

# Ökobilanzielle Untersuchung zur Verwertung von FCKW- und KW-haltigen Kühlgeräten

Endbericht

Im Auftrag der  
**RAL Gütegemeinschaft Rückproduktion  
von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V.**

Darmstadt, 2. März 2007

**Autoren:**

Dipl. Ing. Günter Dehoust, Darmstadt  
Dr.-Ing. Doris Schüler, Darmstadt

**unter Mitarbeit von:**

Ina Rüdener (1. St.ex. Bio/Chemie), Freiburg

**Öko-Institut e.V.**  
Geschäftsstelle Freiburg  
Postfach 50 02 40  
D-79028 Freiburg  
Tel.: 0761-4 52 95-0

Büro Darmstadt  
Rheinstr. 95  
D-64295 Darmstadt  
Tel.: 06151-8191-0

Büro Berlin  
Novalisstraße 10  
D-10115 Berlin  
Tel.: 030-28 04 86 80



# Ökobilanzielle Untersuchung zur Verwertung von FCKW- und KW-haltigen Kühlgeräten

Endbericht

## **Autoren:**

Dipl. Ing. Günter Dehoust, Darmstadt

Dr.-Ing. Doris Schüler, Darmstadt

## unter Mitarbeit von:

Ina Rüdener (1. St.ex. Bio/Chemie), Freiburg



## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis .....	I
Abbildungsverzeichnis .....	IV
Tabellenverzeichnis .....	VI
Abkürzungsverzeichnis .....	VIII
<b>1 Zusammenfassung .....</b>	<b>10</b>
1.1 Hintergrund und Untersuchungsgegenstand .....	10
1.2 Beschreibung der Varianten .....	10
1.2.1 Variante 1: Mischbetrieb .....	10
1.2.2 Variante 2: Parallelbetrieb .....	11
1.2.3 Variante 3: Stufe 2 im Autoshreder bei KW-Geräten .....	12
1.2.4 Variante 4: Stufe 1 + 2 beim Autoshreder bei KW- Geräten .....	13
1.3 Fehlsortierungen .....	14
1.4 Ergebnisse .....	14
1.4.1 Treibhauseffekt .....	15
1.4.2 Ozonzerstörungspotenzial .....	16
1.4.3 Photooxidantien .....	17
1.4.4 Sensitivitätsanalysen .....	18
1.5 Schlussfolgerung .....	18
<b>2 Ziel und Untersuchungsrahmen .....</b>	<b>20</b>
2.1 Hintergrund der Studie .....	20
2.2 Ziel und Zielgruppe der Studie .....	21
2.3 Funktion und funktionelle Einheit .....	22
2.4 Zeithorizont .....	22
2.5 Beschreibung der untersuchten Entsorgungsvarianten .....	23
2.5.1 Variante 1: Mischbetrieb .....	24
2.5.2 Variante 2: Parallelbetrieb .....	26
2.5.3 Variante 3: Stufe 2 im Autoshreder bei KW-Geräten .....	27
2.5.4 Variante 4: Stufe 1 + 2 beim Autoshreder bei KW- Geräten .....	29
2.6 Systemgrenzen .....	33
2.7 Datenqualität .....	34

2.8	Methode der Wirkungsabschätzung .....	34
2.8.1	Betrachtete Wirkungskategorien.....	34
2.8.2	Normierung .....	39
2.8.2.1	Gesamtemissionen in Deutschland .....	39
2.8.2.2	Normierung für das Ozonzerstörungspotenzial.....	41
2.9	Allokationsverfahren .....	42
2.10	Einschränkungen und nicht intendierte Anwendungen.....	42
2.11	Kritische Prüfung.....	43
<b>3</b>	<b>Modellierung und Datenbasis .....</b>	<b>44</b>
3.1	Kühlgerätezusammensetzung.....	44
3.2	Prozesse beim Kühlgeräterecycler.....	48
3.3	Prozesse beim Autoshreder .....	50
3.4	Fehlsortierungen .....	51
3.5	FCKW-Bilanz.....	54
3.5.1	Kältemittel R12 in Stufe 1 .....	54
3.5.2	Treibmittel R11 in Stufe 2 .....	54
3.5.3	Zerstörung der verbleibenden FCKW im Kälteöl und PUR-Schaum und anderen Fraktionen .....	55
3.6	KW-Bilanz .....	56
3.6.1	Kältemittel R600a .....	56
3.6.2	Treibmittel Cyclopentan.....	57
3.7	Verwertung der Kunststoffe.....	58
3.7.1	Verwertung der PUR-Fraktion .....	58
3.7.2	Verwertung der Polystyrol-Fraktion.....	59
3.7.3	Verwertung der Kunststoffmischfraktionen .....	60
3.7.4	Entsorgung der Shredderleichtfraktion.....	60
3.8	Verwertung der Metallfraktionen .....	61
3.9	Transporte .....	62
3.10	Sonstige Prozesse.....	62
3.10.1	Energie und Betriebsmittel .....	62
3.10.2	Deponie .....	62
<b>4</b>	<b>Ergebnisse der Wirkungsabschätzung .....</b>	<b>64</b>
4.1	Überblick.....	64
4.2	Treibhauseffekt .....	65
4.3	Ozonzerstörungspotenzial .....	70

4.4	Photooxidantien .....	71
4.5	Sensitivitätsanalysen .....	73
4.5.1	Anteil der KW-Geräte 50 %.....	73
4.5.2	FCKW-Zerstörung in Verwertungsverfahren .....	75
4.5.3	Hochtemperaturspaltung .....	76
4.5.4	Fehlsortierung von FCKW-Geräten .....	77
4.5.5	Fehlsortierung von KW-Geräten .....	78
4.5.6	Stoffliche Polystyrolverwertung im Parallelbetrieb .....	79
<b>5</b>	<b>Schlussfolgerung .....</b>	<b>80</b>
<b>6</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>82</b>
<b>7</b>	<b>Anhang A zur Sachbilanzdokumentation .....</b>	<b>88</b>
7.1	Verwertungs- und Entsorgungsverfahren .....	88
7.1.1	Herstellung von Stahl aus Eisenschrott.....	88
7.1.2	Herstellung von Sekundäraluminium.....	89
7.1.3	Müllverbrennung .....	89
7.1.4	Hochtemperaturverbrennung .....	91
7.1.5	Hochtemperaturspaltung .....	92
7.1.6	Energetische Verwertung im Zementwerk.....	92
7.1.7	Energetische Verwertung im Hochofen.....	93
7.1.8	Autoshredder.....	93
7.2	Gutschriften für substituierte Primärmaterialien .....	95
7.2.1	Primärstahlherstellung.....	95
7.2.2	Primäraluminiumherstellung .....	95
7.2.3	Bereitstellung von aufbereitetem Kupfererz .....	96
7.2.4	Herstellung von Sägespänen .....	96
7.3	Transport .....	96
7.4	Betriebs- und Hilfsmittel .....	97
7.5	Elementaranalysen .....	97
7.6	FCKW-Bilanz .....	98
<b>8</b>	<b>Anhang B zur Wirkungsabschätzung .....</b>	<b>101</b>
8.1	Ergebnisse für einen KW-Geräte-Anteil von 50 %.....	101

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Ergebnisse für den Treibhauseffekt und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%) in t CO <sub>2</sub> -Äq/a .....	16
Abbildung 1.2	Ergebnisse für das Ozonerstörungspotenzial für die Basisrechnung und die Sensitivitätsrechnungen zur Fehlsortierquote .....	17
Abbildung 2.1	Stoffflussdiagramm für Variante 1 – Mischbetrieb .....	25
Abbildung 2.2	Stoffflussdiagramm für Variante 2 – Parallelbetrieb .....	26
Abbildung 2.3	Stoffflussdiagramm für Variante 3 – KW-Geräte in Stufe 2 in Autos shredder .....	28
Abbildung 2.4	Stoffflussdiagramm für Variante 4 – KW-Geräte in Stufe 1 + 2 in Autos shredder .....	30
Abbildung 4.1	Ergebnisse für den Treibhauseffekt und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%) .....	66
Abbildung 4.2	FCKW-Emissionen der Varianten (KW-Geräte-Anteil 20%) .....	67
Abbildung 4.3	Ergebnisse für das Ozonerstörungspotenzial und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%) ....	70
Abbildung 4.4	Ergebnisse für die Photooxidantien und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%) .....	72
Abbildung 4.5	Ozonerstörungspotenziale für die Sensitivitätsanalysen mit niedrigeren und höheren FCKW-Abbauraten in den nachgelagerten Verwertungsprozessen im Vergleich zur Basisrechnung .....	76
Abbildung 4.6	Ergebnisse der Sensitivitätsrechnung zur Fehlsortierquote für das Ozonerstörungspotenzial .....	78
Abbildung 8.1	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse) .....	101
Abbildung 8.2	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Ozonerstörungspotenzial für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse) .....	102

Abbildung 8.3 Ergebnisse für die Wirkungskategorie Photooxidantien für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse) .....	103
--	-----

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (absolute Werte; Anteil der KW-Geräte 20%) .....	15
Tabelle 2-1	Überblick über die Entsorgungswege der Varianten 1 - 4 .....	32
Tabelle 2-2:	Wirkungskategorien .....	35
Tabelle 2-3:	Wirkfaktoren für die Berechnung der Wirkungspotenziale .....	38
Tabelle 2-4:	Gesamtemissionen und Verbräuche in Deutschland und ihre aggregierten Umweltwirkungen als Grundlage der Normierung.....	40
Tabelle 3-1	Zusammensetzung eines durchschnittlichen Kühlgerätes nach verschiedenen Datenquellen .....	45
Tabelle 3-2	Durchschnittliche Zusammensetzung von 1.000 Modellkühlgeräten bei der Anlieferung beim Verwerter .....	47
Tabelle 3-3	Modellierte Kunststofffraktionen beim Kühlgeräterecycler.....	47
Tabelle 3-4	Outputfraktion beim Kühlgeräterecycler in Stufe 1 und ihre Verwertungswege .....	49
Tabelle 3-5	Outputfraktion beim Kühlgeräterecycler in Stufe 2 und ihre Verwertungswege .....	50
Tabelle 4-1	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (absolute Werte; Anteil der KW-Geräte 20%) .....	64
Tabelle 4-2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in %: Anteil an der Gesamtbelastung in Deutschland (Anteil der KW-Geräte 20%).....	65
Tabelle 4-3	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (in Klammern gesetzte Werte beziehen sich auf einen KW-Geräte-Anteil von 20%).....	74
Tabelle 4-4	Ergebnisse für den Parallelbetrieb für die entsorgung der FCKW mit 100 % HTV und 50 % HTV / 50 % HTS.....	77
Tabelle 7-1	Angesetzte Emissionen der Müllverbrennung .....	89
Tabelle 7-2	Angesetzter Betriebsmitteleinsatz in der Müllverbrennung .....	90

Tabelle 7-3	Angesetzte Nettowirkungsgrade bei der Energieauskopplung aus der Müllverbrennung .....	90
Tabelle 7-4	Angesetzte Komplementärprozesse für die Energieauskopplung aus der Müllverbrennung .....	91
Tabelle 7-5	Verwendete Datensätze für Betriebs- und Hilfsmittel.....	97
Tabelle 7-6	Verwendete Stoffdaten .....	98
Tabelle 7-7	Berechnung der FCKW-Emissionen für die Hauptrechnung mit einem Anteil der KW-Geräte von 20 %.....	99
Tabelle 7-8	Berechnung der FCKW-Emissionen für die Sensitivitätsrechnung mit einem Anteil der KW-Geräte von 50 % .....	100

## Abkürzungsverzeichnis

<i>AltautoV</i>	Verordnung über die Überlassung, Rücknahme und umweltverträgliche Entsorgung von Altfahrzeugen
<i>Äq</i>	Äquivalent
<i>EU</i>	Europäische Union
<i>FCKW</i>	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
<i>GEMIS</i>	Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme
<i>H-FCKW</i>	halogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe
<i>H-FKW</i>	halogenierte Kohlenwasserstoffe
<i>HTS</i>	Hochtemperaturspaltung
<i>HTV</i>	Hochtemperaturverbrennung
<i>IPCC</i>	Intergovernmental Panel of Climate Change
<i>ISO</i>	Internationale Organisation für Normung
<i>KEA</i>	Kumulierter Energie-Aufwand
<i>KrW-/AbfG</i>	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
<i>KW</i>	Kohlenwasserstoffe
<i>MVA</i>	Müllverbrennungsanlage
<i>NE-Metalle</i>	Nicht-Eisen-Metalle
<i>NMVOG</i>	Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds)
<i>ODP</i>	Ozonzerstörungspotenzial (ozone depletion potential)
<i>PM<sub>10</sub></i>	Feinstaub
<i>POCP</i>	Photooxidantienbildung (Photochemical Ozone Creation Potential)
<i>PS</i>	Polystyrol
<i>PUR</i>	Polyuretan
<i>PVC</i>	Polyvinylchlorid
<i>R11</i>	Trichlorfluormethan
<i>R12</i>	Dichlordifluoemethan

<i>RAL</i>	Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung eV.
<i>SLF</i>	Shredderleichtfraktion
<i>atro</i>	absolut trocken
<i>tkm</i>	Tonnenkilometer
<i>UV-B</i>	Ultraviolett-B-Strahlung
<i>Var.</i>	Variante
<i>VOC</i>	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
<i>WHO</i>	Weltgesundheitsorganisation

# 1 Zusammenfassung

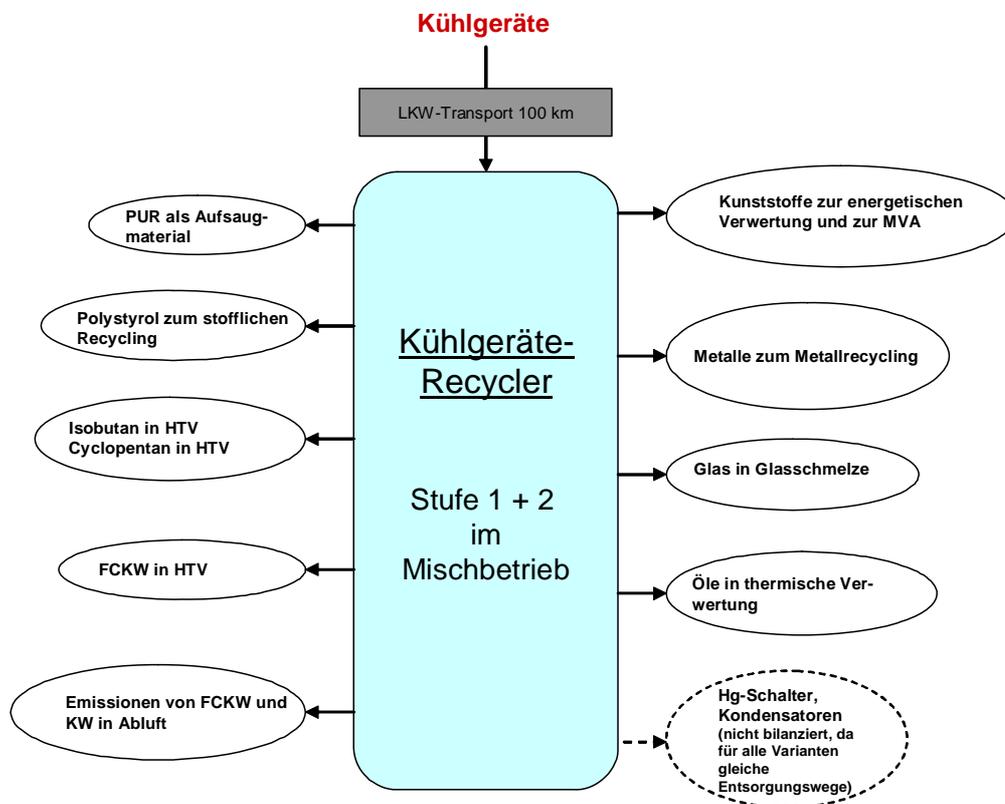
## 1.1 Hintergrund und Untersuchungsgegenstand

Die vorliegende Ökobilanz wurde von der RAL-Gemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V. beauftragt. Zentraler Gegenstand ist der ökologische Vergleich verschiedener Entsorgungsoptionen für FCKW- und KW-haltige Kühlgeräte aus privaten Haushalten, die sich aus möglichen Änderungen der WEEE ergeben können. Die Untersuchung wurde in Übereinstimmung mit den Normen ISO 14040 und 14044 durchgeführt. Sie umfasst auch ein Critical Review durch Herrn Giegrich vom Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Weiterhin wird die Studie begleitet durch Dr. Keri vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Herrn Schmit vom luxemburgischen Umweltamt und Herrn Hornberger und Frau Janusz-Renault vom Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung.

