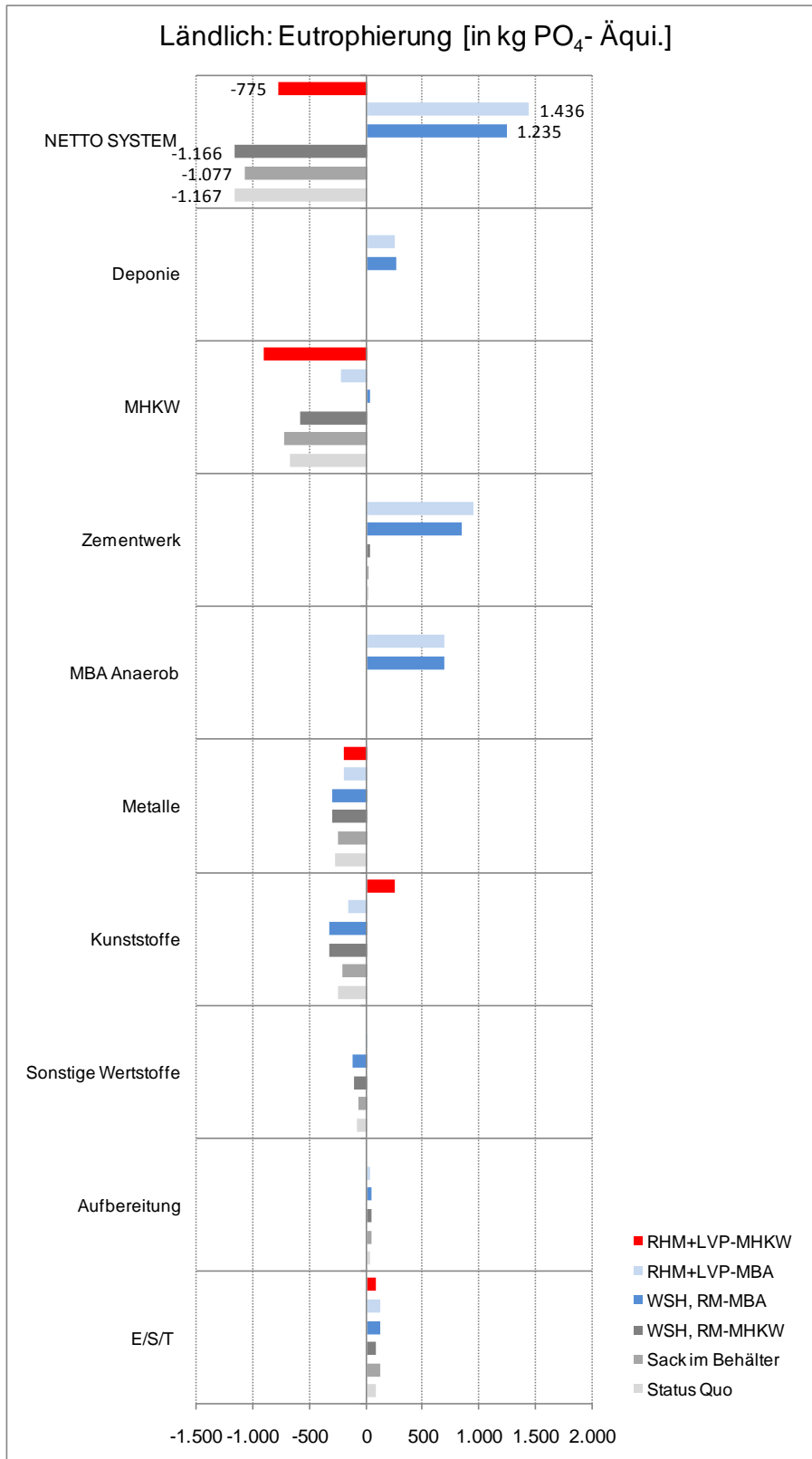


Abbildung 40: Eutrophierung „Szenarien Ländlich“

## 7 Sensitivitätsbetrachtungen

Die Modellierung ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. Dies betrifft die vorausgesetzten Emissionsfaktoren, die angesetzte Abfallzusammensetzung, die bilanzierte Verfahrenstechnik (Stand der Technik) und weitere Parameter (u.a. Substitutionspotenzial). Zur Überprüfung der bilanzierten Szenarien wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

Durch eine Sensitivitätsanalyse werden die Faktoren ermittelt, die besonderen Einfluss auf die Bewertung haben. Dies sind im Wesentlichen die Zusammensetzung der betrachteten Abfälle und der modellierte Wirkungsgrad des Müllheizkraftwerks. Desweiteren wird das Ergebnis durch die Substitutionsfaktoren (Gutschriften durch die Vermeidung von Primärprozessen) beeinflusst.

**Tabelle 15: Betrachtete Modellparameter in der Sensitivitätsanalyse**

Parameter	Beschreibung
Transportentfernungen	Veränderungen der Sammel- und Transportentfernungen sowie der Nachlauftransporte. Betrachtung des Individualverkehrs in den Szenarien mit Bringsystem.
Abfallzusammensetzung	Modellierung der städtischen Struktur mit einer anderen Resthausmüllzusammensetzung.
Wirkungsgrad der Thermischen Abfallbehandlung (MHKW)	Erhöhung der Wirkungsgrade auf eine optimierte Thermische Abfallbehandlung.
Substitutionsfaktoren	Änderungen der Substitutionsfaktoren bezüglich Metall und Kunststoffen.

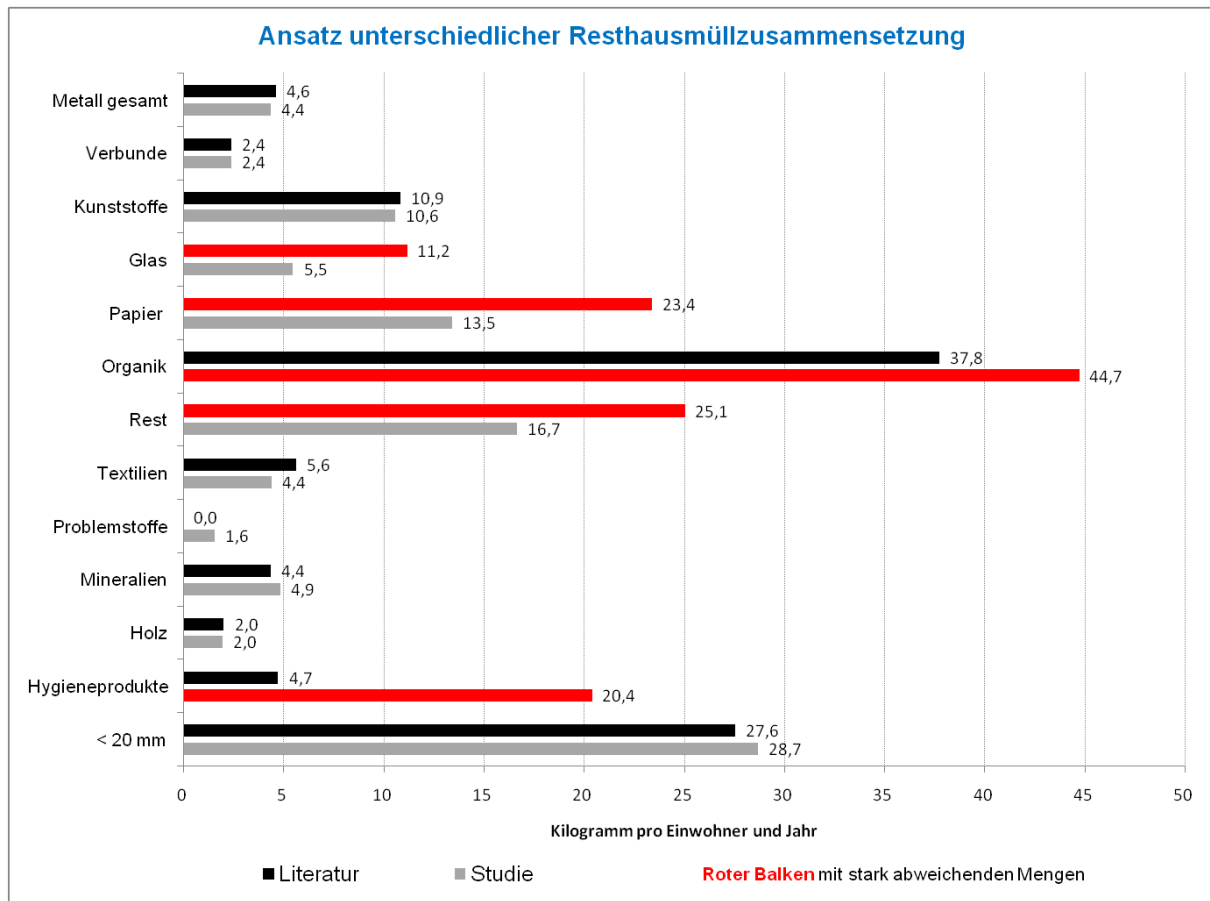
### ***Einfluss von Sammel- und Transportentfernungen***

In das Modell gehen die geleisteten Fahrstrecken bei der Sammlung und beim Transport des Restabfalls bzw. der Wertstoffe zu den Behandlungs- und Recyclinganlagen ein. Die Modellierung wurde mit durchschnittlichen Werten aus verschiedenen Stadt- und Landkreisen vorgenommen. In der Sensitivitätsanalyse wurden die Sammel- und Transportstrecken versuchs halber auf die doppelten Entfernungen erhöht. Es ergaben sich dadurch nur geringfügige Veränderungen der CO<sub>2</sub> - Emissionen.



### Einfluss der Abfallzusammensetzung

Als Vergleich zu der in der Modellierung angesetzten Abfallzusammensetzung wurde die mittlere Resthausmüllzusammensetzung der Studie des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen<sup>32</sup> verwendet. Diese musste jedoch auf die in dieser Studie verwendeten Stoffgruppen angepasst werden (inkl. der getrennten Erfassung der Verpackungen). Dies betrifft vor allen die Aggregation in der Stoffgruppe „Reste“.



**Abbildung 41: Ansatz unterschiedliche Resthausmüllzusammensetzung [Basis:160 kg/E.a (gerundet)]**

Der Vergleich der unterschiedlichen Resthausmüllzusammensetzung zeigt, dass bei den Stoffgruppen Papier, Organik (Bioabfall) und Hygieneprodukte sowie Reste deutliche Unterschiede zu erkennen sind. Zu der Stoffgruppe „Reste“ kann noch angemerkt werden, dass

<sup>32</sup> Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen

diese aufgrund ihrer inhomogenen Zusammensetzung, Einfluss auf die Interpretation der Ergebnisse der Bilanzierung hat.

In der nachfolgenden Abbildung sind die Ergebnisse für das Treibhausgaspotenzial im städtischen Raum exemplarisch dargestellt.

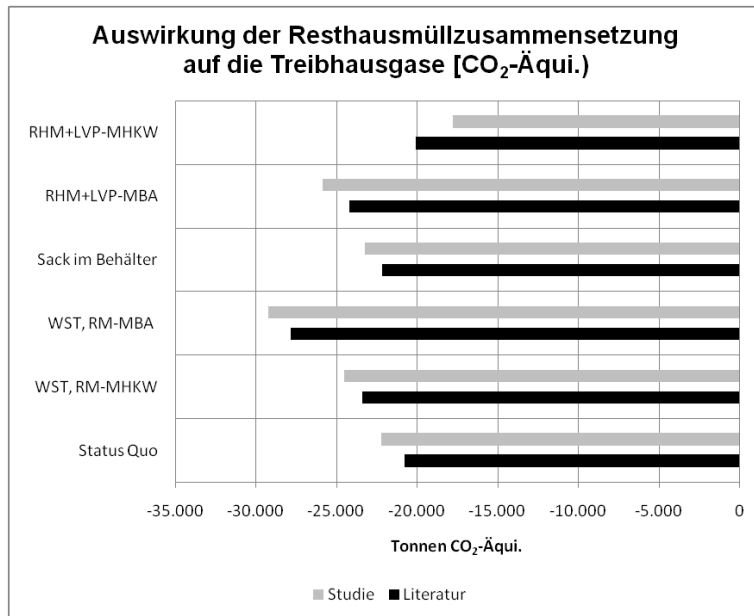


Abbildung 42: Auswirkung der Resthausmüllmenge auf die Ergebnisse der Treibhausgase

Es zeigt sich, dass die unterschiedliche Resthausmüllzusammensetzung zwar Einfluss auf die Höhe der Entlastung hat, aber die Aussage bezüglich der Szenarien bleibt erhalten.

### ***Einfluss des Wirkungsgrads der Thermischen Abfallbehandlung (MHKW)***

Der Wirkungsgrad und die Art der Auskopplung von Energie aus dem Müllheizkraftwerk weist in Deutschland eine große Spannweite auf, die unter anderem von der Einspeisung in ein Fernwärmenetz bestimmt wird.

Nach EdDE<sup>33</sup> lag der mittlere Wirkungsgrad (Befragung in 52 MVA, 2001-2004) bezogen auf die Abgabe bei 8,8%<sub>el.</sub> und 24,6%<sub>therm.</sub>. Wie oben beschrieben wurde in der Modellierung ein Wirkungsgrad von 10%<sub>el.</sub> und 30%<sub>therm.</sub> angesetzt. In der Sensitivitätsanalyse wurde deshalb für die städtischen Szenarien ein optimierter Wirkungsgrad für das Müllheizkraftwerks (12%<sub>el.</sub> 47%<sub>therm.</sub>) angesetzt, um die Auswirkungen auf die gewählten Szenarien beurteilen zu können. Bei optimaler Ausnutzung der Energieinhalte des Abfalls ändert sich die Reihung der

<sup>33</sup> Vgl. Bilitewski et al. (2005).

Varianten signifikant. Die mechanisch – biologischen Behandlungsszenarien führen dann zu Entlastungen von ca. 31.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Die höheren Werte ergeben sich dadurch, dass auch in diesen Szenarien geringe Mengen im Müllheizkraftwerk behandelt werden. Bei den Szenarien in denen der Resthausmüll im Müllheizkraftwerk behandelt wird, ergeben sich deutlich höhere Entlastungen. Diese liegen zwischen 34.000 und 38.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.

Diese Ergebnisse werden jedoch im Wesentlichen durch die Resthausmüllmenge zur Behandlung im Müllheizkraftwerk dominiert. Unterschiede durch die optimierte Erfassung der Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen werden dadurch nivelliert.

In der nachfolgenden Abbildung sind die Ergebnisse bezüglich der Wirkungskategorie Treibhausgase grafisch dargestellt.

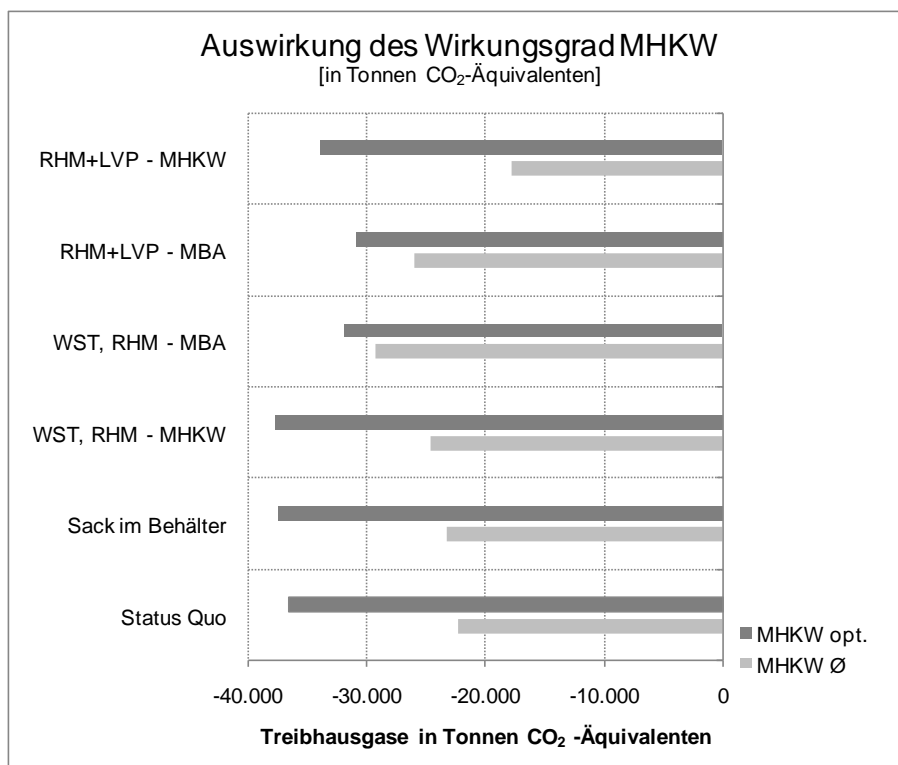


Abbildung 43: Auswirkungen des optimierten Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung (MHKW)

### **Substitution durch die stoffliche Verwertung**

Da die Substitutionsfaktoren in allen Szenarien in gleicher Höhe angesetzt. Werden Substitutionsfaktoren von 1 (z.B. Kunststoffe) angesetzt, ergeben sich größere Entlastungen als bei Substitutionsfaktoren unter <1.

## **8 Kostenbetrachtung**

### **Grundlagen und Rahmenbedingungen**

Die Kosten der Erfassung und Behandlung von Resthausmüll (inkl. stoffgleichen Nichtverpackungen) und Leichtverpackungen sind stark von den regionalen Bedingungen abhängig. Die Abfallwirtschaftskonzepte der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger sind unterschiedlich gestaltet. Dies fängt an bei der Sammlung im Voll- oder Teilservice, Bring- oder Holsystem und reicht bis zur Resthausmüllbehandlung im Müllheizkraftwerk oder der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung (MBA). Die Kosten für die Sammlung von Resthausmüll reichen von 68 €/t bis zu 180 €/t. Bei der Behandlung sind Preisspannen von 70 – 340 €/t bei der thermischen Abfallbehandlung und 70 – 230 €/t bei der MBA vorhanden. Zudem werden die Kosten der Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe sehr stark von den Sekundärrohstoffmärkten beeinflusst. Seit 2008 fallen die Preise für Sekundärrohstoffe, besonders drastisch war dies bei Altpapier, Altkunststoffen und Schrotten festzustellen. Die geringe Nachfrage von Sekundärrohstoffen aus dem Ausland und die Preisentwicklung bei den Primärrohstoffen sind hier als Gründe zu nennen.

Bei der vergleichenden Kostenbetrachtung wurden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Kosten der Sammlung
- Preise der Abfallbehandlung
  - Müllheizkraftwerk
  - Mechanisch-Biologische Anlage
- Sortierung der trockenen Wertstoffe
- Ersatzbrennstoff

Tabelle 16 zeigt die angesetzten spezifischen Kostenansätze für Erfassung, Sammlung und Transport von Resthausmüll und trockenen Wertstoffen. Neben den jeweiligen Minimal- und Maximalwerten sind auch die Mittelwerte bzw. die gewählten Kostenansätze ausgewiesen. Diese wurden für Varianten bei der Behandlung bzw. Verwertung von Resthausmüll und trockenen Wertstoffen in Ansatz gebracht.

**Tabelle 16: Spezifische Kostenansätze für Erfassung, Sammlung und Transport von Resthausmüll und Leichtverpackungen (gerundet)**

Szenarien	Status quo	WST	RHM + LVP	Sack im Behälter
<b>Resthausmüll [in Euro/Tonne]</b>				
E/S/T (Mittelwert)	100	100	120	120
E/S/T (Minimalwert)	70	70	93	94
E/S/T (Maximalwert)	130	130	146	147
<b>Trockene Wertstoffe: Holsystem [in Euro/Tonne]</b>				
E/S/T (Mittelwert)	265	247	in Kosten für Resthausmüll enthalten	in Kosten für Resthausmüll enthalten
Kostenansatz: E/S/T (Minimalwert)	200	189		
Kostenansatz: E/S/T (Maximalwert)	300	278		
<b>Wertstoffhof [in Euro/Einwohner und Jahr]</b>				
Euro/E.a				
Kostenansatz:	4,8	4,8		

Bei der Betrachtung städtischer Varianten werden ausschließlich Holsysteme für trockene Wertstoffe untersucht – in den ländlichen Varianten auch Bringsysteme.

Tabelle 17 zeigt die spezifischen Kostenansätze für die Resthausmüllbehandlung in Müllheizkraftwerken (MHKW) und mechanisch - biologischen Anlagen sowie für die LVP-Sortierung. Ausgewiesen werden jeweils die Minimal- und Maximalwerte sowie die gewählten Kostenansätze.

**Tabelle 17: Spezifische Kostenansätze für die Resthausmüllbehandlung in MHKW und MBA sowie für die LVP-Verwertung**

Behandlung / Sortierung	[EUR / Mg]
<b>MHKW - Müllheizkraftwerk</b>	
Behandlung (Minimalwert)	90
Behandlung (Maximalwert)	180
Kostensatz MHKW	130
<b>MBA - Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung</b>	
Behandlung (Minimalwert)	80
Behandlung (Maximalwert)	160
Sortierung LVP (Minimalwert)	30
Sortierung LVP (Maximalwert)	50
Kostensatz Behandlung	124
Kostenansatz Sortierung bei RHM+LVP	41
<b>Trockene Wertstoffe</b>	
Sortierung	250

### Kostenschätzung – Städtisch und Ländlich

Für die Kostenschätzung wurden verschiedene Varianten mit unterschiedlichen Ansätzen berechnet. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Kosten in Euro pro Tonne (Resthausmüll und Leichtverpackungen) der verschiedenen Szenarien grafisch dargestellt.

In diesen Kosten sind jedoch nicht die Kosten bzw. Erlöse für die Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe enthalten, da diese sehr stark vom Sekundärrohstoffmarkt abhängen.

Die Kostenspanne reicht, je nach Variantenkombination im städtischen Bereich von 210 €/t bis 346 €/t. Das kostengünstigste Szenario für die Szenarien „Städtisch“ ist die gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit anschließender thermischer Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk. Die Szenarien mit gemischter trockener Wertstofftonne sind tendenziell etwas teurer als der Status quo. Dies hängt jedoch stark vom Status quo in den jeweiligen Kommunen ab.

Im ländlichen Raum ergibt sich eine Kostenspanne von 210 €/t bis 349 €/t. Dabei haben die Szenarien mit Erfassung der Wertstoffe über den Wertstoffhof (Bringsystem) deutliche Vorteile. Beim Bringsystem übernimmt der Bürger selbst die Aufgabe der Sammlung und Sortie-

zung der Wertstoffe. Die Wertstoffe können aufgrund der hohen Sortenreinheit direkt verarbeitet werden.

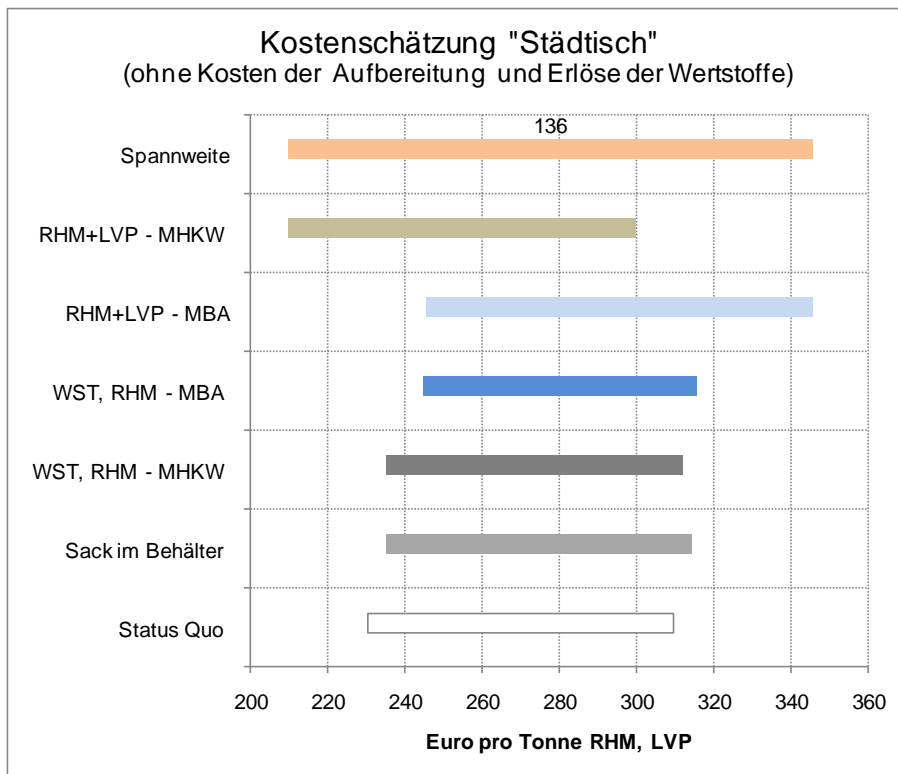


Abbildung 44: Kostenschätzung der Szenarien „Städtisch“

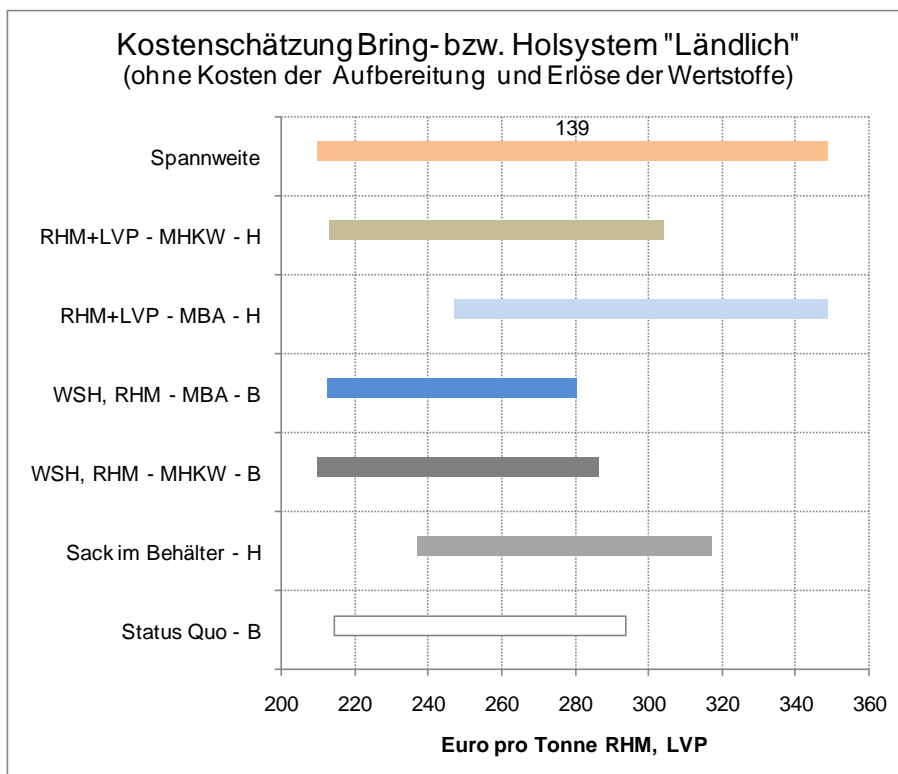


Abbildung 45: Kostenschätzung der Szenarien „Ländlich“

## **Kosten der abfallwirtschaftlichen Systeme**

Im Folgenden werden die wichtigsten Randbedingungen im Hinblick auf Kosten von abfallwirtschaftlichen Systemen kurz dargestellt.

### ***Sammlung und Transport***

Das Sammelsystem hat wesentlichen Einfluss auf die Kosten. Je geringer der Aufwand für Sammlung und Aufbereitung, desto geringer sind die Kosten.

Grundsätzlich sind Bringsysteme kostengünstiger als Holsysteme. Die Ursache hierfür liegt u.a. darin begründet, dass Teile der logistischen Leistung durch den Bürger erbracht werden. Dies sind volkswirtschaftlich relevante Kosten deren monetäre Bezifferung kontrovers diskutiert wird. Bei Ansatz von spezifischen Kostenwerten für den logistischen Aufwand in den einzelnen Haushalten (Erfassung, Zwischenlagerung, Transport) können Bringsystem – volkswirtschaftlich betrachtet – teurer als Holsystem erscheinen.

### ***Behandlung / Sortierung / Aufbereitung***

Die Kosten sind wie bereits oben beschrieben stark von den angesetzten Resthausmüllbehandlungskosten abhängig. Die Kosten der Sortierung sind abhängig von der gewählten Anlagengröße bzw. der gewählten Sortiertechnik. Große Sortieranlagen sind dabei kostengünstiger als kleine Anlagen. Die Aufbereitungskosten sind abhängig von der Art der Aufbereitung und den erzielten Erlösen bei der Vermarktung der Sekundärrohstoffe

### ***Systemumstellung***

Bei der Umstellung eines abfallwirtschaftlichen Systems fallen naturgemäß entsprechende Kosten an. Hier sind u.a. zu nennen:

- Anschaffung von Müllgroßbehältern
- Öffentlichkeitsarbeit und Bürgerinformation
- Personelle und operative Umstrukturierung
- Schaffung von Infrastruktur (Sammelstellen, Recyclinghöfe etc.)

### ***Marktsituation***

Der Markt für Sekundärrohstoffe unterliegt Schwankungen. Kosteneffiziente Systeme können durch ungünstige Marktentwicklungen unattraktiv erscheinen. Vor diesem Hintergrund ist bei



der Umsetzung künftiger abfallwirtschaftlicher Systeme ein möglichst hohes Maß an Flexibilität des Systems anzustreben, so dass auf Marktschwankungen adäquat reagiert werden kann.

Die Kostenvorteile bei getrennt erfassten LVP mit stofflicher Verwertung sind sehr stark von den erzielbaren Erlösen auf dem Sekundärrohstoffmarkt abhängig; dieser Markt ist als sehr volatil einzustufen. Dies kann dazu führen, dass bei hohen Erlösen die gesamte Entsorgungskette sich selbst finanzieren kann und hierbei sogar noch ein Gewinn erwirtschaftet werden kann, während bei einbrechenden Rohstoffpreisen eine Zuzahlung erforderlich ist. Eine sekundärrohstoffmarkt-getriebene separate Erfassung mit kurzfristigen Änderungen in den Systemen, die dazu führt, dass bei schlechten Marktbedingungen auf diese Sammlung verzichtet wird, ist unter abfallwirtschaftlichen Aspekten – auch unter dem Gesichtspunkt der Akzeptanz bei den Bürgerinnen und Bürgern – sowie der notwendigen Vorhaltung von ggf. nicht genutzten Entsorgungskapazitäten nicht akzeptabel und daher abzulehnen.

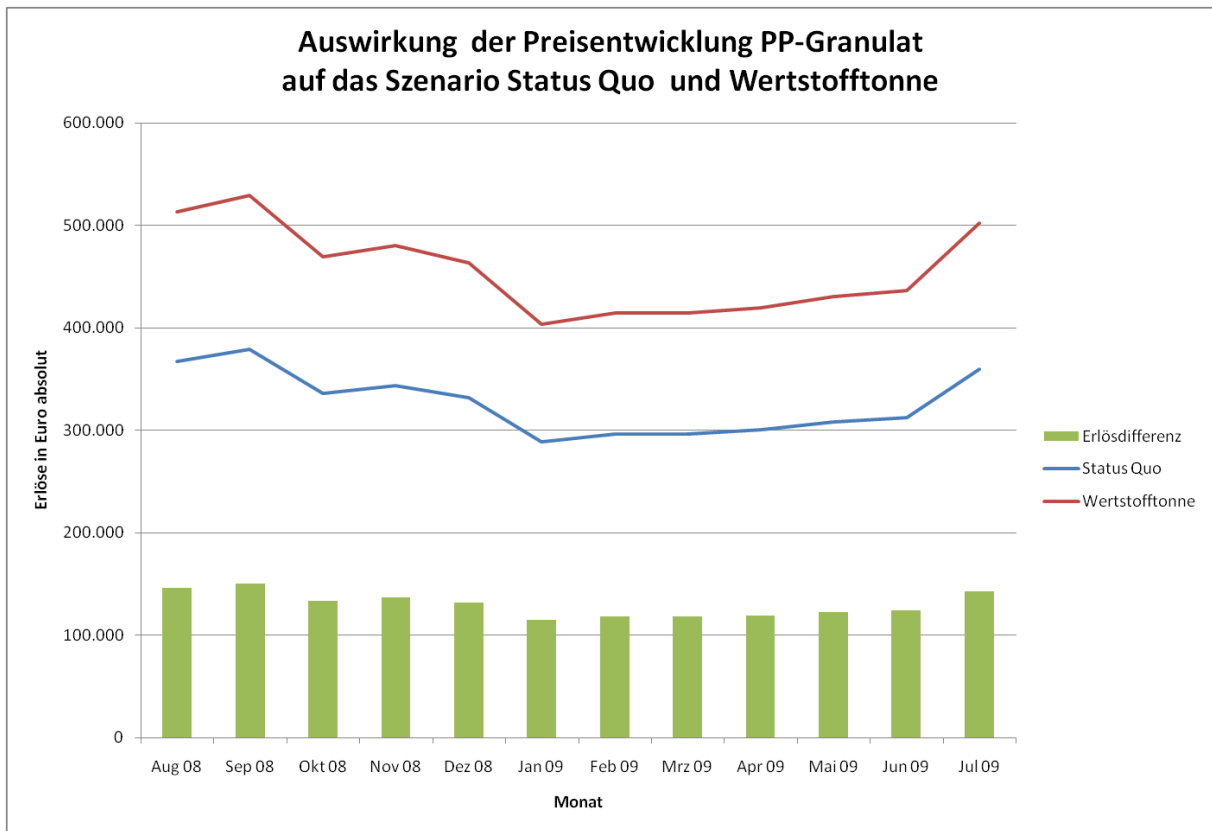
Seit 2008 fallen die Preise für Sekundärrohstoffe, besonders drastisch war dies bei Altpapier, Altkunststoffen und Schrotten festzustellen. Die geringe Nachfrage von Sekundärrohstoffen aus dem Ausland und die Preisentwicklung bei den Primärrohstoffen sind hier als Gründe zu nennen. Exemplarisch wurden die ausgeschleusten PP-Granulate (aus LVP und SNVP) aus den Szenarien Status quo und gemischte trocken Wertstofftonne mit den Preisschwankungen für PP Granulat (Rohstoffbörse<sup>34</sup>) bilanziert. Der Sekundärrohstoffmarkt orientiert sich an den Rohstoffpreisen.

Aus der Höhe der Sekundärrohstoffpreise ergeben sich für die im Folgenden exemplarisch ausgewählten Szenarien unterschiedliche Erlösdifferenzen. Die Mehrererfassung von Kunststoffen in der gemischten trockenen Wertstofftonne führt gegenüber dem Status quo zu einer Erlösdifferenz die für den Fall PP Granulat zwischen ca. 115.000 und 150.000 Euro liegt.

In der nachfolgenden Abbildung ist dies exemplarisch für die Vermarktung von PP-Granulaten dargestellt.

---

<sup>34</sup> Preisspiegel aus [www.plasticker.de](http://www.plasticker.de)



**Abbildung 46: Auswirkungen der Marktpreise (PP-Granulate) auf die Erlöse am Beispiel Status quo und gemischte trockene Wertstofftonne**

## 9 Zusammenfassung

Für die ökologische Bewertung der „getrennten Sammlung von verwertbaren Abfällen aus privaten Haushalten sowie vergleichbaren Anfallstellen“ wurden in Anlehnung an die derzeit diskutierten alternativen Erfassungssysteme verschiedene Szenarien modelliert. Dabei standen die Optimierung der Erfassung sowie die gemeinsame Sammlung der stoffgleichen Nichtverpackungen im Fokus. Alternativ dazu wurde ein Szenario zur gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit und ohne stoffliche Verwertung der Leichtverpackungen modelliert. Als Referenz wurden Szenarien für den städtischen, verdichteten und ländlichen Raum abgebildet. In diesen wurden regionalspezifische Abfallmengen und Abfallzusammensetzung sowie unterschiedliche Transportentfernungen für die Sammlung angesetzt. Im städtischen und verdichteten Raum wurde ein Holsystem für Leichtverpackungen und im ländlichen Raum der Wertstoffhof als Bringsystem modelliert.

Für die Behandlung des Resthausmüll sowie der Reststoffe aus den Behandlungsmaßnahmen wurden zum einen die thermische Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk und zum anderen die Vorbehandlung in der anaeroben mechanisch – biologischen Behandlung mit Erzeugung eines Ersatzbrennstoffs betrachtet. Der Ersatzbrennstoff wird in einem Zementwerk eingesetzt. Bei der gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen zur stofflichen Verwertung von Verpackungen wurde eine anaerobe mechanisch – biologische Behandlung betrachtet. Im Szenario ohne stoffliche Verwertung der Verpackungen werden die Abfälle in einem Müllheizkraftwerk behandelt.

Für die ökologische Bewertung wurden alle relevanten Prozesse mit der Software GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) modelliert. Dies umfasste:

- Sammlung und Transport (inkl. Individualverkehr und Nachlauftransporte)
- Sortierung und Aufbereitung der Stoffströme
- Mechanisch – biologische Behandlung (anaerob) mit Deponie
- Müllheizkraftwerk
- Verwertung der ausgeschleusten Stoffströme

Die Bewertung der abfallwirtschaftlichen Szenarien erfolgte in Anlehnung an das Verfahren der Ökobilanz nach ISO 14040 ff. Bei den Wirkungskategorien wurden primär die Auswirkungen bezüglich der Treibhausgase ( $\text{CO}_2$ -Äquivalente) bewertet. Um Verlagerungen in andere Umweltkompartimente zu berücksichtigen, wurden des Weiteren die Wirkungskategorien Versauerung ( $\text{SO}_2$ -Äquivalente) und Eutrophierung ( $\text{PO}_4$ -Äquivalente) untersucht.

Durch eine Sensitivitätsanalyse wurden die Faktoren ermittelt, die besonderen Einfluss auf die Bewertung haben. Dies sind im Wesentlichen die Zusammensetzung der betrachteten

Abfälle und der modellierte Wirkungsgrad des Müllheizkraftwerks. Desweiteren wird das Ergebnis durch die Substitutionsfaktoren (Gutschriften durch die Vermeidung von Primärprozessen) beeinflusst.

### **Treibhausgase**

#### *Auswirkungen der gewählten Behandlungsoptionen*

Bei der ökologischen Bewertung der betrachteten Szenarien ergibt sich folgendes Bild: Grundsätzlich führen alle abfallwirtschaftlichen Maßnahmen aus Sicht des Klimaschutzes zur Umweltentlastung. Der Grad der Entlastung hängt von den oben beschriebenen Ansätzen und der Energierückgewinnung ab. Bei einem durchschnittlichen Wirkungsgrad der thermischen Abfallbehandlung von 10%<sub>el.</sub> bzw. 30%<sub>therm.</sub> werden Entlastungen von ca. 20.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten bis zu ca. 25.000 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten erreicht. Größere Entlastungen ergeben sich bei den Szenarien mit mechanisch – biologischer Abfallbehandlung (anaerob) und der Verwertung der Ersatzbrennstoffe im Zementwerk. Hier werden ca. 26.000 bzw. 29.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente vermieden. Neben der Erzeugung von Biogas führt vor allem die Substitution von Steinkohle im Zementwerk, aufgrund der hohen Gutschrift, zu höheren Entlastungen gegenüber der Behandlung im Müllheizkraftwerk. Die geringsten Einsparungen (ca. 18.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente) ergeben sich im Fall der Verbrennung von Resthausmüll und Verpackungen im Müllheizkraftwerk. Da in diesem Szenario keine stoffliche Verwertung der Sekundärkunststoffe erfolgt, müssen diese durch Primärkunststoffe ersetzt werden. Dies führt zu zusätzlichen Umweltbelastungen die dem System in Rechnung gestellt werden müssen. Bei diesem Ansatz wurden dem System die Entlastungen aus der Kunststoffverwertung des Referenzszenario (Status quo) als Belastung angerechnet.

Der Wirkungsgrad und die Art der Auskopplung von Energie aus dem Müllheizkraftwerk weist in Deutschland eine große Spannweite auf, die unter anderem von der Einspeisung in Fernwärmenetze bestimmt wird. In der Sensitivitätsanalyse wurde deshalb für die städtischen Szenarien der Wirkungsgrad des Müllheizkraftwerks auf ein Optimum erhöht (12 %<sub>el.</sub>, 47%<sub>therm.</sub>) um die Auswirkungen auf die gewählten Systeme zu beurteilen. Bei optimaler Ausnutzung der Energieinhalte des Abfalls ändert sich die Reihung der Varianten signifikant. Die mechanisch – biologischen Behandlungsszenarien führen dann zu Entlastungen von ca. 31.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Die höheren Werte als oben genannt, ergeben sich dadurch, dass auch in diesen Szenarien geringe Mengen im Müllheizkraftwerk behandelt werden. Bei den Szenarien in denen der Resthausmüll im Müllheizkraftwerk behandelt wird, ergeben sich deutlich höhere Entlastungen. Diese liegen zwischen 34.000 und 38.000 t CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Diese Ergebnisse werden jedoch im Wesentlichen durch die Resthausmüllmenge zur Behandlung im Müllheizkraftwerk dominiert. Unterschiede durch die optimierte Erfassung der Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen werden dadurch nivelliert.

### *Auswirkungen der stofflichen Verwertung*

Neben den oben beschriebenen Auswirkungen der Behandlungsoptionen, werden die modellierten Szenarien durch die Substitution von Primärprozessen beeinflusst. Hier sind im Wesentlichen, entsprechend den betrachteten Abfallströmen Resthausmüll und Leichtverpackungen, die Anteile an ausgeschleusten Metallen und Kunststoffen zu nennen. Andere Wertstoffe die in den Abfallströmen enthalten sind, wie z.B. Verbunde, Papier und Glas, spielen bei dieser Betrachtung praktisch keine Rolle.

Die Höhe der Entlastung in den Szenarien wird von der Menge und Qualität der ausgeschleusten Wertstoffe bestimmt. Die stoffliche Verwertung erzeugt i.d.R. deutlich geringere Treibhausgasemissionen als bei der Herstellung von Primärmaterial entsteht. Hier sei exemplarisch auf die Verwertung von Aluminium hingewiesen.

In den betrachteten Szenarien führt die getrennte Sammlung in einer gemischten trockenen Wertstofftonne zu höheren Entlastungen als in den anderen Szenarien. Durch die optimierte Erfassung der Leichtverpackungen und die zusätzliche Erfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen werden größere Mengen zur stofflichen Verwertung ausgeschleust. Den Hauptanteil machen dabei die Metalle aus. In den Szenarien wurde davon ausgegangen, dass in der Systemkombination Wertstofftonne plus Restabfallbehandlung höhere Ausbeuten an Wertstoffen erzeugt werden als bei den „Monosystemen“ bei der gemeinsamen Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen (MBA und MHKW).

### *Auswirkungen des Deponats aus der mechanisch – biologischen Behandlung*

Aus der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung wird ein Teilstrom nach biologischer Behandlung, auf der Deponie abgelagert. Dieses Deponat erfüllt in der Modellierung die Kriterien der Abfallablagerungsverordnung. Allerdings ist davon auszugehen, dass noch keine vollständige Inertisierung erfolgt ist. Dadurch entstehen noch geringfügige Treibhausgasemissionen. Der Hauptteil der Umweltbelastung in den Modellen, wird jedoch durch den Energiebedarf der Infrastruktur der Deponie verursacht. Hier ist vor allem die Sickerwasserreinigung zu nennen.

### *Auswirkungen der Sortierung und Aufbereitung*

Die Sortierung und Aufbereitung (z.B. Granulierung der Kunststoffe) führt aufgrund des Energieeinsatzes (Strom) grundsätzlich zu Umweltbelastungen.

### *Auswirkungen von Sammlung und Transport*

Die Erfassung, Sammlung und der Transport führen grundsätzlich aufgrund des Energiebedarfs zu Umweltbelastungen. Höhere Belastungen bei den Szenarien mit Verwertung der Ersatzbrennstoffe im Zementwerk sind durch die zusätzlichen, längeren Transportwege begründet.

## **Bewertung der untersuchten alternativen Sammelsysteme**

### **Treibhausgase**

Die oben beschriebenen modellierten Prozesse führen zu klimarelevanten Belastungen oder Entlastungen. Die Erfassung, Sortierung, Aufbereitung und Behandlung von Wertstoffen und Abfällen führt aufgrund des Energiebedarfs zu Umweltbelastungen. Bei der Verwertung können jedoch Belastungen aus der Primärproduktion als Gutschriften angerechnet werden.

- Die abfalltechnischen Prozesse zur Erfassung, Sortierung, Aufbereitung, Behandlung und Beseitigung führen systembedingt zu CO<sub>2</sub>-Belastungen (Energiebedarf).
- Bei der stofflichen und energetischen Verwertung werden Emissionen der Primärprozesse vermieden, dadurch werden Entlastungen (CO<sub>2</sub>-Gutschriften) erreicht.
- Durch die Energiegewinnung bei der thermischen Abfallbehandlung werden Emissionen aus den Primärprozessen vermieden (CO<sub>2</sub>-Gutschriften).

Für die betrachteten Szenarien ergibt sich, dass die Belastungen bei weitem durch die Entlastungen aufgewogen werden.

In allen Szenarien weisen, aufgrund der oben genannten Modellparameter die Szenarien mit mechanisch – biologischer Behandlung (MBA) und Zementwerk bei den Treibhausgasen Vorteile auf. Dabei weist das Szenario gemischte trockene Tonne mit MBA die größten Umweltentlastungen auf. Der Vorteil des Szenario gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackung und stofflicher Verwertung der Verpackungen hängt sehr stark von der Menge und Qualität der ausgeschleusten Wertstoffe ab. Belastbare Ergebnisse zur abschließenden Bewertung dieses Szenarios liegen momentan noch nicht vor. Diese Frage muss in den geplanten bzw. derzeit durchgeführten Großversuchen (ZV RegAb<sup>35</sup>) noch evaluiert werden. Das Szenario Sack im Behälter weist im städtischen bzw. verdichteten Raum tendenziell Vorteile gegenüber dem Status quo auf. In den ländlichen Strukturen ist dies nicht der Fall, da dort das Bringsystem (Wertstoffhof) auch im Status quo größeren Umweltentlastungen aufweisen. Die Szenarien mit gemischter trockener Wertstofftonne haben, auf-

---

<sup>35</sup> Zweckverband Regionale Abfallwirtschaft (Rheinland-Pfalz)

grund der höheren Erfassungsquote (LVP und SNVP), Vorteile gegenüber dem Status quo. Vor allem in der Variante mit höheren Wirkungsgraden im Müllheizkraftwerk (s.o.).