## 1.2 Beschreibung der Varianten

### 1.2.1 Variante 1: Mischbetrieb

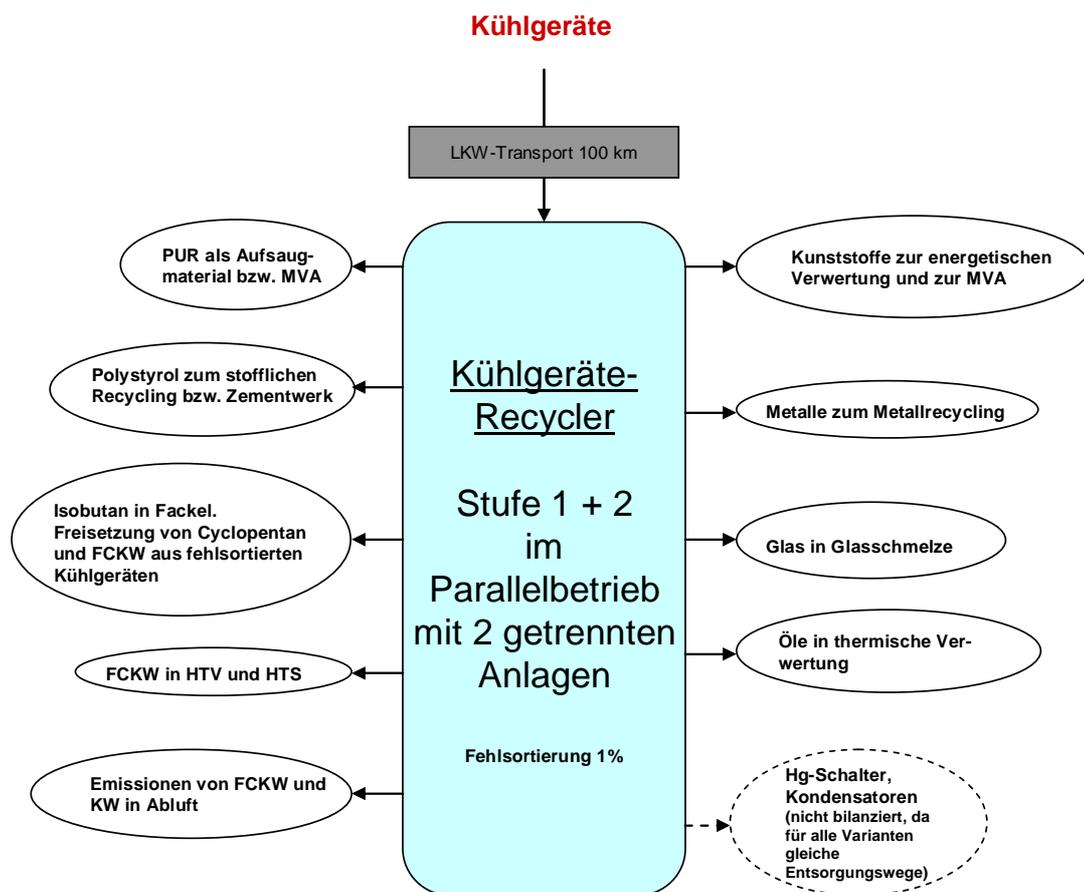
Die Stoffströme im Mischbetrieb zeigt die nachfolgende Abbildung:



Die Entsorgung aller Kühlgeräte erfolgt in Variante 1 ausschließlich beim Kühlgeräterecycler. Die KW- und FCKW-Geräte werden hierbei zeitgleich in einer gemeinsamen Anlage entsorgt. Das erzeugte PUR-Mehl wird als Aufsaugmaterial eingesetzt; eine hochreine Polystyrolfraktion wird stofflich verwertet. Die Metalle werden dem Metallrecycling zugeführt. Unreinere Kunststofffraktionen gehen zur Müllverbrennung und zum Zementwerk.

### 1.2.2 Variante 2: Parallelbetrieb

Die Stoffströme im Parallelbetrieb zeigt die nachfolgende Abbildung:

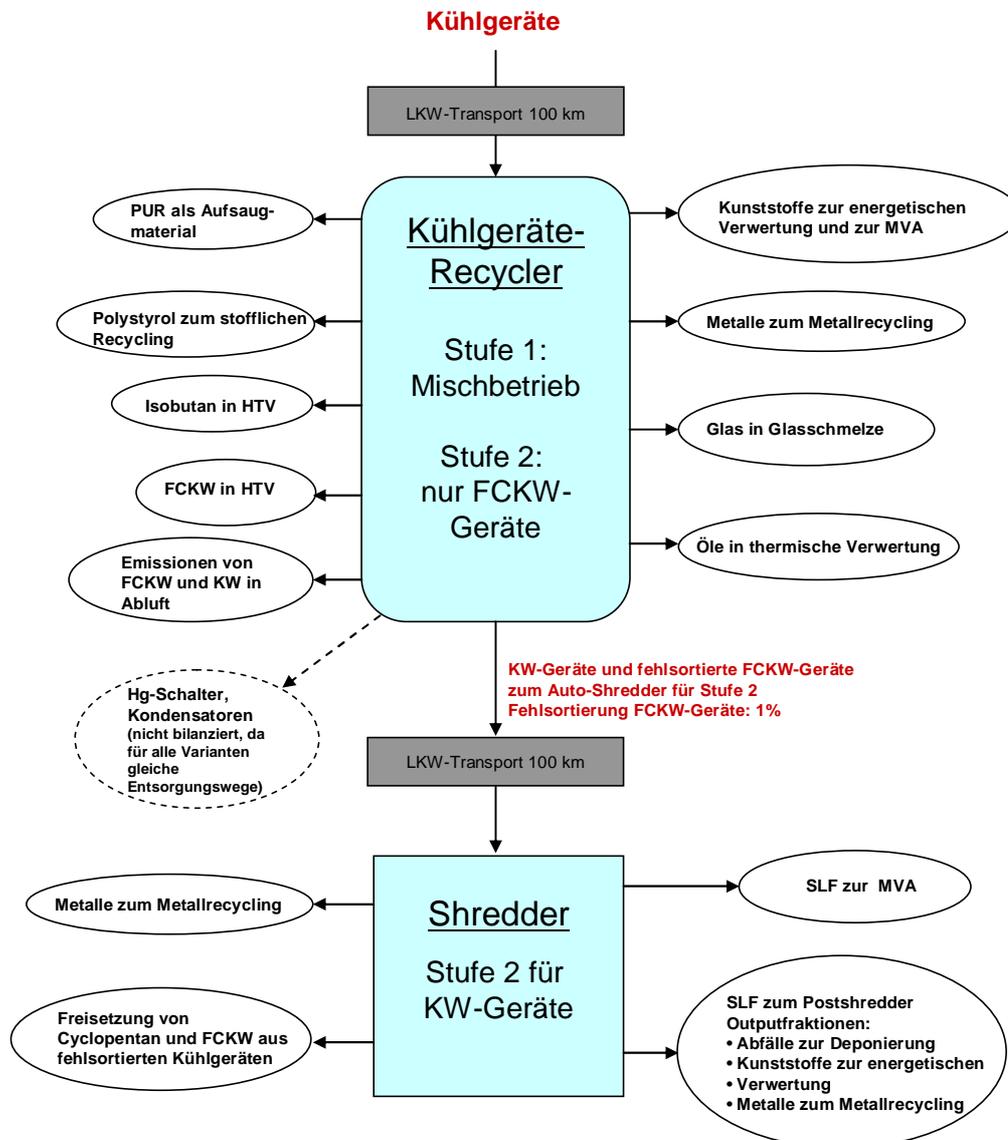


Die Entsorgung aller Kühlgeräte erfolgt ausschließlich beim Kühlgeräterecycler. Die KW- und FCKW-Geräte werden hierbei in getrennten Anlagen entsorgt (kein Batch-Betrieb). Die FCKW-Schiene arbeitet prinzipiell wie im Mischbetrieb (Variante 1).

Im Modell wird bilanziert, dass das Cyclopentan, das während des Zerkleinerns ausgast und erfasst wird (30 % der Gesamtmenge im Schaum), anschließend freigesetzt wird. Das stückige PUR wird anschließend in einer Müllverbrennungsanlage entsorgt. Weiterhin wird modelliert, dass 1 % der FCKW-Geräte falsch sortiert und gemeinsam mit den KW-Geräten entsorgt wird.

### 1.2.3 Variante 3: Stufe 2 im Autoshreder bei KW-Geräten

Die Stoffströme in Variante 3 zeigt die nachfolgende Abbildung:

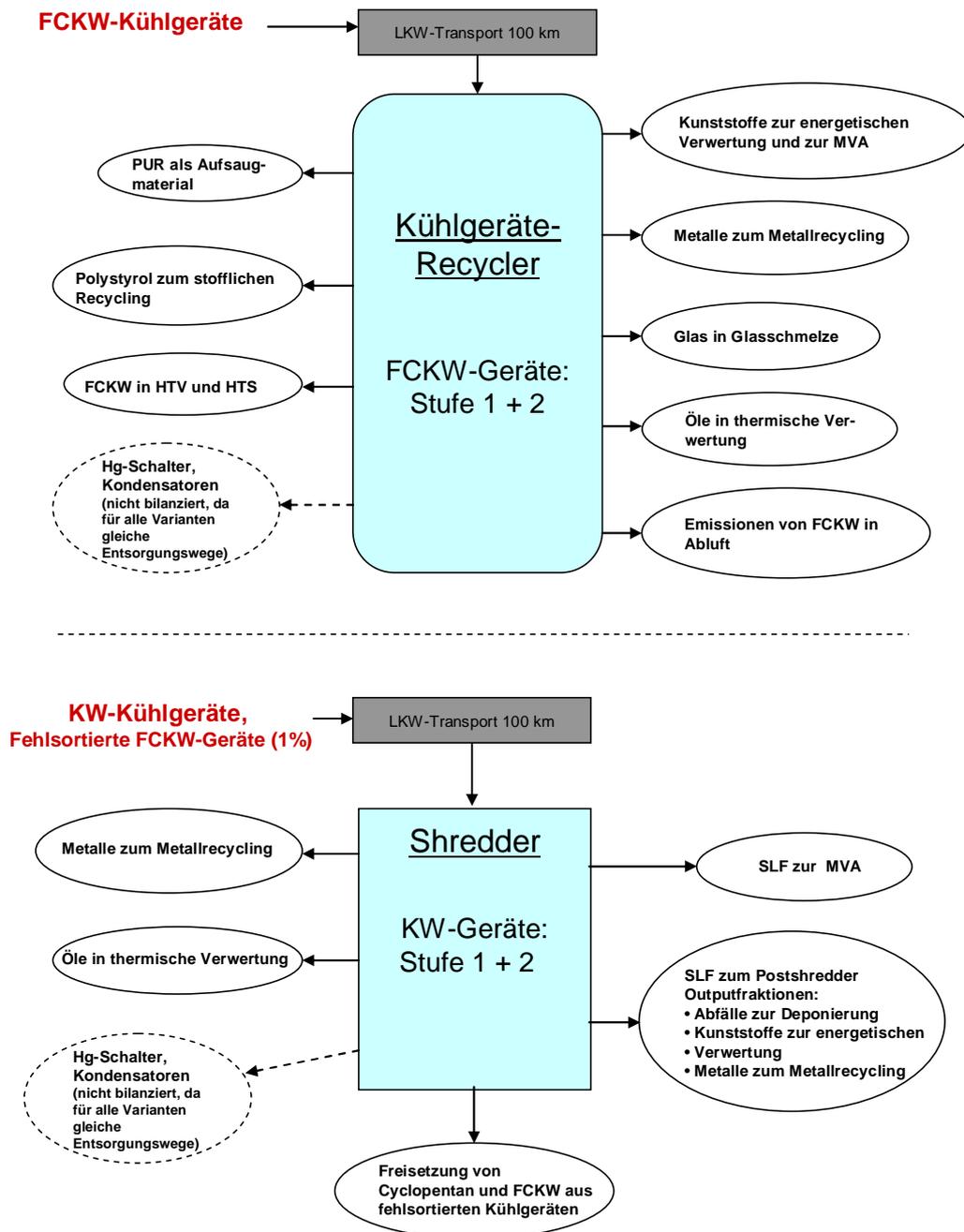


Die Variante 3 geht davon aus, dass die Stufe 1 beim Kühlgeräterecycler im Mischbetrieb mit hohem Umweltstandard durchgeführt wird. Die FCKW-Geräte werden, abgesehen von fehlsortierten Geräten, wie in Variante 1 beim Kühlgeräterecycler entsorgt.

Die KW-Geräte sowie die fehlsortierten FCKW-Geräte (Fehlsortierquote 1%) werden zum Autoshreder transportiert und dort verwertet. Bei der Feinerkleinerung im Shredder werden 70 % des Cyclopentans bzw. 70 % des R11 aus den fehlsortierten Geräten freigesetzt. Die weitere Verwertung erfolgt in der MVA und im Postshredder.

### 1.2.4 Variante 4: Stufe 1 + 2 beim Autoshreder bei KW-Geräten

Die Stoffströme in Variante 4 zeigt die nachfolgende Abbildung:



Die Variante 4 geht davon aus, dass bei der Sammelstelle, beispielsweise dem Bauhof, eine Sortierung in KW- und FCKW-Geräte erfolgt. Die FCKW-Geräte werden dann, abgesehen von fehlsortierten Geräten, wie in den vorhergehenden Varianten beim Kühlgeräterezyler mit hohem Umweltstandard entsorgt.

Die KW-Geräte sowie fehlsortierte FCKW-Geräte werden analog zu Variante 3 vollständig im Autoshredder entsorgt.

### 1.3 Fehlsortierungen

Die Höhe der fehlsortierten FCKW-Geräte, die versehentlich in die KW-Schiene gelangen, hat für die Ergebnisse der Ökobilanz eine große Bedeutung. Sie hängt von zahlreichen Faktoren ab. Im Kommissionierwesen liegen die Fehlerquoten zwischen 0,1 und 3 %. Im Vergleich zum Kommissionierwesen gibt es beim Kühlgeräterecycling jedoch drei bedeutende zusätzliche Faktoren für Fehlsortierungen: die mangelnde Kennzeichnung vieler Kühlgeräte (schätzungsweise 20 – 30 %), die fehlende Rückmeldung an den Sortierer, wenn eine Fehlsortierung getätigt wurde, und mögliche Anlagenprobleme (Ex-Schutz), wenn zu viele Fehlsortierungen in die andere Richtung getätigt werden. Damit ist davon auszugehen, dass die Fehlerquoten beim Sortieren der Kühlgeräte deutlich höher liegen als im Kommissionierwesen. Aus diesem Grund schätzen die Autoren eine Fehlsortierquote von 1 % als realistische Untergrenze ein, die nur dann erreicht werden kann, wenn alle möglichen Maßnahmen ausgeschöpft werden, um Fehlsortierungen zu vermeiden. Neben der Basisrechnung mit einer Fehlsortierquote von 1 % werden für die Varianten 2 – 4 Sensitivitätsrechnungen mit einer Fehlsortierquote von 5 % durchgeführt. Für die Variante 4 wird zusätzlich eine Sensitivitätsrechnung mit 10 % durchgeführt, da dort die Sortierung bereits auf den lokalen Bauhöfen stattfindet, an denen möglicherweise kein geschultes Personal vorhanden ist oder die Bürger selber die Geräte einsortieren müssen.

### 1.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Ökobilanz beziehen sich in der Basisrechnung auf einen Anteil der KW-Geräte von 20 % und einen Anteil der FCKW-Geräte von 80 %. Dies entspricht dem kurzfristig zu erwartenden Geräteanteil.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle betrachteten sieben Wirkungskategorien. Positive Werte bedeuten hierbei Umweltbelastungen. Negative Werte bedeuten Umweltentlastungen. Hier überwiegen die Gutschriften aus den Verwertungsprozessen die Umweltbelastungen. Die aus Umweltsicht beste Variante ist der Mischbetrieb (Variante 1). Die Werte sind dunkelgrau hinterlegt. Die jeweils ungünstigste Variante ist hellgrau hinterlegt.

Tabelle 1-1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (absolute Werte; Anteil der KW-Geräte 20%)

Variante		1	2	3	4
		Misch- betrieb	Parallel- betrieb	KW-Geräte: Stufe 2 im Shredder	KW-Geräte: Stufe 1+2 im Shredder
Treibhauseffekt	1.000 t CO <sub>2</sub> - Äq/a	-193	-169	-155	-128
Ozonerstörungs- potenzial	kg R11-Äq/a	1.207	4.116	6.573	8.609
Photooxidantien	kg Ethylen- Äq/a	-15.032	3.828	28.221	38.035
Versauerung	t SO <sub>2</sub> -Äq/a	-967	-959	-947	-948
Eutrophierung	t PO <sub>4</sub> -Äq/a	-62	-62	-60,3	-60,9
Feinstaub	t PM <sub>10</sub> -Äq/a	-1035	-1.027	-1.013	-1015
Kumulierter Energie- aufwand (KEA)	PJ	-2,64	-2,63	-2,60	-2,60

Die Tabelle zeigt, dass die Ergebnisse für die Wirkungskategorien Ozonerstörungspotenzial, Treibhauseffekt und Photooxidantien stark bis sehr stark voneinander abweichen. Diese Wirkungskategorien werden vertieft betrachtet.

Die Ergebnisse für die Versauerung, die Eutrophierung, den Feinstaub und den kumulierten Energieaufwand liegen mit Abweichungen zwischen 2 und 4 % sehr dicht beieinander. Vor dem Hintergrund der allgemeinen Datenunsicherheit lassen sich aus solch kleinen Abweichungen keine eindeutigen Umweltvor- oder nachteile bestimmter Varianten ableiten.

#### 1.4.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt wird im Wesentlichen durch die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen und die FCKW-Emissionen bestimmt. In der Summe ergibt sich eine Umweltentlastung aufgrund der Gutschriften aus den Verwertungsprozessen, die im Bereich von 0,013 bis 0,019 % bezogen auf die Gesamtbelastung in Deutschland liegt. In Tonnen ausgedrückt liegt die jährliche Entlastung zwischen 128.000 und 193.000 t.

Die ökologisch beste Variante ist die Mischvariante, die schlechteste die Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autosshredder).

Die nachfolgende Abbildung zeigt, welche Prozesse in welchem Umfang zum Ergebnis beitragen. Die Summe über alle Prozesse wird jeweils im dunklen rechten Balken dargestellt.

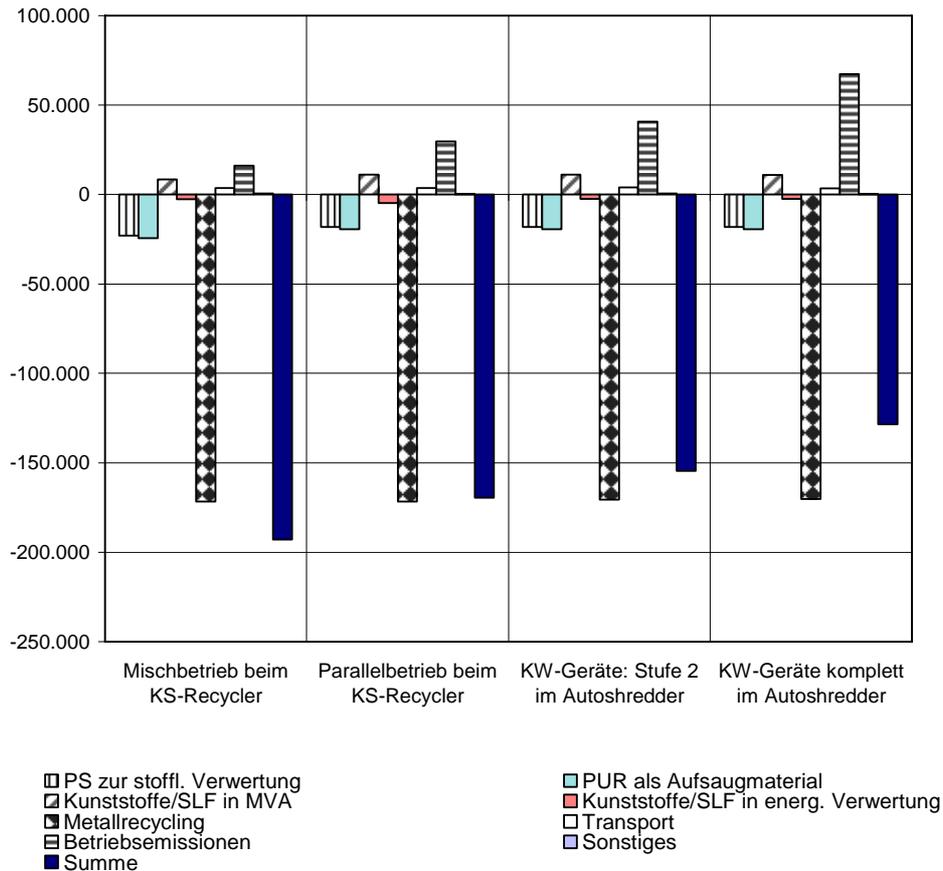


Abbildung 1.1 Ergebnisse für den Treibhauseffekt und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%) in t CO<sub>2</sub>-Äq/a

Die größten Differenzen hinsichtlich der Treibhauswirkung stammen aus den Betriebsemissionen beim Kühlgeräterecycler, beim Shredder und beim Postshredder, einschließlich der FCKW-Emissionen und KW-Emissionen aus den erzeugten Output-Strömen (Emissionen aus der weiteren Behandlung des PUR und des FCKW-haltigen Kälteöls). Entscheidend für die Differenz im Treibhauseffekt sind hierbei die unterschiedlichen Emissionen von R11 und R12.

#### 1.4.2 Ozonzerstörungspotenzial

Das Ozonzerstörungspotenzial wird ausschließlich durch die R11- und R12-Emissionen bestimmt. Die Abbildung zeigt das Ozonzerstörungspotenzial für die einzelnen Varianten und die verschiedenen Sensitivitätsanalysen

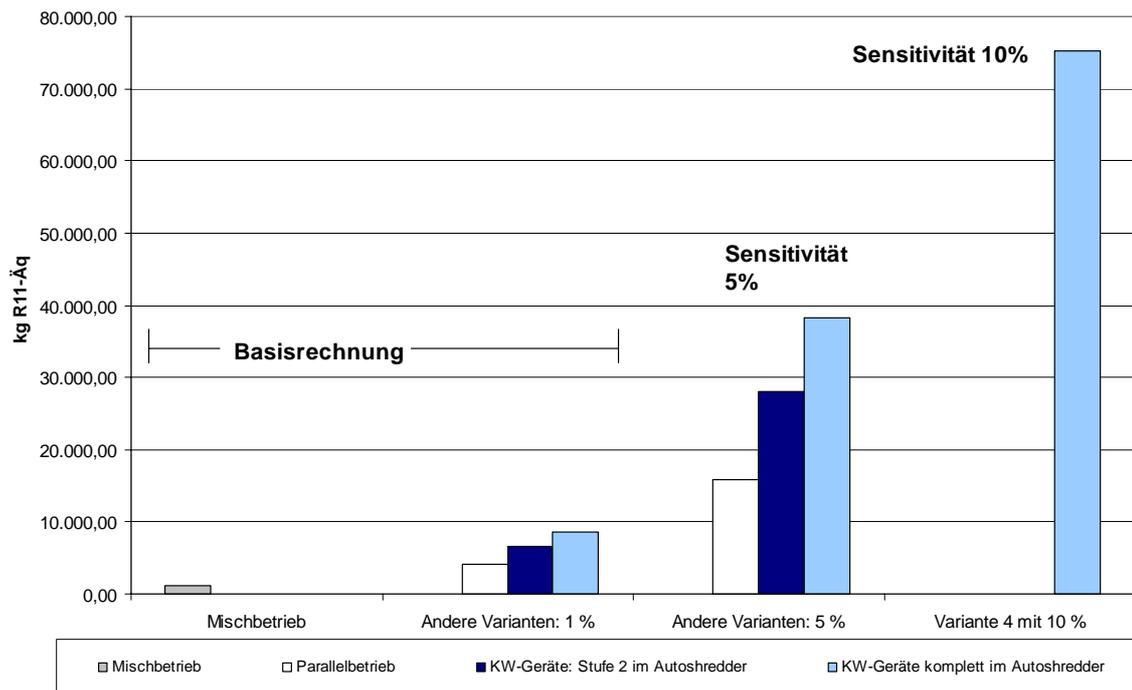


Abbildung 1.2 Ergebnisse für das Ozonzerstörungspotenzial für die Basisrechnung und die Sensitivitätsrechnungen zur Fehlsortierquote

In der Basisrechnung mit einer Fehlsortierquote von 1 % weist der Mischbetrieb mit rund 1.200 kg R11-Äq/a das geringste Ozonzerstörungspotenzial (ODP) auf. Das ODP von Parallelbetrieb und Variante 3 (KW-Geräte: Stufe 2 im Autoshreder) ist mit rund 4.000 - 6.500 kg R11-Äq/a deutlich höher. Noch höher liegt die Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autoshreder) mit rund 8.600 kg R11-Äq/a. Die Unterschiede rühren fast ausschließlich von den Emissionen fehlsortierter FCKW-Geräte her.

Bezogen auf das Emissionspotenzial von neu eingesetzten ozonzerstörenden Stoffen liegen die relativen Anteile für die Varianten zwischen 0,4 % und 2,8 %. Wenn man das Ergebnis auf die Gesamtbelastung in Deutschland bestehend aus Altemissionen und potenziellen Neuemissionen bezieht, kommt man auf Werte zwischen 0,04 – 0,08 % für den Mischbetrieb und 0,3 – 0,6 % für Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autoshreder). Eine genauere Bezifferung ist nicht möglich, da für die Altemissionen nur eine sehr grobe Datenspanne abgeschätzt werden kann.

Die Abbildung zeigt weiterhin, dass das ODP bei höheren Fehlsortierquoten drastisch zunimmt. Bei Variante 4 steigt es bei Fehlsortierquoten von 5 bzw. 10 % auf 38.000 bzw. 75.000 t R11-Äq. Dies ist das 32-Fache bzw. das 62-Fache des Mischbetriebs. Der relative Anteil am ODP von Deutschland steigt auf bis zu 25 % (bezogen auf das Emissionspotenzial von neueingesetzten ozonzerstörenden Stoffen) bzw. auf bis zu 3 % bezogen auf die Gesamtemissionen incl. Altemissionen.

### 1.4.3 Photooxidantien

Das Ergebnis für die Wirkungskategorie Photooxidantien, dargestellt in

Tabelle 1-1 auf S. 15, zeigt, dass sich bei Variante 1 in der Summe eine Umweltentlastung von rund -15.000 kg Ethylen-Äq/a ergibt. Die anderen Varianten führen hingegen zu Umweltbelastungen. Entscheidend für das Ergebnis sind die Iso-Butan- und Cyclopentanemissionen. Dementsprechend weist die Variante 4 die höchsten Belastungen auf.

Auch wenn der Anteil an der Gesamtbelastung der BRD nicht hoch ist (0,006 % für Variante 4), ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass die Sommersmogbildung ein lokal und zeitlich begrenzter Vorgang ist. Daher können bereits geringe Mengen an Photooxidantienvorläufern für einen begrenzten Zeitraum bedeutsam zur Bildung lokalen, bodennahen Ozons beitragen. Somit sind vermeidbare KW-Emissionen auch in kleinerem Umfang zu unterlassen.

#### 1.4.4 Sensitivitätsanalysen

Es wurden zu folgenden Parametern Sensitivitätsanalysen durchgeführt:

- Anteil der KW-Geräte (Basisrechnung 20 %; Sensitivitätsanalyse 50 %);
- Fehlsortierquote (Basisrechnung 1 %; Sensitivitätsanalysen 5 - 10 %);
- Entsorgung der erfassten FCKW (Basisrechnung 100 % HTV; Sensitivitätsanalyse 50 % HTV / 50 % HTS);
- FCKW-Abbauraten bei der weiteren Verwertung von PUR-Schaum;
- Verwertung Polystyrol im Parallelbetrieb (Basisrechnung Zementwerk; Sensitivitätsanalyse stoffliche Verwertung);
- Fehlsortierung KW-Geräte.

Die Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass die Fehlsortierquote einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz hat. Die anderen Parameter haben das Ergebnis zwar auch beeinflusst, jedoch ist die Grundaussage unverändert geblieben. Das Ergebnis der Sensitivitätsanalysen für die Fehlsortierquoten im Hinblick auf das Ozonzerstörungspotenzial wurde im Kap. 1.4.2 dargestellt.

### 1.5 Schlussfolgerung

Als Ergebnis der Ökobilanz lässt sich zweifelsfrei folgern, dass die Variante 1, der Mischbetrieb, aus ökologischer Sicht das beste Verfahren ist.

Beim Treibhauseffekt erreicht die Variante 4 nur rund 66 % der Einsparungen an CO<sub>2</sub>-Äq der Variante 1, deren Beitrag zur Einsparung von Treibhausgasemissionen etwa im Bereich von 0,02 % der Gesamtemissionen liegt. Gegenüber den Varianten 2 bis 4 werden etwa 24.000 bis 65.000 t/a mehr eingespart. Der Schutz des Klimas ist als besonders wichtig und dringend einzustufen, so dass alle Maßnahmen mit Beiträgen zur Einsparung von Treibhausgasen in dem ermittelten Umfang von Bedeutung sind.

Beim Ozonzerstörungspotenzial fällt der Unterschied zwischen den Varianten noch wesentlich deutlicher aus. Hier liegt der Abstand von Variante 1 zu den Varianten 2 bis 4 beim Faktor 3 bis 7 bei einer Fehlsortierquote von 1 %. Weiterhin sind die relativen Anteile, bezogen auf das aktuelle Emissionspotenzial durch den Neueinsatz ozonschichtzerstörender Stoffe in Deutschland, mit bis zu 3 % sehr hoch. Bei einer Fehlsortierquote von 5 % läge das Ozonzerstörungspotenzial für die Variante 4 gegenüber dem Mischbetrieb um das 32-Fache höher. Für Variante 4 wurde darüber hinaus eine weitere Sensitivitätsrechnung mit einer noch höheren Fehlsortierquote von 10 % durchgeführt, da bei dieser Variante die Sortierung der Kühlgeräte bereits beim örtlichen Bauhof erfolgt. Wenn das Personal der zahlreichen Bauhöfe keine angemessene Schulung erhält oder das Sortieren sogar den Bürgern überlassen wird, ist eine derart hohe Fehlsortierquote als realistisch einzustufen. Das Ozonzerstörungspotenzial wäre in diesem Fall 62-mal so hoch wie beim Mischbetrieb. Der relative Anteil, bezogen auf das aktuelle Emissionspotenzial durch den Neueinsatz ozonschichtzerstörender Stoffe in Deutschland, läge dann bei 25 %.

Bei der Photooxidantienbildung erzielt Variante 1 eine Umweltentlastung, während alle anderen Varianten zu einer zusätzlichen Umweltbelastung führen. Die Anteile an den Gesamtemissionen sind zwar mit ca. bis zu 0,006 % relativ gering. Da jedoch bereits geringe Mengen an Photooxidantienvorläufern zur Bildung lokalen, bodennahen Ozons beitragen können, sind vermeidbare KW-Emissionen unbedingt zu unterlassen.

Die Unterschiede zwischen den Varianten bei Versauerung, Eutrophierung, PM<sub>10</sub> und Verbrauch energetischer Ressourcen (angegeben als kumulierter Energieaufwand) sind so gering, dass im Rahmen der Genauigkeit einer Ökobilanz die Ergebnisse als etwa gleich eingestuft werden können.

## 2 Ziel und Untersuchungsrahmen

### 2.1 Hintergrund der Studie

Die FCKW-haltigen Kühlgeräte machen heute mit einem Anteil von 80 - 90% die große Mehrheit der zur Entsorgung anfallenden Kühlgeräte aus Haushalten aus. Die FCKW-Halonverbotsverordnung [FCKW-Verordnung 1991], die europäische Verordnung über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen [EU 2037/2000], sowie die EU-Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (WEEE) fordern, dass alle in den Altgeräten enthaltenen FCKW entnommen und der schadlosen Vernichtung zugeführt werden müssen [WEEE 2003]. In Deutschland wurde die WEEE durch das das Elektro- und Elektronikgerätegesetz umgesetzt [ElektroG 2005]. Dieses schreibt in § 11 Abs. 2 in Verbindung mit Anhang III und IV sowie § 3 Abs. 12 KrW-/AbfG vor, dass alle Flüssigkeiten, sowie alle FCKW, H-FCKW, H-FKW und Kohlenwasserstoffe aus den Altgeräten entfernt und gemäß § 10 Abs. 4 KrW-/AbfG beseitigt oder verwertet werden müssen.

Die kohlenwasserstoffhaltigen (KW-haltigen) Kühlgeräte, die größtenteils Cyclopentan und Iso-Butan enthalten, haben derzeit einen Anteil von 10 – 20 % an den zur Entsorgung anfallenden Kühlgeräte aus Haushalten, der im Laufe der nächsten 5-10 Jahre auf rund 50 % ansteigen wird (siehe hierzu Kap. 2.3). Zu den KW-haltigen Kühlgeräten wird kontrovers diskutiert, ob im Rahmen der nächsten Änderung der WEEE die derzeitige Vorgabe, dass auch KWs aus den Altgeräten zu entfernen sind, entfallen sollte. Dies würde für die praktische Entsorgung bedeuten, dass diese Altgeräte auf direktem Wege in (Auto-)Shredderanlagen oder beim Kühlgeräterecycler ohne eine vorherige vollständige Entnahme der KWs entsorgt werden können, so dass die in den Geräten enthaltenen KWs in die Umwelt gelangen. Weiterhin ist zu erwarten, dass auch etliche fehlsortierte FCKW-haltige Altgeräte, insbesondere solche, die mangelhaft gekennzeichnet sind, ohne eine hochwertige Behandlung durch einen Kühlgeräte-Aufbereiter auf direktem Wege in Shredderanlagen gelangen würden. Hierbei ist dann davon auszugehen, dass eine vorherige, sachgerechte FCKW-Entnahme nicht stattfindet und dass das in den Geräten enthaltene FCKW größtenteils in die Umwelt freigesetzt würde.

Die vorliegende Ökobilanz wurde von der RAL-Gemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V. beauftragt. Im Zentrum der Untersuchung stehen mögliche Entsorgungsvarianten von FCKW- und KW-Kühlgeräten aus privaten Haushalten, die sich in Abhängigkeit von zukünftigen Vorgaben der WEEE, die kontrovers diskutiert werden, ergeben können. Für Letztere werden in Fachkreisen sowohl der Begriff VOC-Kühlgerät als auch der Begriff KW-Kühlgerät verwendet. Im Folgenden wird die Bezeichnung ‚KW-haltiges Kühlgerät‘ für Kühlgeräte mit dem Kältemittel Iso-Butan und dem Treibmittel Cyclopentan verwendet.

Die Untersuchung wird in Übereinstimmung mit den Normen ISO 14040 und 14044 [ISO 14040; ISO 14044] durchgeführt, die die Durchführung von Ökobilanzen regeln. Die Ökobilanz umfasst auch ein Critical Review durch Jürgen Giegriech vom Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu). Weiterhin wird die Studie begleitet durch Dr. Keri vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Herrn Schmit vom luxemburgischen Umweltamt und Herrn Hornberger und Frau Janusz-Renault vom Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung.

## 2.2 Ziel und Zielgruppe der Studie

Zentraler Gegenstand der Studie ist der ökologische Vergleich verschiedener Entsorgungsoptionen für FCKW- und KW-haltige Kühlgeräte aus privaten Haushalten, die sich aus möglichen Änderungen der WEEE ergeben können und die Auswirkungen auf die sich ergebenden KW- und FCKW-Emissionen. Zielgruppe der Studie sind Entscheidungsträger in der Politik, in den europäischen Umweltbehörden und in der Wirtschaft, denen mit der Analyse der ökologischen Auswirkungen eine Entscheidungshilfe zur Verfügung gestellt wird. Folgende Entsorgungsvarianten werden untersucht:

- Variante 1:** Mischbetrieb beim Kühlgeräterecycler für sämtliche KW- und FCKW-Geräte<sup>1</sup>.
- Variante 2:** Parallelbetrieb beim Kühlgeräterecycler für sämtliche KW- und FCKW-Geräte.<sup>2</sup>
- Variante 3:** Mischbetrieb für Stufe 1<sup>3</sup> für sämtliche KW- und FCKW-Geräte. In Stufe 2<sup>4</sup> verbleiben die FCKW-Geräte, abgesehen von Fehlsortierungen, beim Kühlgeräterecycler. Die KW-Geräte sowie fehlsortierte FCKW-Geräte werden im Autoshreder verwertet.
- Variante 4:** An den Bauhöfen bzw. Sammelstellen erfolgt eine Trennung von KW- und FCKW-Geräten. Die FCKW-Geräte werden beim Kühlgeräterecycler verwertet. Die KW-Geräte sowie fehlsortierte FCKW-Geräte werden im Autoshreder verwertet.

Die Varianten 2, 3 und 4 stehen hierbei unter dem Vorbehalt, dass KW-Geräte ohne eine vorherige Entnahme und Entsorgung des Cyclopentans KW verwertet werden dürfen. Die Variante 4 steht zusätzlich unter dem Vorbehalt, dass auch das Iso-Butan

---

<sup>1</sup> Im Mischbetrieb werden alle Kühlgeräte ohne vorherige Sortierung in einer gemeinsamen Anlage behandelt.

<sup>2</sup> Im Parallelbetrieb werden die Kühlgeräte vor der weiteren Behandlung sortiert und dann in getrennten Anlagen behandelt (kein Batch-Betrieb).

<sup>3</sup> In Stufe 1 findet die Entnahme des Kältemittels und des Kälteöls aus dem Kühlkreislauf statt.

<sup>4</sup> In Stufe 2 werden die Gehäuse zerkleinert und in Trennverfahren zu verschiedenen Verwertungsfractionen aufbereitet.

aus dem Kältemittelkreislauf nicht vor einer weiteren Verwertung entnommen und entsorgt werden muss<sup>5</sup>.