### **Versauerung und Eutrophierung**

Bei den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung spielen vor allem die SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emission eine wesentliche Rolle. In den Szenarien mit mechanisch – biologischer Behandlung und Verwertung der ausgeschleusten Ersatzbrennstoffe kommt es sowohl zu geringen Netto- Belastungen als auch zu Entlastungen (ländlich). Die Szenarien mit stofflicher Verwertung und Behandlung der Restabfälle im Müllheizkraftwerk führen grundsätzlich zu Entlastungen, d.h. es werden SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emission vermieden.

Unter den Gesichtspunkten der Versauerung und Eutrophierung führen die Szenarien mit getrennter Erfassung der Wertstoffe und Restabfallbehandlung im Müllheizkraftwerk zu tendenziell größeren Umweltentlastungen als die Szenarien mit mechanisch – biologische Abfallbehandlung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen im Zementwerk.

### **Kostenschätzung**

Bei den vergleichenden Kostenbetrachtungen sind insbesondere die einwohnerspezifischen Kosten von Interesse. Hierdurch wird angegeben, welche Kosten für das gesamte System der Abfallentsorgung und Wertstoffnutzung je Einwohner entstehen. Dieser Wert ist u.a. proportional zur Abfallmenge aber auch abhängig von der Art der Erfassung und Behandlung von Wertstoffen. Anzumerken ist, dass es sich hierbei um die Gesamtkosten des abfallwirtschaftlichen Systems, umgelegt auf die Einwohnerzahl handelt. Enthalten sind daher auch Kosten, die nicht über die vom öffentlich-rechtlichen Entsorger erhobenen Abfallgebühren abgerechnet werden (z.B. Lizenzgebühren für Leichtverpackungen).

Die Kosten der Erfassung und Behandlung von Resthausmüll (inkl. stoffgleiche Nichtverpackungen) und Leichtverpackungen sind stark von den regionalen Bedingungen abhängig. Die Abfallwirtschaftskonzepte der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger sind unterschiedlich gestaltet. Dies beginnt bei der Sammlung im Voll- oder Teilservice, Bring- oder Holsystem und reicht bis zur Resthausmüllbehandlung im Müllheizkraftwerk oder der mechanisch – biologischen Abfallbehandlung (MBA). Die Kosten für die Sammlung von Resthausmüll reichen von 68 €/t bis zu 180 €/t. Bei der Behandlung sind Preisspannen von 70 – 340 €/t bei der thermischen Abfallbehandlung und 70 – 230 €/t bei der MBA vorhanden. Zudem werden die Kosten der Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe sehr stark von den Sekundärrohstoffmärkten beeinflusst. Seit 2008 fallen die Preise für Sekundärrohstoffe, besonders drastisch war dies bei Altpapier, Altkunststoffen und Schrotten festzustellen. Die geringe

Nachfrage von Sekundärrohstoffen aus dem Ausland und die Preisentwicklung bei den Primärrohstoffen sind hier als Gründe zu nennen.

Für die Kostenabschätzung wurden verschiedene Varianten mit unterschiedlichen Kostensätzen berechnet. In diesen Kosten sind jedoch nicht die Kosten bzw. Erlöse für die Aufbereitung und Verwertung der Wertstoffe enthalten, da diese sehr stark vom Sekundärrohstoffmarkt abhängig sind.

Die Kostenspanne reicht, je nach Variantenkombination im städtisch/verdichtetem Bereich von 210 €/Tonne Resthausmüll und LVP bis 346 €/Tonne. Das kostengünstige Szenario ist die gemeinsame Erfassung von Resthausmüll und Leichtverpackungen mit anschließender thermischer Abfallbehandlung im Müllheizkraftwerk. Die Szenarien mit gemischter trockener Wertstofftonne sind tendenziell etwas teurer als der Status quo. Dies hängt jedoch stark vom Status quo in den jeweiligen Kommunen ab. Im ländlichen Raum ergibt sich eine Kostenspanne von 210 €/Tonne Resthausmüll bis 349 €/Tonne. Dabei haben die Szenarien mit Erfassung der Wertstoffe über den Wertstoffhof (Bringsystem) deutliche Vorteile. Beim Bringsystem übernimmt der Bürger dabei die Aufgabe der Sammlung und Sortierung der Wertstoffe. Die Wertstoffe können aufgrund der hohen Sortenreinheit direkt verwertet werden.



## 10 Schlussfolgerung

Die getrennte Erfassung und stoffliche Verwertung von Leichtverpackungen hat ökologische Vorteile, wie durch die Entlastung an klimarelevanten CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, aber auch durch die Verringerung des Versauerungspotenzials und der Eutrophierung gezeigt werden kann. Hierbei ist eine gemeinsame Erfassung und Verwertung von LVP und stoffgleichen Nicht-Verpackungen anzustreben.

Bei gemeinsamer Erfassung der Leichtverpackungen zusammen mit dem Restabfall bietet die Separierung in einer mechanisch-biologischen Vorbehandlungsanlage mit Biogasverwertung und energetischer Nutzung der heizwertreichen Fraktion in Zementwerken mit Substitution von Steinkohle CO<sub>2</sub>-bilanzseitige Vorteile gegenüber der direkten thermischen Behandlung in Abfallheizkraftwerken (MHKW) unter Ansatz der derzeitigen durchschnittlichen Wirkungsgrade dieser Anlagen in Deutschland. Hinsichtlich des Versauerungspotenzials und der Eutrophierung schneiden die MBA Szenarien mit Zementwerk im Vergleich zu MHKW schlechter ab.

Wird der Wirkungsgrad in energetischen Behandlungsanlagen (z.B. auch in EBS-Kraftwerken) deutlich erhöht, verringern sich die CO<sub>2</sub>-bilanzmäßigen Vorteile der getrennten Erfassung mit stofflicher Verwertung signifikant, ohne dass jedoch eine Veränderung der o.e. grundsätzlichen Aussage hinsichtlich der getrennten Sammlung abzuleiten wäre. Optimierungspotenzial beim Status quo ist besonders durch einen verbesserten energetischen Wirkungsgrad in MHKW gegeben. Die Behandlung im MHKW liegt dann unter CO<sub>2</sub>-Aspekten günstiger als in MBA mit Zementwerk. Zwischen städtischen, verdichteten und ländlichen Strukturgebieten sind keine signifikanten Unterschiede bei der Ökobilanzierung festzustellen, da ein erhöhter Sammelaufwand die CO<sub>2</sub>-Bilanz nur marginal verändert.

Bei den spezifischen Kosten sind die Unterschiede zwischen städtischen und verdichteten Strukturgebieten gering, besonders Bringsysteme in ländlichen Gebieten generieren hierbei Kostenvorteile.

Generell ist festzustellen, dass die Schwankungsbreiten der Kosten, die aus lokal bedingten Sammel- und Behandlungskosten resultieren, höher sind als die Verschiedenheit der Ergebnisse aus den Szenarien. Unter Ansatz der Mittelwerte schneidet hierbei die gemeinsame Erfassung von LVP im Restabfallbehälter mit anschließender energetischer Verwertung in MHKW am kostengünstigsten ab.

Die Kostenvorteile bei getrennt erfassten LVP mit stofflicher Verwertung sind sehr stark von den erzielbaren Erlösen auf dem Sekundärrohstoffmarkt abhängig; dieser Markt ist als sehr volatil einzustufen. Dies kann dazu führen, dass bei hohen Erlösen die gesamte Entsorgungskette sich selbst finanzieren und hierbei sogar noch ein Gewinn erwirtschaftet werden kann, während bei geringen Rohstoffpreisen eine Zuzahlung erforderlich ist. Eine sekundär-

rohstoffmarkt-getriebene separate Erfassung mit kurzfristigen Änderungen in den Systemen, die dazu führt, dass bei schlechten Marktbedingungen auf diese Sammlung verzichtet wird, ist unter abfallwirtschaftlichen Aspekten – auch unter dem Gesichtspunkt der Akzeptanz bei den Bürgerinnen und Bürgern – sowie der notwendigen Vorhaltung von ggf. nicht genutzten Entsorgungskapazitäten nicht akzeptabel und daher abzulehnen.

In der Konsequenz muss festgehalten werden, dass es unerlässlich ist, die Erfassung und Verwertung von Verpackungs- und Restabfällen sowohl unter ökologischen als auch kostenseitigen Gesichtspunkten an die jeweilige lokale Situation anzupassen. Hierbei ist eine Trennung von Verpackungen und stoffgleichen Nicht-Verpackungen unter den o.e. Gesichtspunkten weder sinnvoll noch erforderlich. Vielmehr ist für die Erfassungs- und Verwertungssysteme ein flexibler Gestaltungsrahmen zu ermöglichen, so dass ein Optimum unter Einbeziehung der lokalen Entsorgungssituation erreicht werden kann.

## Teil 2: Alternative Erfassungssysteme und die Organisation der Abfallwirtschaft

### 11 Gegenwärtige Organisation der Abfallwirtschaft

#### 11.1 Grundlagen/Abfallrechtlicher Rahmen

##### 11.1.1 Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG)

Wichtigste Grundlage des deutschen Abfallrechts ist das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG)<sup>36</sup> vom 27.09.1994, vollständig in Kraft getreten am 7.10.1996. Ziele des Gesetzes sind die „Schonung der natürlichen Ressourcen“ und die „umweltverträgliche Beseitigung“ von Abfällen. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz führte zu wesentlichen Änderungen gegenüber dem bis dahin geltenden Abfallgesetzes von 1986. Zu nennen ist neben der begrifflichen Klärung zur Anpassung der Abfalldefinition an europäisches Recht, die Bestimmung einer präzisen Zielhierarchie „Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung“.<sup>37</sup> Oberstes Handlungsziel ist die Vermeidung. Dennoch entstehende Abfälle sollen stofflich oder energetisch verwertet werden. Sofern dies technisch oder wirtschaftlich nicht zumutbar ist, dürfen Abfälle auch beseitigt werden.

Einen Schwerpunkt der Gesetzgebung bildete die Verantwortungsverteilung zwischen den privaten Abfallerzeugern, -besitzern und -entsorgern einerseits und den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern auf der anderen Seite in Verbindung mit den erstmals normierten Grundsätzen einer Produktverantwortung der Hersteller und Vertrieber. Während früher die Abfallentsorgung allein den nach Landesrecht zuständigen öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern (örE) zugewiesen war und die Erzeuger und Besitzer von Abfällen zur Überlassung und zur Entrichtung der satzungsmäßigen Abgaben verpflichtet waren, verlagerte das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz die Entsorgungsverantwortung prinzipiell von der öffentlichen Hand auf die Privatwirtschaft. Nach § 22 KrW-/AbfG wird festgelegt, dass derjenige, der „Erzeugnisse entwickelt, herstellt, be- und verarbeitet oder vertreibt [...] zur Erfüllung der Ziele der Kreislaufwirtschaft die Produktverantwortung [trägt]“. Mit der Entsorgungsverantwortung ist auch die Finanzierungsverantwortung an Hersteller und Vertrieber übergegangen, verbunden mit der Möglichkeit, für Entsorgungsdienstleistungen individuelle Preise auszuhandeln.

---

<sup>36</sup> Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27.09.1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 11.08.2009 (BGBl. I S. 2723).

<sup>37</sup> Vgl. hierzu und im Folgenden Tegner et al. (2005), S. 24 ff.

Ausnahmen von der privaten Entsorgungsverantwortung gelten nach § 13 KrW-/AbfG insbesondere für Abfälle aus privaten Haushalten, soweit der Erzeuger oder Besitzer zu einer Verwertung nicht in der Lage sind, bzw. diese nicht beabsichtigen. Diese Abfälle sind den zuständigen örE zu überlassen und die Finanzierung erfolgt über das öffentliche Abgaberecht. Dieselbe Verpflichtung betrifft Erzeuger und Besitzer von Abfällen zur Beseitigung aus anderen Herkunftsbereichen (gewerblich/industrielle Abfälle), soweit sie die Abfälle nicht in eigenen Anlagen beseitigen können oder überwiegende öffentliche Interessen eine Überlassung erfordern. Für Abfälle zur Verwertung aus dem gewerblich/industriellen Bereich ist keine Überlassungspflicht normiert. Die Trennlinie zwischen Verwertung und Beseitigung bestimmt also, ob eine Pflicht zur Überlassung des Abfalls an die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger besteht. Die Folge ist ein Nebeneinander von öffentlicher und privater Entsorgung. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Marktorganisation.

**Tabelle 18: Überlassungspflichten der Abfallbesitzer<sup>38</sup>**

	<b>Abfälle zur Beseitigung</b>	<b>Abfälle zur Verwertung</b>
<b>Abfälle aus Haushalten</b>	Überlassungspflicht gegenüber örE	Überlassungspflicht gegenüber örE, sofern keine Eigenentsorgung vorgenommen wird
<b>Abfälle aus Industrie/Gewerbe</b>	Überlassungspflicht gegenüber örE, sofern keine Beseitigung in eigenen Anlagen	Keine Überlassungspflicht gegenüber örE

Im Rahmen der Produktverantwortung können den Herstellern und Vertreibern von Produkten durch gesonderte Rechtsverordnungen (§ 24 KrW-/AbfG) Rücknahmepflichten für bestimmte Erzeugnisse auferlegt werden (§ 13 KrW-/AbfG). Die Verordnung kann u.a. festlegen, wer die Kosten für die Rücknahme, Verwertung und Beseitigung der Erzeugnisse zu tragen hat, dass die Erzeugnisse den Herstellern oder Vertreibern zu überlassen sind und dass die örE bei der Erfassung der Abfälle mitzuwirken haben.

Die Grundzüge der Produktverantwortung für Hersteller und Vertreter sind in den § 22 ff. KrW-/AbfG im Form von Definitionen und Ermächtigungsgrundlagen angelegt. Konkrete Rechte und Pflichten ergeben sich erst auf untergesetzlicher Ebene für einzelne Bereiche

<sup>38</sup> Quelle: Busch/Voss (2000), S. 11.

des Abfallrechts. Zu diesen Rechtsverordnungen gehören u.a. die Verpackungsverordnung, die Batterieverordnung und die Bioabfallverordnung.

### **11.1.2 Die Verpackungsverordnung (VerpackV)**

Erste abfallwirtschaftliche Bemühungen im Bereich Verpackungen gab es bereits 1977, als der Sektor der Getränkeverpackungen sich im Rahmen einer Selbstverpflichtung zur Aufrechterhaltung der bestehenden Mehrwegsysteme und zur Förderung des Recyclings bekannte.<sup>39</sup> Die Selbstverpflichtung der Wirtschaft blieb jedoch hinter den Erwartungen zurück und konnte auch nach einer Nachbesserung im Jahr 1982 den Rückgang der Mehrwegquote im Getränkesektor nicht aufhalten. Im Zuge dessen erließ die Bundesregierung im Jahr 1988 eine Verordnung über die Rücknahme und Pfanderhebung von Getränkeverpackungen aus Kunststoffen<sup>40</sup> und darüber hinaus zwei Zielfestlegungen zum Verpackungsrecht. Diese forderten einerseits den Aufbau freiwilliger Rücknahmesysteme zur Erfassung und Verwertung gebrauchter Getränkeverpackungen durch die beteiligte Wirtschaft und legten Ziele für die Vermeidung, Verringerung und Verwertung von Abfällen fest.

Es zeichnete sich jedoch schnell ab, dass die Zielfestlegungen von der Wirtschaft weder zeitlich noch in einem Umfang umgesetzt werden konnten, um die aufgrund drastisch zunehmender Abfallmengen erwarteten Entsorgungsengpässe zu vermeiden. Daher hat die Bundesregierung im Jahr 1991 die Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen (VerpackV 1991)<sup>41</sup> erlassen. Grundanliegen der Verpackungsverordnung ist es, Hersteller und Vertreiber nach dem Verursacherprinzip zur Entsorgung von gebrauchten Verpackungen zu verpflichten. Mit der Verordnung wurde in Deutschland erstmals die Produktverantwortung der Wirtschaft verwirklicht. Die gebrauchten Verpackungen sind zurückzunehmen und einer Verwertung außerhalb der öffentlichen Abfallentsorgung zuzuführen, wobei strikte Verwertungsquoten zu erfüllen sind. Dabei unterscheidet die Verordnung zwischen Transport-, Um- und Verkaufsverpackungen. Dem Quotenregime unterliegen nur die Verkaufsverpackungen.

Folgende stofflichen Verwertungsquoten sind für die einzelnen Verpackungsmaterialien mindestens einzuhalten:<sup>42</sup>

---

<sup>39</sup> Vgl. SRU (1998), S. 199.

<sup>40</sup> Verordnung vom 20.12.1988, BGBl. I, S. 2455 f.

<sup>41</sup> BGBl. I, S. 1234.

<sup>42</sup> Vgl. Anhang I Nr. 1 Abs. 2 S. 1 VerpackV vom 21.08.1998 (BGBl. I S. 2379), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 2 der Verordnung vom 02.04.2008, BGBl. I S. 531.

**Tabelle 19: Verwertungsquoten für Verkaufsverpackungen<sup>43</sup>**

Material	Verwertungsquote
Glas	75%
Weißblech	70%
Aluminium	60%
Papier, Pappe, Karton	70%
Verbunde	60%

Die Regelung für Kunststoffverpackungen ist leicht abweichend, hier sind mind. 60% einer Verwertung zuzuführen, wobei wiederum 60% von dieser Quote (also 36% der Gesamtkunststoffmenge) werkstofflich zu verwerten sind.

Eine umfassende Novellierung der Verpackungsverordnung wurde im Jahr 1998 vorgenommen (VerpackV 1998)<sup>44</sup> mit dem Ziel, begriffliche Missverständnisse und Vollzugsdefizite auszuräumen sowie einen stärkeren Wettbewerb zwischen der dualen Verpackungsentsorgung und der Selbstentsorgung zu ermöglichen. In den Folgejahren wurden weitere Novellierungen vorgenommen. Diese beinhalteten im Wesentlichen eine Neufassung der Pfandbestimmung für Einweggetränkeverpackungen sowie die nationale Umsetzung der novellierten EG-VerpackRL<sup>45</sup>. Die aktuell letzte, fünfte Novelle der VerpackV<sup>46</sup> beabsichtigte die Sicherung der Systemstabilität der haushaltsnahen Entsorgung und strebte im Kern die Aufspaltung der Tätigkeitsbereiche von dualen Systemen und Selbstentsorgerlösungen an. Die fünfte Novelle der VerpackV trat am 01.01.2009 in Kraft.

---

<sup>43</sup> Quelle: Verpackungsverordnung vom 21.08.1998 (BGBl. I S. 2379), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 2 der Verordnung vom 02.04.2008, BGBl. I S. 531.

<sup>44</sup> BGBl. I, S. 2379.

<sup>45</sup> Durch die Änderungsverordnung werden insbesondere neue Zielvorgaben für die Verwertung der einzelnen Verpackungsmaterialien festgelegt. Die Vorgaben hatten jedoch keine Auswirkungen auf die Praxis, da Deutschland schon im Vorfeld bei sämtlichen Materialarten die für Ende 2008 verlangten Quoten erfüllt hat.

<sup>46</sup> Verpackungsverordnung vom 21.08.1998 (BGBl. I S. 2379), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 2 der Verordnung vom 2. April 2008, BGBl. I S. 531.

### 11.1.3 Die EU-Verpackungsrichtlinie

Ziel der Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle<sup>47</sup> ist die Harmonisierung der Verpackungsabfallentsorgung der Mitgliedsstaaten und der Sicherung eines hohen abfallwirtschaftlichen Standards.

Die Richtlinie räumt den Mitgliedsstaaten ausdrücklich die Möglichkeit ein, Systeme zur Wiederverwendung von Verpackungen, zu fördern. Zur stofflichen und energetischen Verwertung enthält die Richtlinie detaillierte Zielvorgaben. Bis spätestens 31. Dezember 2008 sind mindestens 65% der Verpackungsabfälle zu verwerten bzw. in Abfallverbrennungsanlagen mit Energierückgewinnung zu verbrennen. Dabei sind mindestens 55% und höchstens 80% der Verpackungsabfälle stofflich zu verwerten. Folgende Mindestzielvorgaben für die stoffliche Verwertung sind für die einzelnen Verpackungsmaterialien zu erfüllen:

**Tabelle 20: EU-Vorgaben für die stoffliche Verpackungsverwertung<sup>48</sup>**

Material	Verwertungsquote
Glas	60%
Papier, Pappe, Karton	60%
Metalle	50%
Kunststoffe	22,5%*
Holz	15%

\* Nur Material berücksichtigt, das durch stoffliche Verwertung wieder zu Kunststoff wird

Für die Länder Irland, Portugal, Griechenland sowie einige der neuen Mitgliedsstaaten gelten Ausnahmeregelungen bzw. Übergangsfristen.

<sup>47</sup> ABl. L 365, S. 10, zuletzt geändert durch Richtlinie 2005/20/EG, ABl. L 70, S. 17.

<sup>48</sup> Quelle: Europäische Richtlinie 2004/12/EG.

## 11.2 Stand der Verpackungsentsorgung

### 11.2.1 Beitrag zum Umweltschutz

Mit der Einführung der Verpackungsverordnung im Jahr 1991 war Deutschland weltweit Vorreiter für die Umsetzung der Produktverantwortung und Rücknahmepflichten. Die Erfolge der Verpackungsentsorgung in Deutschland sind zum Teil durchaus bemerkenswert, allerdings stellt sich auch hier regelmäßig die Frage, ob die umweltpolitischen Zielvorgaben mit dem Instrument der Verpackungsverordnung im Status quo effizient erreicht werden.<sup>49</sup>

**Tabelle 21: Entwicklung der Verwertungsquoten bezogen auf den gesamten Verpackungsverbrauch in Deutschland (in Prozent)<sup>50</sup>**

	1991	1995	1996	1999	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<b>Glas</b>	56,1	77,0	81,7	83,7	84,6	86,2	85,9	81,5	82,6	82,4	80,2
<b>Weißblech</b>	37,1	66,5	77,3	77,7	76,1	78,5	81,0	81,7	83,8	90,2	90,9
<b>Aluminium</b>	17,7	56,6	74,0	75,0	75,5	71,5	71,3	72,9	76,1	76,5	76,2
<b>Kunststoffe</b>	11,7	37,1	41,5	56,1	52,1	50,5	53,9	48,7	47,8	55,7	62,3
<b>Papier</b>	56,0	81,5	85,0	87,1	91,7	89,6	88,1	91,0	91,1	89,4	89,4
<b>Verbunde</b>	k.A.	46,7	58,0	63,3	62,8	63,4	63,5	63,8	62,4	66,3	66,1
<b>Gesamt**</b>	<b>48,0</b>	<b>72,4</b>	<b>77,2</b>	<b>80,7</b>	<b>82,2</b>	<b>81,1</b>	<b>80,9</b>	<b>80,3</b>	<b>80,2</b>	<b>80,8</b>	<b>81,6</b>

\* Vorläufige Ergebnisse

\*\* Verpackungen aus sonstigen Materialien (Holz, Feinblech, sonstiger Stahl, Textil etc.) sind darin nicht berücksichtigt

Im Vergleich mit anderen EU-Ländern werden regelmäßig Spitzenplätze bei der Übererfüllung der Verwertungsquoten für die einzelnen Verpackungsabfälle belegt. Darüber hinaus konnten auch die nationalen Regelungen, die wesentlich höhere Anforderungen an die Verpackungsverwertung stellen, übererfüllt werden. Während die Gesamtverwertungsquote in den ersten zehn Jahren der Verpackungsverordnung kontinuierlich gestiegen ist, war die

<sup>49</sup> Für die Diskussion der Effizienz des Status quo vgl. Kapitel 5.1.

<sup>50</sup> Quelle: GVM (2008).



Verwertungsquote seit 2002 rückläufig.<sup>51</sup> Ab dem Jahr 2006 ist erstmals wieder ein leichter Anstieg zu beobachten.<sup>52</sup>

Auch ist es gelungen den Verpackungsverbrauch vom Wirtschaftswachstum zu entkoppeln – eine Verringerung der absoluten Verpackungsabfallmengen konnte nach anfänglichen Erfolgen nach Einführung der Verpackungsverordnung aber nicht erreicht werden.<sup>53</sup>

Zweifellos leistet die Wiederverwertung von Verpackungen auch einen großen Beitrag zum Umweltschutz und insbesondere zum Klimaschutz. So konnten im Bereich Abfallwirtschaft im Zeitraum 1990 bis 2005 jährlich rund 46 Mio. t CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart werden, damit hat der Abfallsektor einen Anteil von rund 20% an der insgesamt für die Periode 1990 – 2005 angestrebten CO<sub>2</sub>-Reduktion erbracht.<sup>54</sup> Einen nicht unerheblichen Anteil hierzu hat die Verwertung von Verpackungen beigetragen.

Aufgrund der hohen nationalen Umweltaforderungen belegt die deutsche Recycling- und Entsorgungsbranche mit einem Marktanteil von rund 25% auch auf dem internationalen Entsorgungsmarkt eine Spitzenposition.<sup>55</sup> Mit einem Weltmarktanteil von nahezu zwei Dritteln sind Unternehmen aus Deutschland Marktführer im Bereich automatische Stofftrennungsanlagen, einem Markt mit prognostizierten Wachstumsraten von 15% jährlich.<sup>56</sup>

### **11.2.2 Entwicklung des Lizenzmarktes**

Lange Zeit war die „Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland GmbH“ („DSD“) das einzige duale System, welches in Deutschland betrieben wurde. Im Jahr 2003 – nach kartellrechtlichen Eingriffen<sup>57</sup> - wurde die Landbell AG als zweites Duales System in Hessen zugelassen, drei Jahre später erfolgte die bundesweite Feststellung. In den Folgejahren erhielten auch weitere Unternehmen eine Systemfreistellung. Gegenwärtig werden von insgesamt neun verschiedenen Gesellschaften duale Systeme betrieben.

---

<sup>51</sup> Begründet wird dies mit der abnehmenden Marktbedeutung der Packstoffe Glas und Weißblech, die eine überdurchschnittliche Verwertungsquote aufweisen. Vgl. GVM (2008).

<sup>52</sup> Vgl. SRU (1998), Tz. 704, GVM (2008).

<sup>53</sup> Vgl. SRU (2004), Tz. 701.

<sup>54</sup> Vgl. [http://www.bmu.de/klimaschutz/nationale\\_klimapolitik/doc/5698.php](http://www.bmu.de/klimaschutz/nationale_klimapolitik/doc/5698.php), Abruf am 28.08.2009.

<sup>55</sup> Vgl. BMU (2009), S. 3.

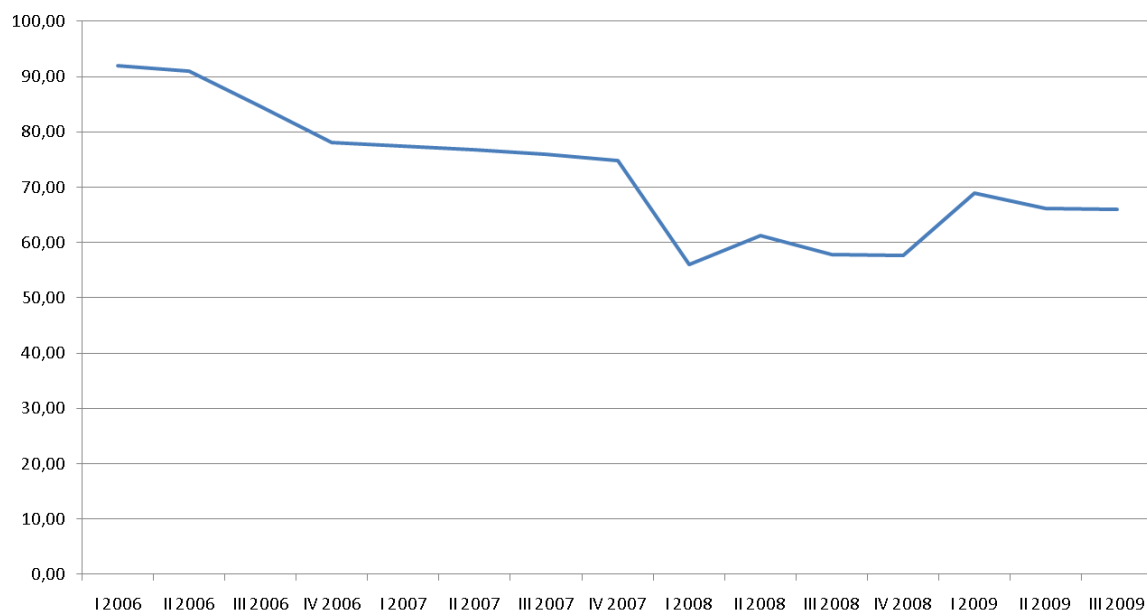
<sup>56</sup> Vgl. Vgl. BMU (2009), S. 140.

<sup>57</sup> So hat das Bundeskartellamt Bußgelder wegen des Aufrufs zum Boykott verhängt: DSD, der Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft (BDE) sowie mehrere Entsorgungsunternehmen versuchten die Etablierung eines zweiten Dualen Systems zu verhindern indem sie die in Hessen tätigen Entsorger aufgerufen haben, Landbell die Mitbenutzung der vorhandenen Sammeleinrichtungen zu verweigern. Vgl. Bundeskartellamt (2003).

Dies sind im Einzelnen:

- Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland GmbH (DSD),
- Landbell AG für Rückhol-Systeme,
- INTERSEROH Dienstleistungs GmbH (ISD),
- EKO-PUNKT GmbH,
- Redual GmbH & Co. KG,
- Vfw GmbH,
- BellandVision GmbH,
- Zentek GmbH und Co. KG,
- Veolia Umweltservice Dual GmbH.

Dies hat in den vergangenen Jahren zu kräftigen Verschiebungen der Marktanteile geführt, wobei der frühere Monopolist DSD deutliche Rückgänge zu verzeichnen hat, wie die nachfolgende Abbildung exemplarisch am Beispiel LVP zeigt.



**Abbildung 47: Lizenzmengenanteile der DSD GmbH für den Bereich LVP (Planmengen)<sup>58</sup>**

<sup>58</sup> Quelle: [www.gruener-punkt.de/de/entsorger-infoservice/clearingstelle-leistungsvertraege.html](http://www.gruener-punkt.de/de/entsorger-infoservice/clearingstelle-leistungsvertraege.html), Abruf am 18.08.2009

So hatte das Unternehmen im ersten Quartal 2006 noch einen Marktanteil bei LVP von durchschnittlich rd. 92%, im Folgejahr waren es noch durchschnittlich 77%. Während der DSD-Marktanteil im ersten Quartal 2008 kurzfristig sogar auf rd. 56% sank,<sup>59</sup> beträgt der Anteil aktuell, beruhend auf Planmengen Zahlen des dritten Quartals 2009, 66%.<sup>60</sup> Die aktuellen Marktanteile des Unternehmens für Glas und PPK belaufen sich, wie aus der folgenden Tabelle ersichtlich, auf rd. 63% bzw. 57%.<sup>61</sup>

**Tabelle 22: Lizenz- bzw. Vertragsmengenanteile Quartal III/2009 (Planmengen)**<sup>62</sup>

	DSD	Landbell	ISD	EKO-Punkt	Redual	VfW	Belland Dual	Zentek	Veolia Dual
<b>LVP</b>	66,0%	3,3%	12,8%	2,9%	5,1%	3,1%	1,4%	2,6%	3,0%
<b>Glas</b>	63,1%	1,1%	23,8%	5,2%	3,4%	1,4%	2,1%	0,1%	0,0%
<b>PPK</b>	57,1%	4,9%	17,8%	3,0%	2,6%	6,3%	1,5%	4,6%	2,3%

Der Eintritt neuer Dualer Systeme, kartellrechtliche Eingriffe sowie die technologische Entwicklung führten in den letzten Jahren zu einer deutlichen Reduzierung der Lizenzentgelte. So konnten durch die Ausschreibungen durch DSD nach heutigem Muster Preissenkungen von über 30% erzielt werden.<sup>63</sup> Weiterhin haben sich die von Herstellern und Vertreibern insgesamt entrichteten Entgelte im Vergleich zu Beginn der Verpackungsentsorgung auf rund 1 Mrd. Euro pro Jahr halbiert.<sup>64</sup> Auch der Einbruch der Umsätze der Dualen Systembetreiber belegt diese Entwicklung, wie die nachfolgende Abbildung verdeutlicht.<sup>65</sup>

<sup>59</sup> Dies beruhte im Wesentlichen auf einem Mengenübertragungsvertrag zwischen DSD und Eko-Punkt.

<sup>60</sup> Die Verwendung von Mengenübertragungsverträgen ist nach Intervention des Bundeskartellamtes bis 2013 ausgeschlossen; vgl. Bundeskartellamt (2008), S. 2.

<sup>61</sup> Vgl. [www.gruener-punkt.de/de/entsorger-infoservice/clearingstelle-leistungsvertraege.html](http://www.gruener-punkt.de/de/entsorger-infoservice/clearingstelle-leistungsvertraege.html), Abruf am 28.08.2009

<sup>62</sup> Quelle: [www.bvse.de](http://www.bvse.de), [www.landbell.de/clearingstelle.html](http://www.landbell.de/clearingstelle.html), Abruf am 12.08.2009.

<sup>63</sup> Vgl. Hossenfelder (2008), S. 5.

<sup>64</sup> Vgl. Bundeskartellamt (2008), S. 2.

<sup>65</sup> Der Verfall der Umsätze ist jedoch nicht nur auf sinkende Lizenzentgelte zurückzuführen, sondern auch auf eine Abnahme der lizenzierten Mengen.

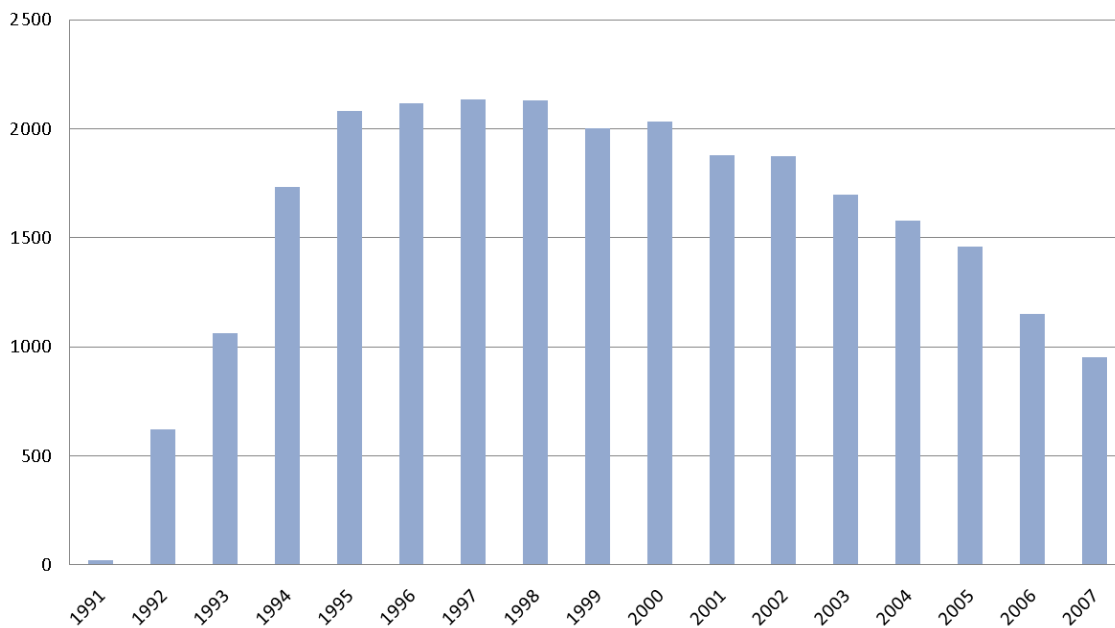


Abbildung 48: Umsatzentwicklung der Dualen Systeme in Deutschland (in Mio. EUR)<sup>66</sup>

### 11.2.3 Aktuelle Diskussionen

In der aktuellen Debatte um die Verpackungsverordnung vermischen sich Diskussionen um aktuelle, temporäre Probleme und grundsätzliche Kritik an der gegenwärtigen Organisation der Verpackungsentsorgung und erzeugen eine „Krisenstimmung“ bei den Marktakteuren. Hierzu trägt insbesondere der Einbruch der Preise auf den Sekundärrohstoffmärkten bei, der im Zuge der Finanzmarktkrise zu einer angespannten Ertragslage in den Unternehmen der Entsorgungswirtschaft geführt hat. Der Rückgang der Industrieproduktion, der Preisverfall auf den Rohstoffmärkten sowie der Einbruch der Exporte vermindern die weltweite Nachfrage nach Sekundärrohstoffen. Inzwischen hat sich die schwierige Lage auf den Sekundärrohstoffmärkten durch steigende Exporte nach China wieder leicht entspannt.

Weiterhin gibt auch das Ergebnis des Ist-Mengenclearings für das Jahr 2008 Anlass zur Verunsicherung der Marktakteure. Das Mengenclearing zeigte eine unerwartet hohe Differenz zwischen den tatsächlichen Lizenzmengen und den gemeldeten Planmengen der Dualen Systeme. Die Systembetreiber müssen entsprechend ihrer auf Basis der Lizenzmengen berechneten Marktanteile Kosten für die Duale Sammlung<sup>67</sup> in Form einer Vorauszahlung übernehmen, die von der Clearingstelle berechnet wird. Kommt es zu Abweichungen zwischen den kalkulierten Planmengen und der tatsächlichen Ist-Menge, greift ein komplexes System von Ausgleichs- und Strafzahlungen.

<sup>66</sup> Quelle: Recycling-Magazin, 02/2009, S. 16.

<sup>67</sup> Die Begriffe "Sammlung" und "Erfassung" werden im Folgenden - wenn nicht weiter spezifiziert - synonym verwendet.

Problematisch ist in diesem Zusammenhang auch das kontinuierliche Absinken der Lizenzmengen in der Vergangenheit. Da gleichzeitig die Menge der in den Verkehr gebrachten Verpackungen angestiegen ist, führt dies zu einer Finanzierungslücke im System der Dualen Entsorgung. Ob die neuen Instrumente der novellierten Verpackungsverordnung, insbesondere die Vollständigkeitserklärung der verpflichteten Unternehmen, diesen Trend umkehren können, bleibt abzuwarten. Unklarheiten bestehen vor allem hinsichtlich der Wirkungsweise der neu eingeführten Branchenlösung.

### **11.3 Status quo Verkaufsverpackungen**

#### **11.3.1 Rücknahmemodelle der novellierten Verpackungsverordnung**

Kernelement der novellierten Verpackungsverordnung ist eine generelle Beteiligungspflicht für Hersteller und Vertreiber (Erstinverkehrbringer) an einem flächendeckend eingerichteten Dualen System.<sup>68</sup> Die Beteiligungspflicht gilt für alle Verkaufsverpackungen, die bei privaten Haushalten und vergleichbaren Anfallstellen in den Verkehr gebracht werden.

Für Verkaufsverpackungen im Bereich vergleichbarer Anfallstellen ist eine Ausnahme von der Lizenzierungspflicht bei Dualen Systemen vorgesehen. Diese können alternativ, im Rahmen einer von Sachverständigen anerkannten sog. Branchenlösung, von den verpflichteten Unternehmen in Eigenregie zurückgenommen und verwertet werden. Für eine Ausnahme vom Grundsatz der Lizenzierungspflicht gelten strikte Voraussetzungen. So müssen Hersteller und Vertreiber geeignete, branchenbezogene Erfassungsstrukturen einrichten, die eine regelmäßige und kostenlose Rückgabe bei allen von ihnen belieferten Anfallstellen<sup>69</sup> gewährleisten. Weiterhin können nur Verkaufsverpackungen der jeweiligen Branche in den Mengenstromnachweis einbezogen werden.<sup>70</sup>

Für den privaten Endverbraucher ist auch nach der Novelle weiterhin möglich, seine Verkaufsverpackungen im Laden zurückzulassen (sog. Eigenrücknahme).<sup>71</sup> Zu diesem Zweck sieht die Novelle ein Erstattungsmodell für den Händler vor, wonach die geleisteten Lizenzentgelte für die Beteiligung an einem Dualen System zurückverlangt werden können, wenn nachweislich von der Eigenrücknahme Gebrauch gemacht wurde. Im Unterschied zu den bis

---

<sup>68</sup> Handelsunternehmen dürfen nur dann Verkaufsverpackungen für ihre Eigenmarken bei Dualen Systemen lizenzieren, wenn sie selbst als Abfüller bzw. Verpacker anzusehen sind. Gemäß der LAGA müssen dafür zwei Voraussetzungen erfüllt sein: Der Händler muss ausschließlich selbst als Abfüller/Hersteller auf der Verpackung angegeben sein und zusätzlich muss er das Markenrecht an der Wortmarke des Produktnamens inne haben.

<sup>69</sup> Hierzu finden in der Praxis zwei Modelle Anwendung: Findet eine direkte Belieferung der Anfallstelle der jeweiligen Branche ohne Zwischenhandel statt, so können die Mengen direkt ermittelt werden. Bei Unkenntnis der Anfallstellen, wird die Menge, die über die jeweilige Branchenlösung zurückgenommen werden kann, anhand eines Gutachtens auf Basis der Vorgaben der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) ermittelt.

<sup>70</sup> Zur kritischen Auseinandersetzung mit dem neuen Instrument der Branchenlösung vgl. Tegner/Brinkschmidt (2008), Pauly (2008).

<sup>71</sup> Eine Eigenrücknahme von Verkaufsverpackungen am Ort der Abgabe ist möglich, wenn es sich um Verkaufsverpackungen handelt, die an private Endverbraucher abgegeben werden. Die Verwertung der Verkaufsverpackungen ist vom Handel auf eigene Kosten nach den Vorgaben der VerpackV durchzuführen und nachzuweisen.

zur 5. Novelle praktizierten Selbstentsorgungsmodellen unterscheidet sich diese Rücknahmevariante grundlegend dadurch, dass die in den Verkehr gebrachten Verkaufsverpackungen zunächst bei einem Dualen System zu lizenzieren sind. Die folgende Abbildung zeigt die derzeitige Organisation für den Bereich der Verkaufsverpackungen auf.

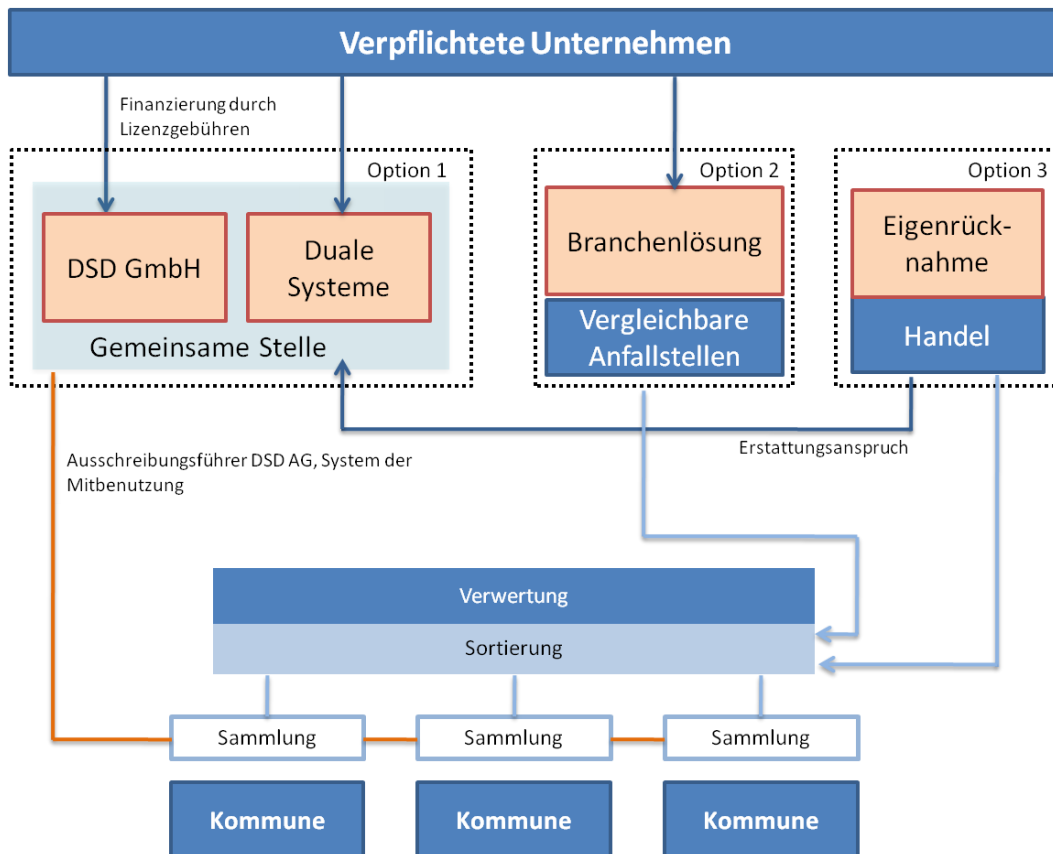


Abbildung 49: Schematische Darstellung des Status quo für Verkaufsverpackungen

### 11.3.2 Vollzug und Zulassungsbedingungen

Im Rahmen der neu eingeführten Vollständigkeitserklärung sind Inverkehrbringer von mit Ware befüllten Verkaufsverpackungen verpflichtet, jährlich eine testierte Erklärung über die von ihnen im vergangenen Kalenderjahr in Verkehr gebrachten Verkaufsverpackungen bei der zuständigen Industrie- und Handelskammer zu hinterlegen. Um kleine und mittelständische Unternehmen zu entlasten, besteht die Pflicht zur Abgabe einer Vollständigkeitserklärung nur für Unternehmen, die bestimmte Mengenschwellen überschreiten.<sup>72</sup> Die Vollständigkeitserklärung enthält u.a. Pflichtangaben zur Menge der in Verkehr gebrachten Verkaufsverpackungen, die bei privaten Endverbrauchern und außerhalb dieser Schnittstelle an-

<sup>72</sup> Verpflichtet sind Hersteller und Vertrieber, die mehr als 80 t Glas, oder mehr als 50 t PPK oder mehr als 30 t der anderen Materialarten im Kalenderjahr in Verkehr bringen. Vgl. § 10, Abs. 4 VerpackV.

fallen. Darüber hinaus beinhaltet die Erklärung Informationen zum Umfang der Beteiligung an Dualen Systemen und Branchenlösungen.<sup>73</sup> Auch die Dualen Systembetreiber haben der Hinterlegungsstelle jährlich mitzuteilen, in welchem Umfang eine Systembeteiligung bei ihnen erfolgt ist.