Im Einzelnen werden für alle Varianten folgende Umweltwirkungen abgeschätzt und verglichen: Ozonzerstörungspotenzial, Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Feinstaub, Photooxidantienpotenzial (Sommersmog) und energetische Ressourcen.

### 2.3 Funktion und funktionelle Einheit

Die durch das untersuchte System zu erfüllende Funktion ist die Entsorgung von FCKW- und KW-Kühlgeräten. Die jährlich zu entsorgende Menge an Haushaltskühlgeräten wurde in [ifeu 2005] auf 120.000 t/a geschätzt. Dies entspricht in etwa den Angaben des Statistischen Bundesamts [StaBu 2003] für den Anfall in 2001. Bei einem durchschnittlichen Gewicht von 40 kg für ein Modellkühlgerät, wie es in Kap. 3.1 definiert wurde, ergeben sich 3 Mio. jährlich zu entsorgende Haushaltskühlgeräte in Deutschland. Von diesen 3 Mio. Geräten werden rund 10 % nicht in der Ökobilanz betrachtet, da sie Gerätetypen darstellen, die nicht Gegenstand der Untersuchung sind (Geräte mit defektem Kältekreislauf, Ammoniakgeräte, Geräte mit Styropor- oder Glaswollämmung, Geräte mit dem Kältemittel R134a). Somit wird als funktionelle Einheit der Ökobilanz die Entsorgung von 2,7 Mio. FCKW- und KW-Kühlgeräten aus privaten Haushalten festgelegt. Es handelt sich hierbei um einen durchschnittlichen Mix aus Haushaltskühlgeräten, Haushaltskühl- und Gefrierkombinationen, Haushaltstiefkühltruhen und -gefrierschränken<sup>6</sup>.

### 2.4 Zeithorizont

Die Ergebnisse der Ökobilanz beziehen sich auf einen Anteil der KW-Geräte von 20 % und einen Anteil der FCKW-Geräte von 80 %. Dies entspricht dem kurzfristig zu erwartenden Geräteanteil<sup>7</sup>. Als Sensitivitätsanalyse wird die zukünftige Entwicklung in etwa 5-10 Jahren betrachtet, bei der sich als Folge des Stopps der Verwendung von FCKW in Kühlgeräten in 1994 der Anteil der KW-Geräte auf 50 %<sup>8</sup> erhöhen wird.

---

<sup>5</sup> Für Variante 3 und 4 wird davon ausgegangen, dass der Kühlgeräteinput nur einen kleinen Anteil am gesamten Shredderinput hat, so dass die Shredderanlagen die Grenzwerte der TA Luft einhalten.

<sup>6</sup> Die in der Studie verwendeten FCKW-Gehalte in den Kühlgeräten orientieren sich am Kühlgerätemix, der in [RAL 2003] für einen Mix aus 60% Haushaltskühlgeräten, 25% Haushaltskühl- und Gefrierkombinationen und 15% Haushaltstiefkühltruhen und Gefrierschränken definiert wird.

<sup>7</sup> In [RAL 2005] wird der aktuelle KW-Geräte-Anteil auf 10% geschätzt. In der gleichen Größenordnung liegen die Auswertungen in [Gabriel 2005]. Abschätzungen für die Schweiz von 2000 gehen von einem früheren Anstieg des KW-Anteils aus [SENS 2000].

<sup>8</sup> Nach einer Schätzung von [RAL 2005] wird sich der Anteil der KW-Geräte in etwa 5 – 10 Jahren auf 50 % belaufen. Der genaue Zeitpunkt, an dem die KW-Geräte einen Anteil von 50 % erreichen werden, ist für den Untersuchungsgegenstand nicht von Relevanz.

## 2.5 Beschreibung der untersuchten Entsorgungsvarianten

Die Kühlgeräteentsorgung erfolgt beim Kühlgeräterecycler in zwei Stufen, deren Verfahrenstechnik im Wesentlichen vom verwendeten Kältemittel, vom verwendeten Dämmstoff und vom verwendeten Treibmittel im Dämmstoff abhängt.

Die Stufe 1 beinhaltet die Absaugung/Entnahme von FCKW bzw. KW und dem Kältemaschinenöl aus dem Kältekreislauf sowie die Demontage von Glas, Kondensatoren, Hg-Schaltern, Kompressoren, Abdeckungen und losen Kunststoffteilen. In der Mehrzahl der Altgeräte ist noch das FCKW R12 enthalten, das bis Mitte der neunziger Jahre eingesetzt wurde. Seitdem befinden sich alternative Kältemittel in den zu entsorgenden Altgeräten, insbesondere Iso-Butan (R600a) und in kleinerem Umfang R134a. Das Kältemittel R134a verfügt zwar über kein Ozonzerstörungspotenzial, hat aber ein sehr hohes Treibhauspotenzial von 1.300 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. R134a spielt in Kühlgeräten aus privaten Haushalten jedoch nur eine untergeordnete Rolle und wird in Neugeräten deutscher Hersteller nicht mehr eingesetzt [UBA 2004b]. Im Rahmen dieser Ökobilanz wird R134a darum nicht betrachtet. Nahezu alle Neugeräte beinhalten Iso-Butan als Kältemittel, das über kein Ozonzerstörungspotenzial verfügt und ein Treibhauspotenzial von nur 3 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten aufweist. Da Iso-Butan ein explosives Gas ist, müssen entsprechende Vorkehrungen beim Recycler getroffen werden. Weiterhin arbeiten Spezialgeräte im Hotel- und Campingbereich mit Ammoniak/Wasser als Absorptionsgeräte. Ihre Stückzahl ist jedoch nach [UBA 2004b] sehr gering, was auch Daten von Anlagebetreibern<sup>9</sup> bestätigt haben. Sie werden in dieser Untersuchung nicht näher betrachtet.

Die Stufe 2 beinhaltet die Zerkleinerung und Trennung von PUR-Schaum und Gehäuse, den Aufschluss und die Entgasung des PUR-Schaums sowie die weitere Auftrennung in die verschiedenen Outputfraktionen (Metalle, verschiedene Kunststofffraktionen, FCKW u.a.). Als Treibmittel für den PUR-Schaum wurde bis Mitte der neunziger Jahre hauptsächlich R11 eingesetzt, das dann überwiegend durch Cyclopentan abgelöst wurde. Vorübergehend wurden in Deutschland auch Kühlgeräte mit den Treibmitteln R-141b und R-134a eingesetzt. Da ihr Anteil jedoch sehr gering ist [UBA 2004b], werden sie nicht näher betrachtet.

Eine weitere Gerätegruppe stellen die Kühlgeräte dar, die mit Mineralwolle oder Styropor gedämmt worden sind. Ihr Anteil liegt in der Größenordnung von 10 %<sup>10</sup>. Diese Geräte werden nicht betrachtet, da sie zwar im Kältekreislauf oft FCKW enthalten, in Stufe 2 aber weder FCKW- noch KW-Emissionen verursachen und damit für das Untersuchungsthema nur bedingt relevant sind.

Die vorliegende Untersuchung umfasst für alle Varianten die Stufen 1 und 2 sowie die weitere Entsorgung bzw. Verwertung der Outputfraktionen.

<sup>9</sup> Zur Verwendung von Betriebsdaten siehe Kap. 3.2.

<sup>10</sup> Abschätzung nach den Daten in [Gabriel 2005]

Eine wesentliche Rahmenbedingung aller Varianten ist, dass bei der Entsorgung der FCKW-Geräte hohe Umweltstandards eingehalten werden, sofern die FCKW-Geräte auch als solche erkannt werden und nicht durch Fehlsortierungen in anderen Entsorgungsschienen gelangen.

Im Rahmen der Untersuchung wurden folgende vier Varianten entwickelt und bilanziert:

**Variante 1:** Mischbetrieb

**Variante 2:** Parallelbetrieb

**Variante 3:** Stufe 2 im Autoshreder für KW-Geräte

**Variante 4:** Stufe 1 + 2 im Autoshreder für KW-Geräte

Alle Modellrechnungen gehen von einer jährlichen Entsorgung von 2,7 Millionen FCKW- und KW-Haushaltskühlgeräten in Deutschland aus. Hierbei wird zunächst von einem Anteil der KW-Geräte von 20 % ausgegangen. In einer Sensitivitätsanalyse wird zusätzlich ein KW-Geräte-Anteil von 50 % betrachtet.

Identisch ist bei allen Varianten die Entnahme von Kälteölen, Quecksilberschaltern und Kondensatoren. Dies gilt insbesondere für die Variante 4. Auch hier wird unterstellt, dass vor der Aufgabe in den Shredder eine händische Entnahme dieser Komponenten erfolgt.

### 2.5.1 Variante 1: Mischbetrieb

Die Stoffströme im Mischbetrieb zeigt die nachfolgende Abbildung:

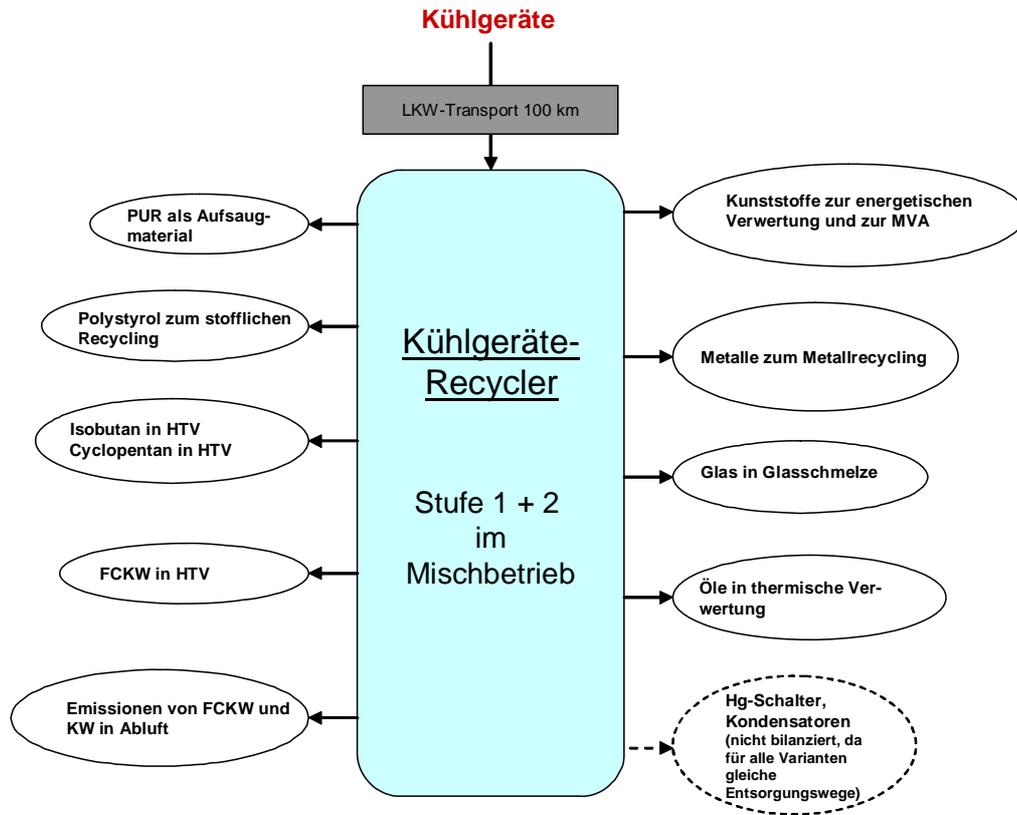


Abbildung 2.1 Stoffflussdiagramm für Variante 1 - Mischbetrieb

Die Entsorgung aller Kühlgeräte erfolgt in Variante 1 ausschließlich beim Kühlgeräterecycler. Die KW- und FCKW-Geräte werden hierbei zeitgleich in einer gemeinsamen Anlage entsorgt. Die Verfahrenstechnik ist für zwei wesentliche Anforderungen ausgelegt: Zum einen muss der Explosionsschutz im Umgang mit den explosiven Stoffen Iso-Butan und Cyclopentan sichergestellt werden. Zum anderen muss das FCKW aus dem Kältemittelkreislauf und dem PUR-Schaum nahezu vollständig erfasst und entsorgt werden. Hierfür wird eine aufwendige Aufbereitungstechnik eingesetzt, um eine geringe Restanhaftung von PUR-Schaum an den anderen Outputfraktionen zu erzielen und den PUR-Schaum entweder zu einem feinen Mehl zu zermahlen oder auf sonstige Weise so aufzuschließen, so dass das im Schaum enthaltene FCKW und Cyclopentan weitestgehend entgast. Die erfassten FCKWs und KWs werden gemeinsam in einer Hochtemperaturverbrennung entsorgt. Als hochreine Fraktion wird neben dem PUR-Mehl eine Polystyrol-Fraktion erzeugt, die stofflich als Polystyrol-Granulat verwertet werden kann.

## 2.5.2 Variante 2: Parallelbetrieb

Die Stoffströme im Parallelbetrieb zeigt die nachfolgende Abbildung:

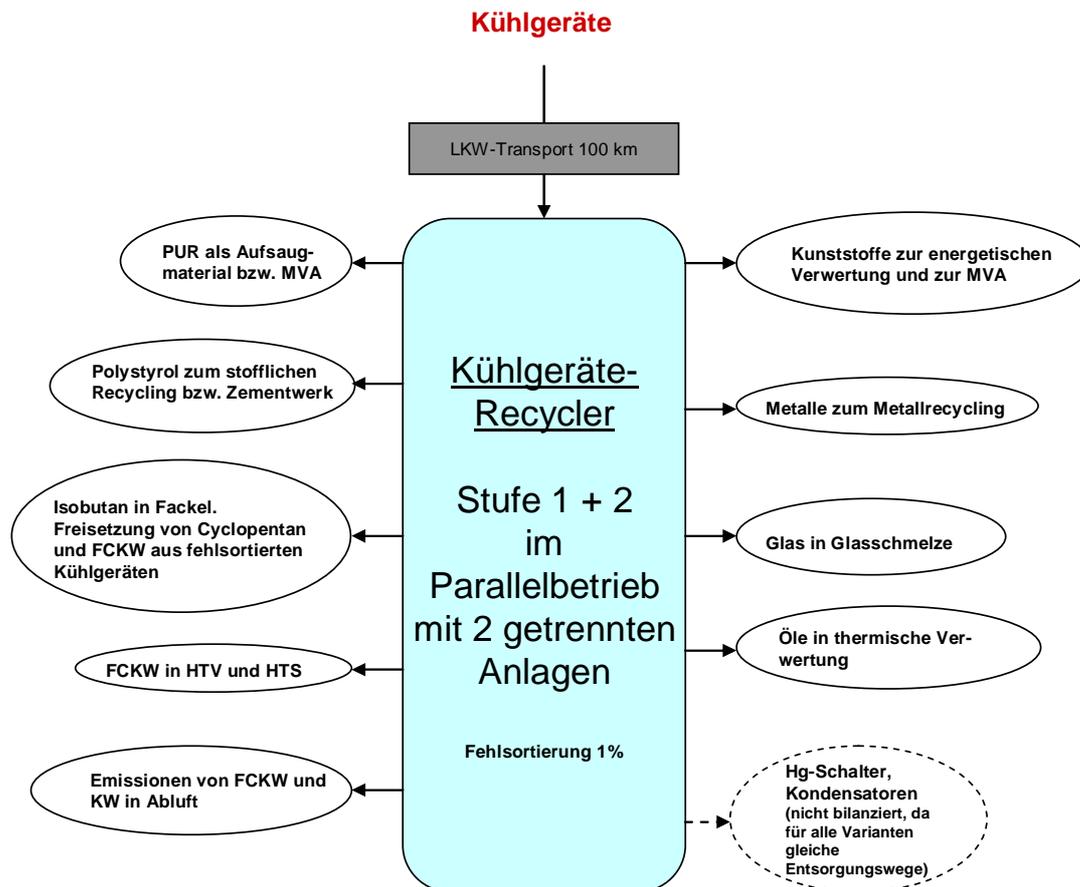


Abbildung 2.2

Stoffflussdiagramm für Variante 2 - Parallelbetrieb

Die Entsorgung aller Kühlgeräte erfolgt ausschließlich beim Kühlgeräterecycler. Die KW- und FCKW-Geräte werden hierbei in getrennten Anlagen entsorgt (kein Batch-Betrieb). Die FCKW-Schiene arbeitet prinzipiell wie im Mischbetrieb (Variante 1). Da die FCKW nicht gemeinsam mit den explosiven KW erfasst werden, können sie sowohl in der Hochtemperaturverbrennung (HTV) als auch in der Hochtemperaturspaltung (HTS) entsorgt werden. Dies gilt jedoch nur, wenn nicht zu viele KW-Geräte wegen mangelnder Kennzeichnung der KW-Geräte in die FCKW-Schiene gelangen. Denn ein hoher Anteil der explosiven KW im FCKW führt dazu, da das Gemisch nicht in einer HTS behandelt werden kann. In der vorliegenden Ökobilanz wird in der Basisrechnung eine Entsorgung in der HTV bilanziert. In der

Sensitivitätsanalyse wird ein Entsorgungsmix von 50 % HTV und 50 % HTS betrachtet.

Die Entsorgung der KW-Geräte unterscheidet sich deutlich vom Mischbetrieb: Das Iso-Butan aus den KW-Geräten wird in Stufe 1 getrennt abgesaugt. In der Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass es dann vor Ort kontrolliert verbrannt wird<sup>11</sup>. Für das Cyclopentan wird davon ausgegangen, dass das Cyclopentan, das während des Zerkleinerns erfasst wird, anschließend freigesetzt wird. Eine weitere Entgasung des PUR-Schaums und ein Aufmahlen finden für die KW-Fraktion nicht statt. Stattdessen bleibt der PUR-Schaum stückig. Aufgrund der einfacheren Aufbereitungstechnik im Gegensatz zum Mischbetrieb wird in der weiteren Untersuchung davon ausgegangen, dass die PUR- und PS-Fraktionen nicht stofflich verwertet werden können, sondern dass der PUR-Schaum in einer MVA entsorgt wird und das Polystyrol energetisch im Zementwerk verwertet wird. In einer Sensitivitätsanalyse wird hingegen betrachtet, dass auch im Parallelbetrieb eine reine Polystyrol-Fraktion erzeugt wird, die der stofflichen Verwertung zugeführt wird.

In der Bilanz werden des Weiteren mögliche Fehlsortierungen der FCKW-Geräte berücksichtigt. Es wird in der Berechnung zunächst davon ausgegangen, dass vor der Behandlung in Stufe 1 von hundert FCKW-Geräten ein Gerät falsch sortiert wird und gemeinsam mit den KW-Geräten entsorgt wird (vgl. Diskussion der Fehlsortierquoten in Kap.3.4).