Um eine Zulassung als Duales System, d.h. eine Feststellung durch die zuständige Landesbehörde zu erlangen, hat ein Systembetreiber verschiedene Anforderungen zu erfüllen:

- Flächendeckung: Einrichtung eines flächendeckenden Systems in dem Bundesland, in dem die unter Vertrag stehenden Hersteller und Vertrieber Verpackungen in Verkehr bringen (Nachweis über Erfassungsverträge in allen Erfassungsgebieten des betreffenden Bundeslandes).
- Abstimmung mit öffentlich-rechtlichem Entsorgungsträger: Abstimmung auf vorhandene Sammel- und Erfassungssysteme der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger. Derzeit gibt es ca. 447 Erfassungsgebiete, die sich weitgehend an den Zuständigkeitsgebieten der öRE orientieren.
- Endverbrauchernähe: Gewährleistung einer regelmäßigen, unentgeltlichen Abholung der Verpackungsabfälle beim privaten Endverbraucher oder in dessen Nähe. Das Erfassungssystem für Verpackungsabfälle kann dabei als Hol-, Bring- oder Mischsystem ausgestaltet werden.

Weiterhin sind die Anbieter dualer Entsorgungsleistungen verpflichtet, die vorgeschriebenen Verwertungsquoten zu erfüllen und dies in Form von Mengenstromnachweisen zu belegen.

### **11.3.3 Zuständigkeitsverteilung im Bereich der Sammlung**

Nach Vorgaben der nationalen und europäischen Kartellbehörden ist die Sammlung der Verkaufsverpackungen (Glas und LVP) im Wettbewerb zu vergeben. Die maximale Vertragslaufzeit ist zurzeit mit drei Jahren festgesetzt.<sup>74</sup> In der Vergangenheit wurden die Ausschreibungen durch die DSD als zunächst einzigem Dualem System vollzogen. Diese Praxis wurde auch mit Hinzutreten weiterer konkurrierender Systeme beibehalten. In der novellierten Verpackungsverordnung ist vorgesehen, dass die Gemeinsame Stelle der Dualen Systeme die Ausschreibungen wettbewerbsneutral koordiniert. Bis dato konnten sich die Systembetreiber jedoch nicht auf einen wettbewerbsneutralen Ausschreibungsmodus einigen, sodass die laufenden Ausschreibungen weiterhin von der DSD GmbH als Ausschreibungsführer vollzogen werden.

---

<sup>73</sup> Vgl. Pauly (2008), S. 52.

<sup>74</sup> In der gegenwärtigen Ausschreibungsrunde werden Verträge mit Laufzeiten von zwei bis vier Jahren ausgeschrieben, um zukünftig jedes Jahr ein Drittel der Ausschreibungen durchführen zu können.

Die Beteiligung der weiteren am Markt aktiven dualen Systembetreiber erfolgt über das System der sog. Mitbenutzung: Die Wettbewerber des DSD beauftragen den jeweils vom DSD ausgewählten Erfasser anteilig, d.h. entsprechend ihrem Marktanteil.<sup>75</sup> Die Entsorger vor Ort werden dann im Auftrag von DSD und anderen Systemen tätig. Die parallele Beauftragung erfordert eine Aufteilung der zu erfassenden Mengen entsprechend der Marktanteile der Dualen Systeme (Lizenzmarkt) und damit die Ermittlung der Marktanteile durch eine Clearing-Stelle. Nach der Sammlung erfolgt die entsprechende Aufteilung der eingesammelten Mengen auf die verschiedenen dualen Systembetreiber bzw. auf deren beauftragte Sortierunternehmen.

Im Vergleich zur LVP- und Glas-Fraktion ergibt sich bei der Entsorgung gebrauchter Verkaufsverpackungen aus PPK eine wesentliche Besonderheit. Da der Bereich PPK nicht nur PPK-Verkaufsverpackungen, sondern auch kommunale PPK-Abfälle (Zeitungen, Zeitschriften, etc.) umfasst, erstreckt sich das Konzept der Mitbenutzung einer Tonne auf zwei Nutzergruppen: Öffentliche Entsorgungsträger und Duale Systemanbieter. Die Zuständigkeit für die Erfassung der PPK-Fraktion liegt dabei bei den Kommunen. Diese können die Sammlung entweder extern ausschreiben oder das eigene kommunale Entsorgungsunternehmen beauftragen.

#### **11.3.4 Gemeinsame Erfassung**

Die novellierte Verpackungsverordnung sieht erstmals die Möglichkeit der gemeinsamen Erfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen und Verpackungsabfällen vor. Nach § 6, Abs. 4, Satz 7 VerpackV können die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger im Rahmen der Abstimmung verlangen, dass stoffgleiche Nichtverpackungen gegen ein angemessenes Entgelt erfasst werden.<sup>76</sup>

Die gemeinsame Erfassung ist prinzipiell auf zweifache Art und Weise möglich.<sup>77</sup> Zum Einen kann die Erfassung des Gemischs gegen eine Kostenerstattung seitens der Kommunen durch die Dualen Systembetreiber erfolgen. Alternativ ist auch die Erfassung der LVP- und SNVP-Fraktionen in Form einer „öffentlichen“ Wertstofftonne denkbar. Die Dualen Systeme treten als Mitbenutzer der kommunalen Erfassung auf und zahlen für die Mitbenutzung einen Finanzierungsbeitrag. Da die kommunal verantwortete SNVP-Fraktion im Vergleich zu den LVP-Abfällen mengenmäßig wesentlich geringer ausfällt, wird allerdings im Folgenden von dieser Variante abgesehen und nur die Möglichkeiten der Einführung einer „Dualen“ Wertstofftonne diskutiert.

---

<sup>75</sup> In der Entscheidung vom 17.09.2001 (2001/837/EG) hat die Europäische Kommission bestimmt, dass die DSD GmbH mit den von ihr beauftragten Erfassungsunternehmen keine Ausschließlichkeitsbindungen vereinbaren darf, die eine zusätzliche Beauftragung durch andere duale Systeme verhindert.

<sup>76</sup> Vgl. § 6, Abs. 4, Satz 7 VerpackV.

<sup>77</sup> Vgl. Dieckmann (2009), S. 15.



## 12 Organisatorische Konsequenzen alternativer Sammlungssysteme

### 12.1 Herleitung alternativer Organisationsmodelle

Der in dieser Studie verfolgte ökonomische Ansatz bei der Bewertung alternativer Sammlungssysteme besteht darin, deren Konsequenzen im Hinblick auf die Zuständigkeitsverteilung für einzelne Abfallfraktionen auf die Akteure aufzuzeigen und in diesem Zusammenhang möglicherweise notwendige organisatorische Anpassungen zu entwickeln und zu bewerten.<sup>78</sup>

Im Allgemeinen lassen sich dabei zwei Arten organisatorischer Konsequenzen unterscheiden:

- Primäre Konsequenzen, die sich aus der Notwendigkeit ergeben, die bislang praktizierte Arbeitsteilung zwischen Kommunen und Dualen Systemen zu ändern und – damit zusammenhängend – evtl. notwendige finanzielle Kompensationen einzuführen. Eine Veränderung der Zuständigkeit ist dabei grundsätzlich einerseits auf vertraglicher Basis zwischen den einzelnen Akteuren möglich, wobei die durch übergeordnete Rechtsvorgaben festgelegte Zuständigkeitsverteilung beibehalten wird. Andererseits kann es bei der Entwicklung von Organisationsmodellen auch notwendig sein, die jeweiligen gesetzlichen Voreinstellungen für die Zuständigkeit zu verändern, um ein effizientes Funktionieren des Modells sicherzustellen. Die Festlegung (bzw. Verhandlung) von Kompensationszahlungen zwischen Akteuren erfolgt dabei jeweils analog – auf vertraglicher oder gesetzlicher Basis.
- Sekundäre Konsequenzen, die sich ergeben, wenn andere Inverkehrbringer in die Produktverantwortung einbezogen werden, die Produktverantwortung selbst in ihrem Ansatz verändert wird oder eine Quotenanpassung erfolgt. Solche Konsequenzen beziehen sich primär auf den Ansatzpunkt von Anreizsystemen im Hinblick auf die Entwicklung eines effizienten Verpackungsverwertungssystems. So sind bspw. Organisationsmodelle denkbar, in denen die Verwertung von Verpackungsmaterialien nicht durch die Verpflichtung der Hersteller und Inverkehrbringer sondern (teilweise) über eine Steuer auf verwendete Ressourcen finanziert wird. Im Rahmen dieser Studie werden keine Organisationsmodelle diskutiert, in denen die Veränderung der (Finanzierungs-)Verantwortung des Verpackungsverwertungssystems explizit notwendig ist. Daher standen alternative Finanzierungsmöglichkeiten (z. B. über eine Ressourcensteuer, Ausweitung der Produktverantwortung o. ä.) nicht im Analysefokus und wurden in der Analyse ausgeklammert. Im Rahmen der hier diskutierten Organisati-

---

<sup>78</sup> Zur Diskussion alternativer Organisationsmodelle vgl. z.B. Straubhaar et al. (2007), Eich (2006) und Schatz (2005).

onsmodelle wird somit stets die Produktverantwortung der Hersteller und Inverkehrbringer, wie sie die Verpackungsverordnung derzeit vorsieht, als gegeben angenommen.

Wie die ingenieurwissenschaftliche Betrachtung, die im Rahmen dieser Studie durchgeführt wurde, gezeigt hat, ergeben sich in nahezu allen betrachteten Szenarien durch die gemeinsame Erfassung mehrerer Stoffströme (bspw. LVP und SNVP in einer Wertstofftonne) regelmäßig Kostensteigerungen im Gesamtsystem bzw. für den jeweils zuständigen Akteur. Gleichzeitig hat die gemeinsame Erfassung verschiedener Stoffströme bei Beibehaltung der Produktverantwortung stets die Auswirkung, dass Stoffströme, für die derzeit unterschiedliche Zuständigkeiten bestehen, gemeinsam erfasst werden. Es ergeben sich somit aus den einzelnen Szenarien Konsequenzen, die die Finanz-, Zuständigkeits- und Risikoverteilung<sup>79</sup> der beteiligten Akteure betreffen.

In dieser Studie werden – neben dem Status quo – vier alternative Organisationsmodelle dargestellt und bewertet.

Ein kritischer und letztlich immer umstrittener Punkt der Analyse von Organisationsformen ist die Frage, welche Modelle ausgearbeitet und einer vertieften Analyse unterzogen werden. Im Rahmen dieser Studie wurde ein pragmatischer Ansatz gewählt und aus einer Vielzahl möglicher Organisationsformen und ihrer Ausgestaltungsvarianten diejenigen herausgegriffen, die die Bandbreite möglicher Organisationsformen abdecken, zumindest mittelfristig umsetzbar scheinen und in diesem Zusammenhang aufgrund begrenzter spezifischer Investitionserfordernisse zukünftige wirtschaftspolitische Flexibilität erhalten sowie unter bestimmten, hier als vorgegeben betrachteten Rahmenbedingungen, funktionsfähig sind.

Als Rahmenbedingungen, die einen durchaus kritischen Einfluss auf die Modellauswahl ausüben, wurden im Rahmen der Studie insbesondere die Vorgabe von Verwertungsquoten und die gegenwärtig realisierte Produzentenverantwortung - im Sinne einer finanziellen Verantwortung der Inverkehrbringer von Verpackungen - verwendet. Alle Modelle sind daher so ausgelegt, dass vorgegebene Verwertungsquoten erfüllt werden können, und sehen vor, dass die Inverkehrbringer von Verpackungsabfällen an der Finanzierung der Verwertungs- und Beseitigungskosten beteiligt werden.

Im Folgenden werden die betrachteten Organisationsmodelle dargestellt.

---

<sup>79</sup> Änderungen in der Risikoverteilung ergeben sich immer dann, wenn die (Mit-)Erfassung zusätzlicher Stoffströme nur in Abhängigkeit der Preisentwicklung auf den Sekundärrohstoffmärkten kostenseitig lohnenswert ist.

## 12.2 Darstellung alternativer Organisationsmodelle

### 12.2.1 Status quo und Fortentwicklung

Wie auch im Status quo haben sich alle Hersteller und Vertreiber (Erstinverkehrbringer) an einem flächendeckend eingerichteten Dualen System zu beteiligen. Die Beteiligungspflicht gilt für alle Verkaufsverpackungen, die bei privaten Haushalten und vergleichbaren Anfallstellen in den Verkehr gebracht werden. Verkaufsverpackungen im Bereich vergleichbarer Anfallstellen können von den verpflichteten Unternehmen alternativ über eine Branchenlösung zurückgenommen werden. Auch die Möglichkeit der Eigenrücknahme der Verpackungen im Laden wird beibehalten. Weiterhin unterliegen die Hersteller und Inverkehrbringer der Pflicht zur Abgabe einer Vollständigkeitserklärung.

Im Status quo führen insbesondere rechtliche Unsicherheiten bzgl. der vergaberechtlichen Implikationen der Miterfassung von SNVP durch Duale Systembetreiber sowie die divergierende Interessenlage zwischen öRE und Dualen Systemen im Ergebnis dazu, dass die in der Verpackungsverordnung vorgesehene Möglichkeit der Wertstofftonne bislang nicht genutzt wird,<sup>80</sup> sollen. In diesem Organisationsmodell werden daher Anreize zu einer optimierten Systemgestaltung geschaffen:

- Die Sammelgebiete werden entsprechend den Lizenzmengenanteilen an Duale Systeme verlost.
- Die Dualen Systeme erhalten bei Nachweis der ökonomischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit einer gemeinsamen Erfassung und Verwertung Anspruch auf Miterfassung von stoffgleichen Nichtverpackungen.

Durch diese Modifikationen verbessern sich für die Dualen Systembetreiber die Möglichkeiten zur Optimierung des lokalen Sammelsystems im Hinblick auf die Miterfassung von SNVP, sofern der Nutzen die Kosten der Implementierung übersteigt.

Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht die vorgenommenen Änderungen gegenüber dem Status quo.

---

<sup>80</sup> Eine gemeinsame Erfassung von Verpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen fand auch schon vor der Novelle im Bereich PPK statt. Hier erfolgt eine Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungs-PPK durch die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger. Mit der neuen Regelung sollte analog der PPK-Miterfassung die gelbe Tonne bzw. der gelbe Sack für stoffgleiche Nichtverpackungs-LVP geöffnet werden. Dies war auch schon vor der Novelle möglich, die gemeinsame Erfassung begrenzte sich jedoch auf einige wenige Pilotprojekte.

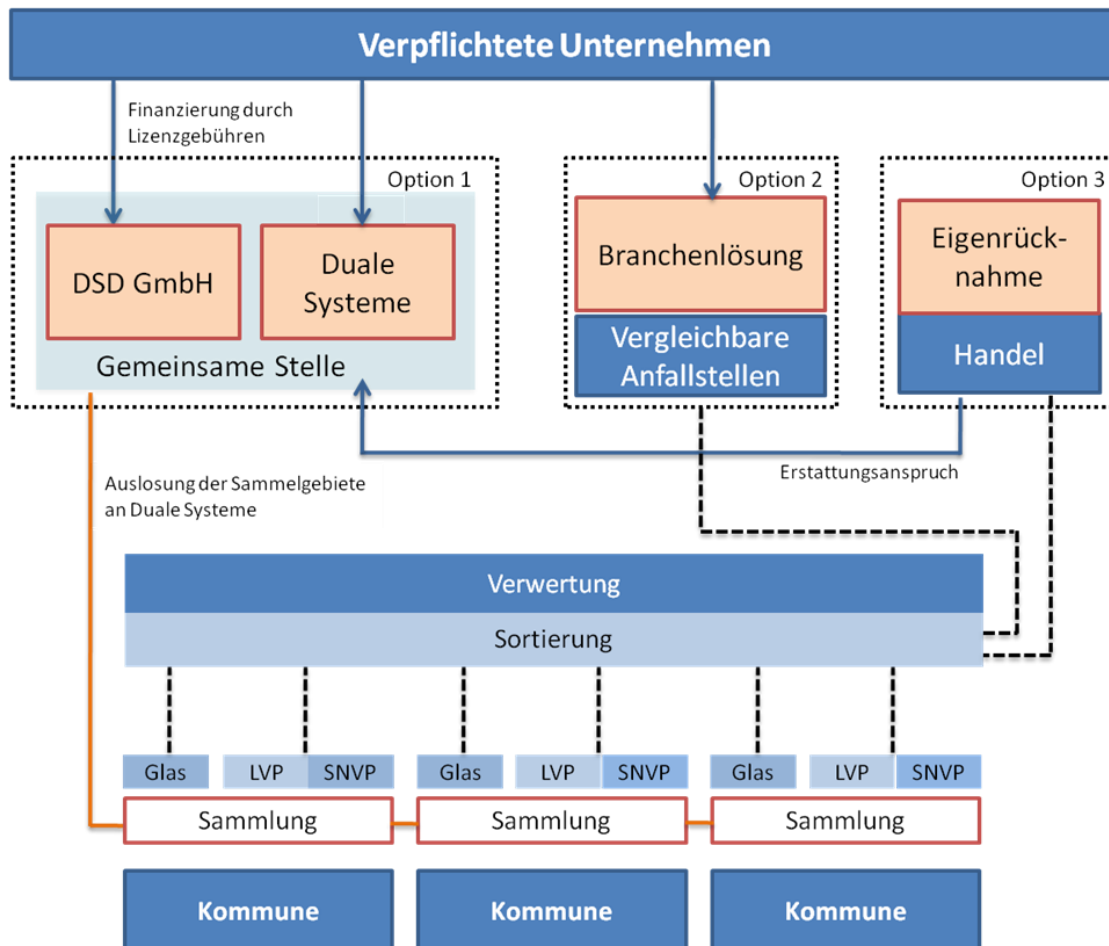


Abbildung 50: Schematische Darstellung des Status quo und Fortentwicklung

Beim Verlosungsmodell teilt die Gemeinsame Stelle die Entsorgungsgebiete in regelmäßigen Abständen mit Hilfe eines Losverfahrens für einen Zeitraum von etwa drei Jahren den Dualen Systembetreibern - entsprechend ihrer Marktanteile - zu.<sup>81</sup> Kostenunterschiede zwischen den unterschiedlichen Sammelgebieten werden dadurch berücksichtigt, dass jedes Duale System eine im Hinblick auf die jeweiligen Sammlungs- und Sortierkosten ausgewogene Gebietsmischung<sup>82</sup> erhält. In den zugelosten Gebieten erhalten die Systembetreiber dann die Zuständigkeit für die Sammlung, Sortierung und Verwertung der Gesamtmenge der Verpackungsabfälle.<sup>83</sup> Somit entfällt die Mitbenutzung der Sammellogistik durch die weiteren Sys-

<sup>81</sup> Vgl. Hossenfelder (2008), S. 6 ff.

<sup>82</sup> Dafür müssen zunächst die einzelnen Gebiete anhand geographischer Parameter (wie Einwohnerdichte, Menge des anfallenden Abfalls etc.) sowie durch Abfalluntersuchungen zur Ermittlung des erfassten Gemischs (Anzahl der Fehlwürfe, Abfallzusammensetzung etc.) klassifiziert werden. Diese Parameter werden dann zur kostenmäßigen Klassifizierung mit den betriebswirtschaftlichen Kosten der Verwertungskette in Relation gesetzt.

<sup>83</sup> Dies betrifft die Zuständigkeiten für die Fraktionen LVP und Glas. Da der Fokus des Organisationsmodells auf der Erleichterung der gemeinsamen Erfassung der Fraktionen LVP und SNVP liegt, werden Verpackungsabfälle aus Glas im Folgenden jedoch nicht explizit betrachtet. Gleichzeitig erfolgt - aufgrund der grundsätzlichen Unterschiede bei der Organisation der Erfassung der PPK-Abfälle - im Rahmen der Zulosung hier keine Diskussion dieser Abfallfraktion.

tembetreiber. Die Beschränkung der Aktivitäten der Dualen Systeme auf die zugelassenen Gebiete bedeutet weiterhin, dass die Flächendeckung nicht mehr durch jedes Duale System für sich nachgewiesen werden muss, sondern gesamthaft, im Zuge einer additiven Flächendeckung, sichergestellt wird.<sup>84</sup>

Die Dualen Systeme können nun, in Abstimmung mit der Kommune, ein auf das jeweilige Gebiet zugeschnittenes Sammelsystem errichten. Dazu gehört auch die Möglichkeit der Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungen. Die Dualen Systembetreiber erhalten in diesem Modell das Recht, SNVP gemeinsam mit LVP zu erfassen.<sup>85</sup> Hierzu haben sie die ökonomische und ökologische Vorteilhaftigkeit einer gemeinsamen Erfassung gegenüber der jeweiligen Kommune anhand eines Gutachtens nachzuweisen. Falls im Rahmen der vorherigen Abstimmung keine Einigung mit der Kommune erzielt werden kann, können die Dualen Systembetreiber diesen Anspruch ggf. auch gerichtlich durchsetzen. Die SNVP-Miterfassung ist dabei ausschließlich über Sekundärrohstofflöse zu finanzieren – es erfolgt keine Kompensation der Miterfassung der unter kommunale Zuständigkeit fallenden Abfallfraktion durch den öRE.

In der folgenden Tabelle werden abschließend die wesentlichen Ausgestaltungsmerkmale des Modells „Status quo und Fortentwicklung“ im Vergleich zum Status quo überblicksartig dargestellt.

---

<sup>84</sup> Die Vorgabe der Flächendeckung bzw. Mitbenutzung für die anderen Systembetreiber könnte formal erhalten bleiben, wenn deren Erfassungsverträge mit den Entsorgern in den jeweiligen Gebieten auf Null gesetzt würden. Somit würde weiterhin jeder Systembetreiber über einen Erfassungsvertrag verfügen und die Flächendeckung nachweisen können. Diese Variante halten die Autoren der Studie aber nicht für erforderlich. Einem möglichen Konkurs eines Dualen Systems kann auch durch die Hinterlegung von (bereits in der aktuellen Verpackungsverordnung vorgesehenen) Sicherheitsleistungen entgegengewirkt werden.

<sup>85</sup> Dies kann beispielsweise im Rahmen einer Aufgabenübertragung vollzogen werden. Vgl. Dieckmann (2009), S. 16 ff.

**Tabelle 23: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Status quo im Überblick**

<b>Ausgestaltungsmerkmale</b>	<b>Status quo</b>	<b>Status quo und Fortentwicklung</b>
<b>Flächendeckung</b>	Individuelle Flächendeckung	Additive Flächendeckung
<b>Sammlungsverantwortung LVP</b>	Duale Systeme, Ausschreibungsführer DSD Mitbenutzungspflicht	Duale Systeme, Auslosungsmodell, keine Mitbenutzung
<b>Sammlungsverantwortung SNVP</b>	Kommune; örE kann gegen angemessenes Entgelt Miterfassung durch Duales System verlangen	Duale Systeme erhalten Anspruch auf Miterfassung
<b>Möglichkeit der verpflichteten Unternehmen, der Produktverantwortung nachzukommen</b>	Lizenzierung bei Dualem System	Lizenzierung bei Dualem System
<b>Koordinierung, Zulassung und Überprüfung der Akteure</b>	Generelle Lizenzierungspflicht bei DS, Zulassung der DS durch Landesbehörde	Generelle Lizenzierungspflicht bei DS, Zulassung der DS durch Landesbehörde

### 12.2.2 Kommunalisierung

Im Kommunalisierungsmodell wird die Erfassungsverantwortung für die verschiedenen hier betrachteten Abfallfraktionen in einer Stelle – den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern (örE) – konzentriert. Die Zuständigkeit der Kommune endet grundsätzlich mit der Übergabe der Verpackungsabfälle an ein Duales System. Die Konditionen der Übergabe werden jedoch individuell zwischen dem jeweiligen örE und den verschiedenen Dualen Systemen verhandelt, so dass grundsätzlich alle institutionellen Lösungswege zur Verpackungsentsorgung zwischen der vollständigen Erfassungsverantwortung der örE und vollständigen Erfassungsverantwortung der Dualen Systeme offen stehen.

Da im Kommunalisierungsmodell die Verantwortung der Erfassung an die örE übertragen wird, entfällt diese Sammlungsverantwortung seitens der Dualen Systembetreiber. Die Hersteller und Inverkehrbringer tragen jedoch über die Lizenzgebühren weiterhin die Kosten der Erfassung und Verwertung der von ihnen in den Verkehr gebrachten Verkaufsverpackungen. Die Beteiligungspflicht der Hersteller und Inverkehrbringer an einem Dualen System sowie die Möglichkeit zur Eigenrücknahme und Branchenlösung und der Nachweispflichten der

Dualen Systeme und der Hersteller und Inverkehrbringer bleiben analog zum Status quo bestehen.

Darüber hinaus ist es für die örE möglich, auch die Organisation der Sortierung und Verwertung (z. B. durch Ausschreibung der entsprechenden Leistung oder durch Beauftragung kommunaler Unternehmen) selbst vorzunehmen und über eine Kostenerstattung gegen Nachweis der Verwertung gegenüber den Dualen Systemen mit diesen zu verhandeln. Die Dualen Systembetreiber können die durch die örE durchgeführte Verwertung in diesem Fall auf ihre Quote anrechnen. ÖRE, die über eigene Sortier- bzw. (thermische) Verwertungs-kapazitäten verfügen ist es so möglich, diese auszulasten.

Es ergeben sich somit folgende idealtypische Zuständigkeitsverteilungen, die aus der Verhandlung der einzelnen örE und dem jeweiligen Dualen System resultieren können:

- Sammlung durch den örE, Sortierung und Verwertung durch den Dualen Systembetreiber: Diese Konstellation ist durch die rechtliche Zuständigkeitsverteilung determiniert, Abweichungen davon bedürfen einer vertraglichen Übereinkunft zwischen Kommune und einem Dualen System. Die Kommune trifft dabei die Entscheidung über die Organisation der Sammlung (Inhouse-Vergabe oder Ausschreibung) und über das Sammel- bzw. Logistiksystem und übergibt die Abfälle anschließend an ein Duales System.
- Sammlung, Sortierung und Verwertung durch den örE: Die Kommune übernimmt die Verantwortung für die Organisation sämtlicher Stufen der Abfallverwertung und stellt Verwertungsnachweise aus, die von Dualen Systemen erworben werden können.
- Sammlung, Sortierung, Verwertung durch den Dualen Systembetreiber: Die Kommune überträgt ihre Erfassungsverantwortung im Rahmen einer Aufgabenübertragung<sup>86</sup> an den Dualen Systembetreiber, der diese ausschreibt. Dieser Fall entspricht weitestgehend der derzeitigen Zuständigkeitsverteilung im Status quo.

An der Schnittstelle örE-Duale Systeme ergeben sich dadurch im Hinblick auf die Erstattung der Sammlungskosten zwei Modellvarianten:

- Variante 1: Standardkostenbeitragsmodell
- Variante 2: Kontraktmodell

Die folgende Abbildung veranschaulicht das Kommunalisierungsmodell in den beiden Modellvarianten.

---

<sup>86</sup> Es ist derzeit rechtlich nicht abschließend geklärt, ob der örE im Rahmen einer Aufgabenübertragung die Zuständigkeit für einen bestimmten Abfallstrom an Duale Systeme weitergeben kann. Vgl. z. B. für die Aufgabenübertragung im Rahmen der SNVP-Miterfassung Dieckmann (2009).

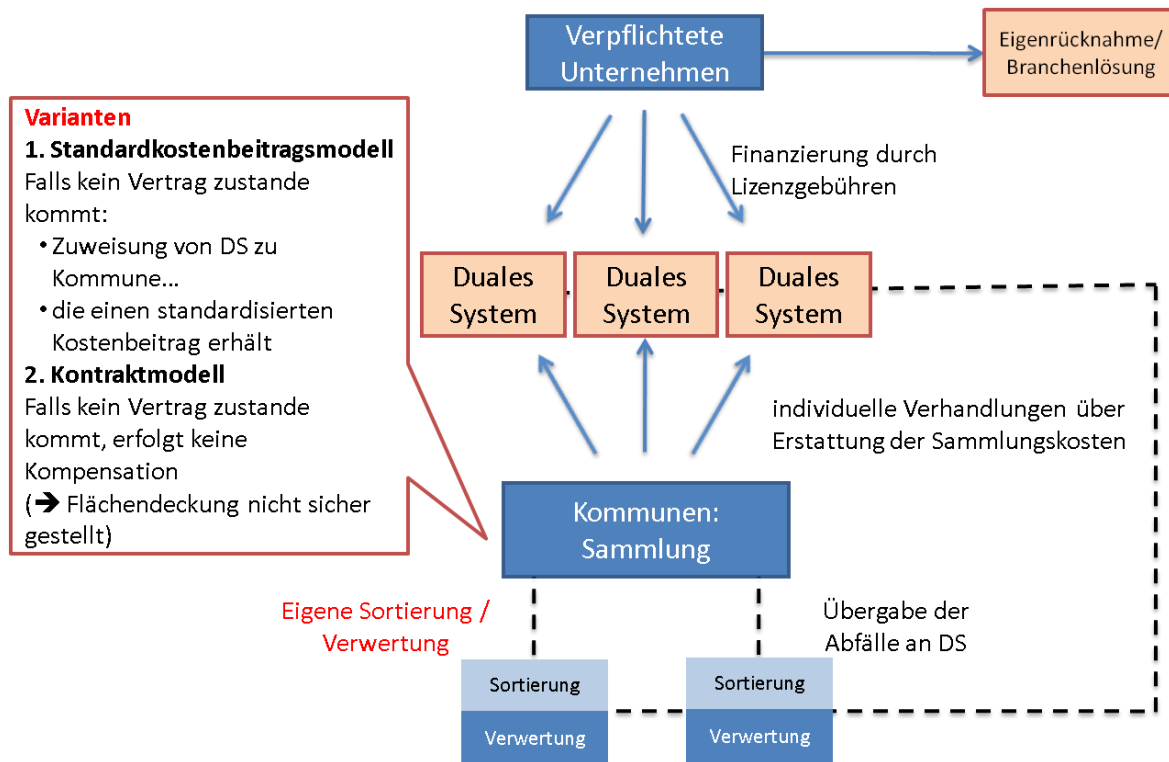


Abbildung 51: Schematische Darstellung des Kommunalisierungsmodells

### 12.2.2.1 Variante 1: Standardkostenbeitragsmodell

Die Kontrahierung zwischen Systembetreibern und örE über die Übergabe der in den jeweiligen Gebieten erfassten Verpackungsabfallmengen erfolgt im Standardkostenbeitragsmodell in zwei Stufen.

Auf einer ersten Stufe findet eine „marktnahe“ Verhandlung zwischen örE und Dualen Systemen statt. Die Erstellung von Angeboten kann dabei von beiden Parteien erfolgen: Die Dualen Systembetreiber können den örE Angebote über die Sammlung im jeweiligen Gebiet unterbreiten. Darüber hinaus können örE, die die Erfassung mit Hilfe eines kommunalen oder durch die Kommune beauftragten Unternehmens durchführen, den Dualen Systemen die gesammelten Abfallmengen gegen eine Kostenerstattung anbieten. In dieser ersten Stufe werden die Dualen Systembetreiber versuchen, sich den Zugriff auf die von ihnen veranschlagten Planmengen möglichst günstig zu sichern – d.h. es werden zunächst nur diejenigen örE einen Vertragspartner erhalten, die die benötigte Menge am kostengünstigsten anbieten. Da jedoch weiterhin in allen Gebieten eine Getrennterfassung der Verkaufsverpackungen stattfindet, ist damit zu rechnen, dass die Menge der in den einzelnen Gebieten erfassten Verkaufsverpackungen die zur Quotenerfüllung notwendige Menge übersteigt. Im Rahmen dieser Verhandlung ist – wie oben beschrieben – auch eine weitergehende Aufgabenteilung zwischen Dualem System und örE möglich.



Auf der zweiten Stufe werden daher die Gebiete, in denen noch kein Kontrakt über die Kostenerstattung zwischen Dualen Systemen und öRE zustande gekommen ist, durch eine Koordinierungsstelle (die bspw. analog zur derzeit existierenden Gemeinsamen Stelle der Dualen Systeme organisiert sein kann) über eine Zulosung auf die Dualen Systembetreiber verteilt. In diesen Gebieten erfolgt die Kostenerstattung dabei über einen standardisierten Kostenbeitrag, der (anhand geographischer Parameter wie Einwohnerdichte, aber auch des Erfassungssystems und der Sammellogistik) von der Koordinierungsstelle festgelegt wird. Bei Ausgestaltungsform des Standardkostenbeitrags sind grundsätzlich mehrere Varianten denkbar:

- Eine Berechnung des Standardkostenbeitrags ohne Berücksichtigung regionaler Rahmenbedingungen oder Erfassungssysteme.<sup>87</sup>
- Eine Berechnung des Standardkostenbeitrags, die sich sehr stark an regionalen Gegebenheiten orientiert. Dabei sind wiederum zwei Varianten denkbar: Einerseits kann der Standardkostenbeitrag (durch die vollumfängliche Berücksichtigung kommunaler Kosten und Erfassungssysteme) eine umfangreiche Kostenweiterreichung der kommunalen Kosten an die Dualen Systembetreiber ermöglichen. Andererseits kann der Standardkostenbeitrag als Benchmark ausgestaltet werden. In diesem Fall werden bei der Berechnung die spezifische Ausgestaltung von Sammelsystemen einzelner öRE weniger berücksichtigt. Der Standardkostenbeitrag würde in diesem Fall bspw. durch die Bildung eines Durchschnittes von Gebieten mit vergleichbaren lokalen Strukturen von der spezifischen Ausgestaltung der Sammelsysteme entkoppelt. Dabei stellt sich jedoch wiederum aus Anreizgründen die Frage, ob dieser Durchschnitt als tatsächlicher Standardkostenbeitrag verwendet werden sollte. Zur Erhöhung der Anreizintensität ist bspw. auch ein Standardkostenbeitrag denkbar, der nur 70-90 % der für den jeweiligen Gebietstyp ermittelten Durchschnittskosten abdeckt. Dabei besteht jedoch regelmäßig ein Trade-off zwischen den Anreizen, die den öRE durch einen Standardkostenbeitrag, der tendenziell die Funktion eines Benchmarks erfüllt gesetzt werden und dem dadurch entstehenden Risiko der Belastung der Bürger durch höhere Abfallgebühren.

Die Zulosung erfolgt in der umgekehrten Reihenfolge der Quotenerfüllung, die das jeweilige Duale System durch die Kontrahierung auf der ersten Stufe nachweist, d.h. die Koordinierungsstelle wählt dabei jeweils denjenigen Dualen Systembetreiber aus, das die vorgegebene Quote bis dahin am geringsten übererfüllt. Diese Quoten-Übererfüllung wird dann unter

---

<sup>87</sup> Ein solcher Standardkostenbeitrag ist ineffizient, da im Rahmen einer solchen Festlegung eine bundesweite Vergleichbarkeit der Sammlungskosten in den einzelnen Gebieten unterstellt wird, die aufgrund unterschiedlicher - und nicht durch den öRE beeinflussbarer - Kostenbestandteile (wie bspw. die Gebietstopographie) nicht gegeben ist.

den Systembetreibern solange angehoben und angeglichen, bis jedem öRE ein Vertragspartner zugewiesen worden ist. Über eine vorherige Gebietstypologisierung<sup>88</sup> wird dabei sichergestellt, dass jedes Duale System eine hinsichtlich der dort anfallenden Sammlungskosten ausgewogene Gebietsmischung erhält.

#### **12.2.2.2 Variante 2: Kontraktmodell**

Im Kontraktmodell findet eine Verhandlung zwischen öRE und Dualen Systemen über die Erstattung der Sammlungskosten (bzw. ebenfalls der Sortierungs- und Verwertungskosten im Falle der kommunalen Eigenorganisation) analog zur ersten Verhandlungsstufe im Standardkostenbeitragsmodell statt. ÖRE, die auf dieser Verhandlungsstufe keinen Kontraktpartner erhalten, haben jedoch keinen Anspruch auf Kompensation ihres Sammlungsaufwandes. Diese öRE finanzieren die ihnen entstehenden Sammlungskosten daher vollständig selbst (z. B. über die kommunalen Abfallgebühren).<sup>89</sup> Kommt im Kontraktmodell der Kommunalisierung kein Vertrag zwischen öRE und Dualen Systemen zustande, ist daher in dieser Modellvariante die flächendeckende getrennte Erfassung von Verpackungsabfällen nicht sichergestellt.

In der folgenden Tabelle werden die beiden Varianten des Kommunalisierungsmodells gegenübergestellt.

---

<sup>88</sup> Diese erfolgt in dieser Modellvariante ohnehin zur Bestimmung des Standardkostenbeitrags durch die Gemeinsame Stelle.

<sup>89</sup> Findet darüber hinaus auch eine Sortierung oder eine zusätzliche Verwertung in diesen Gebieten statt, so ist diese ebenfalls vollständig von den jeweiligen öRE zu finanzieren.

**Tabelle 24: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Kommunalisierungsmodells im Überblick**

<b>Ausgestaltungsmerkmale</b>	<b>Kommunalisierung: Standardkostenbeitragsmodell</b>	<b>Kommunalisierung: Kontraktmodell</b>
<b>Flächendeckung</b>	Additive Flächendeckung	Flächendeckung nicht garantiert
<b>Sammlungsverantwortung LVP</b>	Vollständig kommunal, alternative Verantwortung mit zuständigem Dualem System verhandelbar	Vollständig kommunal, alternative Verantwortung mit zuständigem Dualem System verhandelbar
<b>Sammlungsverantwortung SNVP</b>	Vollständig kommunal, alternative Verantwortung mit zuständigem Dualem System verhandelbar	Vollständig kommunal, alternative Verantwortung mit zuständigem Dualem System verhandelbar
<b>Möglichkeit der verpflichteten Unternehmen, der Produktverantwortung nachzukommen</b>	Lizenzierung bei Dualem System	Lizenzierung bei Dualem System
<b>Koordinierung, Zulassung und Überprüfung der Akteure</b>	Generelle Lizenzierungspflicht bei DS, Zulassung der DS durch Landesbehörde, Festlegung Standardkostenbeitrag, Regionstypologisierung, Zuordnung DS an Kommunen durch zentrale Stelle	Generelle Lizenzierungspflicht bei DS, Zulassung der DS durch Landesbehörde

### 12.2.3 Zertifikatmodell I – Mit kommunal koordinierter Sammlung

Das hier beschriebene Zertifikatmodell<sup>90</sup> basiert auf dem Kontraktmodell der Kommunalisierung. Die Verantwortung für die Sammlung der Verpackungsabfälle liegt auch hier bei den Kommunen und endet mit der Übergabe der erfassten Mengen an ein Duales System. Kann keine Einigung mit einem Dualen System über die Erstattung der Sammelkosten erzielt werden, hat die Kommune die Verpackungsabfälle auf eigene Kosten zu entsorgen. Die flächendeckende haushaltsnahe Entsorgung von Verpackungsabfällen ist in diesem Modell somit nicht sichergestellt.

<sup>90</sup> Die Bezeichnung "Zertifikat" differenziert im Folgenden den Markt, auf dem Zertifikate (Verwertungsnachweise) zwischen Verwertern, Dualen Systemen, Kommunen und verpflichteten Unternehmen gehandelt werden vom Lizenzmarkt, der nur auf die Vertragsbeziehung zwischen Dualen Systemen und verpflichteten Unternehmen abzielt.

Im Unterschied zum Kontraktmodell können die Kommunen hinsichtlich der Abnahme der Sammelmengen nicht nur mit Dualen Systembetreibern kontrahieren, sondern alternativ auch mit Verwertungsunternehmen. Letzteren kommt in diesem Modell eine besondere Rolle zu. Die Verwerter stellen nach erfolgter Verwertung von Verpackungsabfällen einen Verwertungsnachweis (nachfolgend auch Zertifikat) aus, welches die ordnungsgemäße Verwertung einer bestimmten Menge eines bestimmten Verpackungsmaterials bescheinigt.<sup>91</sup> Zur Vorbeugung von Missbrauch bei der Ausstellung von Verwertungszertifikaten haben die Verwertungsunternehmen ein Akkreditierungsverfahren zu durchlaufen und werden von einer geeigneten Institution überwacht.

Die folgende Abbildung stellt das Zertifikatmodell I schematisch dar.

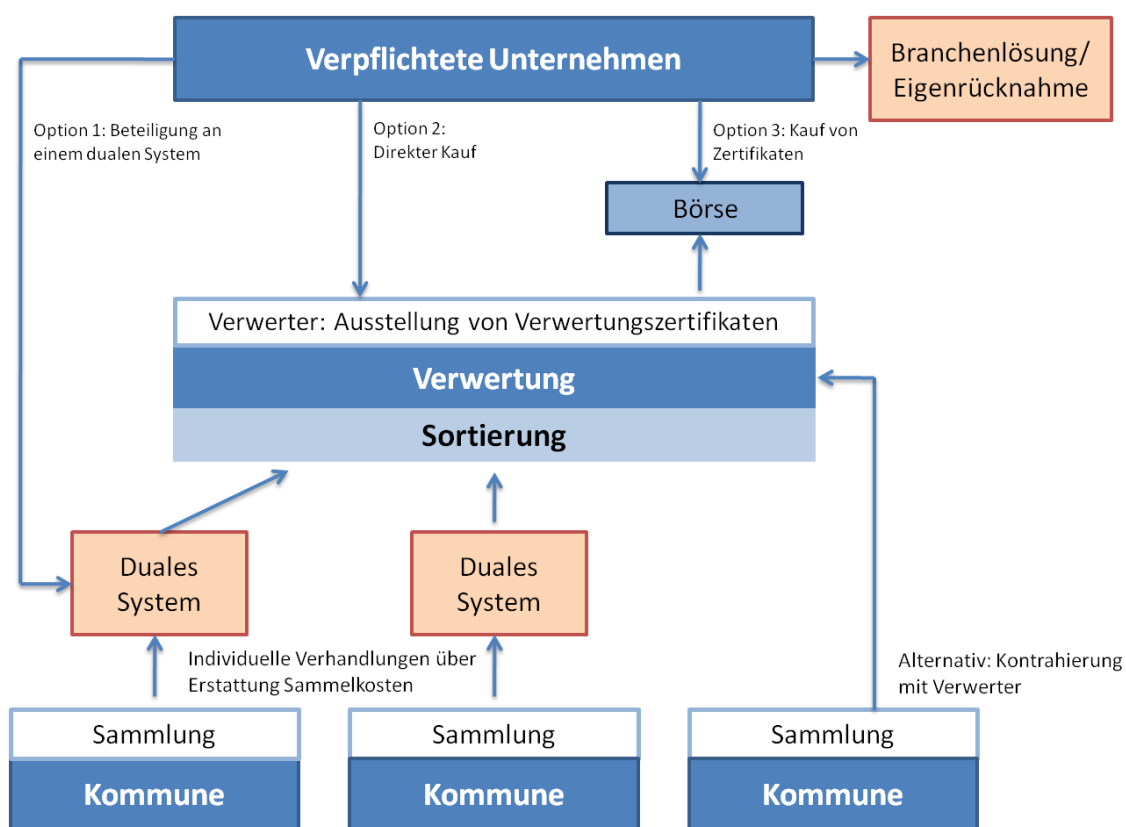


Abbildung 52: Schematische Darstellung des Zertifikatmodells I

Die von den Verwertern generierten Verwertungsnachweise können frei an einer speziell eingerichteten Börse gehandelt werden oder auch über direkte Vertragsbeziehungen mit Dualen Systemen oder verpflichteten Unternehmen verkauft werden. Weiterhin wird in diesem

<sup>91</sup> Analog dem Lizenzmodell in UK sind die Nachweise nur in dem Jahr gültig, in dem die Verwertung stattgefunden hat. Eine Ausnahme ist für Materialien denkbar, die zum Jahresende hin verwertet werden. Diese können wahlweise für das aktuelle oder kommende Jahr ausgestellt werden.

Modell die generelle Beteiligungspflicht der Hersteller und Inverkehrbringer an einem Dualen System aufgehoben. Diese können vielmehr ihrer Verwertungspflicht auch individuell nachkommen und Zertifikate direkt bei den Verwertungsunternehmen oder über den Börsenhandel kaufen.

#### 12.2.4 Zertifikatmodell II – Mit von den Dualen Systemen koordinierte Sammlung

Grundlage für dieses Zertifikatmodell ist wiederum das Organisationsmodell „Status quo und Fortentwicklung“. Auch hier findet zunächst eine Auslosung der Sammelgebiete statt und die Dualen Systembetreiber verhandeln im Anschluss mit den Kommunen über die Ausgestaltung des Sammelsystems vor Ort. Auch die gemeinsame Erfassung von weiteren Abfallströmen kann im Falle ökonomischer und ökologischer Vorteilhaftigkeit mitverhandelt und ggf. gerichtlich durchgesetzt werden. Das Modell ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

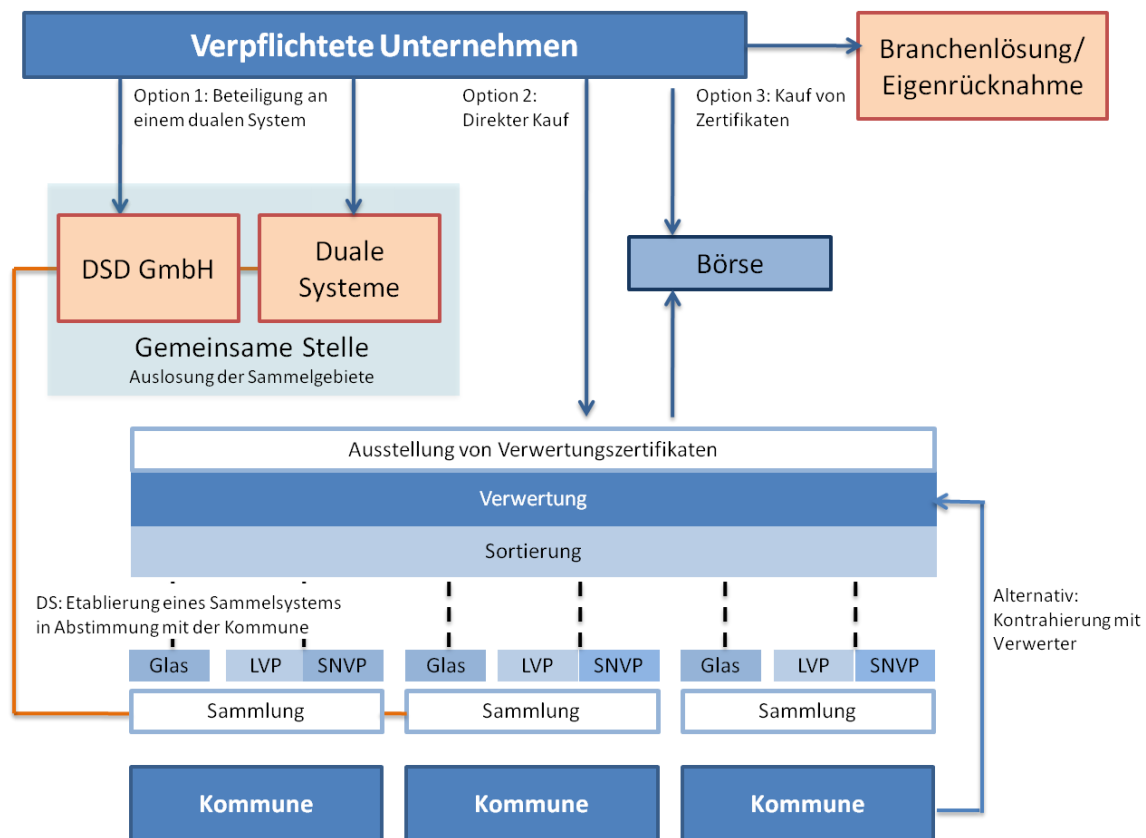


Abbildung 53: Schematische Darstellung des Zertifikatmodells II

Falls keine Einigung erfolgt, fällt die Entscheidungsfreiheit, ob eine Getrenntsammlung durchgeführt werden soll, an die Kommune. In diesem Fall können sie die erfassten Mengen gegen eine Kostenerstattung an Verwerter übergeben.

Weitere Kennzeichen des Modells sind:

- Verwerter generieren handelbare Verwertungsnachweise (Zertifikate). Diese bestätigen die ordnungsgemäße Verwertung einer bestimmten Menge eines bestimmten Verpackungsmaterials.
- Zur Vorbeugung von Missbrauch können nur speziell akkreditierte Verwerter Lizenzen ausstellen.
- Die generelle Beteiligungspflicht für Hersteller und Inverkehrbringer an Dualen Systemen entfällt. Verwertungsnachweise können alternativ zur Beauftragung eines Dualen Systems auch direkt von den Verwertungsunternehmen oder über eine eigens eingerichtete Börse beschafft werden.

Die grundlegenden Ausgestaltungsmerkmale der beiden Varianten des Zertifikatmodells werden in der folgenden Tabelle überblicksartig dargestellt.

**Tabelle 25: Ausgestaltungsmerkmale der Varianten des Zertifikatmodells im Überblick**

<b>Ausgestaltungsmerkmale</b>	<b>Zertifikatmodell I</b>	<b>Zertifikatmodell II</b>
<b>Flächendeckung</b>	Flächendeckung nicht sichergestellt	Flächendeckung nicht sichergestellt
<b>Sammlungsverantwortung LVP</b>	Öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger	Duale Systeme, Auslosungsmodell, keine Mitbenutzung
<b>Sammlungsverantwortung SNVP</b>	Öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger	Duale Systeme erhalten Anspruch auf Miterfassung
<b>Möglichkeit der verpflichteten Unternehmen, der Produktverantwortung nachzukommen</b>	Lizenzierung bei Dualem System, Kauf von Zertifikaten, direkter Kontrakt mit Verwerter	Lizenzierung bei Dualem System, Kauf von Zertifikaten, direkter Kontrakt mit Verwerter
<b>Koordinierung, Zulassung und Überprüfung der Akteure</b>	Lizenzierungspflicht bei DS aufgehoben, zentrale Institution	Lizenzierungspflicht bei DS aufgehoben, zentrale Institution

## 13 Leitfaden zur Bewertung organisatorischer Maßnahmen

### 13.1 Vorgehen

Die im Rahmen dieses Gutachtens betrachteten Änderungen des Erfassungssystems und insbesondere der eventuellen Anpassungen der Organisation der Abfallwirtschaft müssen einer ersten volkswirtschaftlichen Bewertung unterzogen werden. Da die Abfallwirtschaft aufgrund der sektoralen Gegebenheiten, wie etwa der komplexen und zahlreichen Vertragsbeziehungen zwischen den einzelnen Akteuren, der hohen Volatilität der Sekundärrohstoffpreise, der Vielzahl und Heterogenität der beteiligten Stakeholder-Gruppen und nicht zuletzt aufgrund ihrer hohen Bedeutung für den Umwelt- und Ressourcenschutz, ein komplexes, interdependentes System darstellt, muss eine Vielzahl möglicher Wirkungen analysiert werden.<sup>92</sup>

Die Bewertungskriterien ergeben sich dabei aus der Zielsetzung, die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Abfallwirtschaft im Hinblick auf die Erreichung umweltpolitischer Vorgaben zu minimieren. Im Rahmen dieser Studie wird daher angestrebt, zunächst einen im Hinblick auf die Auswirkungen wirtschaftspolitischer Eingriffe in die Abfallwirtschaft möglichst vollständigen Kriterienkatalog aufzustellen. Der Kriterienkatalog operationalisiert dabei einerseits den volkswirtschaftlichen Effizienzbegriff und berücksichtigt gleichzeitig, inwieweit die Positionen einzelner Akteursgruppen verändert werden – ein Aspekt, der insbesondere für die Frage der Akzeptanz und Durchsetzbarkeit von Bedeutung ist. Dabei werden u. a. die folgenden Ziele berücksichtigt:

- **Ökonomische Ziele:**

Darunter fallen Ziele wie die Minimierung der volkswirtschaftlichen Gesamtkosten bei gegebenen Rahmenbedingungen und in diesem Zusammenhang auch der Vermeidung der Entwertung spezifischer Investitionen. Auch der Schutz von ökonomischen Interessen einzelner Akteure ist hier von Bedeutung. Eine zentrale Rolle spielt in diesem Rahmen die Ausprägung der Wettbewerbsintensität in den jeweiligen Organisationsformen und die so entstehenden Anreize und Anreizsysteme für die einzelnen Akteure, Kosten zu minimieren, eine hohe Qualität anzubieten und Innovationen voranzutreiben sowie entstehende Kostenvorteile an die Nachfrager weiterzugeben.

- **Ökologische Ziele bzw. (EU-)Rahmenbedingungen:**

Im Rahmen der Studie werden die auf europäischer Ebene vorhandenen rechtlich verankerten ökologischen Regelungen stets als gegeben angenommen. Dies betrifft insbesondere die mengen- und materialbezogenen Verwertungsquoten. Die nationa-

---

<sup>92</sup> Vgl. etwa die Darstellung der Wirkungskriterien in Prognos AG (2008).

len rechtlichen Vorgaben (z. B. die nationale Verwertungsquote) werden im Rahmen der Studie ebenfalls nicht in Frage gestellt, jedoch an einigen Stellen modifiziert, um die Einhaltung der derzeitigen ökologischen Vorgaben zu ermöglichen. Dies betrifft insbesondere die Modelle, in denen keine flächendeckende Getrennterfassung der Verpackungsabfälle stattfindet.

Ökologische Effekte können sich daher ausschließlich in Form von einer (Über-)Erfüllung dieser Zielvorgaben bei einzelnen Modellen oder durch die Wahl – unter Beachtung der jeweiligen Verwertungsvorgaben zulässiger – Entsorgungswege ergeben.

- Interessen einzelner Stakeholder(-Gruppen):

Im Zusammenhang mit den o. g. Rahmenbedingungen muss nicht nur eine volkswirtschaftliche Gesamtbetrachtung der einzelnen Effekte, sondern auch die Interessen einzelner Stakeholder mit Blick auf deren Wohlfahrtsposition berücksichtigt werden.

Aus diesen Zielen bzw. Blickrichtungen kann eine Vielzahl einzelner Kriterien abgeleitet werden, die im Rahmen der Modellbewertung als Prüfkatalog herangezogen werden. Bei einer genaueren Betrachtung einiger Kriterien zeigt sich jedoch, dass diese nicht zwischen den einzelnen Modellen diskriminieren – d.h. zwischen den Modellen besteht kein Unterschied hinsichtlich der Erfüllung dieser Kriterien. Solche Kriterien werden im Folgenden identifiziert, vor die „Klammer gezogen“ und übergreifend diskutiert.

Bei der volkswirtschaftlichen Bewertung von Organisationsmodellen ist es grundsätzlich anzustreben, die Nutzen einzelner Modelle gegen die jeweils anfallenden Kosten (laufende Systemkosten sowie Implementierungskosten) im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse abzuwägen. In einer solchen Analyse können auch die weiteren hier diskutierten Kriterien Berücksichtigung finden. Die Berechnung der Nutzen und Kosten einzelner Modelle würde jedoch erstens voraussetzen, dass deren Auswirkungen genau quantifizierbar sind. Dazu bedarf es bspw. empirischer Untersuchungen über die Kostenstrukturen der Entsorgungskette oder den Auswirkungen öffentlicher oder privater Governance auf die Effizienz von Unternehmen oder Ausschreibungen. Zweitens erfordert die Berechnung der Kosten und Nutzen eines Modells die genaue Gewichtung der einzelnen Bewertungskriterien, die nur auf der Basis operationalisierter politischer Zielsysteme erfolgen kann. Beide Erfordernisse sind im Rahmen dieser Studie nicht zu erfüllen. So besteht im Hinblick auf die Quantifizierbarkeit der Kosten einerseits ein Messbarkeitsproblem (insb. im Bezug auf Transaktionskosten<sup>93</sup>, die i. d. R. nicht messbar sind), andererseits ein Problem im Hinblick auf die Verfügbarkeit empi-

---

<sup>93</sup> Transaktionskosten bezeichnen bspw. Kosten der Anbahnung, Überwachung, Durchsetzung und/oder Gestaltung von Verträgen.



risch belastbarer Kostenstudien.<sup>94</sup> Ebenso ist eine genaue Gewichtung der (auch durch Stakeholder-Gruppen geprägten) Ziele wie Quotenerfüllung, Flächendeckung oder Verteilungsaspekte nicht zu leisten. Im Rahmen dieser Studie kann somit keine abschließende, quantifizierte Bewertung und Abwägung der Vor- und Nachteile der einzelnen Organisationsmodelle erfolgen. Vielmehr dient der im Folgenden vorgestellte Bewertungsleitfaden dazu, die zu beachtenden Auswirkungen der einzelnen Modelle im Hinblick auf die im Kriterienkatalog aufgeführten Aspekte qualitativ aufzuzeigen.

## **13.2 Bewertungsleitfaden**

Im Allgemeinen lassen sich daher die nachfolgend beschriebenen Bewertungskriterien unterscheiden. Dabei werden in den kostenbezogenen Kriterien z. B. die Wettbewerbswirkungen der einzelnen Organisationsmodelle, die Koordinationsintensität zwischen den beteiligten Akteuren im Hinblick auf Koordinationskosten, Anreize zu dysfunktionalen Prozessen wie der Re-Definition von Abfallströmen oder auch Kosteneffekte des Übergangs zwischen dem Status quo und den einzelnen Modellen betrachtet. Darüber hinaus umfasst die Bewertung auch Verteilungs- und Akzeptanzaspekte (Lastenverteilung auf die jeweiligen Akteure und den individuellen Anpassungsbedarf), implementierungsbezogene Kriterien wie Anpassungs- und Implementierungskosten der einzelnen Modelle sowie die ökologischen Kriterien, die zum großen Teil (politische) Entscheidungen wie die Höhe der Quoten oder die Unterscheidung einzelner Verpackungsarten betreffen, jedoch weitestgehend unabhängig von der Modellvariante betrachtet werden können.

### **13.2.1 Systemkosten**

Die Systemkosten werden im Folgenden, da die ansonsten erforderlichen empirischen Modelle nicht zur Verfügung stehen, indirekt über die Anreizintensität und Transaktionskosten abgeschätzt. Systemkosten und Anreizintensität stehen in einem engen Zusammenhang: Ist in einem Modell bspw. ein Akteur starkem Wettbewerb ausgesetzt, so sorgt dieser Wettbewerb für eine starke Ausprägung von Anreizen zur Minimierung der Systemkosten, die durch den jeweiligen Akteur verursacht werden, da Kostennachteile im klassischen Marktprozess durch den Wettbewerb sanktioniert werden. Die Wettbewerbsintensität spielt in diesem Zusammenhang somit regelmäßig eine große Rolle. Findet in bestimmten Systemen wiederum eine reine Kostenweiterreichung statt, ohne dass der Akteur, der diese Kosten verursacht, dadurch einen (Wettbewerbs-)Nachteil erhält, so fehlen ihm jegliche Anreize zur Kostensenkung. Eine große Rolle für die Systemkosten spielt gleichzeitig die Koordinationsnotwendigkeit einzelner Akteure untereinander. Die Verhandlungsposition der einzelnen Akteure hat

---

<sup>94</sup> Die neueste ökonomische Kostenstudie der Sammlungskosten in Deutschland stammt bspw. von 1977 (vgl. Straubhaar et al. (2007), S. 35).

dann eine starke Auswirkung auf die bei der jeweiligen Koordination auftretenden Transaktionskosten.

### **13.2.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme**

Die Betrachtung der Systemkosten lässt sich in zwei Schritten durchführen. In einem ersten Schritt erfolgt die Betrachtung der Anreiz- und Koordinationsnotwendigkeiten im Hinblick auf einen einzelnen Abfallstrom. Dieses Kriterium hinterfragt, inwieweit in den einzelnen Modellen eine systemkostenorientierte Optimierung der Entsorgungskette für eine spezielle Abfallfraktion (bspw. LVP oder SNVP) stattfindet.

Für die Ausprägung der Anreizsysteme im Hinblick auf die Systemkosten ist – wie oben diskutiert – entscheidend, inwieweit einzelne Akteure, die Kosten verursachen, mit diesen auch direkt konfrontiert werden. In der ökonomischen Theorie ist die Wettbewerbsintensität jedoch nicht nur durch die direkt auf dem Markt vorherrschende Konzentration bestimmt. Marktakteure werden danach nicht nur durch ihre unmittelbaren Konkurrenten, sondern auch durch potenzielle Konkurrenten diszipliniert. Ist es diesen möglich, kurzfristig und ohne hohe Kosten in den Markt einzutreten, so wird der Markt als bestreitbar bezeichnet. Entscheidend für diese Möglichkeit des kurzfristigen und günstigen Marktzutritts sind Markteintrittsbarrieren, die bspw. durch versunkene Kosten verursacht werden.<sup>95</sup> Die hohen Koordinationsaufwendungen, die ein Duales System im Status quo zum Nachweis der Flächendeckung in einem Bundesland erbringen muss, können solche Markteintrittsbarrieren darstellen. Bei der Betrachtung der Wettbewerbsintensität auf einem Markt ist somit ebenso dessen Bestreitbarkeit, definiert durch die Höhe der Markteintrittsbarrieren, relevant.

Dabei lässt sich die Analyse untergliedern in die Betrachtung der Systemkostenoptimierung auf einer einzelnen Wertschöpfungsstufe (bspw. der Sammlung) und zwischen einzelnen Wertschöpfungsstufen. Dabei stellt sich insbesondere die Frage, inwieweit Akteure die Auswirkung ihrer Maßnahmen, die der Optimierung ihrer eigenen Kosten dienen können, auf die Kosten nachgelagerter Wertschöpfungsstufen berücksichtigen.

Darüber hinaus ist aus volkswirtschaftlicher Sicht auch entscheidend, inwieweit in den einzelnen Modellen eine Koordination zwischen einzelnen Akteuren erforderlich ist. Solche Koordinationserfordernisse gehen in der Regel mit volkswirtschaftlichen Kosten (Transaktionskosten<sup>96</sup>) einher. Im Rahmen dieser Koordinationskosten spielt auch die Abstimmungs-

---

<sup>95</sup> Unter versunkenen Kosten versteht man Kosten, die auch im Fall eines Marktaustritts nicht wiedergewonnen werden können. Für einen Überblick über die Theorie Bestreitbarer Märkte vgl. z. B. Vickers/Yarrow (1988), S. 53 ff.

<sup>96</sup> Die ökonomische Rationalität von Koordinations- und Kontrollkosten, die bei Beziehungen zwischen einzelnen Akteuren entstehen, geht auf den Themenkomplex der Neuen Institutionenökonomik – im Speziellen auf die Transaktionskostenökonomik und die Prinzipal-Agenten-Theorie – zurück. Für einen Überblick über diese Theorien vgl. z. B. Richter/Furobutn (2003) oder Mühlenkamp (2006).

notwendigkeit und die Verhandlungsintensität zwischen den einzelnen Wertschöpfungsstufen eine große Rolle, z.B. zwischen öRE und Dualen Systemen).

Vertikale Integration bedeutet in diesem Fall, dass ein Unternehmen eigene Leistungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette oder zumindest zu erheblichen Teilen, d.h. von der Sammlung über die Sortierung und Verwertung bis zur Lizenzierung der Verpackungen, anbieten kann.

Die vertikale Integration wird in der industrieökonomischen Literatur ambivalent beurteilt: Einerseits kann die vertikale Integration zu Synergie- und Kostendegressionsvorteilen sowie, aufgrund verminderter Abstimmungserfordernisse zwischen den Dienstleistern auf den verschiedenen Wertschöpfungsstufen, zu geringeren Transaktionskosten führen. Andererseits ist die vertikale Integration aus wettbewerbspolitischer Sicht eventuell kritisch zu sehen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn es sich bei dem ausschreibenden Systembetreiber um ein integriertes Unternehmen handelt. Dieses könnte dann im Rahmen der Ausschreibung Einblick in die Kalkulation der Wettbewerber erlangen.

### **13.2.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme**

In einem zweiten Schritt wird die Betrachtung dann auf die Abfallstrom-übergreifende Optimierung ausgeweitet – mit der Fragestellung nach der systemkostenorientierten Optimierung des gesamten Erfassungssystems in einem Gebiet.

Dabei sind vor allem zwei Fragestellungen von Bedeutung:

- Inwieweit wird durch die Zuständigkeitsverteilung für verschiedene Abfallfraktionen in den einzelnen Modellen die regionsspezifische Optimierung der Sammlungstechnologie im Hinblick auf die gemeinsame Erfassung verschiedener Wertstofffraktionen möglich bzw. erschwert?
- Inwieweit bestehen bei gegebener Zuständigkeitsverteilung Möglichkeiten, durch Koordination der Akteure, insbesondere durch Wettbewerbsprozesse oder Verhandlungen, im Rahmen der alternativen Entsorgungssysteme entstehende Vorteile zu verteilen?

In diesem Zusammenhang spielt auch die Systemflexibilität eine Rolle. Technische Innovationen oder Änderungen von Rahmenbedingungen, wie etwa Preisentwicklungen bei Sekundärrohstoffen, können sich auf die Vorteilhaftigkeit einzelner Entsorgungssysteme auswirken; der Begriff Systemflexibilität beschreibt die Fähigkeit des Organisationsmodells, auf solche Änderungen ohne langwierige und kostenintensive Abstimmungen oder gar Modelländerungen zu reagieren.

### 13.2.1.3 Weitere Systemkosten

Bei den weiteren Systemkosten werden drei Aspekte berücksichtigt: dysfunktionale Prozesse, Systemstabilität und Übergangseffekte.

Zu den weiteren Systemkosten können dysfunktionale Prozesse beitragen, die durch fehlgeleitete Anreizsysteme bei den einzelnen Akteuren verursacht werden. So ist es beispielsweise im Status quo zu beobachten, dass Duale Systeme im Wettbewerb um Hersteller und Inverkehrbringer sowohl den Lizenzpreis als auch die Verpackungsdefinition als Wettbewerbsparameter verwenden.<sup>97</sup> Der Preiswettbewerb wird dann nicht mehr über den Kostensatz pro Verpackungsmenge geführt, sondern auch über die zu lizenzierende Menge an Verkaufsverpackungen. Einerseits verursachen diese Anstrengungen zur juristischen Re-Definition von Verpackungen selbst volkswirtschaftliche Kosten, andererseits entstehen zusätzliche Transaktionskosten bei der Verhandlung über die Finanzierungsverantwortung für den so zusätzlich entstehenden, nicht lizenzierten Anteil an Verkaufsverpackungen.

Auch die Systemstabilität spielt in diesem Rahmen eine Rolle. Modelle, deren Eigenschaften stark von der Preislage auf Sekundärrohstoffmärkten abhängen, verursachen einerseits unterschiedlich hohe Kosten der Risikoübernahme<sup>98</sup> bei einzelnen Akteuren. So unterliegen bspw. die Kommunen in bestimmten Modellen dem Risiko, an der Stelle eines Dualen Systems die Getrennterfassung aufrechtzuerhalten oder die Dualen Systembetreiber sehen sich dem Risiko ausgesetzt, trotz erheblicher Kostennachteile (bei entsprechender Lage auf den Sekundärrohstoffmärkten) ein System der Getrennterfassung aufrechterhalten zu müssen. Andererseits verursachen von den Sekundärrohstofflösen stark abhängige Organisationsmodelle hohe Anpassungskosten im Hinblick auf die Trennungsgewohnheiten der Verbraucher sowie auf den Wert spezifischer Investitionen. Im Rahmen dieser Studie wird davon ausgegangen, dass ein Modell, das in seinen Ausprägungen sehr flexibel auf die Preislage auf den Sekundärrohstoffmärkten reagiert, tendenziell problembehaftet ist. Bei den Übergangseffekten spielt vor allem die Entwertung spezifischer Investitionen eine wichtige Rolle. Wird bspw. das System der Flächendeckung aufgehoben, so verlieren diejenigen Dualen Systeme, die bereits eine flächendeckende Systemfreistellung erhalten haben, ihren Wettbewerbsvorteil gegenüber potenziellen Konkurrenten, die die Investitionen zur Systemfreistellung erst noch hätten erwirken müssen.

---

<sup>97</sup> Dies wurde den Gutachtern im Rahmen der Recherche mehrfach von verschiedenen Marktakteuren berichtet.

<sup>98</sup> In der ökonomischen Theorie verursacht die Übernahme von Risiko aufgrund der Risikoaversion einzelner Wirtschaftssubjekte Kosten, die z. B. durch Transaktionskosten zur Risikoabsicherung entstehen. Vgl. z. B. McAfee/McMillan (1988).

### **13.2.2 Verteilung und Akzeptanz**

Verteilungsaspekte betreffen die Kostenanlastung des Verpackungsentorgungssystems auf einzelne Akteure. Dabei spielt zunächst die Ausgestaltung der Finanzierungsverantwortung eine Rolle, wobei sich primär die Frage stellt, inwiefern eine gleichmäßige Belastung der Verbraucher oder einzelner Regionen erfolgt. Diese Fragestellung ist regelmäßig mit dem Kriterium der Flächendeckung verknüpft: In Organisationsmodellen, die keine Pflicht zur Flächendeckung enthalten, können in Regionen, in denen keine getrennte Erfassung der Verpackungsabfälle stattfindet, Doppelbelastungen entstehen. Die Haushalte zahlen in diesem Fall einerseits (über den Produktpreis) Lizenzentgelte, andererseits müssen sie die zusätzlich entstehenden Kosten der Restmüllbeseitigung tragen.

Diese Verteilungsaspekte sind daher eng mit dem Kriterium der Akzeptanz verknüpft. Darüber hinaus spielt auch die Verteilung der Organisationsverantwortung für verschiedene Komponenten der Verwertungskette eine große Rolle bei der Akzeptanz eines Modells. So können einerseits bspw. auf kommunaler Ebene polit-ökonomische Gegebenheiten dazu führen, dass eine Kompetenzerweiterung als generell positiv aufgefasst wird,<sup>99</sup> andererseits können analoge oder entgegengesetzte Prozesse auch seitens der Dualen Systeme auftreten. Diese Kompetenzumverteilungen beim Übergang zwischen dem Status quo und einzelnen Modellen geht regelmäßig mit einem Umgestaltungsbedarf seitens der Akteure einher (Aufbau zusätzlicher Know-hows, Bindung zusätzlicher Kapazitäten etc.). Ein hoher Anpassungsbedarf sowie ein hohes Maß an Doppelbelastungen schwächen in der Bewertung daher die Attraktivität einzelner Organisationsmodelle.

### **13.2.3 Anpassungskosten**

Die hier betrachteten Anpassungskosten setzen sich aus zwei Kostenarten zusammen. Einerseits entstehen in einigen Modellen nicht unerhebliche Kosten zur Ausgestaltung des Modells (Transaktionskosten des Modell-Designs), die z. B. bei der Festlegung von Standardkostenbeiträgen, der Schaffung zusätzlicher (Kontroll-)Institutionen oder bei der Typologisierung von Regionen anfallen.

Andererseits verursacht die Implementierung von Modellen stets einen rechtlichen Anpassungsbedarf (Transaktionskosten der Implementierung). Dabei wird stets davon ausgegangen, dass die rechtlichen Anpassungskosten von Verordnungen und Richtlinien geringer sind als die Anpassung von Gesetzen, da hier eine größere Anzahl politischer Entscheidungsträger beteiligt werden muss.

---

<sup>99</sup> Die neue politische Ökonomie geht im Allgemeinen davon aus, dass ein Kompetenzzuwachs auf einer bestimmten bürokratischen Ebene i. d. R. als positiv aufgefasst wird, da dieser entweder mit einer Erhöhung des Budgets oder dessen Ausgabenspielraums einhergeht, was dazu führt, dass die durch Ausgaben generierten Nutzen auf der jeweiligen bürokratischen Ebene gesteigert werden können. Vgl. Blankart (1991), S. 399 ff.

### 13.2.4 Ökologische Kriterien

Die ökologischen Bewertungskriterien lassen sich auf folgende Aspekte verdichten:

- Ökologische Treffsicherheit:

Im Rahmen der Treffsicherheit wird beurteilt, inwieweit unterschiedliche Organisationsformen dazu geeignet sind, eine vorgegebene Quote zielgenau zu erreichen.<sup>100</sup> So sind bspw. Modelle, in denen die Überprüfung der Quoten nur sehr dezentral erfolgt aus Sicht der ökologischen Treffsicherheit im Grundsatz kritisch zu beurteilen, da eine Quotenuntererfüllung in diesen Fällen möglich ist oder die Quotenerfüllung nur unter Inkaufnahme zusätzlicher Transaktionskosten erfolgen kann. Ein weiter gefasster Begriff der ökologischen Treffsicherheit führt darüber hinaus auch zu einer Kritik am Instrument der Quoten insgesamt: Da die politische Quotenfestsetzung keinem Prozess unterliegt, der die Kosten der Verwertung gegen die ökologischen Aspekte der Beseitigung (ökologische Kosten) abwägt, sondern losgelöst von den tatsächlichen Umweltbelastungen durch Verpackungsabfälle stattfindet, ist es mit diesem Instrument nahezu unmöglich, ein volkswirtschaftlich effizientes Maß an Verwertungsleistungen zu erreichen.<sup>101</sup> Da die übergeordnete Vorgabe der EU zu einer Quotenerfüllung jedoch bei der Modellentwicklung berücksichtigt wurde (bspw. durch eine in den Modellen entsprechend vorgesehene erhöhte Quotenvorgabe an die verpflichteten Unternehmen)<sup>102</sup>, diskriminiert dieses Kriterium nicht zwischen den einzelnen Modellen und wird daher im Rahmen der Bewertung vor die Klammer gezogen.

- Anreize zur Quotenüberschreitung:

Anreize zum Überschreiten der Quoten sind grundsätzlich dann gegeben, wenn sich die jeweiligen Akteure von einer zusätzlichen Verwertung einen Gewinn versprechen. Darüber hinaus kann eine Quotenüberschreitung auch stattfinden, wenn die gesetzlich zu erfassende Menge die für die Quotenerfüllung notwendige Menge an Verpackungsabfällen überschreitet. Eine Quotenübererfüllung ist in bestimmten Modellen auch aufgrund (kommunal-)politischer Zielsetzungen möglich. Die ökonomische Analyse beschränkt sich jedoch in der Regel auf die Möglichkeiten, ein vorgegebenes Ziel möglichst kostengünstig zu erreichen. Im Falle einer möglichen Quotenübererfüllung stellt sich jedoch die Frage, in wieweit ein Modell Anreize zur Übererfüllung eines Ziels aufweisen sollte, dessen Höhe beliebig politisch festgelegt werden kann.

---

<sup>100</sup> Vgl. z. B. Fritsch/Wein/Ewers (1996), S. 100 ff.

<sup>101</sup> Für eine weitergehende Diskussion zum umweltpolitischen Instrument der Quoten vgl. z. B. Schatz (2005), S. 56 ff.) oder Fritsch/Wein/Ewers (1996), S. 164 ff.

<sup>102</sup> Eine solche Vorgabe wurde regelmäßig in allen Modellen, in denen die Flächendeckung nicht explizit sichergestellt ist (Kontraktmodell der Kommunalisierung, Zertifikatmodelle) getroffen, um den Status quo im Hinblick auf die verwertete Menge beizubehalten.

Dennoch soll dieses Kriterium zur Modellbewertung herangezogen werden, da eine Quotenübererfüllung aus ökologischer Sicht als positiv zu beurteilen ist.

- Anreize zur Vermeidung von Verpackungsabfällen bzw. zu einer ökologisch effizienten Produktgestaltung seitens der Hersteller:

Grundsätzlich ist ein Anreiz zur Vermeidung von Verpackungsabfällen seitens der Hersteller dadurch vorhanden, dass die Lizenzgebühren in Abhängigkeit der durch den jeweiligen Hersteller in den Verkehr gebrachten Verpackungsmenge und – material berechnet werden. Da der Anteil an Lizenzgebühren an den Kosten eines Produkts jedoch nur verhältnismäßig gering ist, sind die Wirkungen dieses Anreizsystems verhältnismäßig schwach und betreffen nur die Menge der Verpackungsabfälle eines bestimmten Materials. Stärkere Anreize würden bspw. durch eine zusätzliche Komponente zur Berücksichtigung der Verwertungskosten bei der Berechnung der Lizenzgebühr geschaffen.<sup>103</sup> Die Auseinandersetzung mit Optionen zur Verbesserung der ökologischen Effizienz steht jedoch hier nicht im Analysefokus und wurde daher bei der Modellgestaltung nicht berücksichtigt. Dieses Kriterium wird daher bei der Bewertung der einzelnen Modelle nicht herangezogen.

- Anreize zur hochwertigen Verwertung der erfassten Abfälle:

Analog zum Kriterium der ökologischen Treffsicherheit wird eine hochwertige Verwertung immer dann durch die Akteure angestrebt, wenn sich dadurch derart höhere Gewinne im Sinne von Erlösen auf den Sekundärrohstoffmärkten realisieren lassen, dass diese die zusätzlichen Kosten einer hochwertigen Verwertung abdecken. Ist diese Bedingung erfüllt, findet unabhängig von den einzelnen Modellvarianten eine hochwertige Verwertung statt. Somit diskriminiert dieses Kriterium ebenso wenig zwischen den Modellen und wird im Rahmen der Bewertung nicht weiter diskutiert.

- Kosteneffizienz der Zielerreichung:

Dieses Kriterium hinterfragt, inwieweit die Kosten zur Erfüllung der ökologischen Ziel-systeme minimal sind, d.h. inwiefern die ökologischen Vorgaben es erlauben, die Quotenerfüllung unter Berücksichtigung von Kostenunterschieden im Hinblick auf Regionen, Anfallstellen oder Verpackungsarten zu optimieren (z. B. durch Aufhebung der Flächendeckung oder der Unterteilung in die Verpackungsarten). Die Diskussion des Einbezugs verschiedener Verpackungsarten oder Anfallstellen in das System der VerpackV war jedoch nicht Gegenstand des Forschungsauftrags, so dass nur die

---

<sup>103</sup> Ein effizientes Maß an Anreizen entsteht dabei genau dann, wenn die Kosten der Lizenzierung genau den Kosten der Verwertung (unter Berücksichtigung der gesamten Verwertungskette) entsprechen. Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1996), S. 100 ff.

Kosteneffizienz der Zielerreichung im Bezug auf die Betrachtung regionaler Kostenunterschiede zur Bewertung der Modelle herangezogen wird. Findet in einem Modell die (getrennte) Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen zur Quotenerfüllung nur in den Regionen statt, in denen dies am kostengünstigsten möglich ist, so ist dies aus Sicht dieses Kriteriums stets als positiv zu beurteilen.

### **13.2.5 Weitere Kriterien ohne diskriminierende Wirkung**

Über die diskutierten Kriterien hinaus lassen sich noch weitere Kriterien identifizieren, die zwar bei der Modellbeurteilung eine Rolle spielen, jedoch in allen Modellen gleiche Wirkungen zeigen und daher in der Betrachtung vor die Klammer gezogen werden können.

Im Rahmen der Systemkosten werden bspw. die Produktionskosten<sup>104</sup> nur indirekt berücksichtigt. Zwar haben Produktionskosten eine entscheidende Wirkung auf die Gesamtkosten des Systems und sind daher bei einer Beurteilung der Vorteilhaftigkeit einzelner Szenarien unabdingbar. Im Rahmen der hier vorgenommenen ökonomischen Bewertung werden sie jedoch als gegeben angenommen: Zum einen ergeben sich durch Senkungen der Produktionskosten, bspw. durch die mögliche Realisierung von Skalen- oder Verbundvorteilen auf einzelnen Wertschöpfungsstufen oder durch Verbundvorteile zwischen einzelnen Wertschöpfungsstufen keine organisatorischen Konsequenzen im Bezug auf die Zuständigkeitsverteilung innerhalb der Modelle. Zum anderen wirken sich Kostensenkungen analog auf die einzelnen Modelle aus.

Auch die Zulässigkeit von Branchenlösungen, Eigenrücknahme oder Parallelsystemen (wie sie in der Papierfassung zu Zeiten hoher Sekundärrohstoffpreise zu beobachten waren) wurde im Rahmen der Modellausarbeitung nicht infrage gestellt. Ebenso hat die Möglichkeit der Etablierung von Parallelsystemen (das sogenannte „Rosinenpicken“) analoge Auswirkungen auf die einzelnen Modelle und wurde daher keiner weiteren Betrachtung im Rahmen der Modellbewertung unterzogen.

Darüber hinaus entstehen auch bei Haushalten Anpassungskosten, beispielsweise durch Systemumstellungen (Änderung des Tonnenzuschnitts oder der Abfuhr-Rhythmen). Bei Umstellungen des Sammelsystems entstehen jedoch einerseits zusätzliche Kosten zur erneuten Abfallberatung der Haushalte, andererseits Einbußen im Hinblick auf die Akzeptanz eines sich regelmäßig verändernden Systems. Diese Kosten durch Abfallberatungsmaßnahmen und Akzeptanzeinbußen (höhere Anzahl an Fehlwürfen) werden jedoch durch den jeweils zuständigen Akteur bei der Planung eines neuen Systems weitestgehend berücksichtigt. In Fällen, in denen diese Kosten den Nutzen eines neuen Systems überschreiten, ist nicht mit

---

<sup>104</sup> Diese sind im Allgemeinen definiert als die Opportunitätskosten der durch die Produktion gebundenen Ressourcen. Vgl. Globberman/Vining (1996), S. 577 f.



einer Veränderung bestehender Systeme zu rechnen. Desweiteren haben auch diese Effekte analoge Konsequenzen auf die einzelnen Modellvarianten.

Die folgende Tabelle fasst die Bewertungskriterien überblicksartig zusammen.

**Tabelle 26: Bewertungskriterien im Überblick**

Kriterium	Unterkategorie	Aspekte
Systemkosten	Im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme <ul style="list-style-type: none"> <li>• auf einzelnen Wertschöpfungsstufen</li> <li>• zwischen Wertschöpfungsstufen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wettbewerbs- und Anreizintensität</li> <li>• Markteintrittsbarrieren und Bestreitbarkeit</li> <li>• Anreize zur regionsspezifischen Systemoptimierung (ein Abfallstrom)</li> <li>• Transaktionskosten und Koordinationsanforderungen zwischen den Akteuren</li> </ul>
	Im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anreize zur regionsspezifischen Optimierung (mehrere Abfallströme)</li> <li>• Transaktionskosten bei unterschiedlicher Zuständigkeit für die Abfallströme</li> <li>• Anpassungs-/Systemflexibilität im Bezug auf Innovationen</li> </ul>
	Weitere Systemkosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anreize zur Re-Definition von Verpackungen</li> <li>• Systemstabilität im Bezug auf Sekundärrohstoffpreise</li> <li>• Übergangseffekte</li> </ul>
Verteilung und Akzeptanz	Verteilungsaspekte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lastenverteilung auf die Akteure (Organisation, Finanzierung)</li> <li>• Belastung der Regionen</li> <li>• Belastung der Verbraucher</li> </ul>
	Akzeptanz	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flächendeckung</li> <li>• Akzeptanz im Hinblick auf den Umgestaltungsbedarf bei einzelnen Akteuren</li> </ul>
Anpassungskosten	Transaktionskosten des Modell-Designs	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Typologisierung von Regionen</li> <li>• Festlegung von Standardkostenbeiträgen</li> <li>• Schaffung neuer Institutionen</li> </ul>
	Rechtlicher Anpassungsbedarf	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transaktionskosten der Implementierung</li> </ul>
Ökologische Kriterien	Kosteneffizienz der Zielerreichung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Berücksichtigung regionaler Kostenunterschiede</li> <li>• Berücksichtigung von Kostenunterschieden zwischen Anfallstellen</li> <li>• Berücksichtigung von Kostenunterschieden zwischen Verpackungsarten</li> </ul>
	Anreize zur Quotenüberschreitung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nicht modelldiskriminierend</li> </ul>
	Vermeidungsanreize	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nicht modelldiskriminierend</li> </ul>
	Anreize zur hochwertigen Verwertung	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nicht modelldiskriminierend</li> </ul>

## 14 Bewertung der einzelnen Organisationsmodelle

### 14.1 Status quo

Dieser Abschnitt nimmt anhand der definierten Kriterien aus Kapitel 13 eine ökonomische Bewertung des Status quo vor.

#### 14.1.1 Systemkosten

##### 14.1.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme

Die Verpackungsverordnung enthält verschiedene Regeln, die Marktzutritte erschweren und damit die Wettbewerbsintensität auf dem Markt für Leistungen dualer Systeme beschränken. Zu nennen sind insbesondere die Erfordernis der individuellen Flächendeckung durch jedes Duale System sowie die erforderliche Abstimmung der Dualen Systeme mit den Gebietskörperschaften.

Die gegenwärtige Ausgestaltung der Flächendeckung verlangt, dass ein Duales System zur Erhaltung der Feststellung durch die zuständige Landesbehörde die Abdeckung eines kompletten Bundeslandes garantieren muss. Das bedeutet, dass die Systembetreiber mit allen in den Gebietskörperschaften tätigen Entsorgern von Verpackungsabfällen (mengenvARIABLE) Erfassungsverträge schließen müssen. Für diese Verträge fallen umfangreiche Kontrahierungskosten an, die für die Unternehmen hohe, versunkene Anfangsinvestitionen darstellen. Versunkene Kosten erhöhen das Risiko eines Marktzutritts und führen daher häufig zu einer zu geringen Wettbewerbsintensität. So hat zwar das Flächendeckungsgebot das Hinzutreten neuer Dualer Systeme nicht gänzlich verhindert, jedoch wären bei einer weniger strengen Regelung unter Umständen mit schnelleren und zahlreicheren Marktzutritten von Konkurrenzsystemen zu rechnen gewesen.

Ein weiteres Hindernis stellt das Abstimmungsgebot mit den öRE eines Bundeslandes dar. Zwar erleichtert die Novelle der VerpackV die Abstimmung der neu hinzutretenden Systeme mit den öRE – diese können sich bereits bestehenden Abstimmungserklärungen einseitig unterwerfen. Doch ist auch diese mildere Form der Abstimmung mit Transaktionskosten verbunden, die sich negativ auf die Bestreitbarkeit des Marktes auswirken. Darüber hinaus besteht keine Möglichkeit für die Konkurrenzsysteme individuelle Vereinbarungen mit den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern hinsichtlich der Ausgestaltung des Erfassungssystems zu treffen.

Die an sich wettbewerbsbeschränkende Beteiligungspflicht der Hersteller und Inverkehrbringer an Dualen Systemen wird durch die Möglichkeit der Branchenlösung und der Eigenrücknahme von Verkaufsverpackungen durch den Letztvertreiber durchbrochen. Durch die neu geschaffenen Instrumente der Novelle der Verpackungsverordnung wird der Markt für

neue Akteure geöffnet und die Wahlmöglichkeiten der verpflichteten Unternehmen erweitert – dies ist aus wettbewerbspolitischen Gründen grundsätzlich positiv zu sehen.<sup>105</sup>

Wie schon in Kapitel 11.2 dargestellt, hat die DSD GmbH in den vergangenen Jahren zwar erhebliche Marktanteilsverluste hinnehmen müssen, hat mit gegenwärtigen Marktanteilen auf dem Lizenzmarkt von 63% bei Glas, 66% bei LVP und 57% bei PPK jedoch weiterhin eine überragende Marktposition<sup>106</sup> inne. Das Vorhandensein von Marktmacht auf einer Wertschöpfungsstufe birgt stets auch die Gefahr der Übertragung von Marktmacht auf weitere vor- oder nachgelagerte Marktstufen. Durch die alleinige Ausschreibungsführerschaft der DSD GmbH im Bereich der Erfassung von LVP und Glas zeigt sich auch auf der Ebene der Erfassung die Marktmacht des ehemaligen Monopolisten. Der Marktführer kann das Erfassungssystem in Abstimmung mit den Kommunen definieren und die Ausschreibung der Sammlung durchführen. Auch auf der Marktstufe Verwertung übt der Marktführer eine starke Nachfragemacht im Hinblick auf die Abnahme der aus der Verwertung gewonnenen Sekundärrohstoffe aus. Das Unternehmen strebt zunehmend an, die Sekundärrohstoffe in Eigenregie zu vermarkten. Dies ist beispielsweise im Bereich Glas zu beobachten.<sup>107</sup> Bislang waren das Eigentum an den gebrauchten Verkaufsverpackungen und die Vermarktungsmöglichkeit der Sekundärrohstoffe den Entsorgern zugewiesen. Die Marktanteile der Wettbewerber des DSD sind jedoch zu gering, als dass eine Anlagenauslastung mit anschließender Eigenvermarktung allein über sie erfolgen könnte. Zudem ist zu berücksichtigen, dass nahezu alle anderen Dualen Systeme vertikal integriert sind und konzerneigene Verwertungsanlagen besitzen.<sup>108</sup>

Eine vertikale Integration liegt bei Eko-Punkt mit Remondis, Interseroh mit Alba und Belland mit Sita vor. Zentek wurde von mittelständischen Entsorgern ins Leben gerufen und auch das Entsorgungsunternehmen Veolia Umweltservice GmbH betreibt ein eigenes Duales System.

Dies verschärft sich, wenn - wie im gegenwärtigen Modell der Verpackungsentsorgung - gleichzeitig die Markteintrittsbarrieren hoch sind und somit die Kontrolle der etablierten Dualen Systeme durch potenziellen Wettbewerb gering ausfällt. Es muss jedoch auch deutlich festgehalten werden, dass Anbieterzahl und Marktanteilsverteilung nicht einfach mit der Wettbewerbsintensität gleichgesetzt werden dürfen, dies gilt sowohl generell als auch speziell für den hier betrachteten Markt. Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor auf die Wettbe-

---

<sup>105</sup> Vgl. Tegner/Brinkschmidt (2008), S. 21 ff. Da in allen hier diskutierten Organisationsmodellen die Möglichkeiten der Branchenlösung und der Eigenrücknahme bestehen, werden die Implikationen dieser Instrumente im Folgenden nicht erneut dargestellt.

<sup>106</sup> Im Kartellrecht wird vermutet, dass ein Unternehmen eine marktbeherrschende Stellung inne hat, wenn es einen Marktanteil von mindestens einem Drittel hat (§ 19 Abs. 3 Satz 1 GWB).

<sup>107</sup> Vgl. bvse (2009).