### 2.5.3 Variante 3: Stufe 2 im Autoshreder bei KW-Geräten

Die Stoffströme in Variante 3 zeigt die nachfolgende Abbildung:

---

<sup>11</sup> Eine Verwertung des Isobutans ist grundsätzlich möglich, jedoch derzeit keine gängige Praxis. Bei 2,7 Mio. Kühlgeräten und einem Anteil der KW-Geräte von 20 bzw. 50 % ergäben sich aus einer Iso-Butan-Verwertung incl. der vermiedenen CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Nicht-Freisetzung und Nicht-Verbrennung Gutschriften von 100 - 300 t CO<sub>2</sub>-Äq. Diesen Gutschriften stehen Aufwendungen gegenüber, die bei äherer Untersuchung zu bilanzieren wären.

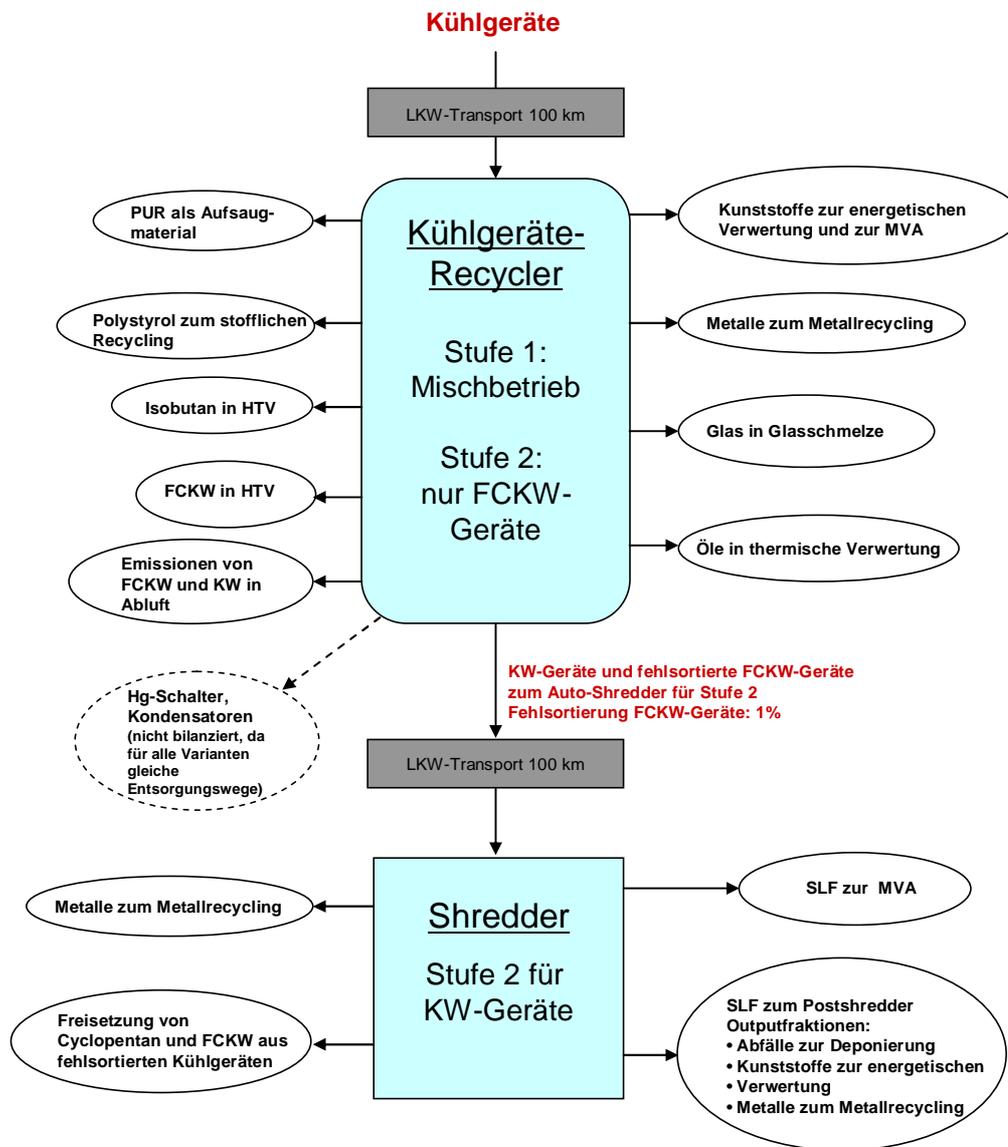


Abbildung 2.3 Stoffflussdiagramm für Variante 3 – KW-Geräte in Stufe 2 in Autoshreder

Die Variante 3 geht davon aus, dass die Stufe 1 beim Kühlgeräterecycler im Mischbetrieb durchgeführt wird. Vor der Stufe 2 erfolgt eine Sortierung in KW- und FCKW-Geräte. Die FCKW-Geräte werden abgesehen von fehlsortierten Geräten wie in Variante 1 beim Kühlgeräterecycler entsorgt.

Die KW-Geräte sowie die fehlsortierten FCKW-Geräte (Fehlsortierquote 1%)<sup>12</sup> werden zum Autoshreder transportiert und dort verwertet. Neben den

<sup>12</sup> Siehe Diskussion der Fehlsortierquote in Kap. 3.4

Metallfraktionen, die verwertet werden, wird hier die sogenannte Shredderleichtfraktion (SLF) erzeugt, die wiederum auf verschiedenen Wegen entsorgt wird (zu 60 % in einer Müllverbrennungsanlage und zu 40 % im Postshredder). In der Sensitivitätsanalyse mit dem Zeithorizont in 5-10 Jahren mit einem Anteil von 50 % KW-Geräten wird davon ausgegangen, dass neue Postshredder-Kapazitäten geschaffen wurden und nur noch 20 % der SLF in einer MVA und 80 % in einer Postshredderanlage entsorgt werden. Im Postshredder erfolgt eine weitere Auftrennung in verschiedene Verwertungsfraktionen, die dem Metallrecycling bzw. der energetischen Verwertung zugeführt werden. Die energetische Verwertung erfolgt entsprechend der derzeitigen Entsorgungspraxis im Hochofen.

Für die Entsorgung der FCKW wird von der Hochtemperaturverbrennung ausgegangen. Die FCKW aus der Stufe 1, die im Mischbetrieb gefahren wird, können wegen des KW-Anteils nicht in der Hochtemperaturspaltung behandelt werden. Weiterhin wird unterstellt, dass aus logistischen Gründen auch die FCKW aus der Stufe 2 denselben Entsorgungsweg nehmen.

#### 2.5.4 Variante 4: Stufe 1 + 2 beim Autoshreder bei KW-Geräten

Die Stoffströme in Variante 4 zeigt die nachfolgende Abbildung:

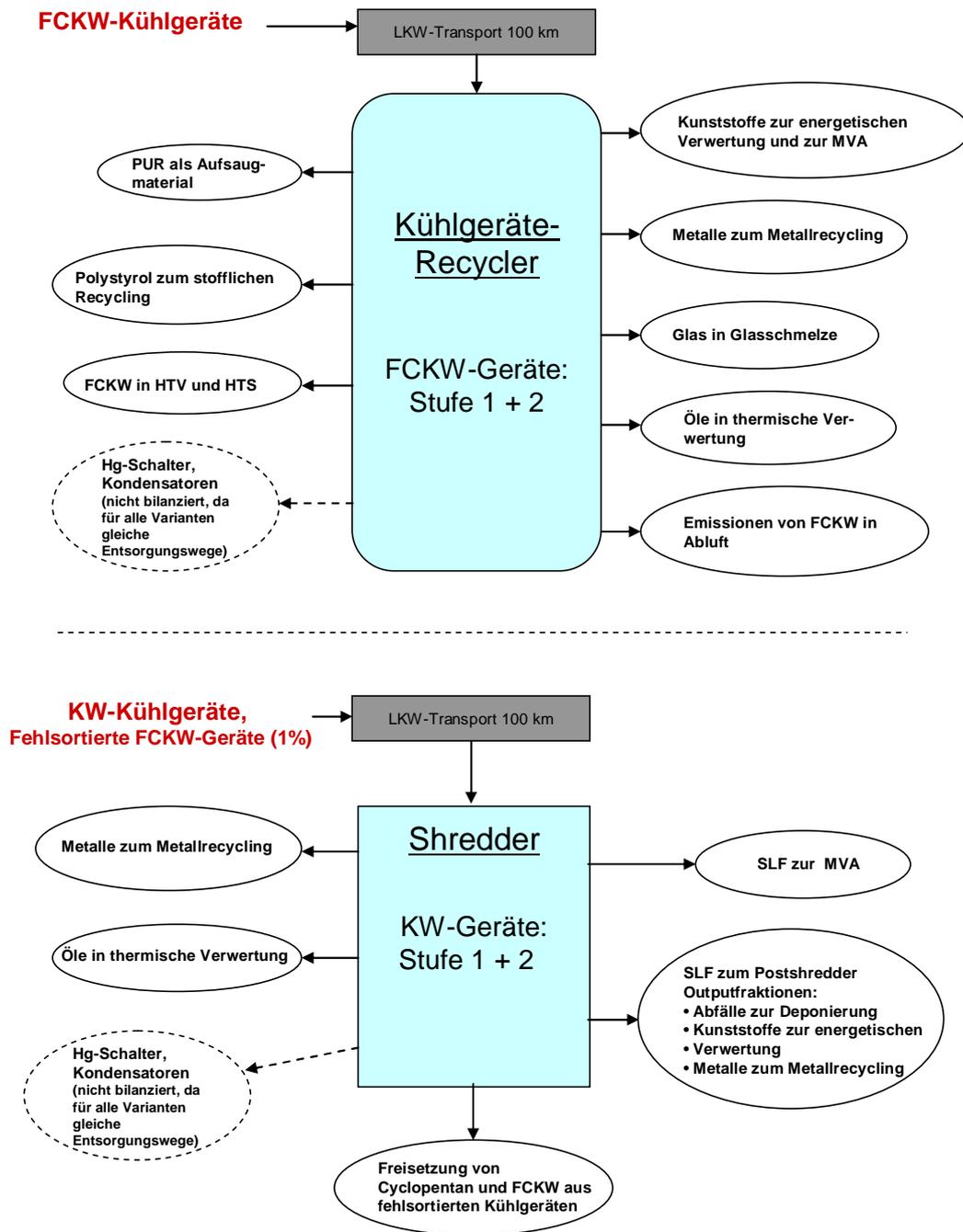


Abbildung 2.4 Stoffflussdiagramm für Variante 4 – KW-Geräte in Stufe 1 + 2 in Autoshreder

Die Variante 4 geht davon aus, dass bei der Sammelstelle, beispielsweise dem Bauhof, eine Sortierung in KW- und FCKW-Geräte erfolgt. Die FCKW-Geräte werden dann, abgesehen von fehlsortierten Geräten, wie in den vorhergehenden Varianten beim Kühlgeräterecycler entsorgt.

Die KW-Geräte sowie fehlsortierte FCKW-Geräte (Fehlsortierquote 1%; vgl. Diskussion in Kap. 3.4) werden vollständig im Autoshreder entsorgt. Hinsichtlich der KW im Kältekreislauf wird als Grundlage für diese Variante unterstellt, dass eine Behandlung der Kühlgeräte ohne eine vorherige Entnahme der KW-haltigen Kältemittel zugelassen wird<sup>13</sup>. Die weitere Entsorgung erfolgt wie in Variante 3.

Für die FCKW-Entsorgung gilt das gleiche wie im Parallelbetrieb, so dass hier in der Basisrechnung eine Entsorgung zu 100 % in der Hochtemperaturverbrennung unterstellt wird.

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Verwertungswege der Outputfraktionen der verschiedenen Varianten.

---

<sup>13</sup> Diese Variante beinhaltet, dass die Kühlgeräte nur einen kleinen Teil des Shredderinputs ausmachen, so dass die Vorgaben der TA Luft trotz der Freisetzung von Iso-Butan und Cyclonpentan eingehalten werden können.

Tabelle 2-1 Überblick über die Entsorgungswege der Varianten 1 – 4

Variante	1	2		3		4	
	Mischbetrieb	Parallelbetrieb		KW-Geräte: Stufe 2 im Shredder		KW-Geräte: Stufe 1+2 im Shredder	
		KW-Geräte:	FCKW-Geräte:	KW-Geräte:	FCKW-Geräte:	KW-Geräte:	FCKW-Geräte:
Cyclopentan	HTV	Freisetzung		Freisetzung		Freisetzung	
Isobutan	HTV	Fackel		HTV		Freisetzung	
Kältemittel R12	HTV		HTV**		HTV		HTV
Treibmittel R11	HTV		HTV**		HTV		HTV
PUR	Aufsaugmaterial	MVA	Aufsaugmaterial	SLF: anteilig in MVA und Postshredder *	Aufsaugmaterial	SLF: anteilig in MVA und Postshredder *	Aufsaugmaterial
PS	stoffl. Verwertung	Zementwerk	stoffl. Verwertung		stoffl. Verwertung		stoffl. Verwertung
Sonstige Kunststoffe	MVA und Zementwerk	MVA und Zementwerk	MVA und Zementwerk		MVA und Zementwerk		MVA und Zementwerk
Metalle	Metallrecycling						
Öl	thermische Verwertung						
Glas	Glasrecycling					SLF	Glasrecycling

\* SLF in Basisrechnung: 60% MVA und 40% Postshredder

\* SLF in Sensitivitätsrechnung: 20% MVA und 80% Postshredder

\*\* In der Sensitivitätsrechnung wird ein Entsorgungsmix von 50% HTV und 50% HTS angesetzt.

## 2.6 Systemgrenzen

Die Entsorgung der FCKW- und KW-haltigen Kühlgeräte aus privaten Haushalten wird in folgenden Grenzen untersucht:

- Die Kühlgeräteentsorgung wird ab der zentralen Sammelstelle (z.B. Bauhof) bilanziert.
- Die Herstellung von Hilfs- und Betriebsstoffen sowie die Energiebereitstellung für die Kühlgerätebehandlung oder -verwertung werden ab der Rohstoffgewinnung bilanziert.
- Umweltlasten für die Verwertung werden bis zur Erzeugung eines marktfähigen oder potentiell marktfähigen Produktes bilanziert. Dabei kann es sich um stoffliche Produkte oder um bereitgestellte und genutzte Energie handeln. Unter Produkt ist dabei meist ein industrielles Vorprodukt und kein Endprodukt für Verbraucher zu verstehen.
- Für diese Verwertungsprodukte wird ein Komplementärprozess auf der Basis von Primärrohstoffen definiert. Die Bilanzierung erfolgt hierfür ab der Gewinnung der Rohstoffe.
- Als Detailgrenze der mit ihren Vorketten zu berücksichtigenden Input-Materialien für jeden Teilprozess wird die häufig verwendete Konvention der 1 %-Abschneidegrenze angesetzt. Danach werden die Her- und Bereitstellungsaufwendungen nur für die Hilfs- und Betriebsmittel, die mehr als 1 % der Masse des gewünschten Outputs eines Prozesses ausmachen, bilanziert. Die Summe der vernachlässigten Materialien sollte jedoch nicht mehr als insgesamt 5 %, bezogen auf die Masse des gewünschten Outputs eines Prozesses, betragen.
- Nicht betrachtet wird in der vergleichenden Ökobilanz die Entsorgung der Kondensatoren und Quecksilberschalter, da die Entsorgungswege für diese Komponenten für alle Varianten identisch sind.
- Weiterhin werden folgende Kühlgeräte nicht betrachtet (vgl. Erläuterung in Kap.2.5): Geräte mit defektem Kältekreislauf, Ammoniak/Wasser-Kühlgeräte, Kühlgeräte, die R134a und R141b enthalten sowie mineralwolle- und styropor-gedämmte Kühlgeräte.
- Nicht betrachtet werden die Auswirkungen möglicher Verpuffungen bei der Entsorgung von Kühlgeräten im Autoshreder.
- Die Systemgrenzen der einzelnen Prozesse werden bei der Darstellung der Modellbildung zu den einzelnen Varianten beschrieben.

## 2.7 Datenqualität

Entsprechend ISO 14040 und ISO 14044 werden folgende Anforderungen an die Datenqualität gestellt [ISO 14040] [ISO 14044]:

**Zeitbezogener Erfassungsbereich:** Die verwendeten Daten für die Zusammensetzung der zu entsorgenden Kühlgeräte und die Behandlung der Kühlgeräte beziehen sich auf den Zeitraum von 2002 bis 2006. Die Daten für die nachfolgenden Verwertungsschritte beziehen sich größtenteils auf die Zeitspanne 2000 – 2006.

**Geographischer Erfassungsbereich:** Die Ökobilanz bezieht sich auf die Entsorgungssituation in Deutschland. In anderen Ländern können sich durch eine andere Struktur der Verwerter andere Entsorgungswege und andere Transportentfernungen ergeben. Importe sind bei der Modellierung der Vorketten berücksichtigt.

**Technologischer Erfassungsbereich:** Bezüglich der Menge und der Art der zu entsorgenden FCKW- und KW-Kühlgeräte aus privaten Haushalten wird von der aktuellen Entsorgungsmenge in Deutschland ausgegangen. Die entwickelten Varianten bilden jedoch nicht die derzeitige Ist-Situation ab, die durch ein Nebeneinander von verschiedenen Technologiestandards gekennzeichnet ist. Es werden vielmehr die Stoffströme abgebildet, die sich ergeben würden, wenn mittels einer bestimmten Entsorgungsvariante für FCKW-Geräte und mittels einer weiteren Entsorgungsvariante für KW-Geräte der gesamte Kühlgeräteanfall entsorgt werden würde.

**Datenkategorien:** Grundsätzlich werden in dieser Studie ausschließlich stoffliche Flussgrößen sowie energetische Inputgrößen quantitativ erfasst und bilanziert. Berücksichtigt werden der Verbrauch an energetischen Ressourcen und atmosphärische Emissionen.