<sup>108</sup> Vgl. Frenz (2009), S. 4 ff.

werbsintensität sind Differenzierungsmöglichkeiten der Anbieter, also hier der Dualen Systeme, gegenüber den Nachfragern. Generell versuchen Unternehmen, sich durch Qualitätsvariationen voneinander abzugrenzen und dadurch den direkten Preiswettbewerb zwischen ihnen abzuschwächen. Solche Differenzierungsstrategien sind auf dem hier betrachteten Lizenzmarkt jedoch nur bedingt möglich, da die Nachfrager, die verpackende Industrie, insbesondere an dem Gesamtpreis, den sie zu entrichten hat, interessiert ist. Eventuell bestehende Differenzierungsmöglichkeiten dürften im Wesentlichen komplementäre Serviceleistungen betreffen. In einer solchen Situation wird üblicherweise auch bei geringer Zahl der Anbieter ein intensiver Preiswettbewerb erwartet. Letztlich kann die bestehende Wettbewerbsintensität nur empirisch über eine Analyse der Kosten- und Erlössituation abgeschätzt werden. Entsprechende Untersuchungen liegen bislang jedoch nicht vor und konnten auch im Rahmen dieser Studie nicht geleistet werden. Straubhaar u.a. gehen von einem nicht unerheblichen Preissetzungsspielraum des dominanten Unternehmens aus;<sup>109</sup> im Rahmen der Recherche wurde dagegen auch von Nachfragerseite die Intensität des Preiswettbewerbs betont.

Die im Status quo-Modell angenommene und die auch in der Praxis weiterhin vollzogene Ausschreibungsführerschaft der DSD GmbH im Bereich der Erfassung bedeutet im Umkehrschluss auch die Beibehaltung des Systems der Mitbenutzung der Sammellogistik durch die übrigen Systembetreiber. Das System der Mitbenutzung macht eine genaue Aufschlüsselung der Marktanteile erforderlich, anhand derer eine Mengen- und Kostenaufteilung vollzogen werden kann. Die Nebenentgelte an die Kommunen sind gemäß der Marktanteile zu verteilen. Wie aktuell beobachtet werden kann, macht eine Abweichung von Planmengen und tatsächlich lizenzierten Mengen Ausgleichszahlungen zwischen den Dualen Systemen erforderlich. Ein solches Clearing-System ist mit Transaktionskosten verbunden.

Weiterhin besteht aufgrund der gemeinsamen Nutzung der Sammellogistik durch die Dualen Systeme bestenfalls ein geringer Anreiz zur regionsspezifischen Optimierung der lokalen Sammelsysteme. Der initiiierende Systembetreiber hätte alle Kosten, die im Vorfeld der Systemumstellung entstehen, wie die Kosten der Systementwicklung und der Abstimmung mit den Kommunen, selbst zu tragen. Potenzielle Kostenersparnisse durch ein verbessertes Sammelsystem müssten jedoch im Rahmen des Mitbenutzungsmodells mit den anderen acht Dualen Systemen geteilt werden. Dies führt dazu, dass unnötig kostentreibende Erfassungssysteme bestehen bleiben.

---

<sup>109</sup> Vgl. Straubhaar et al (2007), S. 38 ff.

#### 14.1.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme

Das oben beschriebene System der Mitbenutzung führt ebenfalls zu mangelnden Anreizen, was die Optimierung des Erfassungssystems im Hinblick auf die gemeinsame Erfassung verschiedener Abfallfraktionen angeht.<sup>110</sup> Auch hier sind eventuelle Kosteneinsparungen oder Erlössteigerungen am Sekundärrohstoffmarkt mit anderen Dualen Systembetreibern zu teilen.

Der Anreiz zur regionsspezifischen Optimierung wird auch durch die unterschiedlichen Interessenlagen von den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern und den Dualen Systemen geschmälert. Es ist davon auszugehen, dass eine erhebliche Zahl kommunaler Entscheidungsträger primär an der Auslastung eigener Anlagen bzw. an der Erfüllung von Entsorgungsverträgen und der Beschäftigungssicherung interessiert sind und daher ungern bisher kommunal entsorgte Abfallfraktionen, wie SNVP, an die Dualen Systeme abgeben. Duale Systembetreiber hingegen streben nach Gewinnmaximierung und dem Zugriff auf weitere Sekundärrohstoffströme (positive Sekundärrohstoff Erlöse oder Kompensationszahlungen durch die Kommunen vorausgesetzt).

Hinzu kommen rechtliche Unsicherheiten hinsichtlich der vergaberechtlichen Implikationen der Miterfassung bislang kommunaler Fraktionen wie SNVP. So wird argumentiert, dass es sich bei der Miterfassung von SNVP in einer „privaten“ Tonne um einen ausschreibungspflichtigen Vorgang seitens der Kommune handelt.<sup>111</sup> Die öffentlich-rechtlichen Aufgabenträger unterliegen bei der Vergabe von Entsorgungsdienstleistungen dem Kartellvergaberecht. Vergaberechtlich betrachtet, dürfte es sich bei einer Miterfassung stoffgleicher Nicht-Verpackungsabfälle daher um einen Dienstleistungsauftrag gemäß § 99 Abs. 4 GWB handeln.<sup>112</sup> Eine Ausschreibung der Erfassung von SNVP seitens der Kommune würde jedoch mit der Zuständigkeit der Dualen Systembetreiber für die LVP-Erfassung kollidieren – eine gemeinsame Erfassung beider Fraktionen wäre mithin nur schwer umzusetzen.

Aufgrund des Fehlens einer überschneidungsfreien Zuordnung von Zuständigkeiten für die einzelnen Abfallfraktionen entsteht bei jeder Systemänderung eine Verhandlungssituation zwischen den Kommunen und den Dualen Systemen. Die konträre Interessenslage sowie

---

<sup>110</sup> Zur aktuellen Diskussion vgl. u.a. Frenz (2009), Hossenfelder (2008), Pauly (2008), Rummler/Seitel (2008) und Tegner/Brinkschmidt (2008).

<sup>111</sup> Vgl. Dieckmann (2009), S. 15 ff. Eine Möglichkeit, die Mitbenutzung des dualen Systems durch die Kommune vergaberechtskonform auszugestalten hätte nach Dieckmann evtl. darin bestanden, in der VerpackV eine Rechtsgrundlage für die Übertragung der Aufgabe zur Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungen auf die Dualen Systembetreiber zu schaffen. Vgl. ebenda, S. 17 ff.

<sup>112</sup> Vgl. ebenda, S. 17.

die aufgeführten vergaberechtlichen Unsicherheiten führen im Ergebnis zu einer Beibehaltung der bislang eingeführten getrennten Erfassungssysteme.<sup>113</sup>

#### **14.1.1.3 Weitere Systemkosten**

Im Rahmen der Recherche wurde von zahlreichen Marktakteuren angemerkt, dass die Dualen Systeme die Definition der in Verkehr gebrachten Verpackungsmengen eines Herstellers/Inverkehrbringers als Wettbewerbsparameter verwenden. Ein solches Verhalten scheint zunächst wenig sinnvoll, da für die Nachfrager nach Lizenzen nur der Gesamtpreis ausschlaggebend sein dürfte, nicht aber seine Einzelkomponenten Verpackungsmenge und Preis pro Mengeneinheit. Aus Sicht der Dualen Systeme kann diese Strategie jedoch sinnvoll sein, wenn die Sekundärrohstoff Erlöse nicht ausreichen, um die gesamten Verwertungskosten zu decken. Die Verringerung der Verpackungsmenge reduziert dann die zu verwertende Menge eines Dualen Systems und damit seine Gesamtkosten. Es ist zu vermuten, dass diese Form des Wettbewerbs insbesondere auf den gegenwärtigen Preisverfall auf den Sekundärrohstoffmärkten zurückzuführen ist.

Dem gesamten System der Dualen Entsorgung entstehen durch diese Praxis jedoch beträchtliche Fehlmengen, deren Verwertung wiederum durch die Gesamtheit der Systembetreiber zu finanzieren ist. Letztlich handelt es sich um ein Vollzugsproblem, das durch direkte Kontrollen durch die Vollzugsbehörden (Landesumweltministerien) oder indirekt durch Forderung von Testaten oder Selbstverpflichtungen der Dualen Systeme gelöst werden kann. Einige Marktakteure haben sog. Positivlisten entwickelt, die indizieren sollen, welche Verpackungen zu lizenzieren sind. Die Testierung durch Wirtschaftsprüfer hingegen ist insofern problematisch, als dass die Überprüfung der lizenzpflichtigen Verpackungsbestandteile nicht in deren traditionelles Aufgabenfeld fällt.<sup>114</sup> Auch fehlen den Landesbehörden die personellen Ressourcen, um einen angemessenen Vollzug der Verpackungsverordnung zu gewährleisten. Daher ist derzeit nicht absehbar, welche Wirkungen die o. g. Instrumente haben werden.

Das gegenwärtige Arrangement ist bisher vergleichsweise stabil im Hinblick auf volatile Sekundärrohstoffmärkte. Bei niedrigen Sekundärrohstoff Erlösen, wie sie auch gegenwärtig zu beobachten sind, sollten die kurzfristigen Lizenzverträge zu entsprechenden Erhöhungen der Lizenzpreise führen oder die Dualen Systeme müssen die Erlösschwankungen intern auffangen. In jedem Fall wirkt die Tatsache, dass zumindest ein Teil der Entsorgungskosten über die Hersteller und Inverkehrbringer finanziert wird, stabilisierend. Einzelne Insolvenzen im Bereich der Dualen Systeme erscheinen jedoch möglich, so dass begleitende Absiche-

---

<sup>113</sup> Zwar gibt es, wie im ersten Teil der Studie gezeigt wird, einige Erfassungssysteme, die vom Regelfall der getrennten Erfassung von LVP abweichen. Diese haben allerdings Pilotcharakter und sind auf einige wenige Regionen begrenzt. Eine Ausweitung der gemeinsamen Erfassung ist gegenwärtig nicht erkennbar.

<sup>114</sup> So wurden etwa vergleichsweise spät Verfahrensregelungen zur Prüfung aufgestellt.

rungen erforderlich sind (Hinterlegung von Sicherheiten u.ä.). Im Falle steigender Sekundärrohstoff Erlöse erzwingt der Wettbewerb auf der Ebene des Lizenzmarktes (zumindest teilweise) die Weitergabe der zusätzlichen Erlöse an die verpflichteten Unternehmen. Auch dies trägt zur Systemstabilität bei.

#### **14.1.2 Verteilung und Akzeptanz**

Im Status quo gibt es aufgrund der vorgeschriebenen Flächendeckung vergleichsweise homogene Getrenntsammlungssysteme und somit eine gleichmäßige Belastung der Regionen und Verbraucher. Zur generellen Akzeptanz der gegenwärtigen Getrenntfassung trägt auch der gefühlte Beitrag des einzelnen Verbrauchers zum Umweltschutz bei. Bei Umfragen zum Umweltschutzverhalten in Haushalten landet die Mülltrennung regelmäßig auf den vorderen Plätzen.

#### **14.1.3 Anpassungskosten**

Im Status-Quo-Modell fallen keine Anpassungskosten an. Die möglichen Kosten einer Änderung der Gesetzesgrundlagen oder Schaffung neuer Institutionen sind nur in den folgenden Modellszenarien zu betrachten.

#### **14.1.4 Ökologische Kriterien**

Verschiedene Gründe sprechen dagegen, dass im Status quo eine kostenminimale Zielerreichung realisiert wird. Wie an anderer Stelle schon dargestellt, schließt eine hoheitliche Festlegung ein volkswirtschaftlich effizientes Niveau der Verwertungsquoten praktisch aus.

Ein zentrales Problem, das einer kostenminimalen Zielerreichung im Wege steht, ist die Pflicht zur flächendeckenden haushaltsnahen Entsorgung. Diese verhindert die Erfassung von Verpackungsabfällen dort, wo es leicht und kostengünstig möglich ist. So müssen nicht nur alle Regionen von der Dualen Entsorgung abgedeckt werden, sondern alle Dualen Systembetreiber müssen in jeder Gebietskörperschaft über die Mitbenutzung der DSD-Sammellogistik vertreten sein.

Ebenfalls problematisch ist die grundsätzliche Marktsituation einzuschätzen. Ein immer noch von einem Unternehmen beherrschter Markt lässt nicht erwarten, dass die Erfüllung der Verwertungsquoten zu den geringsten Kosten erfolgt. Durch verstärkten Wettbewerb im Markt für die Entsorgung gebrauchter Verkaufsverpackungen kann monopolistisch verzerrten Preisstrukturen entgegengewirkt werden und Kostenpotenziale ausgeschöpft werden.

## **14.2 Status quo und Fortentwicklung**

In Analogie zum Status quo wird auch das im Abschnitt 12.2.1 dargestellte Modell „Status quo und Fortentwicklung“ im Folgenden unter Anwendung des Bewertungsleitfadens einer eingehenden Bewertung unterzogen.

### **14.2.1 Systemkosten**

#### **14.2.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme**

Gegenüber dem Status quo wurden in diesem Organisationsmodell zwei wesentliche Änderungen vorgenommen. Die Mitbenutzung der Sammellogistik durch alle Dualen Systembetreiber wird in diesem Modell durch eine Auslosung der Sammelgebiete entsprechend den Marktanteilen der Dualen Systeme abgelöst. Weiterhin erhalten die Systembetreiber gegenüber dem öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger gegen Nachweis der ökonomischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit das Recht, stoffgleiche Nichtverpackungen mitzuerfassen.

Die in diesem Modell durchgeführte Verlosung der Entsorgungsgebiete bewirkt eine Änderung der individuellen Flächendeckung der einzelnen Dualen Systeme hin zu einer additiven Flächendeckung und senkt damit die Markteintrittsbarrieren im Vergleich zum Status quo. Neue Duale Systeme müssen nun nicht mehr Entsorgungsverträge in allen Gebietskörperschaften eines Bundeslandes vorlegen, in dem sie aktiv werden möchten. Dies erleichtert auch kleinen und mittelgroßen Unternehmen den Marktzutritt und lässt eine Intensivierung des Wettbewerbs erwarten.

Weiterhin stellt auch die erleichterte Zulassung der Systembetreiber eine Senkung der Markteintrittsbarrieren dar. Die alleinige Zuständigkeit eines Dualen Systems für ein Sammelgebiet hat eine Verringerung der Schnittstellen mit anderen Marktakteuren und somit eine Reduzierung der Koordinations- und Transaktionskosten zur Folge. Durch die Modifikation der Flächendeckung ist eine bundeslandweite Feststellung der Flächendeckung durch die zuständigen Landesbehörden nicht länger erforderlich, dies senkt die Kosten (insbesondere die Transaktionskosten) des Marktzutritts und die Bestreitbarkeit steigt. Stattdessen ist eine zentrale Aufsicht für die Systembetreiber durch eine geeignete Institution zu befürworten, die auch das regelkonforme Verhalten der verpflichteten Unternehmen sicherstellt.

Bei Wegfall der Mitbenutzung der Sammellogistik durch die Wettbewerber sollte erwogen werden, die in § 6 Abs. 7 VerpackV enthaltene Verpflichtung zur Ausschreibung der Erfassungsleistungen zu streichen.<sup>115</sup> Potenziell positive Effekte können aus dem Wegfall der Mit-

---

<sup>115</sup> Aus kartellrechtlicher Sicht ist die Ausschreibung ein notwendiges Element der Erfassungs Kooperation der dualen Systeme, solange die flächendeckende Erfassung im Wege der Mitbenutzung erreicht werden soll, weil eine freihändige Vergabe nicht die Freistellungs Voraussetzungen vom Kartellverbot erfüllt (Art. 81 Abs. 3 EG bzw. § 2 GWB). Unabhängig davon müssten bei einem Wegfall der verpackungsrechtlichen Ausschreibungsverpflichtung marktbeherrschende bzw. marktstarke Nachfrager bei Vergabe von Entsorgungsleistungen weiterhin das Diskriminierungsverbot beachten (§§ 19, 20 GWB).



benutzung entstehen, da durch die exklusive Nutzung ein höheres Interesse an einer kostenminimalen Ausgestaltung der Sammlung entsteht. Zugleich wird der Freiheitsgrad der dualen Systeme hinsichtlich der Frage Ausschreibung oder In-House-Vergabe erhöht. Dieser Effekt ist nicht eindeutig: Es besteht einerseits die Möglichkeit zur Wahl der kostenminimalen Lösung, andererseits ist der Wegfall der Ausschreibungsnotwendigkeit jedoch problematisch, da eine Ausschreibung in der Regel den Markteintritt für potenzielle (mittelständische) Konkurrenten erleichtert. Dies ist insbesondere von Bedeutung, wenn gleichzeitig ein hohes Maß an vertikaler Integration seitens der Dualen Systembetreiber besteht. Darüber hinaus muss vor allem der regionale Aktionsradius kleinerer und mittlerer Entsorgungsunternehmen (lokale Entsorger) in diesem Zusammenhang berücksichtigt werden, da diese Unternehmen im Falle des Wegfalls der Ausschreibung nur geringe Möglichkeiten besitzen, sich alternative Geschäftsfelder (z. B. in anderen Regionen) zu erschließen.

Neue Transaktionskosten entstehen hingegen modellbedingt durch den Auslosungsmodus, insbesondere durch die Bestimmung der Gebietstypen. Es ist davon auszugehen, dass sich infolge der Senkung der Markteintrittsbarrieren die Zahl der Systembetreiber erhöht. Die damit verbundenen zusätzlichen Koordinationskosten werden allerdings vergleichsweise gering eingeschätzt. Im Gegensatz zum Status quo ist in diesem Modell davon auszugehen, dass der höhere potenzielle Wettbewerb infolge der Senkung der Markteintrittsbarrieren eine stärkere Kontrolle auf DSD ausübt. Auch der Anreiz zur vertikalen Integration der Dualen Systembetreiber bleibt in diesem Modell bestehen. Der Anreiz kann sich ggf. sogar verstärken: Ein denkbarer Effekt der verminderten institutionellen Markteintrittsbarrieren durch die Modifikation der Flächendeckung ist die Erhöhung strategischer Markteintrittsbarrieren durch eine verstärkte Kooperation der Systembetreiber mit vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsstufen.

Ein weiterer entscheidender Vorteil dieses Modells ist der im Vergleich zum Status quo systembedingte Anreiz, die Sammeltechnologie in dem zugelosten Sammelgebiet zu optimieren. Aufgrund des Wegfalls der Mitbenutzung können Kostenvorteile durch eine optimierte Sammlung in großem Umfang durch das initiierte Duale System internalisiert werden. Die Internalisierungswirkung hängt dabei entscheidend von der (im Vorfeld) festgelegten Dauer der Gebietszuständigkeit durch das ausgeloste Duale System ab. Investitionen in ein optimiertes Erfassungssystem stellen spezifische Investitionen dar, die beim Marktaustritt, d.h. durch eine neue Gebietszuordnung im Rahmen der periodisch stattfindenden Auslosung u.U. (teilweise) versinken. Fällt die Zuteilungsperiode zu kurz aus, können solche Investitionen innerhalb der Zuteilungsperiode nicht amortisiert werden und der Anreiz zur Systemoptimierung fällt entsprechend geringer aus. Der volle Ertrag der Investitionen kann in diesem Fall nur dann realisiert werden, wenn die Transaktionsbeziehung mit der jeweiligen Kommune aufrecht erhalten bleiben kann. Genau das ist aber im Verlosungsmodell unsicher. Ob bei ei-

ner Systemumstellung spezifische Investitionen in nennenswerter Höhe entstehen, konnte im Rahmen dieser Studie letztlich nicht geklärt werden.

Auch ohne Umstellung des Sammelsystems birgt das Auslosungsmodell Risiken für die Dualen Systeme gegenüber dem Status quo. Die Recherchen haben ergeben, dass auf der Nachfrageseite ein intensiver Preiswettbewerb herrscht und die Lizenzverträge gewöhnlich nur für die Dauer eines Jahres abgeschlossen werden. Dies hat weiterhin eine große Schwankungsbreite der Marktanteile der Systembetreiber zur Folge. Bei einer dreijährigen Systemaufrechterhaltung für die zugelosten Gebiete entstehen für die Dualen Systembetreiber so erhebliche Risikokosten. Diese können letztlich nur durch längerfristige Lizenzverträge bzw. eine intensives Clearing abgefangen werden.

#### **14.2.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme**

Der Wegfall des Systems der Mitbenutzung führt auch zu verstärkten Anreizen zu Innovationen und Optimierung im Hinblick auf eine gemeinsame Erfassung bislang getrennt erfasster Abfallströme. Potenzielle Kostenvorteile fallen auch hier dem initiiierenden Systembetreiber zu. Das Ausmaß der Internalisierung hängt jedoch – wie oben beschrieben – von der Dauer der Zuteilungsperiode ab.

Einen positiven Einfluss auf die Einrichtung alternativer Sammelsysteme kann die in diesem Modell vorgesehene Regelung, dass die Systembetreiber eine gemeinsame Erfassung verschiedener Abfallfraktionen gegenüber der Kommune verlangen können, ausüben. Dies ist an den Nachweis der Vorteilhaftigkeit einer gemeinsamen Erfassung geknüpft. Fällt eine gemeinsame Erfassung von LVP und SNVP unter Kosten-Nutzen-Aspekten positiv aus, erhält der Duale Systembetreiber den Anspruch auf die Miterfassung in seinen Sammelbehältern. Durch die Zusammenlegung der Erfassungszuständigkeit in eine Hand ergeben sich verbesserte Durchsetzungsmöglichkeiten für eine gemeinsame Erfassung von SNVP und LVP.

Jeder Duale Systembetreiber wird jedoch in seinem betriebswirtschaftlichen Kalkül natürlich auch mögliche Transaktionskosten der Abstimmung mit der Kommune einbeziehen. Falls das initiiierende System seinen Anspruch auf Miterfassung gerichtlich durchsetzen muss, ist dies mit erheblichen Kosten und vor allem Zeitverlusten verbunden. Die zusätzlich erzielbaren Sekundärrohstoff Erlöse durch die Verwertung der SNVP-Fraktion müssen somit die Gesamtkosten des neuen Systems abdecken, um eine SNVP-Miterfassung wirtschaftlich betreiben zu können.

Die wettbewerbsintensivere Ausgestaltung dieses Organisationsmodells im Vergleich zum Status quo hat grundlegende Konsequenzen für die Innovationsneigung und die Anpassungsflexibilität. Die höhere Bestreitbarkeit des Marktes schafft nicht nur grundsätzlichere

Anreize, in ihn einzutreten. Es wird zudem der Marktzutritt erleichtert, wenn dieser unter Nutzung fortschrittlicher Lösungen erfolgt.

Insgesamt erhöhen sich in diesem Modell die Durchsetzungschancen alternativer Sammelsysteme, auch die Innovationsneigung und Anpassungsflexibilität ist im Vergleich zum Status quo höher.

#### **14.2.1.3 Weitere Systemkosten**

Zwar gibt es im Modell „Status quo und Fortentwicklung“ geringere Markteintrittsbarrieren im Vergleich zum Status quo, dennoch ist davon auszugehen, dass die oligopolistische Marktstruktur erhalten bleibt. Daher besteht auch in diesem Modell der grundsätzliche Anreiz, Wettbewerbsparameter wie die Definition der in den Verkehr gebrachten Verpackungsmengen eines verpflichteten Unternehmens zu verwenden.

Im Hinblick auf die Abhängigkeit des Entsorgungssystems von den Sekundärrohstoffmärkten ergeben sich im Vergleich zum gegenwärtigen Arrangement nur leichte Veränderungen. Auch hier erzwingt der Wettbewerb auf dem Lizenzmarkt die Weitergabe der erwarteten Erlöse für Sekundärrohstoffe. Durch die zusätzliche Vermarktungsmöglichkeit von stoffgleichen Nichtverpackungen durch die Dualen Systeme dürfte sich die Bedeutung der Sekundärrohstoffpreise für die Systemstabilität jedoch leicht erhöhen.

Durch die vorgenommenen Modifikationen im Organisationsmodell treten Übergangseffekte auf. Zu nennen ist insbesondere die Entwertung der spezifischen Investitionen, die die Unternehmen aufgewendet haben, um in den Markt für duale Entsorgungssysteme einzutreten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die ursprüngliche Ausgestaltung des Flächendeckungsgebotes nicht mehr gilt. Die Kosten, die zuvor für die Feststellung anfielen, sind nun nicht mehr erforderlich. Für kürzlich in den Markt eingetretene Unternehmen können sich die Transaktionskosten wegen der wettbewerbsintensiveren Marktstruktur nun nicht mehr amortisieren.

#### **14.2.2 Verteilung und Akzeptanz**

Im Modellrahmen wurde festgelegt, dass eine Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungen nur dann erfolgt, wenn dies neben ökologischen Vorteilen auch mit Kostenvorteilen verbunden ist. Daher ist eine Durchführung der gemeinsamen Erfassung immer mit einer Kostenentlastung seitens des initiierenden Dualen Systems verbunden. Es ist davon auszugehen, dass die Wettbewerbsintensität auf dem Lizenzmarkt für eine Weitergabe der Kostenvorteile an die Hersteller und Inverkehrbringer sorgt und ggf. zu einer Senkung der Produktpreise führt.

Zur Akzeptanz des Modells trägt weiterhin die flächendeckende haushaltsnahe Entsorgung der Verpackungsabfälle bei. Die Verbraucher erfassen weiterhin wie bislang ihre Verpa-

ckungsabfälle. In Gebieten mit Wertstofftonnen dürfte die Akzeptanz der Haushalte besonders hoch sein, da hier die bislang als irrational empfundene Trennung zwischen gebrauchten Verkaufsverpackungen und SNVP-Abfällen aufgelöst wird.<sup>116</sup> Erfolgt jedoch nach jeder Zuteilungsperiode eine Änderung des Sammelsystems, dürfte die Akzeptanz der Verbraucher leiden.

Die Aussicht auf eine Erweiterung des Handlungsspielraums durch die Einführung einer Dualen Wertstofftonne dürfte die Akzeptanz bei den Systembetreibern erhöhen. Dies geht jedoch mit einem höheren Risiko einher: Aufgrund der zeitlichen Inkongruenz von Gebietszuteilungsdauer und den Lizenzverträgen sind die Dualen Systeme einem erheblichen Refinanzierungsrisiko ausgesetzt.

### **14.2.3 Anpassungskosten**

Da in diesem Organisationsmodell nur systemkonforme Anpassungen gegenüber dem Status quo vorgenommen wurden, sind sowohl die Anpassungskosten als auch der rechtliche Anpassungsbedarf vergleichsweise gering. Durch die Ablösung der Systemzulassung durch die Landesbehörden fallen Aufbaukosten für die Einrichtung einer zentralen Zulassungsstelle für die Dualen Systembetreiber an. Transaktionskosten fallen auch aufgrund des neu eingeführten Verlosungsmodus an. Zu nennen sind insbesondere die mit der Gebietstypologisierung erforderlichen Abfall- und Kostenanalysen.

Änderungen der Verpackungsverordnung sind hinsichtlich der Modifikation des Flächendeckungsgebotes und der Übertragung der Erfassungszuständigkeit für die SNVP-Fraktion auf die Dualen Systeme vorzunehmen. Für letzteres sind ggf. auch Änderungen im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz erforderlich.

### **14.2.4 Ökologische Kriterien**

Auch in diesem Modell stellt sich die flächendeckende haushaltsnahe Erfassung als zentrales Problem dar, was eine kostenminimale Zielerreichung angeht. Der im Zuge der Anpassung des Flächendeckungsgebotes belebtere Wettbewerb reduziert allerdings langfristig die durch Marktmacht ausgelöste Verzerrung der Preisstrukturen. Die Wettbewerbssituation behindert nun nicht mehr die Realisation kostensparender Lösungen.

---

<sup>116</sup> So zeigen beispielhaft die ersten Ergebnisse des Modellversuchs „Gelbe Tonne Plus“ in Leipzig, dass die Akzeptanz der neuen Tonne sehr hoch ist und der Bürger das neue Modell als spürbare Erleichterung bei der Mülltrennung empfindet. Vgl. [www.gelbe-tonne-plus.de/erfolgstory.php](http://www.gelbe-tonne-plus.de/erfolgstory.php), Abruf am 30.08.2009. Die Akzeptanz einer Wertstofftonne wird durch den Umfang des Ausnahmekatalogs allerdings abgeschwächt.

### **14.3 Kommunalisierung**

Wie bei der Modelldarstellung erläutert, wird das Kommunalisierungsmodell in zwei Varianten diskutiert. Da sich die Varianten nur hinsichtlich der Kriterien Systemkosten und Verteilung und Akzeptanz voneinander unterscheiden, werden sie im Folgenden parallel diskutiert.

#### **14.3.1 Systemkosten**

##### **14.3.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme**

###### **VARIANTE 1: STANDARDKOSTENBEITRAGSMODELL**

Das Standardkostenbeitragsmodell sieht primär eine Verhandlung zwischen Kommunen und Dualen Systemen über die Gestaltung des Erfassungssystems und die Übernahme der den Kommunen entstehenden Kosten durch die Dualen Systeme vor. Kommt kein Vertrag zustande, greift ersatzweise eine Kompensation der Kommune in Höhe standardisierter Kosten.

Die Effizienz dieses Modells ist dabei vor allem von der kommunalen Effizienz bei der Leistungserstellung abhängig: Jedes Kommunalisierungsmodell sieht eine Aufgaben(rück)übertragung an den öffentlichen Sektor vor.<sup>117</sup> Bei den Aufgaben handelt es sich insbesondere um das Design des Erfassungssystems und die Durchführung von Ausschreibungen - wenn die Erfassung an private Dritte vergeben wird - oder die Durchführung der operativen Tätigkeit selbst - wenn die Leistung durch kommunale Unternehmen erbracht wird. Es stellt sich daher die Frage, wie die Effizienz von Kommunen im Vergleich zu Dualen Systemen bei diesen Tätigkeiten zu bewerten ist. In diesem Zusammenhang ist relevant, in wie weit die Entscheidung selbst zwischen der Vergabe von Leistungen durch die öffentliche Hand (Contracting-Out) und der Eigenvornahme von (Sammlungs-)Leistungen durch den jeweiligen öRE unter Kostenaspekten effizient getroffen wird.

Drei Faktoren beeinflussen diese Gesamteffizienz des Kommunalisierungsmodells entscheidend:

- Die Effizienz von lokalen Anreiz- und Kontrollmechanismen auf Entscheidungsebenen in den Beziehungen zwischen Wählern und Kommunalpolitikern einerseits, sowie zwischen der Kommunalpolitik und öffentlichen Unternehmen andererseits: In der Beziehung zwischen Kommunalpolitikern und deren Wählern können regelmäßig diskretionäre Entscheidungsspielräume entstehen, da Wähler einzelne politische Entscheidungen nicht direkt (oder nur zu unverhältnismäßig hohen Kosten) sanktio-

---

<sup>117</sup> Zur allgemeinen Diskussion der Effizienz öffentlicher Anbieter vgl. z.B. Vickers/Yarrow (1988), Villalonga (2000).

nieren können.<sup>118</sup> Die Effizienz öffentlicher Unternehmen hingegen hängt primär von der Ausgestaltung der durch die Politik bzw. durch die Verwaltung vorgegebenen Anreiz- und Kontrollstrukturen selbst ab.<sup>119</sup> Die (theoretische und empirische) Literatur liefert keine eindeutige Einschätzung zu einem möglichen Effizienzvorteil bzw. -nachteil öffentlicher Unternehmen gegenüber Unternehmen in privater Eigentümerschaft. Daher ist hier vor allem eine Einzelfallbetrachtung der jeweiligen Anreiz- und Kontrollstrukturen durchzuführen.<sup>120</sup>

Darüber hinaus kann die kommunale Zuständigkeit für die Ausgestaltung des Sammlungssystems auch dazu führen, dass die Kommunalpolitik dabei verstärkt lokale Präferenzen berücksichtigt, so dass das kommunale Zielsystem von dem im Rahmen dieser Studie entwickelten Zielsystem (im Hinblick auf die Betrachtung der Systemkosten) abweicht. So kann bspw. das kommunale Zielsystem den Aspekt der Systemkosten eher vernachlässigen, da Ziele wie die Beschäftigungssicherung in der jeweiligen Kommune ein höheres Maß an politischer Gewichtung aufweisen. Selbst wenn in diesem Fall die Anreiz- und Kontrollmechanismen im Hinblick auf die Erreichung dieser lokalpolitischen Ziele optimal sind, werden aus Sicht des in dieser Studie verwandten Zielsystems Ineffizienzen auftreten. Inwieweit solche Ziele Gegenstand kommunalen Handelns sein sollten, wird in dieser Studie jedoch nicht weiter betrachtet.

- Der Umfang spezifischer Anreize durch den Standardkostenbeitrag: Die Höhe und die Art der Festlegung des Standardkostenbeitrags beeinflussen maßgeblich die Anreize der Kommunen bei der Kontrahierung mit Dualen Systemen sowie bei der Leistungserstellung (in öffentlichen Unternehmen oder durch Aufgabenübertragung an private Unternehmen im Rahmen eines Contracting-Out).
- Das Know-how einzelner öRE im Hinblick auf das Verhandlungsgeschick mit Dualen Systemen, das neben den Anreiz- und Kontrollstrukturen und den Umfang der durch den Standardkostenbeitrag erzeugten Anreize relevant ist: Die Verhandlung der Kostenerstattungsbeiträge kann u. U. den Aufbau spezifischen Know-hows erfordern. Ist dies zu gering, können Ineffizienzen aus Sicht der Abfallgebührenzahler anfallen, die die entsprechenden Konsequenzen letztendlich zu tragen hätten.

---

<sup>118</sup> Dies ist – der Argumentation der Neuen Politischen Ökonomie folgend – darauf zurückzuführen, dass bei Wahlen üblicherweise über ein mehrdimensionales Programm, nicht aber über einzelne politische Fragestellungen entschieden wird. Vgl. z. B. Fritsch/Wein/Ewers (1996), S. 360 ff. Im Bereich kommunaler Abfallwirtschaft ist bspw. unklar, in wieweit die Höhe kommunaler Abfallgebühren wahlentscheidend sein wird.

<sup>119</sup> Zum Einfluss der Anreiz- und Kontrollstrukturen auf die Effizienz von Unternehmen in öffentlicher oder privater Eigentümerschaft vgl. z. B. Debande/Drumaux (1996).

<sup>120</sup> Für einen Überblick über Studien zum Vergleich der Effizienz öffentlicher und privater Unternehmen vgl. z. B. Villalonga (2000). Die Beiträge in Dijkgraaf/Gradus (Hrsg., 2008) sowie der Literaturüberblick von Dijkgraaf/Gradus (2008) diskutieren speziell den Abfallsektor.

Seitens der Dualen Systembetreiber ergeben sich im Kommunalisierungsmodell erhebliche Marktstrukturveränderungen. Zunächst wandelt sich die Pflicht zur Flächendeckung jedes einzelnen Dualen Systems in eine additive Pflicht zur Flächendeckung der Gesamtheit der Dualen Systeme (Zulosung der Gebiete, die in der ersten Stufe keinen Kontraktpartner erhalten haben). Dies senkt die Markteintrittsbarrieren für neue Duale Systemanbieter im Hinblick auf die irreversiblen Marktzutrittskosten (Abstimmungserklärung, Feststellung durch Landesbehörde etc.).

An den Schnittstellen zwischen Dualen Systemen und örE sowie zwischen den Dualen Systemen untereinander ergeben sich ebenso erhebliche Veränderungen. So hat die Verhandlungssituation zwischen Dualen Systembetreibern und örE grundsätzlich einen anderen Charakter: Die Verhandlung bezieht sich im Vergleich zum Status quo nicht mehr auf die organisatorische Abstimmung von Sammlungssystemen sondern hat vielmehr den Charakter einer marktnahen Transaktion zwischen Käufer und Verkäufer von Sammelmengen bzw. Verwertungsnachweisen. In dieser Verhandlung berücksichtigt der örE darüber hinaus die zusätzliche Opportunität der Eigenorganisation: Er vergleicht die ihm unterbreiteten Angebote von Dualen Systemen mit den ihm entstehenden Kosten bei einer Ausschreibung oder Inhouse-Vergabe der Sammlung und Verwertung. Diese zusätzliche Möglichkeit erzeugt somit einen indirekten – institutionellen – Wettbewerb der Lösungswege zwischen kommunaler Organisation und Organisation durch Duale Systeme. Bei der Abstimmung der Dualen Systembetreiber untereinander entfallen aufgrund der exklusiven Gebietszuordnung die Probleme der Mitbenutzung durch andere Systembetreiber.<sup>121</sup>

## **VARIANTE 2: KONTRAKTMODELL**

Das Kontraktmodell besitzt grundsätzlich analoge Auswirkungen auf die Systemkosten im Hinblick auf die regionsspezifische Optimierung des Sammlungssystems. Aufgrund der fehlenden Kompensation mittels des Standardkostenbeitrags sind in diesem Modell die Sanktionierungsmechanismen für ineffiziente kommunale Ausschreibungen bzw. Sammlungstätigkeiten jedoch wesentlich stärker. Insgesamt steigt das Risiko seitens der örE, keine Refinanzierung der Sammlungskosten zu erhalten, da im Fall, in dem kein Kontrakt zwischen örE und Dualem System zustande kommt, keine Kompensation vorgesehen ist. Durch diesen stärkeren Sanktionsmechanismus steigen ebenso die Anreize seitens der örE zur regionspezifischen Optimierung von Sammlungs-, Sortierungs- und Verwertungstechnologie.

Wie unter 12.2.2.2 beschrieben, werden die Dualen Systembetreiber nur im Umfang ihrer individuellen Planmengen für die jeweilige Periode mit Kommunen kontrahieren. Trifft man die

---

<sup>121</sup> Zu den Vorteilen der exklusiven Gebietszuordnung vergleiche Abschnitt 14.2.

Annahme, dass örE, die keine Kostenerstattung von Dualen Systemen erhalten, die Getrenntsammlung einstellen, so ist durch diesen Effekt im Gesamtsystem mit einer Absenkung der verwerteten Menge zu rechnen (wobei die Dualen Systembetreiber weiterhin der gesetzlichen Quote unterliegen). Im Kontraktmodell der Kommunalisierung ist daher die Anhebung der gesetzlichen Quote insbesondere zu prüfen.

#### **14.3.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme**

In beiden Varianten des Kommunalisierungsmodells entstehen verbesserte Möglichkeiten (Bündelung der Zuständigkeit in einer Hand) und auch Anreize zur regionsspezifischen Optimierung des Erfassungssystems im Sinne einer Implementierung verschiedener gemeinsamer Erfassungssysteme. Die Anreize zur regionsspezifischen Optimierung hängen primär ab von den bereits im vorhergehenden Abschnitt thematisierten Aspekten:

- Kostensensitivität der Kommune im Hinblick auf Abfallgebühren und deren Erhöhung und der damit verbundenen Frage der Anreiz- und Kontrollsysteme auf kommunalpolitischer Ebene.
- Sanktionsmechanismen, falls kein Vertrag zwischen örE und Dualem System zustande kommt und der damit verbundenen Frage nach der Möglichkeit der Festlegung eines effizienten Standardkostenbeitrags.

Gleichzeitig werden dabei jedoch die Umstellungskosten im Rahmen des Optimierungskalküls des örE berücksichtigt, da höhere Kosten alternativer Systeme direkt auf den örE zurückfallen.

#### **14.3.1.3 Weitere Systemkosten**

Die weiteren Systemkosten sind in beiden Modellvarianten identisch. Analog zum Status quo besteht der in Abschnitt 14.1.1.3 diskutierte Anreiz zur Re-Definition von Abfallströmen.

Aufgrund der Zuordnung der Organisationsverantwortung für die (Getrennt-)Erfassung zur Kommune und die gleichzeitige Verpflichtung der Dualen Systeme zur Quotenerfüllung ist in beiden Modellvarianten eine sehr hohe Systemstabilität gegeben. So ist es im Falle sinkender Sekundärrohstoffpreise für die Dualen Systembetreiber in jedem Fall nicht möglich, mit Maßnahmen bei der Erfassung zu reagieren. Die für diese Quotenerfüllung notwendigen Abfallmengen werden auch in jedem Fall primär in denjenigen Gebieten erfasst, in denen die Erfassung am kostengünstigsten möglich ist. Die örE, die keinen Kontrakt mit einem Dualen System erhalten haben, werden auch im Falle sinkender Sekundärrohstoffpreise das durch den Standardkostenbeitrag oder über kommunale Abfallgebühren finanzierte Sammlungs-system beibehalten. Generell führen sinkende Sekundärrohstoffpreise (bzw. sinkende Erwartungen der Dualen Systeme hinsichtlich der Sekundärrohstoffpreise) dazu, dass die Lizenzgebühren, die die Dualen Systeme von den verpflichteten Unternehmen einnehmen, steigen,



da die Zahlungen der Dualen Systeme an die Kommunen weitestgehend auf Basis der gebietsspezifischen Sammlungskosten festgelegt werden.

### **14.3.2 Verteilung und Akzeptanz**

#### **VARIANTE 1: STANDARDKOSTENBEITRAGSMODELL**

Die Anlastung der Kosten für die Verwertung von Verkaufsverpackungen ist im Standardkostenbeitragsmodell stark abhängig von der Ausgestaltung des Standardkostenbeitrags. Ermöglicht dieser ein hohes Maß an Kostenweiterreichung der Sammlungskosten der öRE an die Dualen Systeme, so erfolgt eine höhere Belastung der Hersteller/Inverkehrbringer. Hat der Standardkostenbeitrag – wie oben diskutiert – im umgekehrten Sinne eher die Funktion eines Benchmarks, so werden höhere Risiken und Lasten an die Kommunen abgewälzt.

Darüber hinaus erfolgt auch eine Anlastung von zusätzlichen Kosten, die durch Systemausgestaltungen entstehen, die nicht in der Berechnung des Standardkostenbeitrags berücksichtigt werden, an die Kommune. Birgt bspw. die zusätzliche (Mit-)Erfassung und Verwertung von SNVP zusätzliche Kosten, und ist diese zusätzliche Miterfassung nicht in der Berechnung des Standardkostenbeitrags berücksichtigt, so ist es unwahrscheinlich, dass der öRE für diese Zusatzkosten von den Dualen Systembetreibern kompensiert wird.

Zur Akzeptanz trägt weiterhin die im Standardkostenbeitragsmodell garantierte Flächendeckung bei. So erfolgt in allen Kommunen eine getrennte Sammlung der Verpackungsabfälle – das ökologische Bewusstsein der Bürger wird nicht beeinträchtigt. Dazu trägt nicht zuletzt die vereinfachte Möglichkeit zur Implementierung der Miterfassung von SNVP bei – die bisher als irrational empfundene Trennung zwischen Verpackungsabfällen und SNVP wird dadurch aufgelöst.

Auf kommunaler Seite entsteht durch das Kommunalisierungsmodell zunächst ein zusätzlicher Koordinationsaufwand, da die Organisationsverantwortung für die Sammlung von LVP und SNVP auf die öRE übertragen wird. Gleichzeitig sieht sich die Kommune einem (je nach Ausgestaltung des Standardkostenbeitrags höheren oder geringeren) Risiko ausgesetzt, keinen Vertragspartner im Rahmen der ersten Verhandlungsstufe zu erhalten. Damit einher geht jedoch auch ein Kompetenzzugewinn hinsichtlich der Gestaltungsmöglichkeiten für die kommunale Abfallpolitik.<sup>122</sup>

Im Gegensatz dazu findet seitens der Dualen Systeme ein Verlust an Gestaltungsspielräumen bei der Sammlung statt. Zwar können Duale Systeme keinen direkten Einfluss auf das in dem jeweiligen Gebiet implementierte Sammlungssystem und die dort gesammelte Menge

---

<sup>122</sup> Im Rahmen der Recherche wurde z.B. betont, dass verstärkte kommunale Ausgestaltungsmöglichkeiten bei der LVP-Sammlung wünschenswert seien, da sich Bürger mit Beschwerden über die LVP-Sammlung ohnehin an die Kommune wenden würden.

nehmen, jedoch besteht im Gegensatz zum Status quo auch kein Kontrahierungszwang einzelner Dualer Systembetreiber mit örE. So ist es den örE – jenseits der ihnen über den Standardkostenbeitrag zugewiesenen Dualen Systemen – nicht möglich, individuelle Sammlungssysteme auf Kosten der Dualen Systeme zu implementieren.

#### **VARIANTE 2: KONTRAKTMODELL**

Im Gegensatz zum Standardkostenbeitragsmodell ist im Kontraktmodell die Flächendeckung nicht gegeben. Somit können die kommunalen Entsorgungskosten für die örE, die keinen Kontrakt mit einem Dualen System erhalten haben, steigen. Dies führt dazu, dass in diesen Gebieten eine doppelte Belastung der Verbraucher grundsätzlich möglich ist: sie entrichten einerseits über die Produktpreise die Lizenzgebühren zur Verwertung der Verpackungsabfälle und finanzieren andererseits über höhere Abfallgebühren die Entsorgungskosten für die in ihrer Kommune zusätzlich zu entsorgenden Abfallfraktionen.

Mit der Aufhebung der Flächendeckung geht ein – im Vergleich zum Standardkostenbeitragsmodell – höheres Risiko für die örE einher, einen Kontraktpartner zu erhalten, was negativ auf ihre Akzeptanz des Modells wirkt.

Die Auswirkungen des Kontraktmodells auf Duale Systeme sind weitestgehend mit den im Standardkostenbeitragsmodell auftretenden Effekten identisch. Durch die Möglichkeit einzelner Dualer Systembetreiber, bestimmten örE ein „Take-it-or-leave-it-Angebote“ zu unterbreiten, steigt jedoch (leicht) deren Mitbestimmungsspielraum bei der Ausgestaltung von Sammlungssystemen.

#### **14.3.3 Anpassungskosten**

Die Anpassungskosten im Kommunalisierungsmodell sind vergleichsweise hoch. So müssen sich die örE um (wie im Abschnitt 14.3.1.1 diskutiert) ein effizientes Verhandlungsergebnis im Hinblick auf die Sammlungskostenerstattung mit Dualen Systemen ein spezifisches Know-how aneignen, was mit erheblichen Transaktionskosten, bspw. aufgrund der Bindung personeller Ressourcen zur Verhandlungsführung, verbunden ist. Darüber hinaus muss bspw. auf kommunaler Ebene das optimale Sammlungssystem ermittelt und festgelegt werden. Bei kommunaler Eigenorganisation der Sammlung müssen darüber hinaus personelle Kapazitäten zur Durchführung von Ausschreibungen oder zur Organisation der Eigendurchführung aufgebaut werden. Auch dies erfordert den Aufbau spezifischen Know-hows.

Weiterhin ist – analog zur Fortentwicklung des Status quo – in beiden Modellen die Schaffung einer Institution zur bundesweiten Zulassung und Überwachung von Dualen Systemen notwendig, da diese aufgrund der bundesweit additiven Flächendeckung nicht mehr durch die Landesbehörden erfolgen kann. Darüber sind im Standardkostenbeitragsmodell erhebliche Transaktionskosten zur Ermittlung und Festsetzung eines effizienten Standardkostenbeitrages, sowie zur institutionellen Ausgestaltung der zweiten Stufe des Verhandlungsverfahrens

rens (Zuordnung der örE, die auf der ersten Stufe keinen Kontraktpartner erhalten haben), erforderlich.<sup>123</sup>

Auch ergibt sich zur Ausgestaltung des Kommunalisierungsmodells ein erheblicher rechtlicher Anpassungsbedarf im Hinblick auf die in der VerpackV festgelegten Zuständigkeiten. Daraus ergibt sich u. U. auch eine Anpassung des KrW-/AbfG hinsichtlich der Überlassungspflichten und Zuständigkeiten für einzelne Abfallfraktionen.

#### **14.3.4 Ökologische Kriterien**

Im Standardkostenbeitragsmodell findet – analog zum Status quo – eine flächendeckende haushaltsnahe Erfassung der Verpackungsabfälle statt. Die volkswirtschaftlichen Kosten der Quotenerfüllung sind somit nicht minimal.

Das Kontraktmodell der Kommunalisierung stellt die Flächendeckung nicht sicher. Die Dualen Systeme streben an, die für ihre Quotenerfüllung notwendigen Verpackungsabfallmengen nur in den Gebieten zu erfassen, wo dies am kostengünstigsten möglich ist. Die Kosten der Quotenerfüllung im Hinblick auf die haushaltsnahe Erfassung von Verpackungsabfällen sind in diesem Organisationsmodell somit in einer theoretischen Betrachtung minimal.

---

<sup>123</sup> Diese Transaktionskosten sind selbstverständlich im Kontraktmodell der Kommunalisierung nicht erforderlich.

#### **14.4 Zertifikatmodell I – Mit kommunaler Sammlung**

Das nachfolgend bewertete Zertifikatsmodell I basiert im Wesentlichen auf dem Kontraktmodell. Im Unterschied zu diesem Organisationsmodell können die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger jedoch nicht nur mit Dualen Systemen kontrahieren. Alternativ können die Kommunen mit Verwertern in Hinblick auf die Abnahme der kommunal erfassten Verpackungsabfälle kontrahieren. Nach erfolgter Verwertung können diese handelbare Verwertungsnachweise (Zertifikate) ausstellen.

##### **14.4.1 Systemkosten**

###### **14.4.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme**

Grundsätzlich besitzt auch dieses Organisationsmodell einen starken Sanktionsmechanismus im Hinblick auf ineffiziente kommunale Sammeltätigkeiten. Das Risiko für die Kommune, keinen Kontraktpartner zur Refinanzierung der Kosten für die Sammlung der Verpackungsabfälle zu finden, ist groß. Im Vergleich zum Kontraktmodell fällt das Risiko jedoch geringer aus, da beim Zertifikatmodell eine zusätzliche Kontrahierungsmöglichkeit der Kommunen mit Verwertern geschaffen wird.

Um die kommunal gesammelten Verpackungsabfälle dürfte sich ein intensiver Wettbewerb seitens der Dualen Systeme und der Verwertungsunternehmen entwickeln. Die Dualen Systeme haben Interesse daran, genügend Verpackungsabfälle zu akquirieren, um ihre Verwertungsquoten zu erfüllen. Für die Verwerter ist es hingegen lukrativ, direkt - d.h. ohne Zwischenschaltung der Dualen Systeme - mit den Kommunen zu kontrahieren. Die dadurch generierten Verwertungsnachweise können über den Börsenhandel oder über direkte Vertragsbeziehungen mit den verpflichteten Unternehmen verkauft werden. Durch die Möglichkeit der verpflichteten Unternehmen ihren Verwertungsverpflichtungen auch individuell nachzukommen und potenziellen Eintritt von Kommunen bzw. Verwertern, verschärft sich der Wettbewerb um die verpflichteten Unternehmen. Gleichzeitig bleibt jedoch der Sanktionierungs- und Kontrollmechanismus des Kontraktmodells in Kraft.

Die Anreize, ein auf die regionalen Gegebenheiten zugeschnittenes Sammelsystem einzurichten, sind in diesem Organisationsmodell für eine Kommune vergleichsweise hoch. So bietet der Markt für die Zertifikate, zusätzlich zur Gebührenerhöhung, eine Möglichkeit der Kostenerstattung, falls die Kommune kein Duales System als Vertragspartner zur Abnahme der Verpackungsabfälle findet – hier müssen sich die Kommunen jedoch – und das ist ein entscheidender Unterschied insbesondere zum Standardkostenbeitragsmodell – im Wettbewerb mit Dualen Systemen bewähren. Die Möglichkeit der kommunalen Betätigung am Zertifikatmarkt bedeutet gegenüber dem Kontraktmodell aber auch eine höhere betriebswirtschaftliche Verantwortung für die Kommunen und damit umfangreichere Planungsaufgaben und eine höhere Risikoübernahme. Entscheidende Einflussfaktoren auf die Effizienz dieses

Modells sind wiederum – wie bei jedem Kommunalisierungsmodell – die Fähigkeiten und Anreize der Kommunen, effizient zu wirtschaften.

Gegenüber dem Kontraktmodell ist insgesamt mit höheren Koordinationskosten zu rechnen. So entstehen bspw. zwischen Verwertern und Kommunen zusätzliche Transaktionskosten zur Anbahnung neuer Vertragsbeziehungen untereinander einerseits, sowie zwischen Verwertern und verpflichteten Unternehmen andererseits. Letztere lassen sich mittels einer Lizenzbörse durch die Erhöhung der Transparenz im Markt zwar entscheidend senken,<sup>124</sup> dennoch ist insgesamt von höheren Transaktionskosten, auch im Vergleich zum Status quo, auszugehen. Hierzu tragen nicht zuletzt die höheren Transaktionskosten aufgrund der höheren Anzahl an Marktteilnehmern im Zertifikatmodell bei.

#### **14.4.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme**

Das Zertifikatmodell I besitzt vergleichbare Anreizwirkungen wie das Kontraktmodell hinsichtlich der regionsspezifischen Optimierung der gemeinsamen Erfassung. Durch die Bündelung der Zuständigkeit der Erfassung in einer Hand wird eine gemeinsame Erfassung verschiedener Abfallfraktionen erleichtert.

#### **14.4.1.3 Weitere Systemkosten**

Analog zum Kontraktmodell der Kommunalisierung bestehen auch die dort bereits diskutierten Anreize zum dysfunktionalen Wettbewerb. Die Systemstabilität ist ebenso mit der des Kontraktmodells vergleichbar.

#### **14.4.2 Verteilung und Akzeptanz**

Im Zertifikatmodell I ist - wie im Kontraktmodell - die flächendeckende haushaltsnahe Entsorgung von Verpackungsabfällen nicht garantiert. Kommunen, die keinen Kontrakt mit einem Dualen System oder einem Verwerter abschließen können, müssen die Verpackungsabfälle in Eigenregie entsorgen und werden ggf. von einer getrennten Erfassung absehen. Dies kann u.U. nur mit höheren Abfallgebühren finanziert werden und führt im Ergebnis zu einer Doppelbelastung der Verbraucher, da die Entsorgung der Verpackungsabfälle in den Produktpreisen bereits eingepreist ist. Dies dürfte die Akzeptanz der Verbraucher in den jeweiligen Gebieten schmälern. Jedoch ist die vereinfachte Möglichkeit zur Implementierung einer Wertstofftonne aus Verbrauchersicht positiv einzuschätzen.

Die Bedeutung der Kommunen in diesem Organisationsmodell steigt, da sie attraktive Vertragspartner von Dualen Systemen oder Verwertern werden. Die Akzeptanz leidet jedoch da-

---

<sup>124</sup> Die Lizenzbörse sollte analog anderer Wertpapierhandelsplätze ausgestaltet sein. Entscheidend ist vor allem eine leichte Handelbarkeit der Lizenzen. Hierzu zählen insbesondere eine Normierung der Lizenzen in Bezug auf die verwerteten Mengen, eine material- und verwertungsartbezogene Differenzierung und eine Plattform zur elektronischen Abwicklung der Transaktionen. Vgl. hierzu Straubhaar et al. (2007), S. 87 ff.

runter, dass die Kommunen dem Risiko ausgesetzt sind, keinen Kontraktpartner zu finden. Dieses Risiko ist jedoch geringer als im Kontraktmodell, da den Kommunen mit den Verwertern zusätzliche Kontraktpartner zur Verfügung stehen. Weiterhin entsteht durch die Organisationsverantwortung für die Sammlung der Verpackungsabfälle auf kommunaler Seite ein hoher Koordinationsaufwand. Auch kann man erwarten, dass Kommunen in den Fällen, in denen sie nicht mit Dualen Systemen kontrahieren und daher eine aktivere Rolle übernehmen, an dem Preisrisiko der Sekundärrohstoffe beteiligt werden.

Insbesondere die Dualen Systeme dürften sich als Verlierer einer Einführung des Zertifikatmodells I sehen. Durch die Schaffung einer zusätzlichen Kontraktmöglichkeit mit Verwertungsunternehmen stehen den Kommunen Ausweichmöglichkeiten zur Verfügung. Dies schmälert den Gestaltungsspielraum der Dualen Systembetreiber. Indem sich nun auch Verwerter bzw. Kommunen am Zertifikatmarkt betätigen können, wird auch der Wettbewerb am Lizenzmarkt intensiviert.

#### **14.4.3 Anpassungskosten**

Die Anpassungskosten sind in diesem Organisationsmodell vergleichsweise hoch. So ist die Schaffung zahlreicher neuer Institutionen erforderlich. Hierzu gehören - wie im Kontraktmodell - die Schaffung einer Institution zur bundesweiten Zulassung und Überwachung der Dualen Systembetreiber erforderlich. Weiterhin fallen Aufbaukosten für die Einrichtung einer Zertifikatsbörse sowie einer zentralen Kontroll- und Akkreditierungsinstanz für die Verwertungsunternehmen an. Darüber hinaus entstehen in diesem Modell auch Kosten für die Konzeption der Verwertungsnachweise.

Das Zertifikatmodell I stellt ein deutliches Umsteuern in der Verpackungsverordnung dar. Aus diesem Grund besteht erheblicher Anpassungsbedarf insbesondere im Zuge der Neuordnung der Zuständigkeiten sowohl in der Verpackungsverordnung als auch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Zudem ist zu prüfen, ob durch die Beteiligung der Kommunen am Zertifikathandel kommunales (Gebühren-)Recht betroffen ist. Eine juristische Prüfung wurde im Rahmen dieser Studie jedoch nicht durchgeführt.

#### **14.4.4 Ökologische Kriterien**

Im Gegensatz zum Status quo werden zunächst insbesondere dort Verpackungsabfälle erfasst, wo dies qualitativ hochwertig und kostengünstig möglich ist. Aufgrund der anspruchsvollen Verwertungsquoten in Deutschland wird damit eine haushaltsnahe Getrennterfassung jedoch nicht obsolet. Vielmehr sind Modifikationen in der Erfassung zu erwarten, deren genaue Ausgestaltungen sich im Rahmen der Marktprozesse ergeben. Durch die größere Rolle der Verwertungsunternehmen in diesem Marktprozess belebt sich - auch im Vergleich zum Kontraktmodell - der Wettbewerb und die durch Marktmacht ausgelöste Verzerrung der

Preisstrukturen entfällt langfristig. Die Erfüllung der Verwertungsquoten kann somit zu minimalen Kosten erreicht werden.

#### **14.5 Zertifikatmodell II – Mit von den Dualen Systemen koordinierte Sammlung**

Dieser Abschnitt nimmt eine ökonomische Bewertung des Zertifikatmodells II vor. Basierend auf dem Organisationsmodell „Status quo und Fortentwicklung“ findet in diesem Modell zunächst eine Auslosung der Sammelgebiete statt. Im Rahmen der anschließenden Abstimmung mit dem öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger verhandeln die Systembetreiber über die Ausgestaltung des Erfassungssystems. Hierzu gehört auch die Miterfassung stoffgleicher Nichtverpackungen durch die Dualen Systeme, falls deren Vorteilhaftigkeit nachweisbar ist. Falls keine Einigung erfolgt, fällt die Entscheidungsfreiheit, ob eine Getrenntsammlung durchgeführt werden soll, an die Kommune. In diesem Fall können sie die erfassten Mengen gegen eine Kostenerstattung an Verwerter übergeben.

##### **14.5.1 Systemkosten**

###### **14.5.1.1 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung getrennter Abfallströme**

Durch die Möglichkeit der Kontrahierung zwischen Verwerter und Kommune erfolgt gegenüber dem Modell „Status quo und Fortentwicklung“ noch eine weitere Absenkung der Markteintrittsbarrieren. Falls keine Einigung der zugelassenen Systembetreiber mit den Kommunen über den Aufbau eines Sammelsystems zustande kommt, fällt die Entscheidungsfreiheit, ob eine Getrenntsammlung durchgeführt werden soll, an die Kommune. In diesem Fall können sie die erfassten Mengen gegen eine Kostenerstattung an Verwerter übergeben. Im Vergleich zum Zertifikatmodell I dürfte der Wettbewerb um die Sammelmengen zwischen Dualen Systemen und Verwertern hingegen deutlich geringer sein, da zunächst die Dualen Systembetreiber exklusiv in den Gebietskörperschaften für die Erfassung zuständig sind.

Wie auch im Modell „Status quo und Fortentwicklung“ steigen durch den Wegfall der Mitbenutzung die Anreize für die Dualen Systeme, ein optimales Sammelsystem einzurichten, da sie nun die Kostenvorteile (in großem Umfang) selbst internalisieren können und nicht mit den Konkurrenten teilen müssen.<sup>125</sup> Auch schafft der potenzielle Wettbewerb mit Verwertern Raum für Innovationswettbewerb in Bezug auf einzelne Abfallfraktionen.

Weiterhin ist in diesem Modell davon auszugehen, dass auch die kommunalen Gebietskörperschaften hohen Anreizen ausgesetzt sind, zur Errichtung eines effizienten Getrenntsammlungssystems beizutragen, da sie, falls im Rahmen der Abstimmung mit einem Dualen Systembetreiber keine Einigung zustande kommt, zusätzlich eine Kostenerstattung mit einem Verwerter verhandeln können. Dies geht zunächst mit einer höheren betriebswirtschaftlichen

---

<sup>125</sup> Zum Problem der Zuteilungsdauer vgl. Kap. 14.2.1.1

Verantwortung der Kommune sowie höheren Transaktionskosten einher, bietet aber auch eine Ausweichmöglichkeit für die Kommune und die Option, selbst am Zertifikatmarkt aufzutreten.

Gleichzeitig eröffnet die kommunale Kontrahierungsmöglichkeit mit Verwertern (falls keine Einigung mit dem zugelosten Dualen Systembetreiber erfolgt) jedoch auch die Möglichkeit strategischen Verhaltens seitens der Kommune. So kann sie, falls ihr diese Option wünschenswerter erscheint,<sup>126</sup> die Abstimmung mit dem jeweiligen Dualen Systembetreiber systematisch zum Scheitern bringen. Gleichzeitig stärkt dies die Verhandlungsposition der Kommune bei der Verhandlung und birgt Unsicherheiten für die Dualen Systeme bzgl. der Quotenerfüllung. Dennoch ist in diesem Fall für die Dualen Systeme die Beschaffung der notwendigen Verwertungszertifikate am Börsenmarkt möglich.

Während insbesondere auf Seiten der Dualen Systeme die Transaktionskosten (aufgrund des Entfallens des Systems der Mitbenutzung) sinken, fallen in diesem Modell an anderer Stelle - wie bereits im Rahmen des Zertifikatmodells I diskutiert - zusätzliche Koordinations- und Transaktionskosten zur Vertragsanbahnung zwischen einzelnen Marktteilnehmern an. Hierzu gehören darüber hinaus die Kosten, die im Zusammenhang mit der Gebietsauslösung entstehen.

#### **14.5.1.2 Systemkosten im Hinblick auf die Betrachtung gemeinsam erfasster Abfallströme**

Die oben genannte Anreizkonstellation der Kommunen und der Dualen Systeme schafft auch ein hohes Interesse der beteiligten Akteure an einer regionsspezifischen Optimierung. Zwar haben die Dualen Systembetreiber auch in dieser Organisationsvariante das Recht, stoffgleiche Nichtverpackungen bei nachgewiesener Vorteilhaftigkeit mitzuerfassen. Im Vergleich zum modifizierten Status quo wird dieses Recht allerdings verwässert, da Kommunen nicht zwingend darauf angewiesen sind, mit Dualen Systemen zu kontrahieren.

#### **14.5.1.3 Weitere Systemkosten**

Analog dem modifizierten Status quo, auf das dieses Modell basiert, ist auch in diesem Organisationsmodell davon auszugehen, dass seitens der Dualen Systeme Anreize zur Re-Definition von Abfallströmen bestehen.

Ebenso ergeben sich im Hinblick auf die Abhängigkeit des Entsorgungsregimes von den Sekundärrohstoffmärkten im Vergleich zum Modell „Status quo und Fortentwicklung“ keine Veränderungen. Sofern sich der zugeloste Systembetreiber und die Kommune im Rahmen der Abstimmung des Sammelsystems nicht einigen können, ist in dieser Modellkonstellation die

---

<sup>126</sup> Dies ist bspw. möglich, wenn die Zielsysteme der örE - wie in Abschnitt 14.3.1.1 diskutiert - vom im Rahmen dieser Studie angenommenen Zielsystem abweichen.



Kommune für Sammelsystem verantwortlich. Der Kommune stehen mit dem Zertifikatmarkt, etwaiger Sekundärrohstofflöse sowie ggf. einer Erhöhung der Abfallgebühren mehrere Möglichkeiten zur Refinanzierung offen. Eine hohe Systemstabilität ist daher grundsätzlich gegeben.

Auch hier treten in Folge der veränderten Zulassungsbedingungen Entwertungen der spezifischen Investitionen der Dualen Systeme auf. Eine bundesweite Feststellung ist nicht mehr erforderlich. Die spezifischen Investitionen der kommunalen Seite sind in diesem Organisationsmodell weitgehend geschützt, da der Kommune über die Abstimmungserfordernis des zugelosten Systembetreibers und eines Vorteilhaftigkeitsnachweises einer Miterfassung anderer Abfallströme mit ggf. anschließendem Gerichtsverfahren hinaus die Option der Eigenorganisation der Verpackungsverwertung offen steht.

#### **14.5.2 Verteilung und Akzeptanz**

Da in diesem Modell eine Wertstofftonne nur eingeführt werden kann, wenn dies mindestens kostenneutral geschieht, ist im Hinblick auf die gemeinsame Erfassung verschiedener Stoffströme nicht mit negativen Verteilungswirkungen für die Dualen Systembetreiber zu rechnen. Diese können jedoch an anderer Stelle entstehen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass in den Kommunen, die keine Einigung mit dem zugelosten Systembetreiber erzielen können, Doppelbelastungen für die Haushalte entstehen. Dies ist der Fall, wenn die Kommune die Kosten der Eigenverwertung nicht über den Zertifikatmarkt refinanzieren kann und die Abfallgebühren erhöhen muss. Dadurch wird die Akzeptanz der Bevölkerung in den betroffenen Gebieten gesenkt.

Aus Verbrauchersicht ist darüber hinaus positiv einzuschätzen, dass eine einfachere und plausiblere Abfalltrennung in Gebieten mit Wertstofftonne möglich ist. Eine Änderung der gemeinsamen Erfassung nach jeder Zulosungsperiode wird hingegen mit Akzeptanzproblemen verbunden sein. Dem kann die Kommune aber durch die Möglichkeit der Eigenorganisation der Verwertung stabilisierend entgegenwirken.

Die Möglichkeit der Eigenorganisation stattet die Kommune mit zusätzlicher Verhandlungsmacht aus und erhöht so die Bedeutung der Kommunen - dies ist jedoch gleichzeitig mit einer höheren kommunalen Risikoübernahme und zusätzlichem Koordinationsaufwand verbunden.

Bei den Dualen Systemen dürfte die Aussicht auf eine Erweiterung des Handlungsspielraums durch die Möglichkeit der Einführung einer Wertstofftonne mit hoher Akzeptanz verbunden sein. Diese wird allerdings geschmälert durch die Option der kommunalen Eigenverwertung der Verpackungsabfälle. Auch ein weiteres Risiko ist mit Akzeptanzproblemen verbunden: Können nur einjährige Lizenzverträge mit den verpflichteten Unternehmen abge-

geschlossen werden, ist dies bei einer längeren Gebietszuständigkeit mit erheblichen Refinanzierungsrisiken für die Dualen Systeme verbunden.

### **14.5.3 Anpassungskosten**

Die Implementierungskosten des Modells sind vergleichsweise hoch. Infolge der Ablösung der Systemzulassung durch die Landesbehörden fallen Aufbaukosten für die Einrichtung einer zentralen Zulassungsstelle für die Dualen Systembetreiber an. Weitere Kosten entstehen für die Einrichtung einer Zertifikatbörse und einer zentralen Kontrollinstanz für die Verwertungsunternehmen. Auch der Verlosungsmodus ist mit Transaktionskosten verbunden.

Rechtliche Änderungen sind vor allem im Bereich der Verpackungsverordnung und ggf. auch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz erforderlich. Zudem ist zu prüfen ob durch die Möglichkeit der kommunalen Teilnahme am Zertifikathandel kommunales Recht berührt wird.

### **14.5.4 Ökologische Kriterien**

Wie auch im Zertifikatmodell I findet die Sammlung - aufgrund der Aufhebung der Flächendeckung - nur in den Gebieten statt, wo dies am kostengünstigsten möglich ist.

## 14.6 Ergebnistabelle

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bewertung aller Organisationsmodelle und ihrer Varianten kurz zusammengefasst.

**Tabelle 27: Bewertung der Organisationsmodelle im Überblick**

Modell	Vorteile	Probleme
Status quo	<ul style="list-style-type: none"> <li>hohe Systemstabilität</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Insgesamt hohe Systemkosten durch hohe Marktkonzentration, Markteintrittsbarrieren, Modell der Mitbenutzung</li> <li>Geringe Anreize zur Einrichtung optimaler Sammelsysteme (regionale Optimierung sowie Miterfassung SNVP) aufgrund der Mitbenutzung sowie rechtlicher Unsicherheiten</li> <li>keine kostenminimale Zielerreichung (Vorgabe der Flächendeckung)</li> </ul>
Status quo und Fortentwicklung	<ul style="list-style-type: none"> <li>höhere Bestreitbarkeit (Wettbewerbsintensität) durch additive Flächendeckung</li> <li>Geringere Transaktionskosten durch Wegfall des Systems der Mitbenutzung</li> <li>Vergrößerte Chancen zur Durchsetzung alternativer Sammelsysteme (Miterfassung SNVP)</li> <li>Vergleichsweise hohe Akzeptanz bei gleichzeitig geringen Anpassungskosten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Transaktionskosten durch Losverfahren</li> <li>keine kostenminimale Zielerreichung (Vorgabe der Flächendeckung)</li> </ul>
Kommunalisierung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bündelung der Zuständigkeit für verschiedene Abfallfraktionen (hohe Möglichkeiten zur regionalen Optimierung der Sammelsysteme)</li> <li>Kosteneffiziente Zielerreichung durch Aufhebung der Flächendeckung (Kontraktmodell)</li> <li>Institutioneller Wettbewerb der Lösungswege bei der Verwertung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Effizienz stark abhängig von der Ausprägung lokaler Anreiz- und Kontrollstrukturen und daher nur schwer vorhersehbar</li> <li>Erhebliche Anpassungskosten zu erwarten</li> </ul>
Zertifikatmodell I	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bündelung der Zuständigkeit für verschiedene Abfallfraktionen (hohe Möglichkeiten zur regionalen Optimierung der Sammelsysteme)</li> <li>Kosteneffiziente Zielerreichung durch Aufhebung der Flächendeckung</li> <li>Erhöhung der Bestreitbarkeit durch Senkung von Markteintrittsbarrieren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhebliche Anpassungskosten zu erwarten</li> <li>höhere Transaktionskosten zur Abstimmung der Marktteilnehmer</li> </ul>
Zertifikatmodell II	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kosteneffiziente Zielerreichung durch Aufhebung der Flächendeckung</li> <li>Erhöhung der Bestreitbarkeit durch Senkung von Markteintrittsbarrieren</li> <li>Geringere Transaktionskosten durch Wegfall des Systems der Mitbenutzung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhebliche Anpassungskosten zu erwarten</li> <li>höhere Transaktionskosten zur Abstimmung der Marktteilnehmer, Losverfahren etc.</li> </ul>

## 15 Empfehlungen

Die Modelldiskussion hat gezeigt, dass keine dominante Modellvariante besteht. Die einzelnen Modelle unterscheiden sich jedoch erheblich hinsichtlich ihrer zu erwartenden Effekte auf die einzelnen Kriterien. Dies gilt insbesondere hinsichtlich

- der Möglichkeiten und Anreize, alternative Erfassungssysteme zu realisieren,
- der Implementierungskosten der Modellvarianten und
- der Gesamteffizienz, wobei insbesondere in diesem Bereich die Aussagen mit hoher Unsicherheit behaftet sind.

Aufgrund der bestehenden Unsicherheit hinsichtlich der Wirkungen der Modellvarianten und der erheblichen Implementierungskosten, die mit grundlegenden Eingriffen in die Organisation der Abfallwirtschaft verbunden wären, liefern die vorliegenden Erkenntnisse keine Basis für die Empfehlung grundlegender Änderungen der Organisation der Abfallwirtschaft.

Beim gegenwärtigen Wissensstand können daher folgende Alternativen nicht empfohlen werden:

- die Kommunalisierung, da zunächst erhebliche weitere Forschungen zur Gestaltung, Implementierbarkeit und auch der rechtlichen Zulässigkeit effektiver Anreizsysteme erforderlich sind,
- Zertifikatmodelle, da sie nach Auffassung der Gutachter nur ergänzend einzusetzen sind und daher einen hohen Anpassungsbedarf aufweisen,
- die Aufgabe der Getrenntsammlung aufgrund der negativen ökologischen Konsequenzen.

Die Empfehlungen beziehen sich auf zwei Stufen: kurzfristig zu empfehlende Maßnahmen (Stufe 1) und weiter zu prüfende grundlegende Aspekte (Stufe 2).

### **Stufe 1: Wettbewerbsintensivierung und Verbesserung der Anreize zur Implementierung alternativer Erfassungssysteme**

Das im Rahmen des Gutachtens diskutierte Modell „Status quo mit systemkonformen Anpassungen“ erfüllt die genannten Anforderungen: Es werden nur begrenzte Anpassungen durchgeführt, die

- in ihren Wirkungen vergleichsweise gut prognostizierbar sind,
- geringe Implementierungskosten auf Seiten aller Akteure verursachen und

- aufgrund des Wegfalls der Mitbenutzungsregel, die Anreize der Dualen Systeme zur Implementierung alternativer Erfassungssysteme erhöhen und den Wettbewerb auf der Erfassungsstufe intensivieren,
- die Möglichkeiten zur Umsetzung verbessern, indem ein Recht auf Umstellung implementiert wird,
- den Wettbewerb zwischen Dualen Systemen intensivieren, da die individuelle Pflicht zur Flächendeckung entfällt.

## **Stufe 2: Diskussion grundlegenderer Anpassungen**

Die Studie hat aus Sicht der Gutachter einen weitergehenden Forschungsbedarf aufgezeigt. Dieser ergibt sich einerseits aus der Notwendigkeit, hier andiskutierte Modelle vertieft zu prüfen, das gilt insbesondere für Anreizsysteme im Rahmen der Kommunalisierungsmodelle, bzw. aus der generell geringen empirischen Basis, auf der gegenwärtig Entscheidungen über die Gestaltung der Abfallwirtschaft getroffen werden müssen.

Andererseits wurden im Rahmen dieser Analyse zahlreiche Gestaltungsparameter der Abfallwirtschaft als nicht veränderbar betrachtet - ein Kunstgriff, der erforderlich war, um eine Vergleichbarkeit zwischen den Modellen herzustellen. Diese Gestaltungsparameter sollten aber - den Anforderungen einer rationalen Wirtschaftspolitik folgend - regelmäßig einer kritischen Prüfung unterzogen werden. Dies gilt insbesondere für folgende Parameter:

- Problematik der speziellen Regelungen für einen vergleichsweise kleinen Bereich der Abfallwirtschaft. Erforderlich sind eine Kosten-Nutzen-Betrachtung, ob der erhebliche Aufwand, der mit der getrennten Behandlung von Verpackungen verbunden ist, aus gesellschaftlicher Sicht tatsächlich gerechtfertigt ist, sowie ein Kosten-Wirksamkeits-Vergleich, in dem analysiert wird, ob die unbestrittenen ökologischen Erfolge nicht in anderen Bereichen der Volkswirtschaft kostengünstiger erzielt werden könnten.

Sowohl der Sachverständigenrat für Umweltfragen als auch die Monopolkommission haben beispielsweise darauf hingewiesen, dass etwa die Kosten pro eingesparter Tonne CO<sub>2</sub> extrem zwischen verschiedenen Wirtschaftssektoren bzw. -bereichen schwanken und dass sie im Bereich der Verpackungsverwertung bei weitem nicht am geringsten sind.<sup>127</sup> Eine kostenminimale Erreichung umweltpolitischer Ziele setzt jedoch voraus, dass die (Grenz-) Kosten der Vermeidung von Umweltbelastungen zwischen den Sektoren und Bereichen der Wirtschaft identisch sind.

---

<sup>127</sup> Vgl. Monopolkommission (2003), S. 57 f. und SRU (2002), Tz. 498.

- Letztlich könnte mit dem genannten Prüfprogramm auch eine rationalere Basis für die Festlegung der Verwertungsquote geschaffen werden.<sup>128</sup>
- Auf den Prüfstand gestellt werden sollte auch die Trennung des Verpackungsbereichs in verschiedene Segmente (Verkaufs-, Transport- und Umverpackungen). Dabei sollte die Frage im Vordergrund stehen, ob nicht durch eine Abschaffung dieser Segmentierung - bei gleicher ökologischer Wirkung - Kostensenkungen erreicht werden können.<sup>129</sup>

---

<sup>128</sup> Speziell zur Diskussion von Verwertungsquoten vgl. Schatz (2005), S. 56 ff., Fritsch/Wein/Ewers (1996), S. 164 ff.

<sup>129</sup> Vgl. zu dieser Diskussion z.B. Straubhaar et al. (2007), S. 41 oder auch Schatz (2005), S. 126.

## 16 Literaturverzeichnis

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2007): Abfallwirtschaft und Klimaschutz, bifa- Text Nr. 34.
- Becker, G. (2009): Modellversuche zu alternativen Erfassungssystemen- eine aktuelle Übersicht; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 49-56.
- Beyer, P. / Kopytziok, N. (2004): Abfallvermeidung und –verwertung durch das Prinzip der Produzentenverantwortung; Forschungsvorhaben für das Österreichische Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Bilitewski, B. / Müller, H. / Schirmer, M. / Wagner, J. (2005): Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung, EdDE-Dokumentation Nr. 10.
- Blankart, C. (1991): Öffentliche Finanzen in der Demokratie.
- BMU (2009): GreenTech made in Germany 2.0, Umwelttechnologie-Atlas für Deutschland.
- Bundeskartellamt (2003): Bundeskartellamt verhängt Bußgelder von über 4 Millionen Euro wegen Aufruf zum Boykott in der Entsorgungswirtschaft, Pressemeldung des Bundeskartellamtes vom 23.01.2003.
- Bundeskartellamt (2008): Beschluss B 4-32/08. <http://www.bundeskartellamt.de/wDeutsch/download/pdf/Kartell/Kartell08/B4-32-08-1.pdf>
- Busch, B. / Voss, G. (2000), Deregulierung in der Entsorgungswirtschaft. Beiträge zur Wirtschafts- und Sozialpolitik 256.
- bvse – Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung (2009): Direktvermarktung von Glasscherben durch die DSD GmbH könnte das Glasrecycling in Gefahr bringen, Pressemitteilung des bvse vom 26.05.2009.
- Christiani, J. (2009): Möglichkeiten und Randbedingungen einer Wertstoffgewinnung aus Abfallgemischen; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 143-151.
- Christiani, J. (2005): Überblick über die heute zur Verfügung stehenden Sortiertechniken und Ergebnisse aus Großversuchen. Vortrag im Rahmen des Workshop „Zukunft der getrennten Sammlung“ Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
- Consoli, F., I. Boustead, J. Fava, W. Franklin, A. Jensen, N. de Oude, R. Parish, D. Postlewhite, B. Quay, J. Seguin, B. Vignon (1993): Guidelines for Life-cycle Assessment: A “Code of Practice”. SETAC.

- Curter, M. (1996): Berliner Gold: Die Geschichte der Müllbeseitigung in Berlin.
- Debande, O. / Drumeaux, A. (1996): Critical Analysis of Contractual Regulation Mechanisms: An Organizational Approach; in: Journal of Socio-Economics, Vol. 12, No. 4, S. 453-472.
- Dieckmann, M. (2009): Abstimmung, Mitbenutzung und Vergabe im Wettbewerb; in: AbfallR, 1 2009, S. 11-18.
- Dijkgraaf, E. / Gradus, R. H. J. M. (2008): Cost Savings of Contracting Out Refuse Collection in The Netherlands; in: E. Dijkgraaf / R. H. J. M. Gradus (Hrsg.): The Waste Market. Institutional Developments in Europe, S. 9-21.
- Dijkgraaf, E. / Gradus, R. H. J. M. (Hrsg., 2008): The Waste Market. Institutional Developments in Europe.
- EdDE (2002): Zukunft der Entsorgungslogistik für private Haushalte – Trends und Entwicklungen- Entsorgungsgemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.
- Eich, C. (2006): Verpackungsentsorgung in Deutschland - Alternative wirtschaftspolitische Instrumente im Vergleich, Diss. rer pol. TU Berlin, 2006; elektronische Fassung unter: <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=984868658>.
- Escalante M., N.: (2005) Life Cycle Assessment of Household Waste Management Strategies. Masterarbeit, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft der Universität Stuttgart.
- Eurostat (2006): Statistik zu den verwerteten Verpackungsmaterialien in Europa.
- Ewers, H.-J. / Tegner, H. / Schatz, M. (2002): Ausländische Modelle der Verpackungsentsorgung – Das Beispiel Großbritannien, Arbeitspapier des Fachgebiets Wirtschafts- und Infrastrukturpolitik der TU Berlin.
- Frenz, W. (2009): Der Zugriff auf Sekundärrohstoffe durch Systembetreiber – Abfall- und wettbewerbsrechtliche Grenzen, Gutachten für den Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.
- Fritsch, M. / Wein, T. / Ewers, H.-J. (1996): Marktversagen und Wirtschaftspolitik: Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns; 2. Aufl.
- Globerman, S. / Vining, A. R. (1996): A Framework for Evaluating the Government Contracting-Out Decision with an Application to Information Technology; in: Public Administration Review, Vol. 56, No. 6, S. 577-586.
- Guineé, J. B. (Hrsg., 2000): Guide to LCA. Part B: Guidelines (Draft), Center of Environmental Sciences.



- Guineé, J. B. et al. (2001): Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards, Ministry of Housing, Spatial Planning, and the Environment.
- GVM - Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH (2008): Recycling-Bilanz für Verpackungen, Berichtsjahr 2007, 15. Ausgabe.
- Halm, G. (2009): Projekt „Nasse und Trockene Tonne“ Kassel; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 93-99.
- Hossenfelder, S. (2008): Kartellrechtliche Anforderungen an die wettbewerbsneutrale Koordination der Erfassungsausschreibungen, 15. Reclay Verpackungsforum am 15.10.2008 in Köln, Präsentation. [http://www.redual.de/fileadmin/user\\_upload/pdf/Vortrag\\_Hossenfelder.pdf](http://www.redual.de/fileadmin/user_upload/pdf/Vortrag_Hossenfelder.pdf)
- Hüskens, J.: (2005) Ergebnisse GiG Versuch Dezember 2003. Vortrag im Rahmen des Workshop „Zukunft der getrennten Sammlung“ Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
- ISO 14040 - International Organization for Standardization (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). Europäisches Komitee für Normung (CEN).
- ISO 14041 - International Organization for Standardization (1998): Umweltmanagement - Ökobilanzen - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie der Sachbilanz (EN ISO 14041:1998), Europäisches Komitee für Normung (CEN).
- ISO 14042 - International Organization for Standardization (2000): Umweltmanagement- Ökobilanzen - Wirkungsabschätzung (EN ISO 14042:2000), Europäisches Komitee für Normung (CEN).
- ISO 14043 - International Organization for Standardization (2000): Umweltmanagement - Ökobilanzen - Auswertung (EN ISO 14043:2000), Europäisches Komitee für Normung (CEN).
- Kern, M; Siepenkothen, H.-J. (2005): Struktur und Bewertung der Erfassungssysteme für trockene Wertstoffe in Deutschland; in: Müll und Abfall, 11/2005, S. 560 - 565.
- Kranert, M. et al. (2006): Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung Konzepte zur langfristigen Umgestaltung der heutigen Hausmüllentsorgung, hrsg. vom Umweltministerium Baden-Württemberg, Reihe Abfall Heft 18.
- Mayer, C. (2009): Verpackungsrecycling durch das ARA System – 15 nachhaltige Jahre für Österreich; in: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft: 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband).

- McAfee, R. / McMillan, J. (1988): Incentives in Government Contracting.
- Monopolkommission (2003): Wettbewerbsfragen der Kreislauf- und Abfallwirtschaft; Sondergutachten der Monopolkommission gemäß § 44 Abs. 1 Satz 4 GWB.
- Monzel, M. G. (2006): Nachsortierung getrockneter Siedlungsabfälle – Brennstoff und/oder Wertstoff?; in: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft: 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband).
- Mühlenkamp, H. (2006): Öffentliche Unternehmen aus der Sicht der Neuen Institutionenökonomik; in: Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen, 29. Band, Heft 4, S. 390-417.
- Oetjen-Dehne, R. (2009): Erfahrungen mit dem System Gelbe Tonne plus in Leipzig und Berlin; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 57-70.
- Pauly, M. (2008): Das neue Verpackungsrecht; in: AbfallR, 2 2008, S. 46-56.
- Prognos AG (2008): Alternativen bei der bestehenden haushaltsnahen (Verpackungs-) Entsorgung. Entwicklung eines Prüf-/Kriterienrasters. [http://www.vzbv.de/mediapics/pruef\\_kriterienraster\\_verpackung\\_entsorgung\\_prognos\\_12\\_2008.pdf](http://www.vzbv.de/mediapics/pruef_kriterienraster_verpackung_entsorgung_prognos_12_2008.pdf).
- Richter, R. / Furubotn, E. (2003): Neue Institutionenökonomik, 3. Aufl.
- Rummler, Th. / Seitel, J. (2008): Rahmenbedingungen der Verpackungsentsorgung nach der 5. Novelle der Verpackungsverordnung, in: AbfallR, 3 2008, S. 129-139
- Scharff, C. (2007): Die Umsetzung der EU-Verpackungsrichtlinie in Österreich am Beispiel des ARA Systems; in: K. Thomé-Kozmiensky / A. Versteyl / M. Beckmann (Hrsg.): Produktverantwortung, S. 163-210.
- Schatz, M. (2005): Wettbewerbliche Ausgestaltung von Rücknahmepflichten.
- Schneider, I. (2006): Erfahrungen mit der Hamburger Wertstofftonne; in: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft: 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband).
- Schöer, R. / Schiel, N. (2009): Erste Erfahrungen mit der Verwertung von nassen und trockenen Stoffströmen aus dem Versuchsgebiet Kassel; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 123-141.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (1998): Umweltgutachten 1998, Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2002): Umweltgutachten 2002, Für eine neue Vorreiterrolle.

- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): Umweltgutachten 2004, Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern.
- Straubhaar, T / Tegner, H. / Ehrmann, H. / Geyer, G. / Schulze, S. (2007): Volkswirtschaftliche Effizienzsteigerungen durch mehr Wettbewerb im Bereich der Entsorgung gebrauchter Verkaufsverpackungen: Möglichkeiten und Politikimplikationen, Gutachten der Hamburgischen WeltWirtschafts gGmbH im Auftrag des Bundesverbandes Wettbewerb, Produktverantwortung und Innovation (BWPI).
- Tegner H. / Brinkschmidt, J. (2008): Marktregulierung und Wettbewerb der Verpackungsentsorgung nach der 5. Novelle der Verpackungsentsorgung – Eine volkswirtschaftliche und rechtswissenschaftliche Untersuchung. [http://www.bpvv.de/fileadmin/design/bpvv/20081023\\_Marktregulierung\\_und\\_Wettbewerb\\_der\\_Verpackungsentsorgung\\_nach\\_5.Novelle\\_VerpackV.pdf](http://www.bpvv.de/fileadmin/design/bpvv/20081023_Marktregulierung_und_Wettbewerb_der_Verpackungsentsorgung_nach_5.Novelle_VerpackV.pdf).
- Tegner, H. / Brenck, A. / Stroetmann, C. / Ehrmann, H. / Elmer, C.-F. (2005): Die Kosten der Abfallwirtschaft für Verbraucher, Studie im Auftrag des Verbraucherzentrale Bundesverbandes e.V. (vzbv).
- Udo de Haes, H.A. (Hrsg., 1996): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment, SETAC-Europe Working Group on Impact Assessment.
- Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hausschild, W. Krewitt, R. Müller-Renk. (1999): Best Available Practice Regarding Impact Categories and Indicators in Life Cycle Impact Assessment; in: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 4, No. 3, S. 167-174.
- Umweltruf (2009): Platzhirsch ARA läuft gegen die von Europa erzwungene Öffnung der Verpackungsmüllentsorgung Sturm. <http://www.umweltruf.de/news/111/news2.php3?nummer=9025>.
- Urban, A.I. / Schröer, R. (2009): Verfahrenstechnische Untersuchung und ökonomische-ökologische Bewertung des Kasseler Modells; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 101-115.
- Vickers, J. / Yarrow, G. (1988): Privatization: An Economic Analysis.
- Villalonga, B. (2000): Privatization and Efficiency: Differentiating Ownership Effects from Political, Organizational, and Dynamic Effects; in: Journal of Economic Behavior & Organization, Vol. 42, S. 43-74.
- VKS - Verband kommunale Abfallwirtschaft und Stadtreinigung im VKU (2008): VKS-Information 71: Betriebsdatenauswertung 2006.

Waldbauer, M (2005): Verpackungsabfälle im Hausmüll in der Europäischen Union und die Qualität ihrer Erfassung mit Getrenntsammlensystemen am Beispiel der Staaten Deutschland und Frankreich, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd.85.

Wieczorek; M. (2009): „Sack im Behälter“ – das zukunftsweisende Entsorgungssystem; in: A. I. Urban / G. Halm (Hrsg.): Kasseler Modell – mehr als Abfallentsorgung, S. 81-87.

### **Gesetzestexte**

Accord de cooperation du 4 novembre 2008 concernant la prevention et la gestion des déchets d'emballages.

Accord de coopération pour la prévention et la gestion des déchets d'emballages (1997).

Décret n° 92-377 modifié par Décret n° 99-1169 du 1er avril 1992 portant application pour les déchets résultant de l'abandon des emballages de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 modifiée relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

Europäische Richtlinie 2004/12/EG: Richtlinie 2004/12/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 11. 02.2004 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle vom 20.12.2004, ABI. L 365, S. 10, zuletzt geändert durch Richtlinie 2005/20/EG, ABI. L 70, S. 17.

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 11. August 2009 (BGBl. I S. 2723).

Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG BGBl I S. 2705, zuletzt geändert durch Art. 2 Gesetz zur Ablösung des Abfallverbringungsgesetzes und zur Änderung weiterer Rechtsvorschriften vom 19. Juli 2007, BGBl I Nr. 33, S. 1462 ff. vom 25. Juli 2007.

Landesgesetz über die Abfallwirtschaft im Land Oberösterreich (2009): Oö. Abfallwirtschaftsgesetz 2009 - Oö. AWG 2009, verkündet im Landesgesetzblatt für Oberösterreich am 10. Juli 2009.

Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 1997, Statutory Instrument No. 648 vom 6.03.1997.

Richtlinie 94/62/EG: Richtlinie 94/62/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 20. Dezember über Verpackungen und Verpackungsabfälle.

Verordnung über die Rücknahme und Pfanderhebung von Getränkeverpackungen aus Kunststoffen vom 20.12.1988, BGBl. I, S. 2455 f.

Verpackungsverordnung 1996: Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und die Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996) (CELEX-Nr.: 394L0062) StF: BGBl. Nr. 648/1996.

Verpackungsverordnung vom 21.08.1998 (BGBl. I S. 2379), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 2 der Verordnung vom 02.04.2008, BGBl. I S. 531.