**Datenqualität:** Insgesamt liegen der Studie Daten mit einer der Fragestellung und Zielsetzung angemessenen Qualität zugrunde. Die Modellierung und die verwendeten Daten sind in Kapitel 3 im Detail beschrieben. Für wichtige Parameter wie der Anteil der KW-Geräte und die Fehlsortierquote wird jeweils eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

## 2.8 Methode der Wirkungsabschätzung

### 2.8.1 Betrachtete Wirkungskategorien

Von den in den einzelnen Varianten freigesetzten Schadstoffen können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Diese möglichen Auswirkungen sind bei der Schadstoffbewertung in der Wirkungsbilanz zu

berücksichtigen. Die Aufgabe der Wirkungsbilanz ist es, die in der Sachbilanz erhobenen Daten in Hinblick auf bestimmte Umweltauswirkungen, sogenannte Wirkungskategorien, zu untersuchen und damit zusätzliche Informationen zu liefern, die in die Bewertung einfließen. Im Rahmen der Arbeiten unterschiedlicher Gremien zur Methodikentwicklung von Ökobilanzen ist eine Übereinstimmung erkennbar, welche Wirkungskategorien (vgl. Tabelle 2-2) in Ökobilanzen berücksichtigt werden sollten [CML 2001] [UBA 1995].

Tabelle 2-2: Wirkungskategorien

<b>Verbrauch von Ressourcen</b>	<b>Bildung von Photooxidantien</b>
<b>Treibhauseffekt</b>	Flächenverbrauch
<b>Ozonabbau in der Stratosphäre</b>	Geruchsbelästigungen, Lärm
Humantoxische Belastungen <sup>14</sup>	Belastungen am Arbeitsplatz
Ökotoxische Belastungen <sup>15</sup>	Abwärme und Abfallaufkommen
<b>Versauerung von Ökosystemen</b>	Strahlenbelastung
<b>Eutrophierung von Ökosystemen</b>	Bedrohung von Naturschönheit und –Vielfalt

In Anpassung an die Thematik und die bestehenden Fragestellungen bei der Entsorgung von Kühlgeräten wurden die oben aufgelisteten **fettgedruckten** schadstoffbedingten Umweltbelastungen als Wirkungskategorien sowie zusätzlich Feinstaub (PM<sub>10</sub>)-Emissionen als Grundlage der Ökobilanzierung verwendet.

Der **Verbrauch an energetischen Ressourcen** wird über den Kumulierten Energieaufwand (KEA) abgebildet. KEA ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produkts oder einer Dienstleistung benötigt werden. Im KEA enthalten ist auch der Energiegehalt, der im Produkt selbst enthalten ist. Der KEA weist alle nicht-erneuerbaren und erneuerbaren energetischen Ressourcen als Primärenergiewerte aus. Zur Berechnung wird der obere Heizwert der verschiedenen Energieträger angesetzt. Es werden keine Charakterisierungsfaktoren angewendet. Damit ist der Verbrauch an energetischen Ressourcen keine Wirkungskategorie, der unterschiedliche Wirkungsfaktoren zugrunde liegen, sondern vielmehr zugleich auch eine Sachbilanzgröße. Die

<sup>14</sup> Nach [UBA 1999] existieren für die Humantoxizität und die ökotoxischen Belastungen keine methodischen Konzepte zur Charakterisierung. Weiterhin ist die Datenlage zu zahlreichen human- und ökotoxischen Stoffen so schlecht, dass fundierte Aussagen nur schwer abzuleiten sind. Die Toxizität von Iso-Butan und Cyclopentan wird jedoch in der Wirkungskategorie Photooxidantien abgebildet.

<sup>15</sup> siehe Fußnote 14

metallischen Ressourcen werden nicht abgebildet, da sich die untersuchten Varianten im Umfang des Metallrecyclings nur geringfügig unterscheiden.

Die Berechnung des **Treibhauspotenzials** in Form von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten wird allgemein anerkannt. Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Bei der Berechnung von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt; daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Ökobilanz verwendet werden soll. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahre-Basis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Die in den Berechnungen des Treibhauspotenzials berücksichtigten Substanzen werden mit ihren CO<sub>2</sub>-Äquivalenzwerten für CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, R11 und R12 nach [IPCC 2005] aufgelistet. Für Iso-Butan und Cyclopentan wurden die Werte nach [StaBW 2004] angenommen unter der Annahme, dass das Treibhauspotenzial von Pentan und Cyclopentan gleich hoch ist.

Die **Eutrophierung** steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. In dem Projektzusammenhang wird allein die terrestrische Eutrophierung betrachtet. Das Eutrophierungspotenzial von Nährstoffemissionen wird hierbei durch die Aggregation von Phosphatäquivalenten nach [CML 2004] ermittelt.

Eine **Versauerung** kann ebenfalls sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Abgase. Die Berechnung erfolgt in Form von Säurebildungspotenzialen [CML 2001] mit den Charakterisierungsfaktoren nach [CML 2004].

**Feinstäube** mit einem aerodynamischen Durchmesser  $< 10 \mu\text{m}$  stehen im Verdacht, ein besonders hohes Toxizitätspotenzial für Menschen zu haben. In zahlreichen Studien wurde der Zusammenhang zwischen Partikelbelastung und Mortalität oder Morbidität erfasst. Im Ergebnis zeigte sich, dass bei einer Erhöhung der Immissionskonzentrationen von PM<sub>10</sub> die Mortalität infolge von Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen stark zunimmt [WHO 2002]. Die großräumige Belastung durch Feinstaub mit einem Partikeldurchmesser von  $\leq 10 \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) wird sowohl durch direkte Emissionen von Feinstaub als auch durch Sekundärpartikel bedingt, die sich aus Vorläufersubstanzen bilden. Dazu zählen NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, Ammoniak und NMVOC. Die Zuordnung erfolgt mit *aerosol formation factors*, die in der Berichterstattung der EU [EEA 2002] angewendet und auch von der WHO als Indikator für die Luftqualität empfohlen werden [WHO 2002]. Daraus abgeleitet erfolgt die Berechnung in PM<sub>10</sub>-Äquivalenten. Der von Heldstab et al. [2002] für die NMVOC-Emissionen in der Schweiz abgeleitete Mittelwert des PM<sub>10</sub>-Potenzials beträgt 0,012.

Die Wirkungskategorie **Photooxidantien (POCP)** (Photochemical Ozone Creation Potential, Photooxidantienbildung) bildet die Entstehung von Sommersmog oder bodennahem Ozon ab. Sie beschreibt die Entstehung von bodennahem Ozon ( $O_3$ ) in den unteren Luftschichten. Ozon führt zu Wald- und Vegetationsschäden. In höheren Konzentrationen ist es humantoxisch (Reizung der Atmungsorgane, Asthma, Husten und Augenreizung) [Schmid et al. 2006]. Die Ozonbildung ist ein komplexer Prozess, bei dem den Kohlenwasserstoffen ein Ozonbildungs-Potenzial zugewiesen werden kann. Genaue Potenziale gelten nur für eine definierte Umgebung mit einer bestimmten Lichtintensität, einer bestimmten  $NO_x$ -Konzentration und definierten meteorologischen Bedingungen. In der Ökobilanzierung werden als Mittelwerte die Wirkfaktoren gemäß Tabelle 2-3 angesetzt, die auf 1 kg Ethen-Äquivalent bezogen werden. Für die Schadstoffe  $NO_x$ ,  $SO_2$  und CO wird von einer ohnehin vorhandenen Hintergrundbelastung ausgegangen, so dass sie nicht in die Bilanzierung aufgenommen werden. Für Iso-Butan, Cyclopentan und Methan werden die aktuellen Charakterisierungsfaktoren nach [CML 2004] bzw. [Jenkin et al. 2000] übernommen. Für die unspezifischen NMVOC wird der Charakterisierungsfaktor nach [CML 2001] angesetzt<sup>16</sup>.

Das **Ozonzerstörungspotential bzw. ODP** (ozone depletion potential) beschreibt die Ozonreduktion in der Stratosphäre, die sich in rund 15 bis 40 km Höhe über der Erde befindet. Sie wird durch langlebige chlor-, brom- und fluorhaltige Kohlenwasserstoffe geschädigt. Hierzu zählen insbesondere die FCKW. Ein verstärkter Ozonabbau geht mit einer Zunahme der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche einher, da die Ozonschicht einen großen Teil der UV-B-Strahlung herausfiltert. Eine Zunahme der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche kann beim Menschen zu einem verstärkten Auftreten von Haut- und Augenerkrankungen und einer Beeinträchtigung des Immunsystems führen. Selbst bei geringer Erhöhung des mittleren UV-B-Strahlenflusses ist mit einer Schädigung von Ökosystemen und einer nachteiligen Beeinflussung der Nahrungskette zu rechnen [UBA 2006d]. Die Aggregation erfolgt nach R11-Äquivalenzeinheiten.

Die nachfolgende Tabelle zeigt die verwendeten Wirkfaktoren.

---

<sup>16</sup> Für die unspezifischen NMVOC macht [CML 2004] eine worst-case-Abschätzung und setzt als Charakterisierungsfaktor 1 an, was dem doppelten des Durchschnitts aller Einzelsubstanzen entspricht. Dieses Vorgehen ist für die vorliegende Fragestellung mit der speziellen Wirkung der Einzelsubstanzen Iso-Butan und Cyclopentan verzerrend, so dass hier der allgemeine Charakterisierungsfaktor für unspezifische NMVOC von 0,416 nach CML 2001 angesetzt wird.

Tabelle 2-3: Wirkfaktoren für die Berechnung der Wirkungspotenziale

Wirkungskategorie	Wirkstoff	Wirkfaktor	Quelle
<b>Treibhauseffekt</b> kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente (Bezug 100a)	CO <sub>2</sub> fossil	1	IPCC 2005
	CH <sub>4</sub> fossil	23	IPCC 2005
	N <sub>2</sub> O	296	IPCC 2005
	R11	4.680	IPCC 2005
	R12	10.720	IPCC 2005
	Iso-Butan (R600a)	3	StaBW 2004
	Cyclopentan	11	UNEP 2002
<b>Versauerung</b> kg SO <sub>2</sub> -Äq/kg	SO <sub>2</sub>	1,2	CML 2004
	NO <sub>x</sub>	0,5	CML 2004
	NH <sub>3</sub>	1,6	CML 2004
<b>Eutrophierung, terrestrisch</b> kg PO <sub>4</sub> -Äq/kg	NO <sub>x</sub>	0,13	CML 2004
	NH <sub>3</sub>	0,35	CML 2004
<b>PM<sub>10</sub> (Feinstäube)</b> kg PM <sub>10</sub> -Äq/kg	Primärpartikel	1	[EEA 2002], [WHO 2002]
	SO <sub>2</sub>	0,54	[EEA 2002], [WHO 2002]
	NO <sub>x</sub>	0,88	[EEA 2002], [WHO 2002]
	NH <sub>3</sub>	0,64	[EEA 2002], [WHO 2002]
	NMVOC	0,012	Heldstab et al. 2002
<b>Photooxidantienvorläufer</b> kg Ethylen-Äq/kg	NMVOC	0,416	CML 2001
	Iso-Butan	0,307	CML 2004
	Cyclopentan	0,515	Jenkin et al. 2000
	CH <sub>4</sub>	0,006	CML 2004
<b>Ozonzerstörungspotenzial (ODP)</b> kg R11-Äq/kg	R11	1	CML 2004
	R12	0,82	CML 2004

## 2.8.2 Normierung

Um die relative Bedeutung der verschiedenen ermittelten Umweltbeiträge zu erkennen und möglicherweise gegenläufige Ergebnisse gegeneinander abwägen zu können, werden die ermittelten Werte mit der Gesamtbelastung in Deutschland in Beziehung gesetzt. Mit dieser Normierung kann aufgezeigt werden, welche Wirkungskategorien in besonders hohem Maße zur aktuellen Umweltsituation beitragen.

### 2.8.2.1 Gesamtemissionen in Deutschland

Die Gesamtbelastungen in Deutschland und die Aggregation der einzelnen Wirkungskategorien zeigt die nachfolgende Tabelle 2-4.

Tabelle 2-4: Gesamtemissionen und Verbräuche in Deutschland und ihre aggregierten Umweltwirkungen als Grundlage der Normierung

Wirkungskategorie	in 1.000 t/a	Quelle
Treibhauseffekt (CO <sub>2</sub> -Äq.)	1.017.000	UBA 2005a für 2003
N <sub>2</sub> O	205	[UBA 2006a] für 2003
CO <sub>2</sub>	865.000	[UBA 2006a] für 2003
CH <sub>4</sub> fossil	3.582	[UBA 2006a] für 2003
Versauerung (SO <sub>2</sub> -Äq.)	2.415	berechnet*
SO <sub>2</sub>	616	[UBA 2006a] für 2003
NO <sub>x</sub>	1.428	[UBA 2006a] für 2003
NH <sub>3</sub>	601	[UBA 2006a] für 2003
Eutrophierung, terrestrisch	394	berechnet*
NO <sub>x</sub>	1.428	[UBA 2006a] für 2003
NH <sub>3</sub>	601	[UBA 2006a] für 2003
PM <sub>10</sub> (Feinstäube)	2.262	berechnet*
Primärpartikel	271	Pregger 2006 für 2000
SO <sub>2</sub>	616	[UBA 2006a] für 2003
NO <sub>x</sub>	1.428	[UBA 2006a] für 2003
NM <sub>10</sub> VOC	1.460	[UBA 2006a] für 2003
NH <sub>3</sub>	601	[UBA 2006a] für 2003
Photoxidantienvorläufer	629	Berechnet*
NM <sub>10</sub> VOC	1.460	[UBA 2006a] für 2003
CH <sub>4</sub>	3.582	[UBA 2006a] für 2003
Ozonzerstörungspotenzial (Neueinsatz von potenziell ODP-wirksamen Stoffen)	0,305	[UBA 2006a] für 2003
KEA	14.334 PJ	[UBA 2004a] für 2003

\* Berechnet mit den Wirkfaktoren nach Tabelle 2-3.

### 2.8.2.2 Normierung für das Ozonzerstörungspotenzial

Von besonderem Interesse für diese Studie sind die deutschlandweiten Emissionen ozonschichtschädigender Stoffe. Aktuelle statistische Angaben zu derzeitigen Emissionen aus Altgeräten, Baustoffen und Ablagerungen liegen nicht vor, so dass die derzeitige Emissionssituation nur sehr grob abgeschätzt werden kann.

Nach Aussage einer Studie von 1995 von Ökorecherche [Ökorecherche 1995] lag das gesamte Ozonschichtzerstörungspotenzial in 1995 bei 5.500 t R11<sub>Äq</sub>/a. Zum heutigen Zeitpunkt ist davon auszugehen, dass durch die Umsetzung der FCKW-Halon-Verbots-Verordnung [FCKW-Verordnung 1991] das Ozonschichtzerstörungspotenzial deutlich niedriger ist und aus drei wesentlichen Hauptquellen stammt: FCKW-haltige Hartschaum-Platten, die sich noch in Gebäuden befinden oder aber deponiert wurden, FCKW-haltige Kälteanlagen in Haushalten, Gewerbe und Fahrzeugen sowie Neuanwendungen.

Die FCKW-Ausgasungen aus Hartschaumplatten, die sich noch in Gebäuden befinden oder aber deponiert wurden, wurden für 1995 auf 1.300 t R11<sub>Äq</sub>/a geschätzt, wobei von einer Halbwertszeit von 100 Jahren ausgegangen wurde. Aufgrund der langen Halbwertszeit ist zu erwarten, dass die heutigen FCKW-Emissionen aus alten Hartschaumplatten in der gleichen Größenordnung wie in 1995 liegen. Weiterhin können einige hundert Tonnen FCKW-Emissionen bei einer nicht ordnungsgemäßen Entsorgung von alten Kälte- und Klimageräten entstehen. Hinzu kommen noch potenzielle Emissionen durch die Neuverwendung von FCKW, die nach [UBA 1996] 305 t R11<sub>Äq</sub>/a betragen. Damit kann als grobe Orientierung abgeschätzt werden, dass das gesamte Ozonzerstörungspotenzial in Deutschland in der Größenordnung von 1.500 – 2.500 t R11<sub>Äq</sub>/a liegt.

Da diese Abschätzung sehr vage ist, wird die Normierung im Rahmen dieser Ökobilanz auf den aktuellen Neueinsatz solcher ozonschichtzerstörender Stoffe bezogen, von denen auch zu erwarten ist, dass sie in ihrem Lebenszyklus emissionsrelevant werden. Diese Vorgehensweise ist auch konsistent mit der Vorgehensweise bei der Normierung der anderen Wirkungskategorien. Abgesehen vom Treibhauseffekt berücksichtigen die anderen betrachteten Wirkungskategorien keine Emissionen aus Altstoffen. Bei der Ermittlung der jährlichen Treibhausäquivalente werden zwar Methanemissionen aus Deponien betrachtet. Die Emissionen aus FCKW-haltigen Stoffen, die entweder deponiert sind oder sich noch in Verwendung befinden, werden bei der Ermittlung des deutschen Treibhausgasinventars [UBA 2005b] jedoch nicht eingeschlossen.

Nach [UBA 2006b] wurden in 2003 knapp 39.000 Tonnen ozonschichtschädigende Stoffe verwendet. Sie wurden überwiegend als Ausgangsstoffe zur Herstellung anderer chemischer Erzeugnisse eingesetzt (76,7 %) und im weiteren Verarbeitungsprozess vollständig vernichtet oder umgewandelt. Dieser Anteil ist somit nicht relevant für die Ozonschichtschädigung. Es verbleiben jedoch noch

9.023 t potenziell emissionsrelevante Stoffe, deren hauptsächlichlicher Einsatzbereich (97,7 %) Kältemittel für Kühl-, Gefrier- und Klimaanlage und Treibmittel für Aerosole sowie Kunst- und Schaumstoffe ist. Da sie sich überwiegend in geschlossenen Systemen befinden, tritt eine Ozonschichtschädigung und Klimawirksamkeit erst bei einer möglichen Freisetzung auf, weshalb diese Stoffe als potenziell emissionsrelevant bezeichnet werden. Das Ozonzerstörungspotenzial dieser potenziell emissionsrelevanten Stoffmenge beträgt in 2003 305 t R11<sub>Aqu</sub>.

## 2.9 Allokationsverfahren

Unter Allokation werden bei der Durchführung von Ökobilanzen Zuordnungsverfahren verstanden, die dann erforderlich sind, wenn bei den betrachteten Systeme mehrere verwertbare Produkte erzeugt werden bzw. wenn in betrachtete Teilprozesse Stoff- und Energieströme von anderen, nicht betrachteten System einfließen.