## **17 Anhänge**

## **17.1 Glossar**

### **Auswertung**

Bestandteil der Ökobilanz, bei der die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide bezüglich des festgelegten Zieles und Untersuchungsrahmens beurteilt werden, um Schlussfolgerungen abzuleiten und Empfehlungen zu geben.

### **Allokation**

Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen.

### **Elementarfluss**

Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges.[ISO 14040].

### **Ökobilanz**

Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird. [ISO 14040].

### **Produktsystem**

Zusammenstellung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen, die den Lebensweg eines Produktes, einer Dienstleistung oder eines Prozess modelliert und die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt.

### **Sachbilanz**

Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges umfasst [ISO 14040].

### **Systemgrenze**

Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozessmodule Teil eines Produktsystems sind.

### **Umweltbelastung**

Unter Umweltverschmutzung wird im Rahmen des Umweltschutzes ganz allgemein die Verschmutzung der Umwelt, das heißt des natürlichen Lebensumfelds der Menschen, durch die Belastung der Natur mit Abfall- und Schadstoffen, z.B. Giften, Mikroorganismen und radioaktive Substanzen verstanden.

### **Wirkungsabschätzung**

Phase der Ökobilanz, in der die Sachbilanzergebnisse Wirkungskategorien zugeordnet werden. Für jede Wirkungskategorie wird der Wirkungsindikator ausgewählt und das Wirkungsergebnis berechnet [ISO 14040].

### **Wirkungskategorie**

Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden könnte.



## 17.2 Stoffströme der verschiedenen Szenarien

Im Folgenden sind die modellierten Stoffströme der verschiedenen Szenarien dokumentiert.

### 17.2.1 Strukturtyp Städtisch

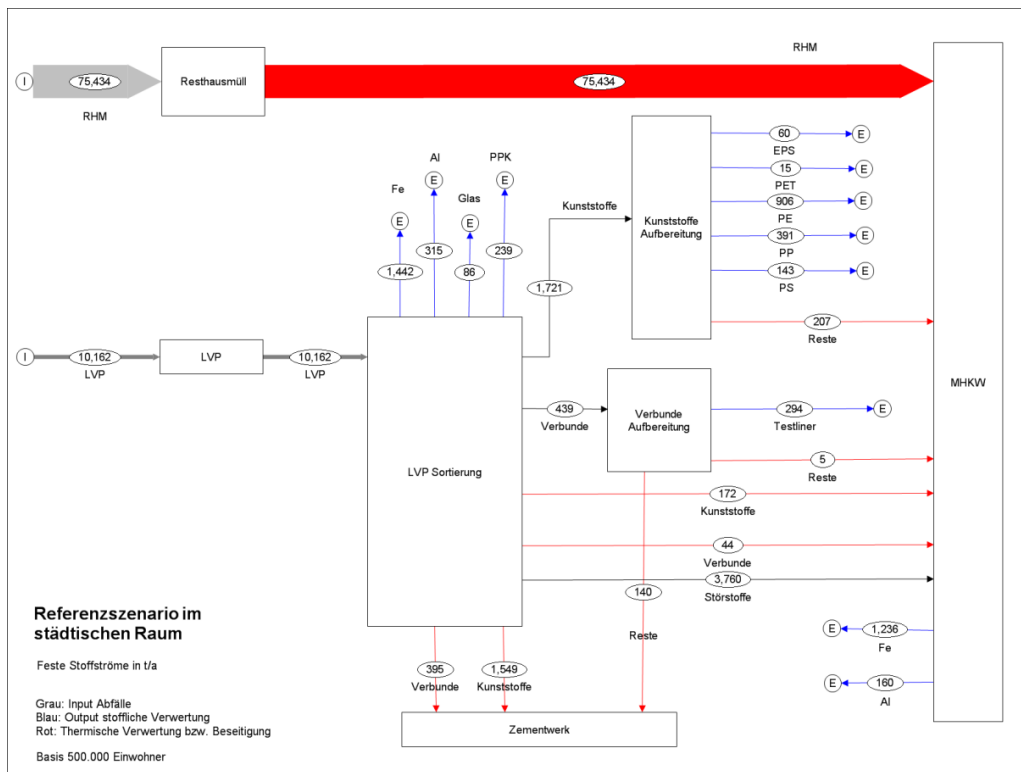


Abbildung 54: Stoffströme des Status quo „Städtisch“

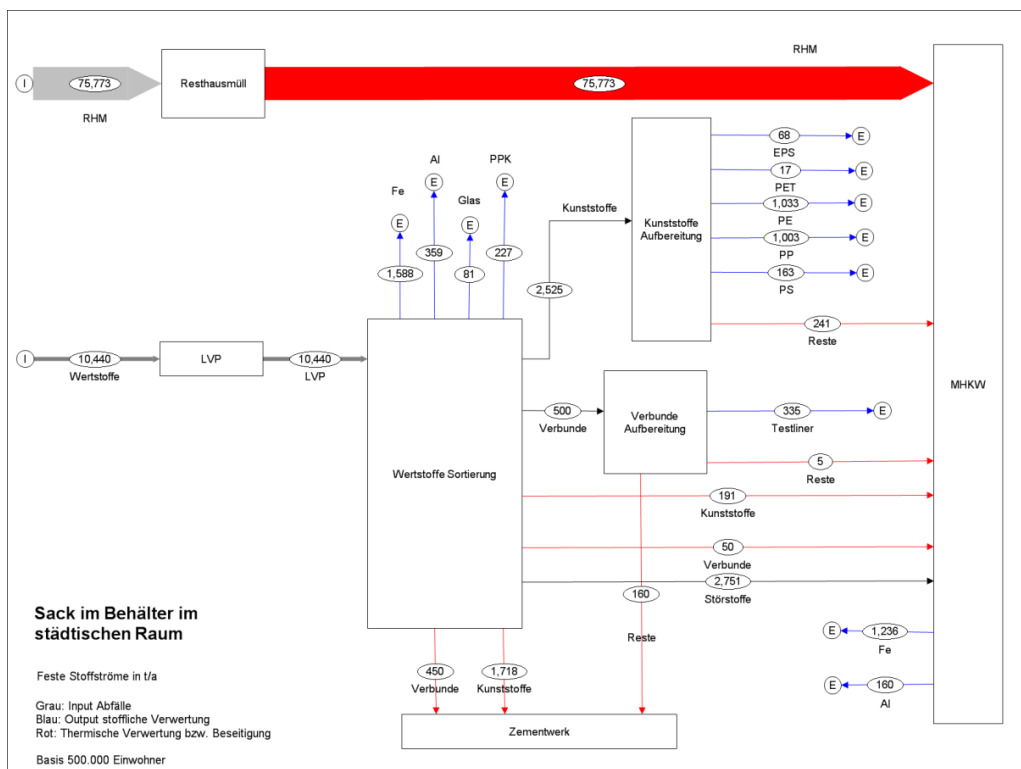


Abbildung 55: Stoffströme Sack im Behälter „Städtisch“

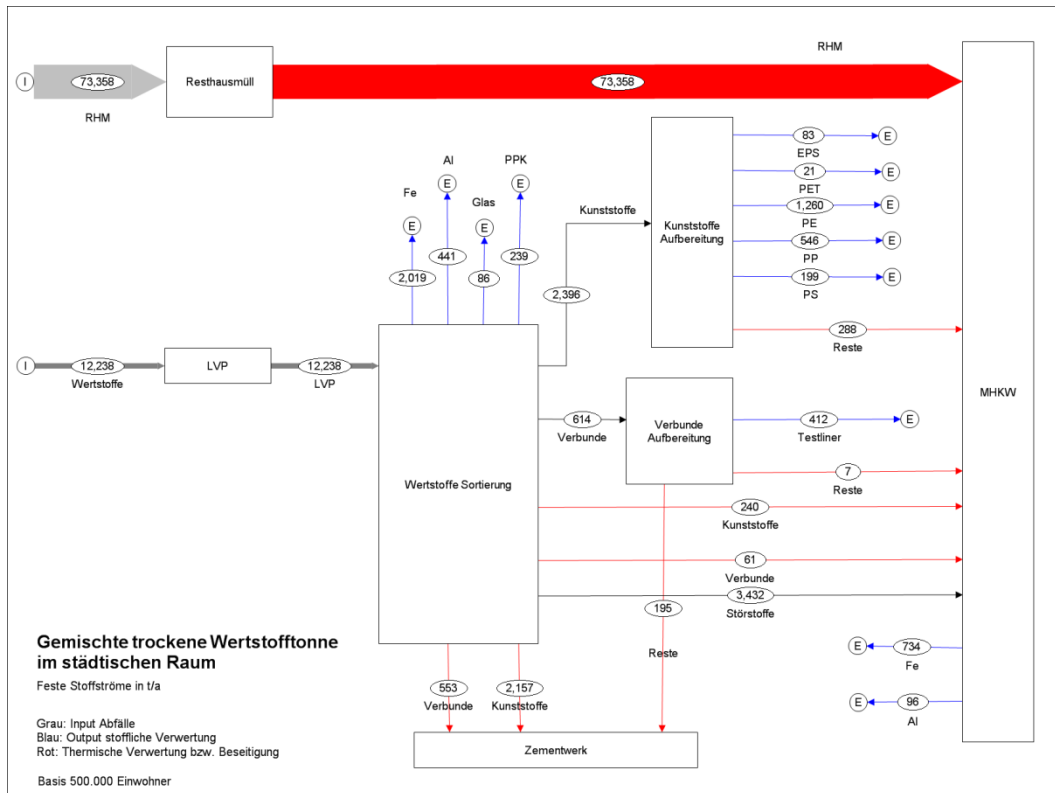


Abbildung 56: Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MHKW „Städtisch“

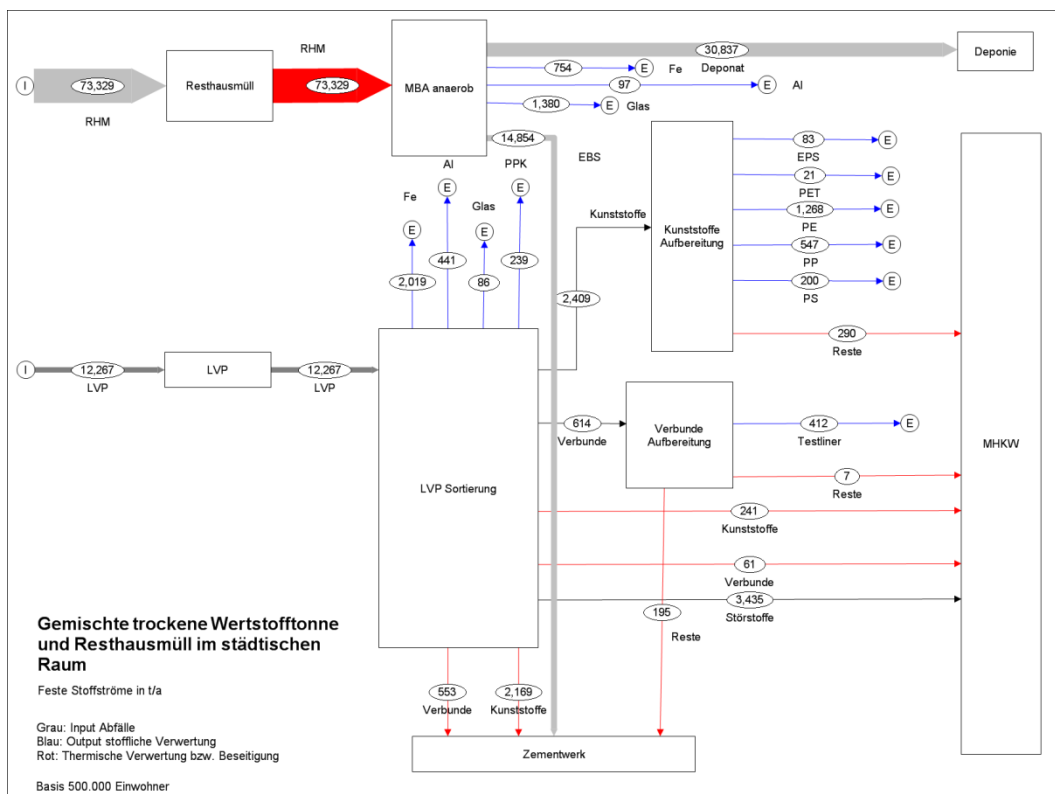


Abbildung 57: Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MBA „Städtisch“

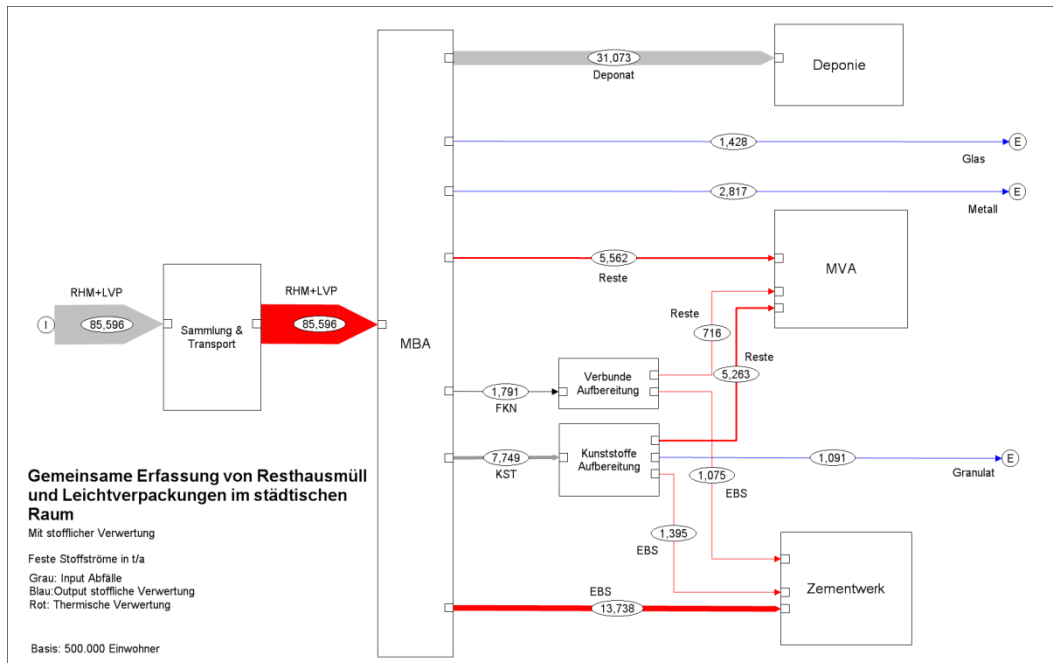


Abbildung 58: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stofflicher Verwertung „Städtisch“

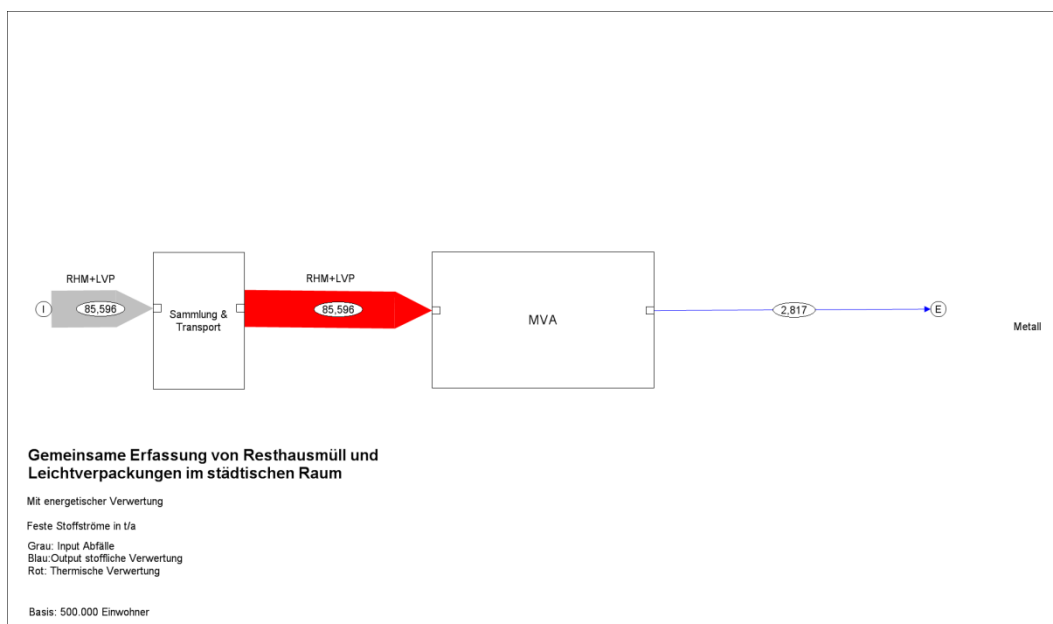


Abbildung 59: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stofflicher Verwertung „Städtisch“

### 17.2.2 Strukturtyp Verdichtet

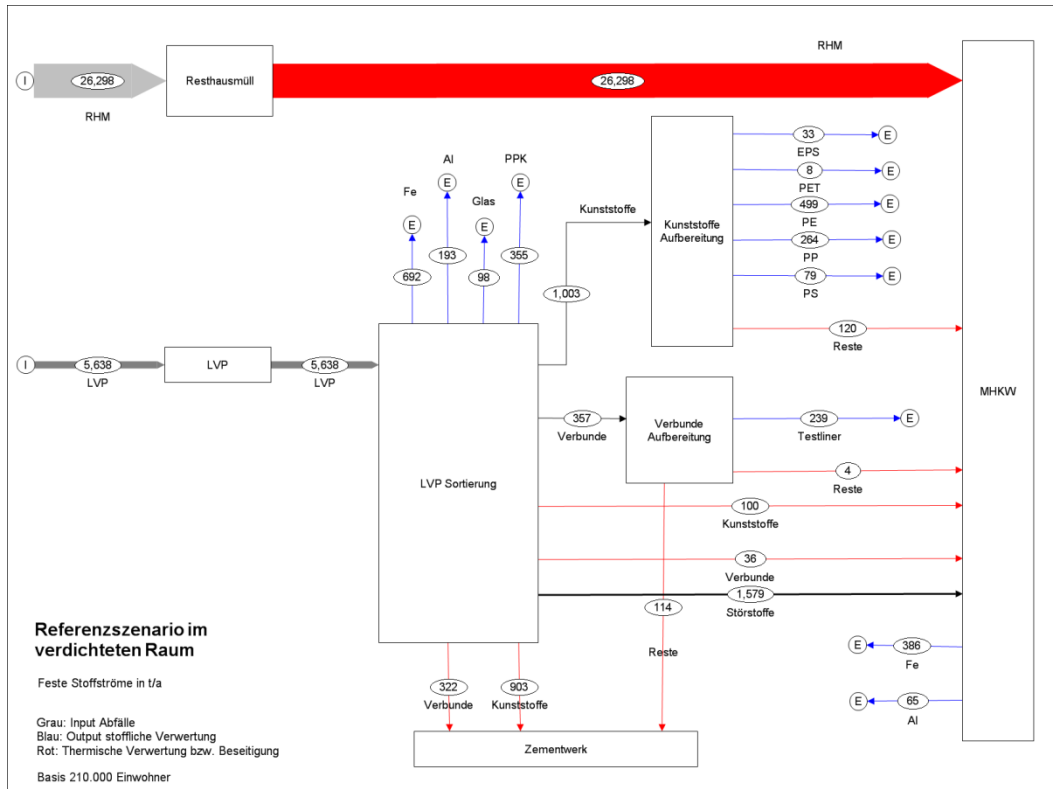


Abbildung 60: Stoffströme des Status quo „Verdichtet“

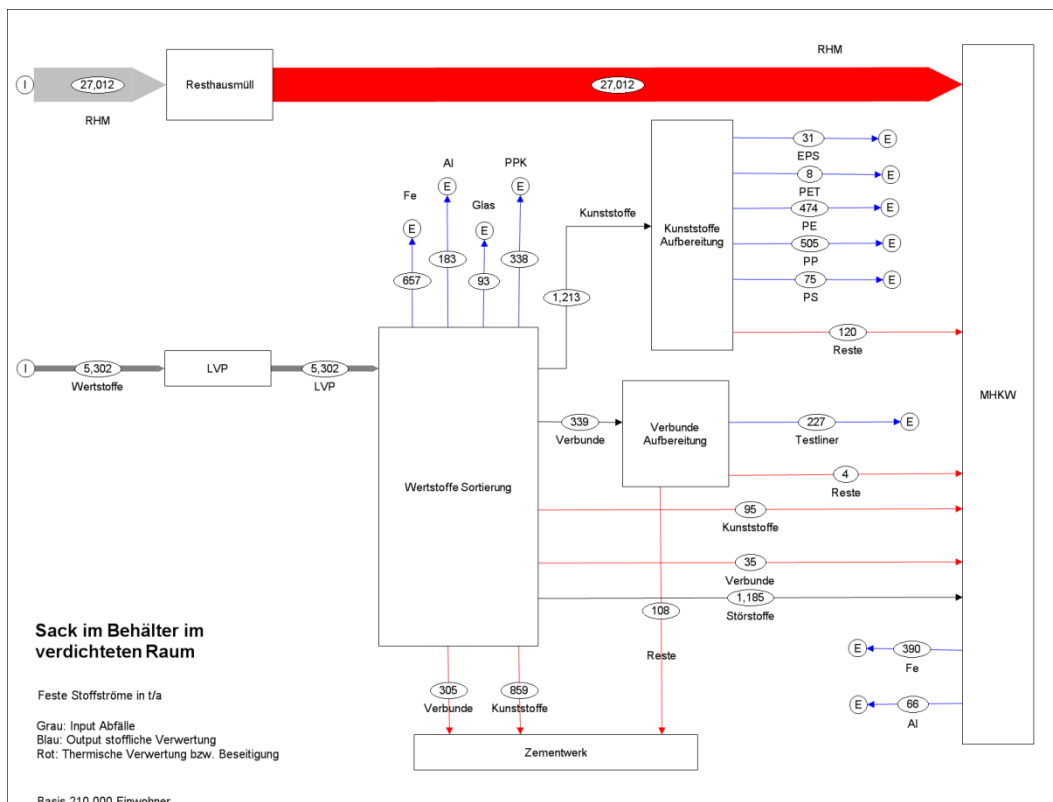


Abbildung 61: Stoffströme Sack im Behälter „Verdichtet“

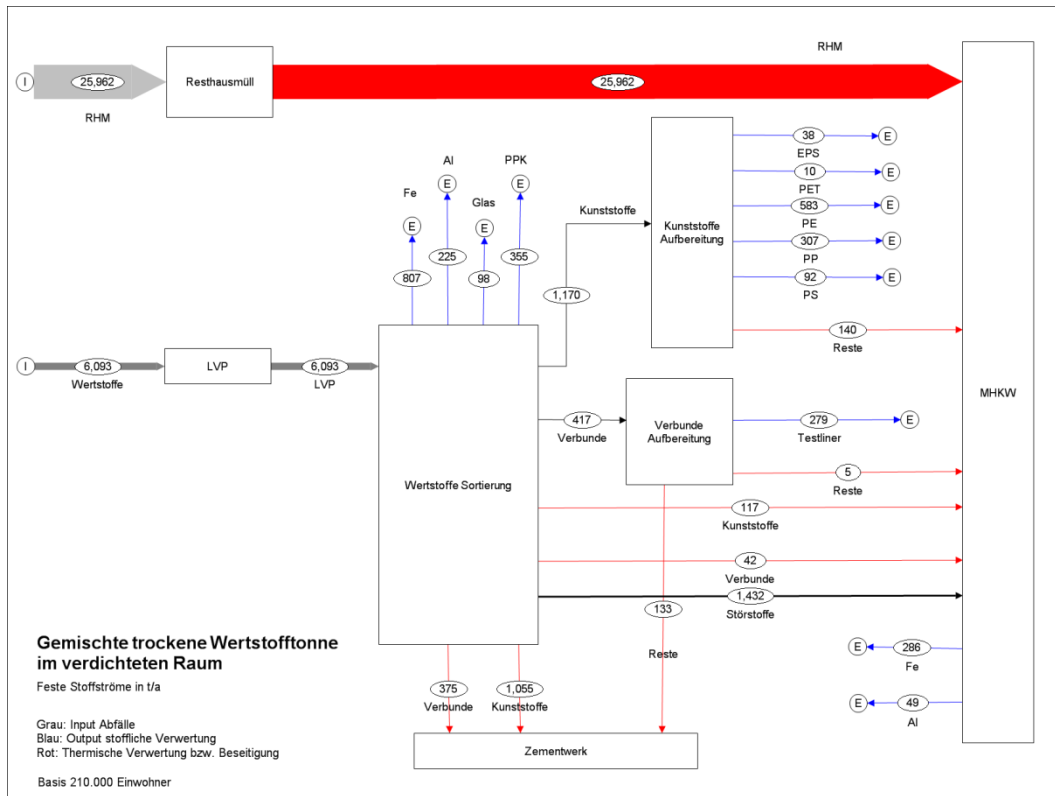


Abbildung 62: Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MHKW „Verdichtet“

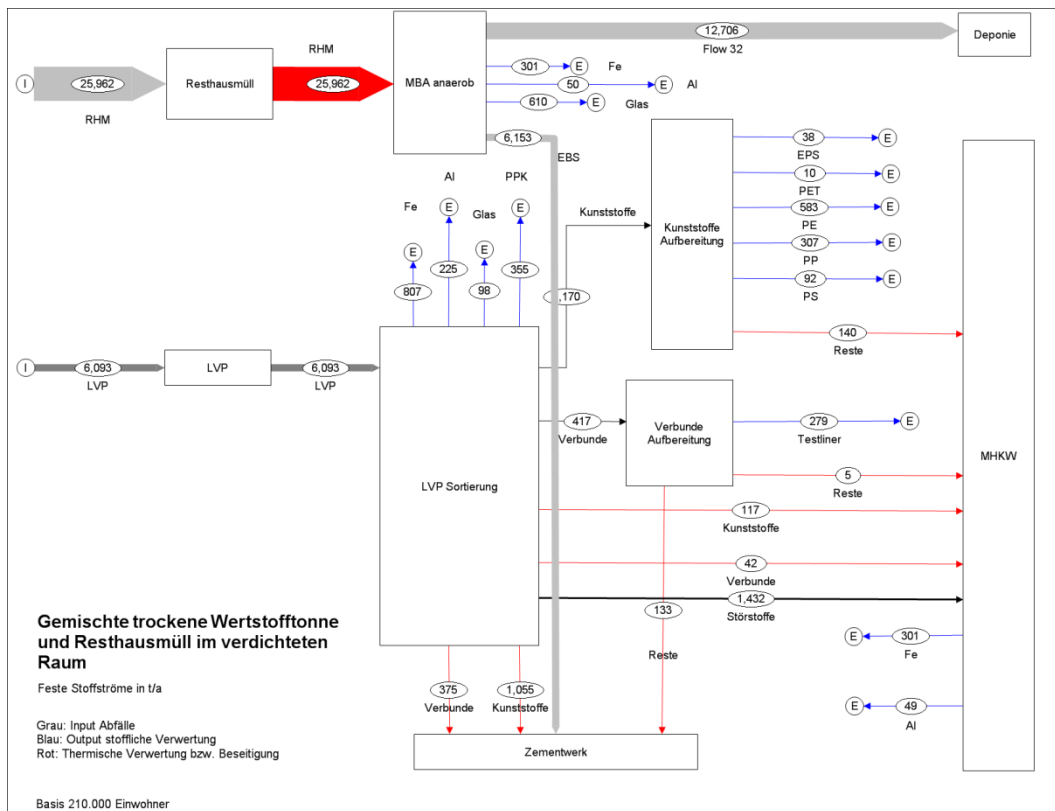


Abbildung 63: Stoffströme Wertstofftonne (LVP + SNVP), MBA „Verdichtet“

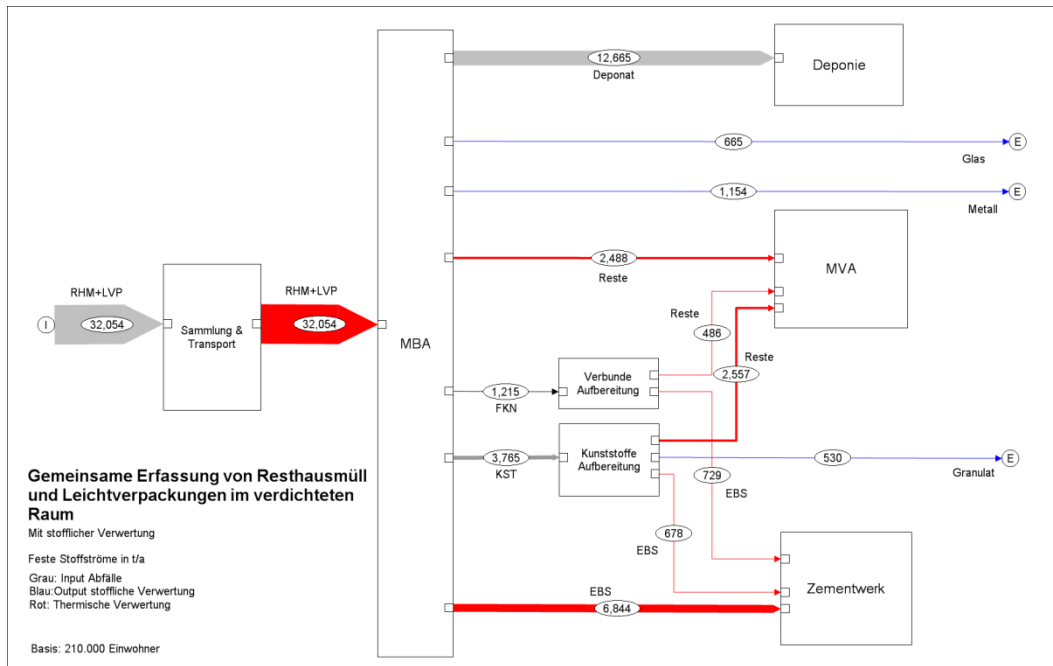


Abbildung 64: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stofflicher Verwertung „Verdichtet“

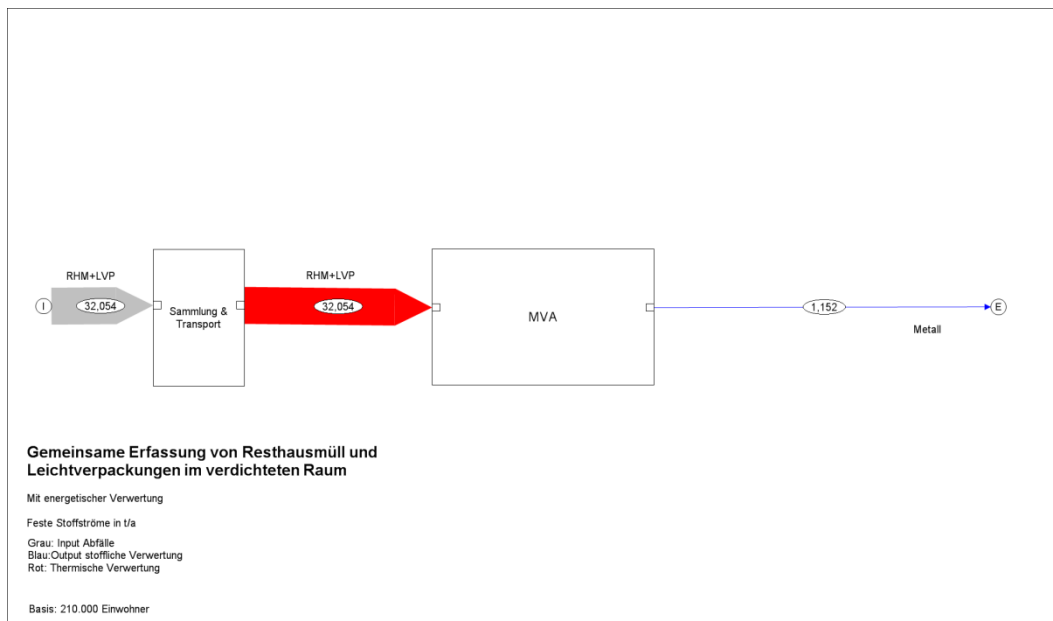


Abbildung 65: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stofflicher Verwertung „Verdichtet“

### 17.2.3 Strukturtyp Ländlich

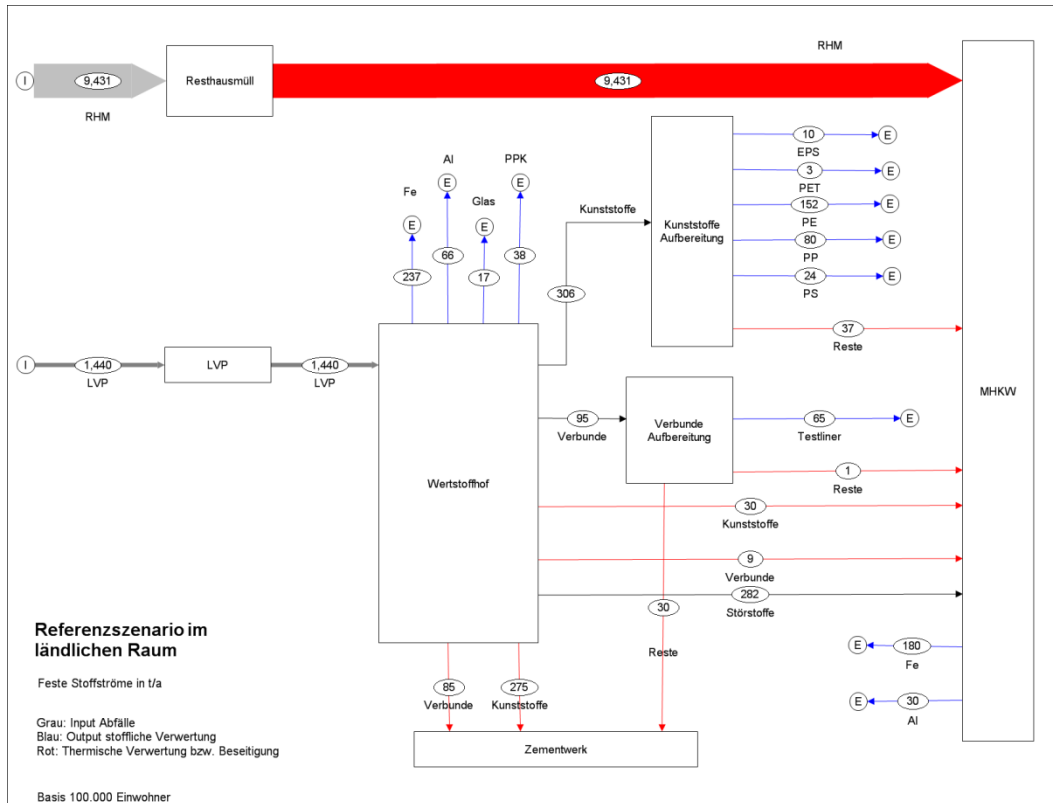


Abbildung 66: Stoffströme des Status quo „Ländlich“

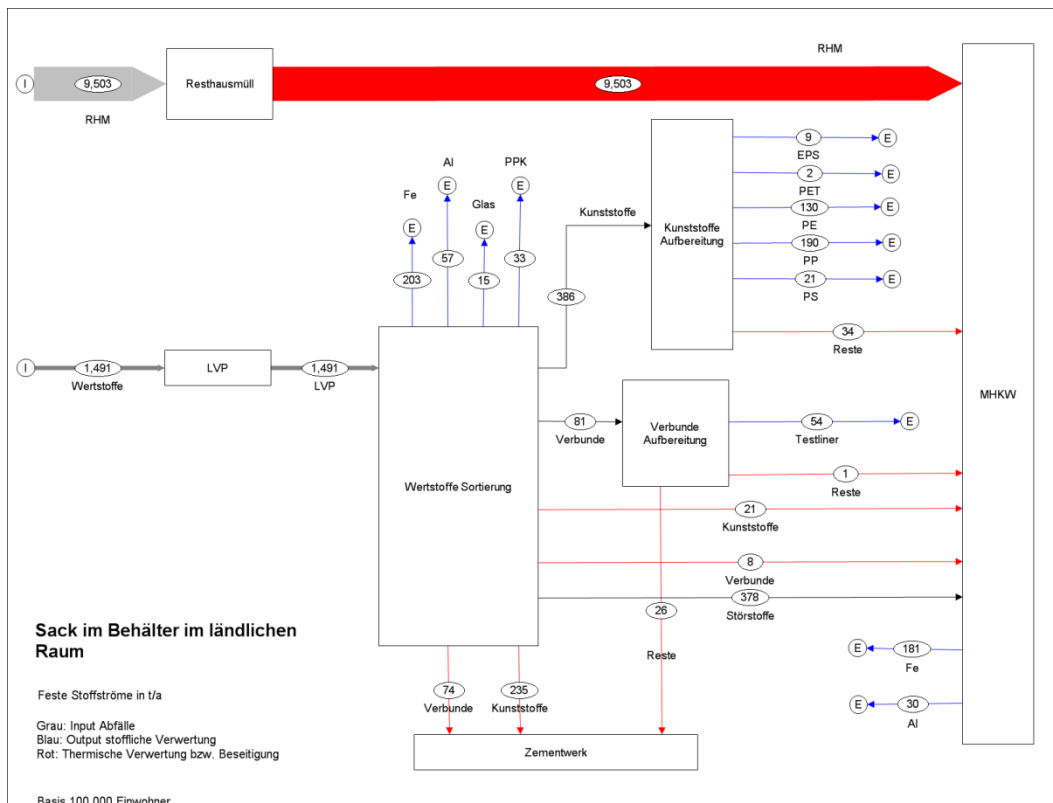


Abbildung 67: Stoffströme Sack im Behälter „Ländlich“

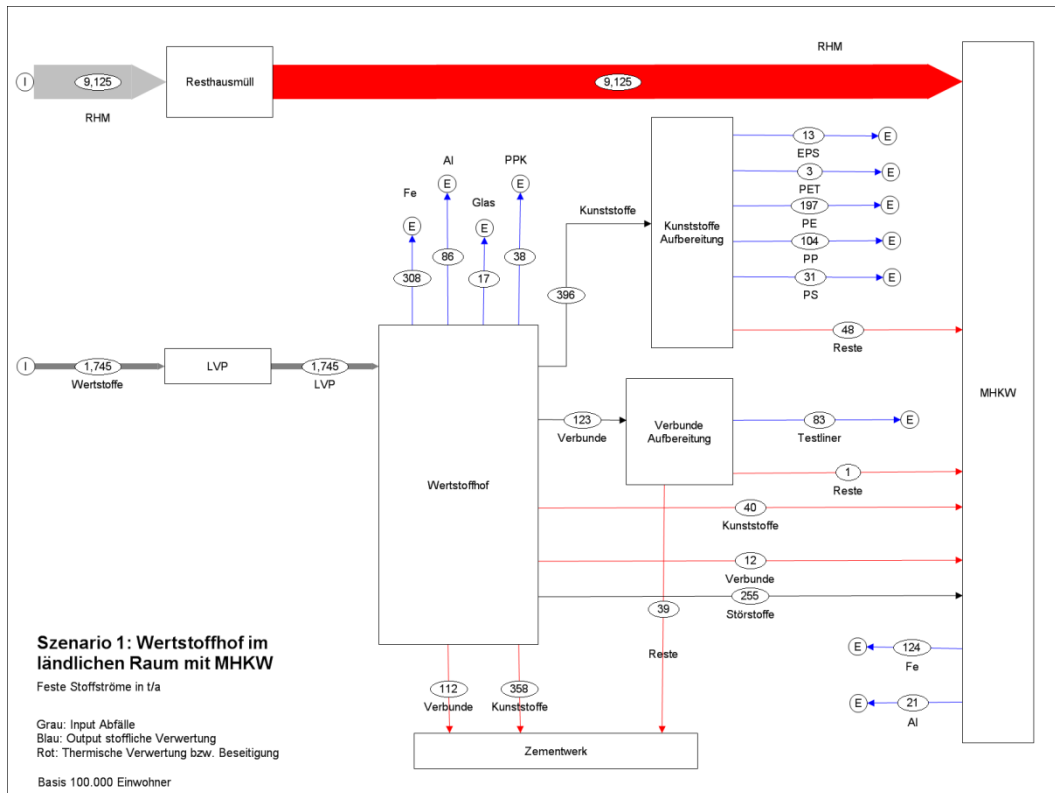


Abbildung 68: Stoffströme Szenario 1 (Wertstoffe: LVP + SNVP) „Ländlich“

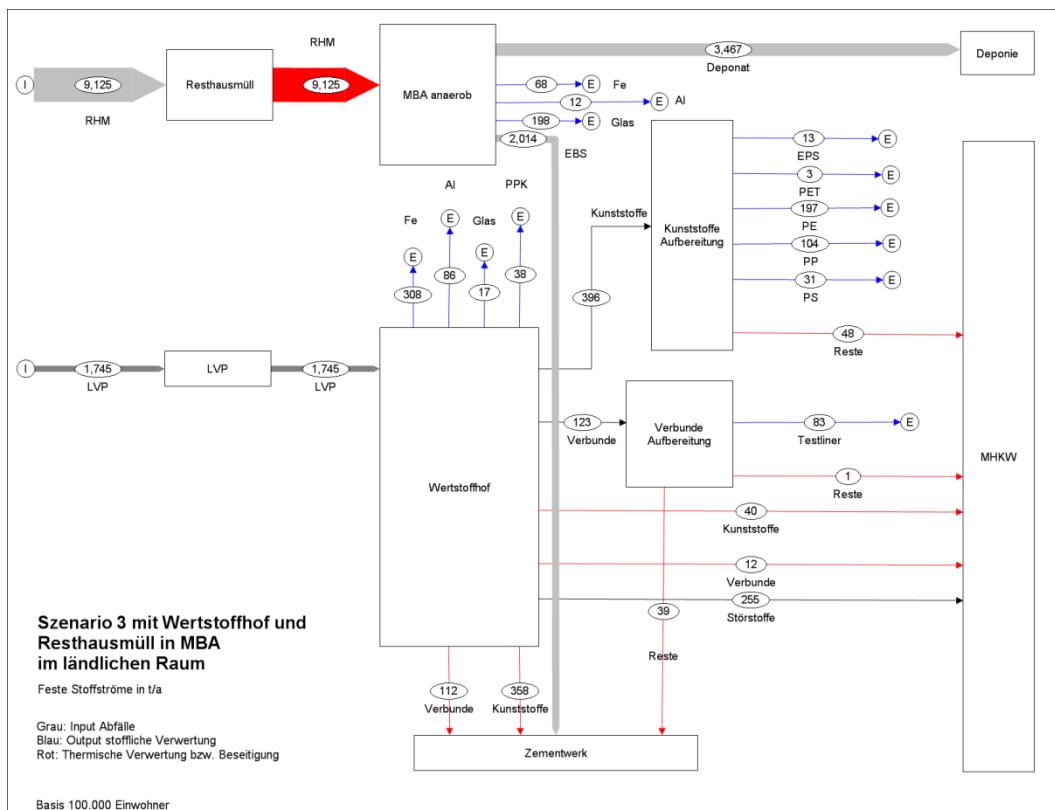


Abbildung 69: Stoffströme Szenario 3 (Wertstoffe: LVP + SNVP) „Ländlich“



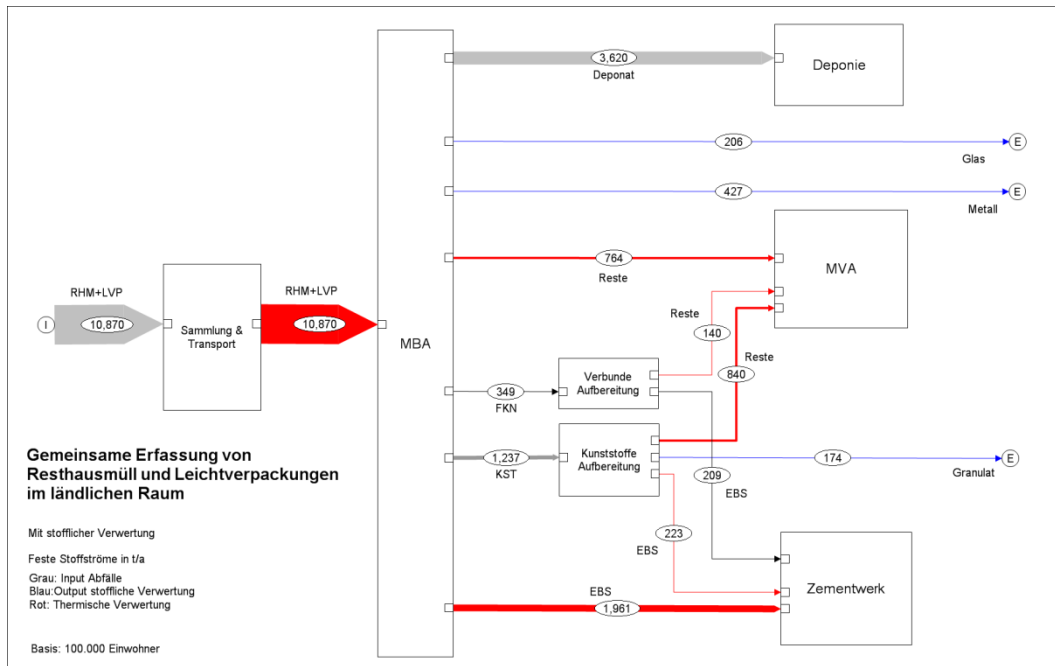


Abbildung 70: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP mit stofflicher Verwertung „Ländlich“

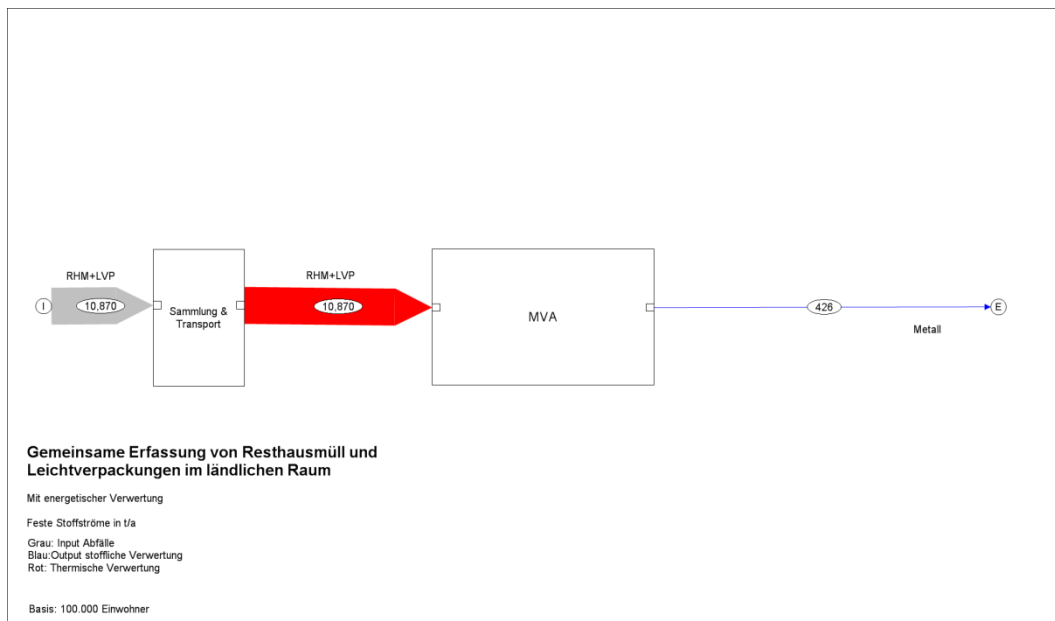


Abbildung 71: Stoffströme gemeinsame Erfassung RHM+LVP ohne stofflicher Verwertung „Ländlich“

### 17.3 Ausländische Organisationsmodelle

Im Folgenden wird dargestellt wie die Richtlinie 94/62/EG des Europäischen Parlaments für Verpackungen und Verpackungsabfälle in einzelnen europäischen Ländern umgesetzt wird. Dazu werden die Organisationsmodelle in Österreich, Frankreich, Holland, Belgien und Großbritannien näher beschrieben.

#### 17.3.1 Österreich

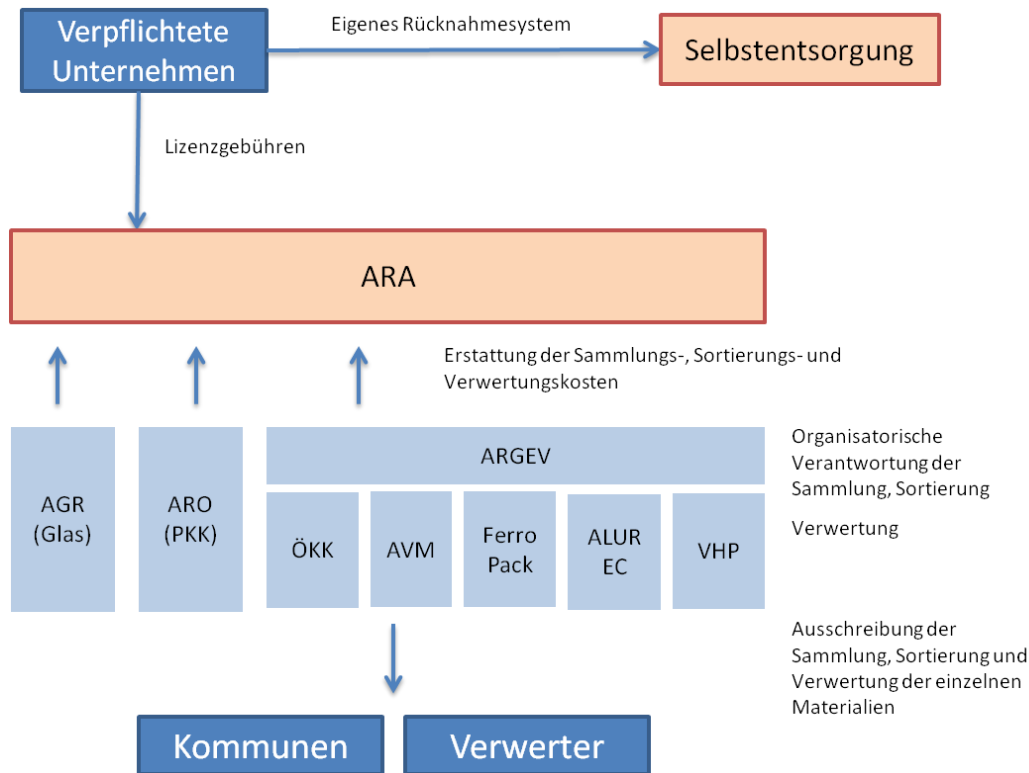


Abbildung 72: Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Österreich

Die Regelungen des haushaltnahen Verpackungsabfallsystems basieren auf der Verpackungsverordnung<sup>130</sup> und dem Abfallwirtschaftsgesetz Österreichs<sup>131</sup>. Aufsichtsbehörde ist das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). Hiernach sind Hersteller, Importeure, Abpacker und Vertreiber von Transport- oder Verkaufsverpackungen verpflichtet, Transportverpackungen sowie Verkaufsverpackungen nach Gebrauch unentgeltlich zurückzunehmen. Die im Kalenderjahr zurückgenommenen oder im Betrieb des Unternehmens anfallenden Transport- und Verkaufsverpackungen

<sup>130</sup> Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und die Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996), BGBl. Nr. 648/1996.

<sup>131</sup> Landesgesetz über die Abfallwirtschaft im Land Oberösterreich.

sind spätestens bis zum Ende des darauffolgenden Kalenderjahres einem vorgelagerten Rücknahmeverpflichteten zurückzugeben oder wiederzuverwenden bzw. zu verwerten, sofern sie nicht Gesamtjahresumsatz und Mengenschwellen unterschreiten und somit als Kleinstabgeber von der Verpflichtung ausgenommen sind. Dabei sind zur Erreichung der Gesamtverwertungsziele Quoten für die stoffliche Verwertung einzelner Packstoffe festgelegt.

Neben der Selbsterfüllung der Quoten gibt es für Unternehmen die Möglichkeit, die Verpflichtungen an ein dafür vom BMLFUW genehmigtes flächendeckendes Sammel- und Verwertungssysteme zu übertragen.<sup>132</sup> Dabei wird zwischen den verpflichteten Unternehmen und dem Sammel- und Verwertungssystem eine Entpflichtungs- und Lizenzvereinbarung getroffen, bei der gegen die Zahlung eines von der Menge und Packstoffen des Verpackungsabfalls abhängiges Lizenzentgelt die Unternehmen von der Verpflichtung aus der Verpackungsverordnung befreit werden.

Selbstentsorger müssen eine Rücklaufquote von neunzig Prozent der von Ihnen im Kalenderjahr in Verkehr gebrachten Verpackungen nachweisen. Durch einen Aufdruck auf Verpackungen der Selbstentsorger werden die Letztverbraucher über die Rückgabe und Rückgabemöglichkeiten informiert. Bei Nichterfüllung der jeweiligen Quote ist eine Komplementärmengen-Lizenzierung durch ein Sammel- und Verwertungssystem erforderlich.<sup>133</sup> Somit müssen Unternehmen, die den Anforderungen nicht gerecht werden, die Differenzmenge zwischen tatsächlichem und erreichtem Rücklauf rückwirkend an einem dafür genehmigten Sammel- und Verwertungssystem teilnehmen.

Als einziger Anbieter der Dienstleistung Entpflichtung für Verpackungen aus privaten Haushalten in Österreich schließt die Altstoff Recycling Austria AG (ARA) mit über 14.000 Kunden Verträge, die sich somit von Rücknahme-, Aufzeichnungs- und Nachweispflichten zu befreien. Die ARA AG fungiert als Ansprech- und Vertragspartner für die von der Verpackungsverordnung betroffene Wirtschaft, erhebt die Lizenzentgelte für die Entpflichtungsleistung, kontrolliert durch beauftragte Wirtschaftsprüfer die periodischen Mengenmeldungen der Lizenzpartner und führt übergreifende Öffentlichkeitsarbeit durch. Das ARA System ist arbeitsteilig in Branchenrecycling-Gesellschaften aufgebaut. Die Branchenrecycling-Gesellschaften organisieren die Sammlung, Sortierung und Verwertung der lizenzierten Verpackungen. Diese beauftragen ihrerseits Entsorgungsunternehmen mit der operativen Durchführung der Sammlung, Sortierung und der Verwertung. Acht wirtschaftlich selbständige Unternehmen mit Zuständigkeiten für einzelne Packstoffe und definierte Bereiche der Wertschöpfungskette sollen Wettbewerb untereinander gewährleisten und Quersubventionierung zwischen den

---

<sup>132</sup> Vgl. Mayer (2009), S.270.

<sup>133</sup> Vgl. Verpackungsverordnung 1996, § 3.

Packstoffen ausschließen. Die Leistungen werden alle drei bis fünf Jahre nach einem Best-anbieterprinzip ausgeschrieben. Neben wirtschaftlichen Aspekten finden hier Qualitätskriterien, Umweltauswirkungen der Transportwege usw. Berücksichtigung. Die Austria Glasrecycling GmbH (AGR) und Altpapierrecyclingorganisationsgesellschaft mbH (ARO) sind zuständig für die Sammlung bis Verwertung von Glas bzw. Papier, die ARGEV Verpackungsverwertungs-Ges.m.b.H. verantwortet die Sammlung und Sortierung von Verpackungen aus Kunststoff, Materialverbunden, Metall, Holz, Keramik, textilen Faserstoffen und biogenen Packstoffen. Für die Verwertung dieser Packstoffe wurden Gesellschafter der betroffenen Verpackungssektoren beauftragt: ALUREC (Aluminium), FerroPack (Stahl), ÖKK (Kunststoff, textile Faserstoffe), VHP (Holz) und AVM (Materialverbunde). Bei der Sammlung der Verpackungsabfälle arbeiten die Branchenrecyclinggesellschaften mit den Kommunen zusammen, lassen die Sammlung, wenn kostengünstiger als von privaten Entsorgungsunternehmen angeboten, durch die Kommunen durchführen oder nehmen Standplätze für Sammelbehälter in Anspruch.

Dem Sammel- und Verwertungssystem sind Mindestquoten für die Erfassung und stoffliche Verwertung vorgeschrieben. Zielquoten werden für den Haushalts- und Gewerbebereich und die einzelnen Packstoffe vorgegeben. Bezugsgröße ist die jeweils vom System entpflichtete Lizenzmenge, Zielquoten gelten für Nettomengen ohne Fehleinwürfe und Verunreinigungen.<sup>134</sup> Eine Mindestmenge von sechzig Prozent ist als Erfassungsquote vorgegeben, pro Packstoff soll mindestens eine Verwertungsquote von 55 Prozent erreicht werden.<sup>135</sup> Neben der getrennten Erfassung und Verwertung der Verpackungsabfälle besteht auch die Möglichkeit einer gemeinsamen Erfassung mit Restmüll. Voraussetzung ist eine energetische Verwertung des Abfallgemisches sowie eine Vereinbarung zwischen Sammelsystem und Kommune zur Kostenübernahme. Durch diese zusätzliche Erfassungsmöglichkeit können kostengünstig höhere Quoten erreicht werden. In einigen Regionen werden Plastikflaschen separat gesammelt. Dies hatte eine Verschiebung von Folien und kleinteiligen Verpackungen aus der Gelben Tonne in den Restmüll zur Folge.<sup>136</sup>

---

<sup>134</sup> Vgl. Scharff (2007), S. 175.

<sup>135</sup> Vgl. ebenda S. 174.

<sup>136</sup> Vgl. ebenda, S. 175.

Mit einem Gesamtaufkommen von 1.166.352 t in Verkehr gebrachten Verpackungen im Jahr 2006 erreichte Österreich mit einer Recyclingrate von 68,4 % die EU Quote. Für die jeweiligen Packstoffe ergaben sich folgende Verwertungsraten:

- Glas: 84,5 %,
- Plastik: 35,8%,
- Papier und Pappe 87: %,
- Metalle: 59,6%,
- Holz: 16,9%.<sup>137</sup>

### **Fazit**

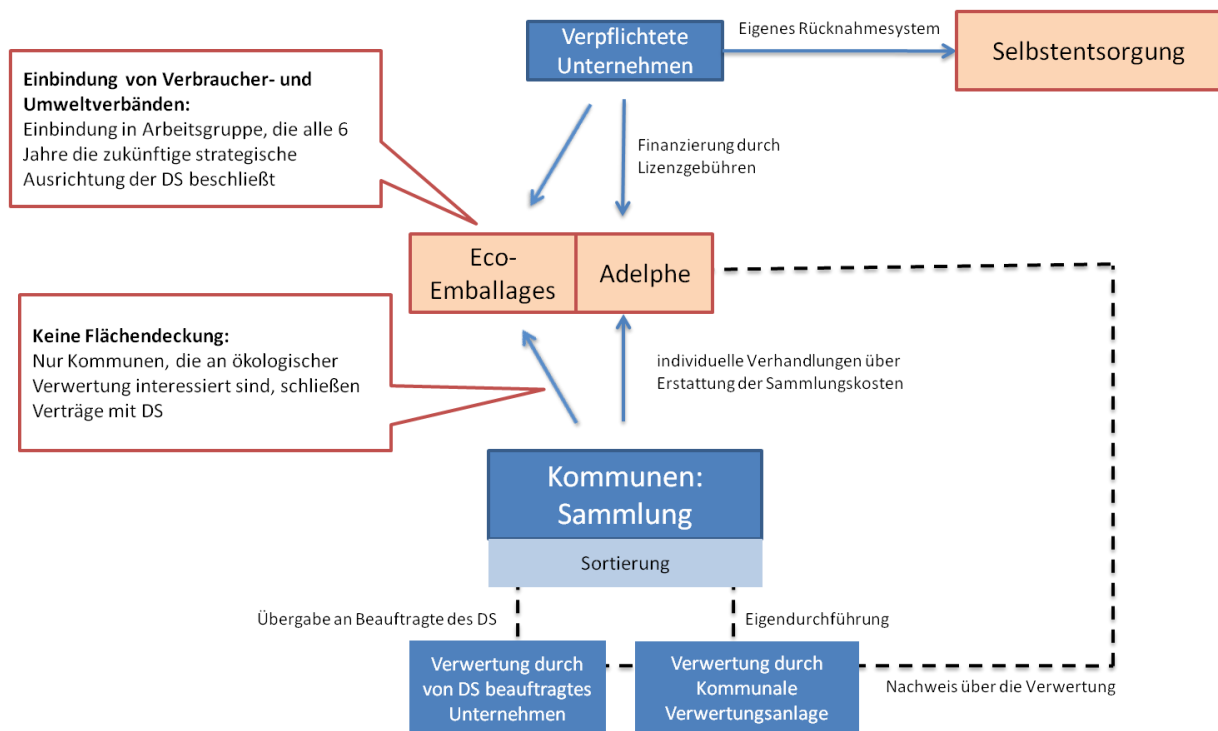
Die ARA AG ist als einziges Sammel- und Verwertungssystem für die haushaltsnahe Erfassung von Verpackungsabfall zugelassen und hält somit eine Monopolstellung inne. Durch Druck der Europäischen Kommission soll daher, ähnlich wie in Deutschland, der Markt geöffnet werden. Im gewerblichen Bereich wurde bereits Wettbewerb durch die EVA Erfassen und Verwerten von Altstoffen GmbH zugelassen<sup>138</sup>. Anreize zur Verbesserung und Kostensenkung würden durch Wettbewerb von Sammel- und Verwertungssysteme entstehen.

---

<sup>137</sup> Vgl. Eurostat (2006).

<sup>138</sup> Vgl. Umweltruf (2009).

### 17.3.2 Frankreich



**Abbildung 73: Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Frankreich**

Ähnlich wie in der deutschen Verpackungsverordnung sind auch in Frankreich Erstinverkehrbringer von Verpackungen durch eine Verordnung<sup>139</sup> dazu verpflichtet, eine Verwertung der von ihnen in den Verkehr gebrachten Verpackungsmengen sicherzustellen. Dazu können sie sich – analog zum deutschen Modell – einem Dualen System anschließen, oder ihrer Verpflichtung im Rahmen einer Selbstentsorgerlösung nachkommen. Die Dualen System unterliegen gemäß der Verordnung einem Akkreditierungsprozess, der alle sechs Jahre durchgeführt werden muss. Eine erfolgreiche Akkreditierung durch verschiedene Ministerien (Umwelt, Wirtschaft, Industrie, Landwirtschaft und Kommunalwesen) erfordert

- einen Nachweis der technischen und wirtschaftlichen Verwertungskapazitäten
- eine „Erklärung der Absichten“ bezogen auf die Marktstätigkeit im Hinblick auf die Abstimmung mit verpflichteten Unternehmen, Verpackungsherstellern, Kommunen und Sammlern sowie eine Festlegung der notwendigen Verpackungsqualitäten im Hinblick auf die Recycling-Fähigkeit bzw. -Anforderungen.

<sup>139</sup> Das französische Äquivalent zur Verpackungsverordnung, das Décret n° 92-377, trat erstmals 1992 in Kraft und wurde seitdem einmalig im Jahr 1999 angepasst.

- die Festschreibung von Basiseinnahmen von den verpflichteten Unternehmen, die die Kostenerstattung für die Sammlung an Kommunen sicherstellen.

Derzeit existieren in Frankreich zwei Duale System, die beide seit 1993 tätig sind und seit 2005 verbunden sind: „Eco-Emballages“ und „Adelphé“. Diese finanzieren sich aus den Beiträgen, die die dem System angeschlossenen Unternehmen als Gegenleistung für die Übernahme ihrer gesetzlichen Pflicht zur Verwertung gebrauchter Verpackungen zahlen. Beide Duale Systeme stehen mit ca. 47.000 Unternehmen in Vertrag und nehmen durch die nach Menge und Gewicht der in Verkehr gebrachten Verpackungen Lizenzentgelte von ca. 423 Mio. Euro jährlich ein. Somit werden pro Verpackung durchschnittlich 0,6 Euro Cent von den verpflichteten Unternehmen an die dualen Systeme gezahlt.<sup>140</sup>

Eco-Emballages leitet diese Einnahmen an die kommunalen Körperschaften weiter, die in ihrem Gebiet für die gesamte Verwertungskette organisatorisch zuständig sind. Mit dieser Kostenerstattung werden die Zusatzkosten, die sich aus der getrennten Sammlung und Sortierung der Verpackungsabfälle auf kommunaler Seite ergeben, abgedeckt. Die Dualen Systeme erstatten je nach individueller Verhandlung bis zu 56% der gesamten Verwertungskosten an die Kommunen. Eine Getrenntsammlung und Kooperation mit einem Dualen System kostet die Kommune daher in Abhängigkeit von den Entsorgungskosten der jeweiligen Kommune weniger, als eine Beseitigung der Abfälle, da diese vollständig kommunal finanziert werden müsste. Die kommunalen Kosten der Getrenntsammlung betragen im Durchschnitt sechs Euro pro Einwohner und Jahr. Neben der Kostenerstattung der Entsorgung erbringen die dualen Systeme auch Abfallberatungsdienste und leiten die Kommunen bei der Optimierung ihrer lokalen Sammelsysteme an. Mit der Unterstützung von Arbeitsgruppen aus Mitgliedern aus Verbraucher- und Umweltverbänden wird alle sechs Jahre die strategische Ausrichtung der dualen Systeme beschlossen. In Frankreich existiert keine flächendeckende Zusammenarbeit zwischen den Kommunen und den dualen Systemen. Eine Teilnahme am dualen System wird nur von Kommunen angestrebt, die ökologische Ziele verfolgen und für die eine Kooperation mit dem Dualen System ökonomisch sinnvoll erscheint. Derzeit sind etwa 98% der Kommunen an Dualen Systemen beteiligt.

Für die Weiterverarbeitung der gesammelten Verpackungsabfälle wird den Kommunen die Entscheidung offen gelassen: Sie können die Verpackungsabfälle an Gesellschaften weitergeben, die sich vertraglich mit dem Dualen System dazu verpflichtet haben, diese von den Kommunen zurückzunehmen und an Verwerter weitergeben oder die Abfälle an Verwerter übergeben, deren Verbände dem Dualen System die Verwertung bescheinigen. Alternativ besteht für die Kommunen die Möglichkeit der Eigendurchführung und -organisation.

---

<sup>140</sup> Sämtliche hier genannte Statistiken stammen aus Angaben von Eco-Emballages ([www.ecoemballages.fr](http://www.ecoemballages.fr)), Ab-ruf am 13.06.2009

Frankreich konnte 2006 mit 12.667.985 in Verkehr gebrachten Tonnen Verpackungsabfall und einer Gesamtverwertungsquote von 64,1% die EU Gesamtquote erfüllen. Bei den materialspezifischen Quoten für Glas und Kunststoff wurden mit 59,5 und 19 % die Ziele noch nicht erreicht, bei Papier und Pappe mit 84,6%, Metall mit 65,2% und Holz mit 20,1% hingegen schon.<sup>141</sup>

### **Fazit**

Durch die geringe Anzahl von Dualen Systemen in Frankreich ist der Wettbewerb um Kommunen bei der Kostenerstattung begrenzt. Die Vorteilhaftigkeit der Teilnahme an der Getrenntsammlung ist somit stark abhängig von den Opportunitätskosten der Verwertung. Durch fehlenden Wettbewerb über die Erstattungskosten der Verwertung bietet sich lediglich die Alternative der thermischen Verwertung, deren Kosten zum Vergleich in Betracht gezogen werden.

Durch die alleinige Zuständigkeit der Kommunen für die Sammlung, Sortierung und Verwertung tragen diese das Risiko von veränderten Sekundärrohstoffpreisen. Der im Voraus verhandelte Betrag der Dualen Systeme bei der Kostenerstattung überträgt den Kommunen das gesamte Risiko der Kostenänderungen.

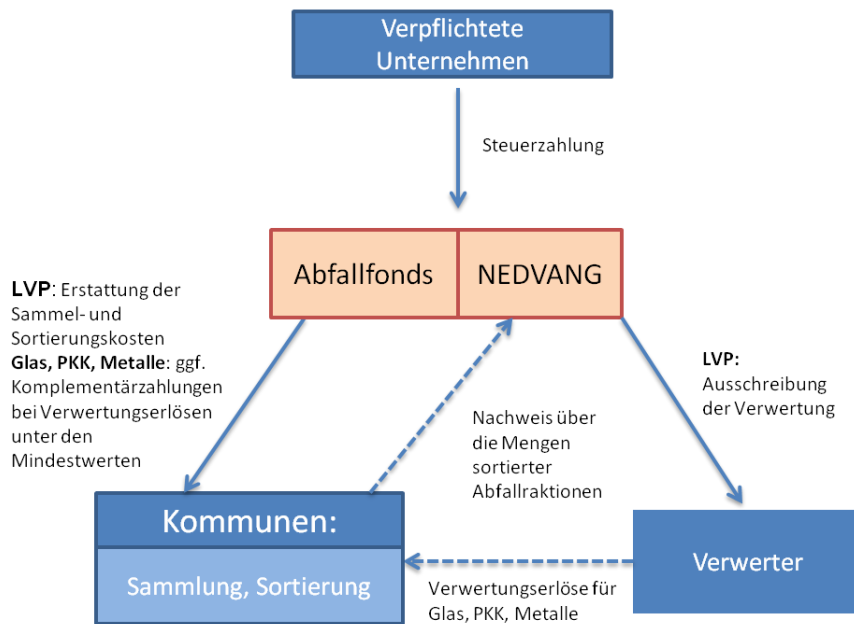
Der fehlende Wettbewerb auf Ebene der Dualen Systeme ist als problematisch zu betrachten und es ist fraglich, ob sich in der Zukunft Wettbewerber durchsetzen können.

---

<sup>141</sup> Vgl. Eurostat (2006).



### 17.3.3 Niederlande



**Abbildung 74: Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in den Niederlanden**

Die EU Richtlinie 94/62/EG wurde in den Niederlanden durch eine Verpackungsverordnung<sup>142</sup> sowie eine Selbstverpflichtungsvereinbarung der niederländischen Wirtschaft mit Verwertungspflichten für Erstinverkehrbringer umgesetzt. Darin festgelegte Verwertungsquoten unterschieden nicht zwischen gewerblichen Verpackungsabfällen und Verkaufsverpackungen, was somit eine starke Orientierung am ökonomischen Wert der Sammlung, Sortierung und Verwertung induzierte. Für die Sammlung und Sortierung von Haushaltsverpackungsabfällen waren die Kommunen zuständig. Es bestand dabei lediglich eine Pflicht zur getrennten Sammlung von Glas- und PPK. Über die getrennte Sammlung von den übrigen Verpackungsmaterialien konnten Hersteller und Importeure separate Vereinbarungen mit den Kommunen treffen. Die Kommunen erhielten für die gesammelten Materialien von den Herstellern und Importeuren Marktpreise. Im Falle eines finanziellen Defizits zwischen den Leistungen der Kommune und dem Marktpreis wurde dieses von den Herstellern und Importeuren getragen. Zu diesem Zweck wurde ein Fonds eingerichtet. Kunststoffverpackungen wurden weitgehend energetisch verwertet. Hersteller und Importeure gründeten 1997 SVM-PACT, das eine Mittlerfunktion bei der Koordination der niederländischen Wirtschaft bei der Umsetzung der Anforderungen aus den Selbstverpflichtungsabkommen übernahm. SVM-PACT agierte als Gründungsinitiative für Organisationen, die die Sammlung, Sortierung und

<sup>142</sup> Die Regelungen über Verpackungsabfälle sind in der 1991 erlassenen und mehrmals überarbeiteten *Convenant Verpakkingen* festgehalten.

Verwertung gewerblicher Verpackungsabfälle verantworteten. In den Niederlanden wurden vorrangig Verpackungen aus dem gewerblichen Bereich verwertet, eine Getrennterfassung von Verpackungsabfällen, abgesehen von PPK und Glas, aus dem Haushaltsbereich fand weitgehend nicht statt.<sup>143</sup>

Im Jahr 2007 wurde mit dem Beschluss für Verpackungen, Papier und Karton<sup>144</sup> durch das Umweltministerium eine Verpackungssteuer beschlossen, die Anfang 2008 in Kraft trat. Hiernach sind Erstinverkehrbringer ab einem Verpackungsaufkommen von 15.000 kg jährlich verpflichtet, eine Steuer zu entrichten. Die Höhe der zu entrichtenden Verpackungssteuer ist abhängig vom Gewicht und Material sowie der CO<sub>2</sub>-Bilanz der in Verkehr gebrachten Verpackungen. Die geringsten Steuersätze werden für Verpackungen aus Glas (0,0456 EUR/kg) erhoben, für Verpackungen aus Aluminium werden die Unternehmen mit dem höchsten Satz von 0,5731 EUR/kg belastet. Bei Einführung des Systems wurden unterschiedliche Steuersätze für Transport- und Verkaufsverpackungen erhoben, für Transportverpackungen musste bei gleichen Packstoffen ein geringerer Steuersatz als für Verkaufsverpackungen gezahlt werden. Da die Entsorgungskosten im Jahr 2008 höher als erwartet ausfielen, wurde diese Unterscheidung in 2009 abgeschafft. Unternehmen werden nun mit dem deutlichen höheren Steuersatz der Verkaufsverpackungen belastet.<sup>145</sup>

Das Steueraufkommen, erwartet werden 365 Mio. Euro jährlich, sowie eine jährliche Zahlung des Umweltministeriums in Höhe von 115 Mio. Euro werden in einem Abfallfonds gesammelt und dienen der Erstattung der Entsorgungskosten an die Kommunen.

Eine zentrale Rolle im niederländischen Modell der Verpackungsentsorgung hat Nedvang inne: Nedvang agiert als Vermittler zwischen den Produzenten, Importeuren, Distributoren sowie Abfallentsorgern, Kommunen und dem Umweltministerium. Nedvang verwaltet die Steuereinnahmen und vergütet die Kommunen für die Sammlung und den Transport von Kunststoffverpackungen. Dabei überprüft Nedvang die von den Kommunen gemeldeten Mengenangaben über Verpackungsabfälle. Die erzielten Sekundärrohstoff Erlöse von Glas, Metallen und PPK erhalten die Kommunen. Bei Unterschreiten festgelegter Marktpreise für die Sekundärrohstoffe wird die Differenz zum Marktpreis durch Nedvang an die Kommunen ausgezahlt, dies umfasst ggf. auch die Transportkosten zur Verwertungsanlage.

Die Qualität der Sammlung wird von Nedvang nicht vorgeschrieben, sodass für Kommunen auch die Möglichkeit besteht, eine gemeinsame Erfassung mit anschließender Ausschleusung der Verpackungsabfälle durchzuführen. Die Verwertung von Kunststoffen wird von Nedvang ausgeschlossen und von zertifizierten Verwertern durchgeführt.

---

<sup>143</sup> Vgl. Monopolkommission (2003).

<sup>144</sup> Die Originalbezeichnung des Beschlusses lautet „Besluit beheer verpakkingen papier en karton“.

<sup>145</sup> Vgl. Duales System Deutschland GmbH ([www.gruener-punkt.de](http://www.gruener-punkt.de)), Abruf am 15.06.2009

Im Jahr 2006 wurden in den Niederlanden 3.445.000 t Verpackungen in den Verkehr gebracht, davon 88,4 % recycelt und thermisch verwertet und somit die EU Quote erfüllt. Für die jeweiligen Fraktionen wurden folgende materialspezifischen Quoten erreicht:

- Glas: 77 %,
- Plastik: 23,8 %,
- Papier / Pappe: 72 %,
- Metall: 82,9%,
- Holz: 39,1%. <sup>146</sup>

Durch die Einführung der Verpackungssteuer sollen in den Niederlanden bis zum Jahr 2010 38 % der Kunststoffverpackungen stofflich verwertet werden, 42 % bis 2012. Damit wurde ein ehrgeizigeres Ziel bei der Verwertung von Kunststoffverpackungen als in der EU Richtlinie vorgegeben.

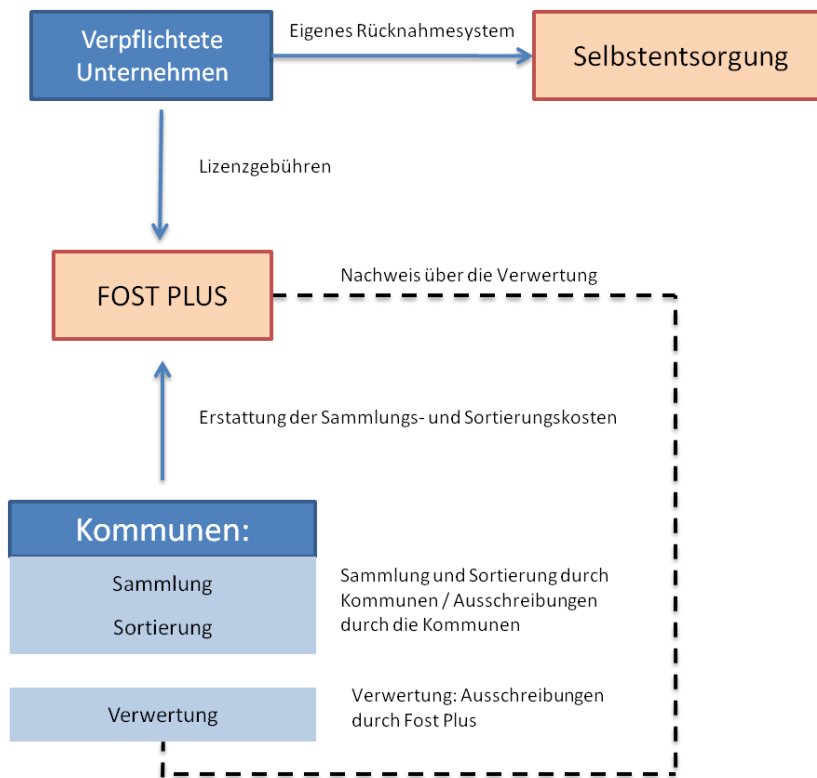
### **Fazit**

Das niederländische System der Verpackungsverwertung ist erst vor kurzem implementiert worden und der Gesamterfolg ist gegenwärtig schwer messbar. Durch den fixen Standardkostenbeitrag der Kostenerstattung werden die Kommunen angehalten, ihre Effizienz bei der Sammlung und Sortierung zu steigern.

---

<sup>146</sup> Vgl. Eurostat (2006).

### 17.3.4 Belgien



**Abbildung 75: Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Belgien**

In Belgien wurde die EU Richtlinie 94/62/EG 1997 durch ein interregionales Kooperationsabkommen der Regionen Brüssel, Flandern und Wallonien umgesetzt.<sup>147</sup> Demnach sind alle Inverkehrbringer von Verkaufs-, Um- und Transportverpackungen und Importeure ab einem Verpackungsgewicht von 300 Kilogramm pro Jahr zur Rücknahme und Verwertung verpflichtet. Der Verwertungspflicht kann einerseits durch Selbsterfüllung oder durch die Teilnahme an einem akkreditierten Dualen System nachgekommen werden. Dabei zahlen verpflichtete Unternehmen einen jährlichen Lizenzbeitrag, der abhängig von dem Material und der Menge der in Verkehr gebrachten Verpackungen berechnet wird.<sup>148</sup>

Die Akkreditierung eines Dualen Systems erfolgt durch eine regionenübergreifende Verpackungskommission (Interregional Packaging Commission (CIE)).

Duale Systeme müssen gewährleisten, in den Regionen flächendeckend zu arbeiten, in denen die mit ihnen in Vertrag stehenden Unternehmen ihre Produkte vertreiben. Ist ein Duales

<sup>147</sup> Die "Accord de coopération pour la prévention et la gestion des déchets d'emballages" trat 1997 in Kraft und wurde 2008 durch die "Accord de coopération du 4 novembre 2008 concernant la prévention et la gestion des déchets d'emballages" ersetzt.

<sup>148</sup> Vgl. Pro Europe (www.pro-e.org), Abruf am 15.06.2009.

System in mehreren Regionen tätig, muss in den jeweiligen Regionen eine vergleichbare Anzahl an Haushalte an der Getrennterfassung teilhaben können.

Für die Entsorgung von Verpackungsabfällen aus privaten Haushalten ist derzeit nur das seit 1994 bestehende „FOST Plus“ zuständig.<sup>149</sup> FOST Plus ist eine Non-Profit Organisation, die die getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung von Verpackungsabfällen aus Haushalten finanziert und koordiniert. In Abständen von fünf Jahren erfolgt eine Abstimmung zwischen FOST Plus und den für die Sammlung und Sortierung zuständigen kommunalen Zweckverbänden im Hinblick auf das Sammelsystem. Die Kommunen erhalten für die separate Sammlung und Sortierung eine Kostenerstattung in Höhe von 0,50 Euro pro Einwohner von FOST Plus.<sup>150</sup> Die Verwertung der gebrauchten Verpackungen wird durch FOST Plus unter Angabe verschiedener Qualitätsstandards und getrennt für einzelne Materialien und Regionen ausgeschrieben.

Die im Kooperationsabkommen festgesetzte Gesamtverwertungsquote beträgt 80%, die Recyclingquote beträgt 50% der in den Verkehr gebrachten Verpackungen. Diese Quoten wurden durch FOST Plus mit einer Wiederverwertungsquote der lizenzierten Verpackungen inklusive thermischer Verwertung von 97 Prozent erreicht.<sup>151</sup>

## **Fazit**

Derzeit existiert im belgischen System der Verpackungsverwertung nur ein Duales System im Bereich der Haushaltsverpackungsabfälle. Aus wettbewerblicher Sicht ist die Monopolstellung von FOST Plus somit als kritisch zu betrachten. Bei der Erstattung von Entsorgungskosten durch einen Fixbetrag sind die Kommunen bestrebt die Kosten der Entsorgung gering zu halten. Durch diesen Standardkostensatz ist die Anlastung der Kosten und damit des Risikos stark von der Höhe des gewählten Kostensatzes abhängig.

---

<sup>149</sup> Die Rücknahme von Verpackungen im gewerblichen Bereich wird durch das System „Val-i-pac“ organisiert.

<sup>150</sup> Vgl. FOST Plus Jahresbericht von 2008 ([www.fostplus.be](http://www.fostplus.be)), Abruf am 22.06.2009

<sup>151</sup> Vgl. FOST Plus Jahresbericht von 2008 ([www.fostplus.be](http://www.fostplus.be)), Abruf am 22.06.2009

### 17.3.5 Großbritannien

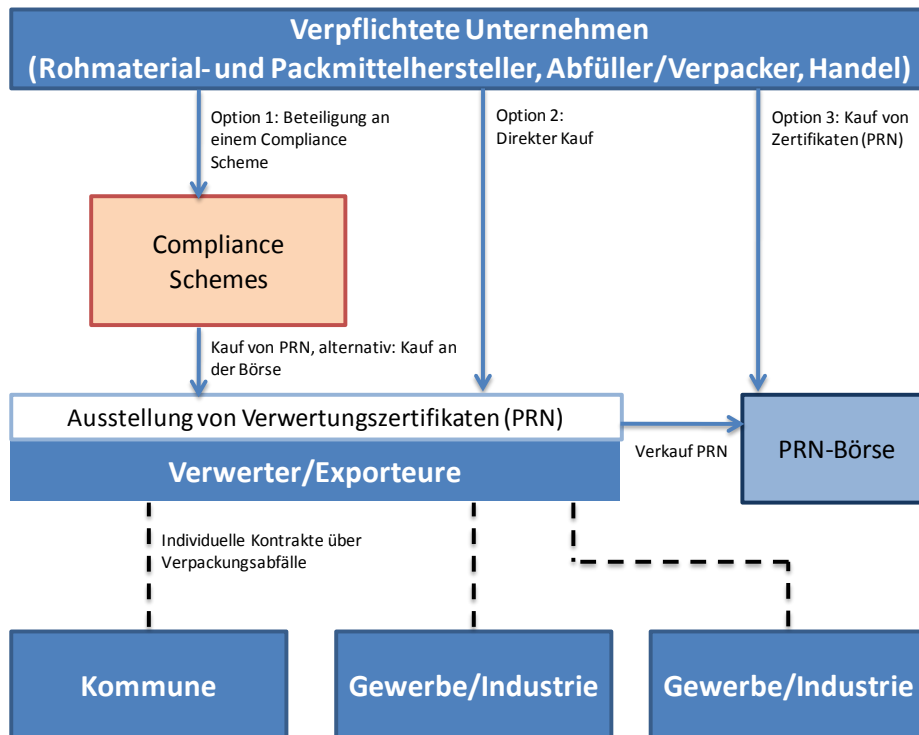


Abbildung 76: Das Organisationsmodell für die Verpackungsentsorgung in Großbritannien

Rechtliche Grundlage des britischen Modells der Verpackungsentsorgung stellen die Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 1997 dar.<sup>152</sup> Das britische System wurde mit der Zielstellung entwickelt, die EU-Verwertungsquoten zu möglichst geringen Kosten zu erfüllen. Kernelement des britischen Modells sind handelbare Verwertungsnachweise, sog. Packaging Waste Recovery Notes (PRN)<sup>153</sup>, welche die geforderte Verwertung von Verpackungen belegen.<sup>154</sup> Durch den Erwerb von PRN im Ausmaß der individuellen Pflicht zur Verpackungsverwertung erbringen die verpflichteten Unternehmen den Verwertungsnachweis gegenüber den staatlichen Umweltbehörden. PRN werden von staatlich akkreditierten Verwertern oder Exporteuren ausgestellt und können von den verpflichteten Unternehmen erworben werden. Daneben existiert mit der Environment Exchange eine Umweltbörse, an der die PRN gehandelt werden.

<sup>152</sup> Vgl. Producer Responsibility Obligations (Packaging Waste) Regulations 1997, Statutory Instrument No. 648 vom 6.03.1997.

<sup>153</sup> Darüber hinaus existieren auch PERN, d.h. Packaging Export Recovery Notes, die von den Exporteuren bei einer Verwertung im Ausland ausgestellt werden können. Diese werden im Folgenden jedoch nicht gesondert betrachtet.

<sup>154</sup> Zur ausführlichen Beschreibung des britischen Modells der Verpackungsverwertung vgl. Schatz (2005), Ewers et al. (2002), Straubhaar et al. (2007).

Zur Beschaffung von Verwertungslizenzen im benötigten Umfang können sich die verpflichteten Unternehmen alternativ an einem der derzeit mehr als 20 staatlich zugelassenen, sog. Compliance Schemes beteiligen.<sup>155</sup> Compliance Schemes sind – ähnlich den dualen Systemen - Dienstleister, die die Verwertungspflichten für die verpflichteten Unternehmen erfüllen und die Nachweisführung gegenüber den Behörden übernehmen. Das mit deutlichem Abstand größte von ihnen - Valpak - hat einen Marktanteil von ca. 50%.<sup>156</sup> Darüber hinaus gibt es einige weitere große Schemes, wie das vor allem in Schottland stark vertretene Wastepack sowie Biffpack und zahlreiche mittlere und kleinere regional- oder materialspezifische Nischenanbieter.

Die Produzentenverantwortung wird zwischen den Akteuren der Verpackungskette aufgeteilt. Das Konzept der geteilten Produktverantwortung sieht vor, dass die Rohmaterialhersteller 6%, die Packmittelhersteller 9%, die verpackende Industrie 37% und der Handel 48% der gesamten Verwertungslasten tragen müssen. Dabei unterliegen nur Unternehmen einer Verwertungsverpflichtung, die bestimmte, nach Umsatz und Verpackungsdurchlauf definierte Schwellenwerte überschreiten.

Ein wesentlicher Unterschied zum deutschen System ist, dass bei der Quotenerfüllung generell nicht zwischen gewerblichen und in Haushalten anfallenden Verpackungsabfällen unterschieden wird. Es erfolgt ebenfalls keine Unterscheidung zwischen den einzelnen Verpackungsarten, sowohl Verkaufs-, Um- und Transportverpackungen können zur Quotenerfüllung herangezogen werden. Dies hat zur Folge, dass die Verwertungsquoten zu einem großen Teil durch Sammlung von Verpackungsabfällen bei Gewerbe und Industrie erfüllt werden. Die Kommunen sind für die Erfassung der Verpackungsabfälle organisatorisch zuständig – eine systematische haushaltsnahe und flächendeckende (Getrennt-)Erfassung von Verpackungsabfällen analog dem deutschen Modell findet in Großbritannien jedoch nicht statt. Es bleibt den Verwertungsunternehmen überlassen, sich ausreichend verwertbare Verpackungsabfälle zu beschaffen.

Die nationalen Verwertungsquoten wurden in den vergangenen Jahren kontinuierlich angepasst. Dies ist zum einen den erhöhten EU-Verwertungsanforderungen geschuldet, spiegelt aber auch die britische Politik des „trial and error“-Verfahrens bei der Quotenerfüllung<sup>157</sup> wider. Die Vorgaben für das Jahr 2009 belaufen sich auf eine vorgegebene Gesamtverwer-

---

<sup>155</sup> Dies gilt für England und Wales. In Schottland und Nordirland sind entsprechend weniger Compliance Schemes zugelassen. Vgl. [npwd.environment-agency.gov.uk/PublicRegisterSchemes.aspx](http://npwd.environment-agency.gov.uk/PublicRegisterSchemes.aspx), Abruf am 30.08.2009. Die weiteren Ausführungen gelten vorrangig für England und Wales, die Vorschriften in Nordirland und Schottland sind jedoch weitgehend identisch.

<sup>156</sup> Vgl. [www.recycle-more.co.uk/images/static/media/pr\\_battery\\_regulations.pdf](http://www.recycle-more.co.uk/images/static/media/pr_battery_regulations.pdf), Abruf am 22.06.2009

<sup>157</sup> Dies führte beispielsweise dazu, dass im Jahr 2001 die EU-Verwertungsquote von 50% verfehlt wurde. Eines der größten Compliance Schemes konnte am Jahresende nicht genügend PRN vorweisen. Vgl. Schatz (2005), S. 154 ff.

tungsquote von 73%<sup>158</sup> sowie folgende materialspezifische stoffliche Verwertungsquoten: PPK 68,5 %, Glas 80%, Aluminium 38%, Stahl 68,5%, Kunststoffe 27% und Holz 21%.

Großbritannien konnte 2006 mit 10.471.264 in Verkehr gebrachten Tonnen Verpackungsabfall und einer Gesamtverwertungsquote von 57,5 % die EU Gesamtquote erfüllen. Für die einzelnen Packstoffe ergaben sich folgende Verwertungsraten:

- Glas: 51,4,5 %,
- Plastik: 22 %,
- Papier und Pappe 78 %,
- Metalle: 53,1%,
- Holz: 72,8%.

### **Fazit**

Das britische System weist vergleichsweise geringe Markteintrittsbarrieren auf und erzeugt einen intensiven Wettbewerb der Verwerter um Abfallmengen. Auch auf der Dienstleistungsebene findet ein intensiver Wettbewerb statt. Durch die Möglichkeit, beliebige und somit vor allem auch kostengünstig in Gewerbe und Industrie zu erfassende Verpackungsmengen zur Quotenerfüllung heranzuziehen, wird ein eindeutiger ökonomischer Anreiz gesetzt, die vorgegebenen Verwertungsanforderungen in einer effizienten Weise zu erfüllen. Mit den jährlich steigenden materialspezifischen Quoten gewinnt die kommunal verantwortete, haushaltsnahe Sammlung jedoch zunehmend an Bedeutung. Probleme bereiten nach wie vor die sehr volatilen PRN-Preise. Dies erschwert die Kalkulation der Compliance Schemes. Diese bemühen sich daher um längerfristige Verträge mit den Verwertern. Weiterhin sind auch die erzielbaren PRN-Preise zu gering um eine moderne Verwertungsinfrastruktur aufzubauen.

---

<sup>158</sup> Wobei wiederum 92 % des Gesamtverwertungsziels durch eine stoffliche Verwertung erfüllt werden muss.