In der vorliegenden Ökobilanz ist für die Prozesse, die beim Kühlgeräterecycler oder beim Shredder stattfinden, keine Allokation von Stoff- oder Energieströmen nötig. Allerdings können bei einigen der aus anderen Datenquellen übernommen Datensätzen, die die Vorketten betreffen (z.B. Stromproduktion, Metallherstellung) bereits Allokationen vorgenommen worden sein. Diese werden hier nicht dargestellt, sondern können den betreffenden Quellen entnommen werden.

## 2.10 Einschränkungen und nicht intendierte Anwendungen

Bei der vorliegenden Studie handelt es sich um eine modellhafte Betrachtung der Entsorgung von FCKW- und KW-haltigen Kühlgeräten aus privaten Haushalten. Das bedeutet, dass Annahmen und Vereinfachungen getroffen wurden, die bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden müssen. Insbesondere sind hierbei folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Die Studie behandelt ausschließlich die Entsorgung von Kühlgeräten aus Haushalten. Der große Bereich der gewerblichen Kälteerzeugung ist nicht einbezogen. Ebenso nicht mit einbezogen sind Geräte mit defektem Kältekreislauf sowie Kühlgeräte mit Mineralwolle- und Styropordämmung, Ammoniak und den Kälte- bzw. Treibmittel R134a und R141b.
- In der Studie werden modellhafte Varianten beschrieben, mit deren Vergleich die ökologischen Auswirkungen unter den beschriebenen Rahmenbedingungen aufgezeigt werden.
- Die Modellierung des Mischbetriebs basiert auf Betriebsdaten, die von drei Recyclern zur Verfügung gestellten wurden. Es handelt sich hierbei um Recycling-Betriebe, die hohe Umweltstandards einhalten und hochwertige Verwertungsfraktion gewinnen.

- Die Modellierung des Autoshridders bildet nicht die derzeitige Praxis und Gesetzeslage ab. Sie würde bedingen, dass die Vorgaben der WEEE in Annex II dahingehend geändert würden, dass KW-Geräte im Autoshrigger entsorgt werden dürfen.
- Nicht betrachtet werden die Auswirkungen möglicher Verpuffungen bei der Entsorgung von Kühlgeräten im Autoshrigger.

### **2.11 Kritische Prüfung**

Die Ökobilanznormen ISO 14040 und 14044 sehen bei vergleichenden, für die Öffentlichkeit bestimmten Ökobilanzen eine kritische Prüfung (Critical Review) zur Begutachtung und Kommentierung der Studie vor. Für die vorliegende Studie wurde eine kritische Prüfung nach ISO 14044, Kapitel 6 durchgeführt.

Als Critical Reviewer wurde Jürgen Giegrich (ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH) bestellt. Ihm wurden der Bericht, die verwendeten Betriebsdaten sowie die Berechnungsdateien (verwendete Software: Umberto) zur Verfügung gestellt.

Weiterhin wurde die Studie begleitet durch Dr. Keri vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Herrn Schmit vom luxemburgischen Umweltamt und Herrn Hornberger und Frau Janusz-Renault vom Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung.

### 3 Modellierung und Datenbasis

Die Modellierung der Sachbilanz sowie die Wirkungsabschätzung wurden mit der Software Umberto durchgeführt. Die Dokumentation der Modellierung und ihrer Datenbasis erfolgt in den folgenden Unterkapiteln.

#### 3.1 Kühlgerätezusammensetzung

Zur Zusammensetzung von Haushaltskühlgeräten wurden die Daten verschiedener Autoren und Kühlgeräterecycler ausgewertet [Gabriel 2005] [IPA 2005] [ifeu 1999] [Zeiler 2000] [Öko-Institut 2005a] [Öko-Institut 2005b] [ESU 2005]. Die nachfolgende Tabelle 3-1 gibt einen Überblick über die Daten aus den Quellen mit detaillierten Angaben zu einzelnen Fraktionen.

Tabelle 3-1 Zusammensetzung eines durchschnittlichen Kühlgerätes nach verschiedenen Datenquellen

	Recycler 1a	Recycler 1b	Recycler 2a	Recycler 2b	Recycler 3a	Recycler 3b	Gabriel 2005	Zeiler 2000	IPA 2005 (kleines KW- Kühlgerät)	IFEU 1999
Material	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck	kg/Stck
Stahlschrott	25	19	16,41	17,3	16,1	17	19	18,4	12,6	16,8
Kompressor		7,7		10,5	9,0	9	8,84		7,7	8
NE-Fraktion aus Gehäuse		1,7					1,5			
Mischung NE / Kunststoffe					10,0					
Kabel		0,18		0,44			0,09		0,16	
Aluminium	2,5		2,21	2,3		3,1		1,96	0,46	2,4
Kupfer				0,07				1,28	0,22	0,24
Kunststoffe	5,5	7,5	6,23	6,7		4	6,2	13,6	6,7	6
PUR (Pulver)	4,0	4,4	3,97	4,0	4,2	4,5	3,4		3,69	3,2
R11	0,45		0,286		0,297	0,32				0,24
R12	(R11 + R12)		0,118		0,126	0,13				0,08
R600a (Isobutan)									0,048	
Cyclopentan			0,196						0,20	
Glas	0,25	0,34	0,25	1,2	0,17	0,24	0,27	1,28	3,82	
Wasser	0,75		0,0326		0,25		1,27			
Öl	0,25	0,19	0,166			0,25	0,194		0,13	0,24
Rest		0,04				1,46	0,17	3,44	2,90	3,56
<b>Summe (ohne Kältemittel)</b>	<b>38,3</b>	<b>41,1</b>	<b>29,3</b> ohne Kompressor, Kabel	<b>42,5</b> ohne Öl, Wasser	<b>39,7</b> ohne Glas, Kabel	<b>39,6</b>	<b>40,9</b>	<b>40,0</b>	<b>38,4</b>	<b>40,4</b>

Bei den meisten dieser Angaben, insbesondere bei den Firmenangaben und den Daten nach [Gabriel 2005], handelt es sich um Durchschnittswerte, die sich aus dem Anfall zu entsorgender Haushaltskühlgeräte, Haushaltskühl- und Gefrierkombinationen, Haushaltstiefkühltruhen und -gefrierschränke ergeben. Da die einzelnen Datenquellen die einzelnen Fraktionen teilweise zu unterschiedlichen Gemischen zusammengefasst haben und darüber hinaus unterschiedliche Größenklassen betrachtet wurden, sind die Datenquellen nur bedingt vergleichbar. Dennoch zeigt sich, dass die Massen der wichtigsten Fraktionen (Stahl, PUR, Kunststoffe) aus den verschiedenen Datenquellen in der gleichen Größenordnung liegen. Ausgehend von diesen Daten wurde für das Ökobilanzmodell ein durchschnittlicher Materialinput, der beim Verwerter angeliefert wird, modelliert. Dessen Zusammensetzung ist in Tabelle 3-2 dargestellt. Da Untersuchungen des Recyclers 2 gezeigt haben, dass beide Arten von Kühlgeräten etwa gleich große PUR-Mengen beinhalten, unterscheiden sich die modellierten FCKW- und KW-Geräte nur im Kühl- und Treibmitteleinsatz, jedoch nicht im Aufbau. Für den Cyclopentangehalt im Modellgerät wurde die spezifische Cyclopentanmenge im PUR-Schaum nach [IPA 2005] angesetzt (54 g/kg PUR). Die Iso-Butan-Menge des Modellgeräts wurde abgeleitet nach der Angabe nach [IPA 2005], die für ein kleines Kühlgerät ohne Gefrierfach gilt. Um eine repräsentative Iso-Butan-Menge für einen durchschnittswerten Kühlgerätemix zu erhalten, wurde dieser Wert mit dem Faktor 1,25 multipliziert.

Tabelle 3-2 Durchschnittliche Zusammensetzung von 1.000 Modellkühlgeräten bei der Anlieferung beim Verwerter

<b>Material</b>	<b>Modellkühlgerät für Ökobilanz t / 1.000 Stck</b>
Stahlschrott ohne Kompressor	17,0
Kompressor	9,0
NE-Fraktion aus Gehäuse	2,0
Kabel	0,15
Kunststoffe ohne PUR	6,2
PUR	4,0
R11 (FCKW-Gerät)	0,340
R12 (FCKW-Gerät)	0,115
Isobutan (KW-Gerät)	0,060
Cyclopentan (KW-Gerät)	0,22
Glas	0,25
Wasser	0,25
Öl	0,20
Rest	0,17
<b>Summe (ohne Kältemittel)</b>	<b>39,2</b>

Für die Kunststofffraktion (ohne PUR) von 6,2 kg pro Kühlgerät wird nach [Gabriel 2005] davon ausgegangen, dass sie in folgende Fraktionen sortiert werden kann:

Tabelle 3-3 Modellierte Kunststofffraktionen beim Kühlgeräterecycler

<b>Kunststofffraktion</b>	<b>Qualität / mögliche Verwertung</b>	<b>Masse</b>	<b>Anteil</b>
		<b>kg/Kühlgerät</b>	<b>%</b>
Polystyrol	hohe Reinheit, Stoffliche Verwertung möglich	2,8	45,2
Kunststofffraktion aus Vordemontage	verschiedene Kunststoffe, Fraktion enthält auch Sperrholz u.a.; i.d.R. Entsorgung in MVA	0,2	3,2
Kunststofffraktion zur energetischen Verwertung	Kunststoffgemisch, geeignet zur energetischen Verwertung im Zementwerk	0,7	11,3
Reststoffgemisch aus Gerätegehäuse	verschiedene Kunststoffe und Verunreinigung; i.d.R. Entsorgung in MVA	2,5	40,3
Summe		6,2	100,0

### 3.2 Prozesse beim Kühlgeräterecycler

Zur Modellierung des Kühlgeräterecyclings mit hohem Umweltstandard wurden Betriebsdaten von drei Betreibern zur Verfügung gestellt. Weiterhin wurden die Angaben zu den Stoffströmen bei einem Versuch bei der Fa. AVE GmbH & Co. KG, veröffentlicht in [Gabriel 2005], ausgewertet. Auf der Grundlage dieser Datenauswertungen wurde ein Modellbetrieb für den Mischbetrieb abgeleitet. Für die Bilanzierung des Parallelbetriebs wurden für die FCKW-Schiene die Rahmendaten des Mischbetriebs übernommen. Unterschiedliche Annahmen wurden jedoch für die KW-Schiene des Parallelbetriebs gemacht (vgl. Kap. 2.5.2, 3.7.1 und 3.7.2). Da die Betreiberdaten teilweise unter das Betriebsgeheimnis fallen, werden die betroffenen Daten in dieser Studie nicht veröffentlicht. Sämtliches Datenmaterial ist jedoch dem Critical Reviewer zur Verfügung gestellt worden.

Beim Kühlgeräterecycler erfolgt die Behandlung generell in den zwei Stufen, die in Kap. 2.5 beschrieben wurden. Folgende Prozesse werden im Rahmen der Ökobilanz bilanziert:

#### **Stufe 1:**

Die Stufe 1 beinhaltet die Absaugung/Entnahme von FCKW bzw. KW und dem Kältemaschinenöl aus dem Kältekreislauf sowie die Demontage von Glas, Kondensatoren, Hg-Schalter, Kompressor, Abdeckungen und losen Kunststoffteilen.

Für den bilanzierten Modellbetrieb werden die Betriebsmittelaufwendungen auf Grundlage der Betreiberdaten sowohl für den Misch- als auch den Parallelbetrieb mit 0,03 l Diesel und 0,1 kWh Strom pro Kühlgerät angesetzt.

Direkte Iso-Butan- und R12-Emissionen in die Luft fallen nur in geringem Umfang an. Zur Höhe der Abluftemissionen und zum Verbleib der geringen Iso-Butan- und R12-Mengen, die im Kälteöl verbleiben, siehe Kap. 3.5 ( FCKW-Bilanz).

In Variante 2 (Parallelbetrieb), die ein Abfackeln des abgesaugten Iso-Butans bilanziert, werden die anfallenden CO<sub>2</sub>-Emissionen bilanziert.

Als Outputfraktion fallen Iso-Butan, R12, Kabel, Glas, Kälteöl, der Kompressor und Mischkunststoffe mit Verunreinigungen an. Folgende Verwertungswege werden hierbei bilanziert:

Tabelle 3-4 Outputfraktion beim Kühlgeräterecycler in Stufe 1 und ihre Verwertungswege

Outputfraktionen	Verwertungsweg
Iso-Butan	Hochtemperaturverbrennung (Var. 1 und 3: Mischbetrieb); Verbrennung vor Ort (Var. 2: Parallelbetrieb) ;
R12	Hochtemperaturverbrennung bzw. -spaltung
Kabel	PVC-Ummantelung in MVA; Kupfer in Kupferhütte
Glas	Glashütte
Kälteöl	thermische Verwertung
Kompressor	Metallrecycling
Mischkunststoffe mit Verunreinigungen	MVA
Kondensatoren und Hg-Schalter	Verwertungswege werden nicht bilanziert. Sie sind für alle Varianten identisch

### **Stufe 2:**

In Stufe 2 werden die Gehäuse in einem gekapselten Shredder zerkleinert, und es erfolgt eine Auftrennung in die Fraktionen PUR-Schaum, verschiedene Kunststofffraktionen (Polystyrol und weitere Kunststofffraktionen unterschiedlicher Reinheit), Eisen-Schrott und eine NE-metallhaltige Fraktion. Anschließend werden die PUR-Schäume, sofern sie FCKW-haltig sind, aufgemahlen oder auf sonstige Art aufgeschlossen, um die Porenstruktur zu zerstören und eine maximale Entgasung des im Schaum enthaltenen FCKW zu erreichen. Die Abluft wird erfasst und gereinigt.

Als Betriebsmittelaufwendungen werden für den bilanzierten Modellbetrieb im Mischbetrieb 0,88 kg Stickstoff<sup>17</sup>, 0,03 l Diesel und 5 kWh Strom pro Kühlgerät angesetzt. Für die KW-Schiene wird für den Parallelbetrieb ein um 25 % niedrigerer spezifischer Strombedarf als im Mischbetrieb angesetzt, da von einer weniger aufwendigen Trenntechnik ausgegangen wird.

Für Cyclopentan wird in Variante 2 (Parallelbetrieb) eine vollständige Freisetzung des während des Zerkleinerns freiwerdenden Cyclopentans (30 % der Gesamt-cyclopentans, siehe Kap. 3.6.2) angenommen. In Variante 1 (Mischbetrieb) hingegen wird das Cyclopentan gemeinsam mit den FCKW in der Hochtemperaturverbrennung entsorgt.

<sup>17</sup> Der Stickstoffverbrauch ist im Vergleich zu [IPA 2005] niedrig, da hier Praxidaten eines Betriebs zugrunde gelegt wurden, der den Stickstoffeinsatz mittels geeigneter Techniken optimiert hat.

Cyclopentan- und FCKW-Emissionen entstehen durch Anhaftungen von PUR-Schaum an der Metall- und Kunststofffraktion und durch Rest-FCKW- und KW-Gehalte im zerkleinerten bzw. aufgemahlene PUR-Schaum. Die FCKW- und KW-Bilanzen hierzu sind im Detail in Kap. 3.5 und 3.6 beschrieben.

Bei der Metallabscheidung wird davon ausgegangen, dass 99% des Eisens und 90% der NE-Metalle in das Metallrecycling gelangen.

Folgende Outputfraktionen und Verwertungswege werden hierbei bilanziert:

Tabelle 3-5 Outputfraktion beim Kühlgeräterecycler in Stufe 2 und ihre Verwertungswege

Outputfraktionen	Verwertungsweg
Cyclopentan	Hochtemperaturverbrennung (Var. 1) Freisetzung (Var. 2) geringe Freisetzung von verbleibenden Resten im PUR-Schaum
R11	Hochtemperaturverbrennung bzw. Hochtemperaturspaltung geringe Freisetzung von verbleibenden Resten im PUR-Schaum Freisetzung in Stufe 2 von fehlsortierten FCKW-Geräten im Parallelbetrieb (Var. 2)
Eisen und NE-Metalle	Metallrecycling
PUR	PUR-Mehl aus Mischbetrieb und FCKW-Geräten: Verwertung als Aufsaugmaterial Stückiges PUR aus Parallelbetrieb (KW-Schiene): MVA
Polystyrol	stoffliche Verwertung als Polystyrol-Granulat Im Parallelbetrieb: Verwertung im Zementwerk
Mischkunststoffe	Kunststofffraktion mit ausreichender Reinheit für eine energetische Verwertung: Zementwerk Kunststofffraktion mit hoher Verunreinigung: MVA

### 3.3 Prozesse beim Autos shredder

Im Autos shredder werden die Kühlgeräte gemeinsam mit eisenhaltigen Abfällen verschiedenster Art (Fahrzeuge, Elektrogeräte, anderer Schrott) geshreddert. Erzeugt werden die Outputfraktionen Shredderschrott, Shredderschwerfraktion (NE-

metallhaltig) und die Shredderleichtfraktion. Für die Ökobilanz entscheidend sind folgende Stoffströme im Shredder:

#### 1. Metalle

In der Ökobilanz wird bilanziert, dass 96 % des Eisens und 80 % der NE-Metalle abgetrennt und einer Verwertung zugeführt werden. Beim Kühlgeräterecycler wird von höheren Transferquoten von 99 % für Eisen und 90 % für NE-Metalle ausgegangen, da hier hohe Anforderungen an die Reinheit der Stofffraktionen gestellt sind, um die FCKW-Emissionen zu minimieren. Wenn die Shredderleichtfraktion einem Postshredder mit angenommenen Transferquoten von 80 % für Eisen und 60 % für NE-Metalle zugeführt wird (vgl. Darstellung des Postshredders in Kap. 3.7.4), erreicht das System „Shredder + Postshredder“ Metallausbeuten von rund 99 % für Eisen und rund 92 % für NE-Metalle und liegt damit geringfügig über den Metallausbeuten des Kühlgeräterecyclers.

Die detaillierte Herleitung der angesetzten Metallstoffströme im Shredder ist im Anhang in Kap. 7.1.8 dargestellt.

#### 2. Kunststoffe

Die Kunststoffe gelangen nahezu vollständig in die Shredderleichtfraktion. Deren Entsorgung ist im Anhang in Kap. 7.1.8 beschrieben.

#### Betriebsmittel und Betriebsemissionen

Für den Stromverbrauch und die Staubemissionen wurden nicht veröffentlichte Firmendaten verwendet, die dem Critical Reviewer vorgelegt wurden<sup>18</sup>. Für den Dieserverbrauch wurden 50 % des spezifischen Verbrauchs des Modell-Kühlgeräterecyclers angesetzt (0,37 l/t)<sup>19</sup>. Für das Ergebnis der Ökobilanz sind diese betrieblichen Verbräuche von geringfügiger Bedeutung, denn die betrieblichen Verbräuche von Kühlgeräterecycler, Shredder und Postshredder tragen insgesamt zu weniger als 1 % zum Gesamtergebnis bei.

Nicht betrachtet werden die Auswirkungen möglicher Verpuffungen bei der Entsorgung von Kühlgeräten im Autosshredder.

### **3.4 Fehlsortierungen**

In den Varianten 2 (Parallelbetrieb) und 3 (KW-Geräte in Stufe 2 in Autosshredder) werden die Kühlgeräte beim Kühlgeräterecycler nach FCKW- und KW-Geräten

---

<sup>18</sup> Die Firmendaten wurden mit Erfahrungswerten vom Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung verglichen und liegen in der gleichen Größenordnung.

<sup>19</sup> Verbrauch des Kühlgeräterecyclers in Stufe 2 0,03 l Diesel. Umrechnung in Verbrauch pro Tonne Input für eine Masse von 40 kg pro Gerät.

sortiert. Die Höhe der fehlsortierten FCKW-Geräte, die versehentlich in die KW-Schiene gelangen, hat für die Ergebnisse der Ökobilanz eine große Bedeutung.

Die Höhe der Fehlsortierquoten hängen von zahlreichen Faktoren ab. Wesentliche Faktoren sind u. a.:

- Qualifizierung und Motivation des Personals,
- Belastung des Personals durch Monotonie und zeitlichen Druck,
- Arbeitsplatzgestaltung wie Beleuchtung u.a.,
- Zustand der Geräte (wie viele Kennzeichnungen fehlen oder sind unleserlich?),
- Feedback des Personals bei Fehlsortierungen (ist meistens nicht gegeben, da nicht zu erwarten ist, dass durch die KW-Schiene oder den Shredderbetreiber ein Feedback erfolgt).

Im Kommissionierwesen liegen nach [Lolling 2001] die Fehlerquoten bei 0,1 bis 3%<sup>20</sup>. Übertragbar auf das Sortieren der Kühlgeräte ist der sogenannte ‚Typfehler‘ (es wird der falsche Artikel ausgewählt), der neben anderen Fehlern im Kommissionierwesen wie Mengenfehler, Auslassungsfehler, Zustandsfehler und sonstige Fehler 40 % aller Fehler ausmacht.

Hinzu kommt beim Kühlschrankrecycling jedoch noch eine ganz andere wesentliche Fehlerursache: Viele Kühlgeräte sind nicht oder nur mangelhaft gekennzeichnet, so dass eine einwandfreie Zuordnung der Kühlgeräte nicht möglich ist. Die Berichte der Praktiker aus den Recyclingbetrieben und stichprobenweise Erhebungen im Einzelhandel [R-Plus 2006] [Bresch 2006] [Remondis 2006] [RAL 2006] lassen darauf schließen, dass fehlende oder falsche Kennzeichnungen etwa bei 20 bis 30 % der Geräte zu erwarten sind.

Wenn die Fehlerquote der FCKW-Geräte niedrig gehalten werden soll, muss das Personal also dazu angehalten und motiviert werden, im Zweifelsfalle das betroffene Geräte der FCKW-Schiene zuzuordnen. Wenn in den Varianten 2 und 3 dennoch ein FCKW-Geräte in die KW-Schiene fehlsortiert wird, erhält der Kühlgeräterecycler in der Regel keine Rückmeldung, da der Shredderbetreiber die Fehlsortierung ebenfalls nicht erkennt bzw. auch bei einer Fehlsortierung im Parallelbetrieb die Fehlsortierung nicht ersichtlich wird. Wenn wie in Variante 4 bereits am kommunalen Bauhof sortiert wird, ist eine Rückmeldung noch unwahrscheinlicher. Durch die fehlende Rückkopplung werden mögliche Fehlerquellen nicht erkannt und dementsprechend nicht behoben.

Umgekehrt sieht die Lage für die Sortierung der KW-Geräte aus. Wenn viele KW-Geräte fälschlicherweise in die FCKW-Schiene gelangen und der Ex-Schutz dafür nicht ausgelegt ist, wird die Sensorik der Anlage die KW-Freisetzungen erkennen

---

<sup>20</sup> Lolling hat 75 Kommissioniersysteme in verschiedensten Branchen untersucht.

und eine Meldung hervorrufen. Damit erhält das sortierende Personal eine Rückmeldung, die jedoch dazu führt, dass die Geräte im Zweifelsfalle der KW-Schiene zugeordnet werden und die Fehlsortierquote der FCKW-Geräte steigt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es im Vergleich zum Kommissionierwesen drei bedeutende zusätzliche Faktoren für Fehlsortierungen gibt: die mangelnde Kennzeichnung vieler Kühlgeräte, die fehlende Rückmeldung an den Sortierer, wenn eine Fehlsortierung getätigt wurde, und mögliche Anlagenprobleme (Ex-Schutz), wenn zu viele Fehlsortierungen in die andere Richtung getätigt werden. Damit ist davon auszugehen, dass die Fehlerquoten beim Sortieren der Kühlgeräte deutlich höher liegen als im Kommissionierwesen. Aus diesem Grund schätzen die Autoren eine Fehlsortierquote von 1 % als realistische Untergrenze ein. Dennoch wurde die Basisrechnung zunächst mit dieser Untergrenze von 1 % gerechnet, um abzuschätzen, welche ökologischen Unterschiede sich zwischen den Varianten abzeichnen, wenn entsprechende Bemühungen gemacht werden, um die Fehlerquote nicht auf deutlich über 1 % ansteigen zu lassen.

Eine Fehlsortierquote von 1 % wird zunächst auch der Variante 4 zugrunde gelegt. Hier findet die Sortierung bereits am Bauhof statt. Bei der heute üblichen Personalausstattung von Abfallsammelstellen in kommunalen Bau- oder Betriebshöfen müsste allerdings von deutlich höheren Fehlsortierungen ausgegangen werden. Das Personal ist für eine fachgerechte Unterscheidung von Kühlgeräten nicht ausgebildet. Weiterhin erfolgt aufgrund von Einsparmaßnahmen auf kommunalen Bauhöfen die Einsortierung der Geräte häufig durch die Anlieferer. Ein Recyclinghof-Betreiber schätzt die Situation folgendermaßen ein [Mühlherr 2007]: "Aus Sicht eines Recyclinghof-Betreibers ist es völlig undenkbar, dem Bürger die Sortierung von FCKW-haltigen und FCKW-freien Kühlgeräten ohne zusätzliche Bereitstellung durch geschultes Personal zu überlassen. Sollte also zu dem aktuell aufgestellten Container für Kühlgeräte ein weiterer hinzukommen, in den die FCKW-freien Geräte eingeschichtet werden müssen, bedarf dies zusätzlichen Personals, wobei für eine hundertprozentige Trennung keine Garantie gegeben werden kann". Der gewählte Ansatz von 1 % Fehlsortierungen würde also bei Variante 4 eine Aufstockung und eine umfangreiche zusätzliche Ausbildung des Personals in den Betriebshöfen bedingen. Wenn keine entsprechende Personalbereitstellung und -schulung erfolgen würde, ist es durchaus möglich, dass sich bei Variante 4 eine Fehlsortierquote von 5 bis 10 % einstellen würde.

Neben der Basisrechnung mit einer Fehlsortierquote von 1 % werden für die Varianten 2 – 4 Sensitivitätsrechnungen mit einer Fehlsortierquote von 5 % durchgeführt. Für die Variante 4 wird aufgrund der oben dargestellten zusätzlichen Problematik zusätzlich eine Sensitivitätsrechnung mit 10 % durchgeführt.

## 3.5 FCKW-Bilanz

### 3.5.1 Kältemittel R12 in Stufe 1

Für das FCKW-Modellgerät wird der ausschließliche Einsatz von R12 als Kältemittel mit einer Menge von 115 g/Kühlgerät<sup>21</sup> in die Bilanz eingestellt. Entsprechend den Vorgaben des Umweltbundesamts wird diese Menge beim Kühlgeräterecycler nahezu vollständig entnommen. Für die im Kälteöl verbleibende R12-Fraktion wird als Obergrenze der RAL-Grenzwert von 0,1 %<sup>22</sup> angesetzt. Praxisdaten zeigen, dass ein noch niedrigerer R12-Gehalt im Kälteöl realisierbar ist.

Für das abgesaugte R12 wird für den Mischbetrieb die Entsorgung in der Hochtemperaturverbrennung (Beschreibung siehe Anhang Kap. 7.1.4) mit einer Abbaurate von 99,99 % bilanziert. Im Parallelbetrieb wird das R12 nicht gemeinsam mit dem (explosiven) Iso-Butan abgesaugt, so dass es neben der Hochtemperaturverbrennung auch in der Hochtemperaturspaltung entsorgt werden könnte. In der Sensitivitätsanalyse wird berechnet, welche Auswirkungen eine Entsorgung zu 50 % in der Hochtemperaturverbrennung und zu 50 % in der Hochtemperaturspaltung (Beschreibung siehe Anhang Kap. 7.1.5) auf das Bilanzergebnis hat.

Die Abluftemissionen werden mit der Stufe 2 zusammen bilanziert.

Bei den fehlsortierten FCKW-Geräten, die in Variante 4 bereits vor der Stufe 1 in den Autos shredder gelangen, wird R12 zusammen mit dem Iso-Butan vollständig freigesetzt<sup>23</sup>.

### 3.5.2 Treibmittel R11 in Stufe 2

Als Treibmittel für die FCKW-Geräte werden im Modell ausschließlich R11 mit einer Menge von 85 g pro kg PUR-Schaum<sup>24</sup> eingesetzt. Für die Abschätzung des Verbleibs des R12 werden die ausgewerteten Betreiberwerte sowie die Erwartungswerte der RAL-GZ 728 angesetzt [RAL 2003] angesetzt. Folgende R11-Freisetzungen in die Umwelt werden bilanziert:

Die größte Emissionsfracht stammt aus den Restemissionen aus dem entgasten PUR-Schaum. Der R11-Gehalt im entgasten PUR-Schaum wird mit 0,2 %<sup>25</sup> angesetzt.

---

<sup>21</sup> Wert nach RAL-Richtlinie [RAL 2003] bzw. UBA-Leitfaden [UBA 1998a]. Der Wert befindet sich in guter Übereinstimmung mit den Betreiberdaten

<sup>22</sup> Die 0,1% beziehen sich auf die Masse von R12 im Verhältnis zur Masse des Kälteöls.

<sup>23</sup> Diese Variante setzt voraus, dass der Kühlgeräteinput im Verhältnis zum anderen Shredderinput so klein ist, dass die TA-Luft-Werte eingehalten werden.

<sup>24</sup> Erwartungswert nach UBA-Leitfaden [UBA 1998a]. Die Werte der Betreiber liegen in der gleichen Größenordnung.

<sup>25</sup> Die 0,2% beziehen sich auf die Masse R11 im Verhältnis zur Masse der PUR.

Dies entspricht dem nach RAL zulässigen Maximalwert [RAL 2003] und Praxiswerten der Betreiber.

Als weiterer Emissionspfad werden die Restanhaftungen von PUR an der Metall- und Kunststofffraktion nach [RAL 2003] mit 0,5 %<sup>26</sup> (Maximalwert) in der Bilanz angesetzt, der nach Praxisdaten im konkreten Anlagenbetrieb eingehalten bzw. unterschritten wird. In dem anhaftenden PUR-Schaum sind noch 30 % der ursprünglichen R11-Menge enthalten [UBA 1998a] [Elektrolux 1989] [iuta 2005]<sup>27</sup>. Gleiches gilt für die fehlsortierten FCKW-Geräte, die in Variante 3 und 4 in den Autoshrredder gelangen. Dort wird bilanziert, dass 70 % der ursprünglich im Schaum enthaltenen R11-Menge freigesetzt wird. Die restlichen 30 % werden je nach weiterer Entsorgung emittiert oder zerstört. Bei der Deponierung wird von einer vollständigen Freisetzung im Laufe der Jahre ausgegangen. Bei der weiteren thermischen Behandlung wird eine Abbaurate von 90 % angesetzt (vgl. Erläuterungen in Kap. 3.5.3). Für den Parallelbetrieb lässt sich nach Angaben der Recycler ableiten, dass durch eine gezielte schonendere Zerkleinerung mit größeren Stücken nur 30 % der ursprünglich im Schaum enthaltenen R11-Menge im Shredder freigesetzt werden und 70 % im stückigen Schaum verbleibt.

Welcher FCKW-Anteil im Laufe der weiteren Behandlung des Schaums freigesetzt wird, wird im Kap. 3.5.3 dargestellt.

Weiterhin werden aufgrund der Daten der Recycler für den Modellbetrieb Abluftemissionen von 4 mg/m<sup>3</sup> bei 9 m<sup>3</sup> Abluft pro Gerät bilanziert.

Für das erfasste R11 wird die Entsorgung in der Hochtemperaturverbrennung (Beschreibung siehe Anhang Kap. 7.1.4) mit einer Abbaurate von 99,99 % bilanziert. In einer Sensitivitätsbetrachtung wird für den Parallelbetrieb auch eine Entsorgung zu 50 % in der Hochtemperaturverbrennung und zu 50 % in der Hochtemperaturspaltung berechnet.

### 3.5.3 Zerstörung der verbleibenden FCKW im Kälteöl und PUR-Schaum und anderen Fraktionen

Ein kleiner Anteil des Kältemittel R12 verbleibt in der Kälteölfraction, die thermisch verwertet wird. Nach [Vehlow et al. 2003] findet bei der Verbrennung aufgrund der

---

<sup>26</sup> Die 0,5% beziehen sich auf die Masse der PUR-Anhaftung im Verhältnis zum Metall- und Kunststoffmasse.

<sup>27</sup> Vgl. UBA-Leitfaden [UBA 1998a]. Dort wird angenommen, dass nach dem Shreddern noch 20-30% des R11 im zerkleinerten Schaum enthalten sind. Untersuchungen eines Anlagenbetreibers [iuta 2005] ergaben, dass nach der Zerkleinerung mit einer Rotorschere noch 28 – 34% des R11 im Schaum eingeschlossen sind. Untersuchungen nach [Elektrolux 1989] zeigen, dass bei einer Zerkleinerung von PU-Schaum auf Korngrößen von 10 – 15 mm 37 % der R11 im eingeschlossen bleibt.

hohen Stabilität von R12 keine vollständige Zerstörung statt. Je nach Qualität der Verbrennung werden folgende Abbauraten angesetzt:

- Für eine hochwertige Verbrennung in einer Raffinerie oder im Zementwerk, bei der eine ausreichende Verweilzeit bei Temperaturen von mindestens 850°C gewährleistet wird, wird eine Abbaurate von 98 % bilanziert. (Sensitivitätsanalysen mit 95 % bzw. 99,5 %).
- Für die Vernichtung des R12 aus Fehlsortierungen im Parallelbetrieb in einer für die Vernichtung von Iso-Butan ausgelegten Fackel wird eine Abbaurate von 90 % angesetzt (Sensitivitätsanalysen mit 80 % bzw. 99 %).

Bei der Verbrennung des R11, das im PUR-Schaum enthalten ist, spielen zwei Effekte eine Rolle: Zum Einen ist R11 weniger stabil als R12 und wird daher leichter abgebaut. Zum anderen ist PUR jedoch sehr leicht und kann je nach Feuerungsaufbau mit dem Abgasstrom so schnell mitgerissen werden, dass es nicht in die heißen Ofenzonen gelangt bzw. dort nicht ausreichend lange verweilt. Weiterhin wird R11 aus dem Schaum, anders als R12 aus dem Öl, schon im Laufe des Transports, der Zwischenlagerung und eventueller weiterer Zerkleinerungen emittiert. Aus diesen Gründen werden für die weitere thermische Behandlung von PUR in der Müllverbrennung, der energetischen Verwertung oder dem Metallrecycling einschließlich der vorgelagerten Logistik folgende Zerstörungsraten angesetzt:

- entgastes PUR-Mehl: 98% (Sensitivitätsanalysen mit 95 % bzw. 99,5 %),
- stückiges PUR: 90% (Sensitivitätsanalysen mit 80 % bzw. 99 %).

Die Zerstörungsraten für das stückige PUR sind hier niedriger, da im stückigen PUR noch keine Entgasung stattgefunden hat und deshalb im Laufe der Logistik mit höheren Emissionen zu rechnen ist.

Für die Vernichtung von dem beim Kühlgeräterecycler erfassten FCKW in der Hochtemperaturverbrennung (oder bei Sensitivitätsanalysen in der Hochtemperaturspaltung) wird im Gegensatz zu den vorgenannten Prozessen eine nahezu vollständige FCKW-Zerstörung (Abbaurate 99,99 %) bilanziert.

## 3.6 KW-Bilanz

### 3.6.1 Kältemittel R600a

#### a) R600a-Emissionen beim Kühlgeräterecycler

Nach Tabelle 3-2 enthält das KW-Modellgerät als Kältemittel ausschließlich Iso-Butan (R600a) mit einer Menge von 60 g/Kühlgerät. Ebenso wie bei den FCKW-Geräten wird eine nahezu vollständige Entnahme angesetzt. Im Mischbetrieb erfolgt die Entsorgung gemeinsam mit dem R12 in der Hochtemperaturverbrennung. Im Parallelbetrieb wird das Iso-Butan vor Ort kontrolliert verbrannt.

Für die KW-Fraktion im Kälteöl wird analog zu den FCKW-Geräten angesetzt, dass im Öl maximal 0,1 %<sup>28</sup> Iso-Butan enthalten ist. Im Laufe der weiteren thermischen Ölverwertung wird das im Öl enthaltene Rest-Iso-Butan jedoch nahezu vollständig (zu 99,99%) vernichtet.

Gemäß den Betreiberdaten werden je Kühlgerät Iso-Butan-Abluftemissionen von 4 mg/m<sup>3</sup> bei 4,5 m<sup>3</sup>/Kühlgerät bilanziert.

#### b) R600a-Emissionen beim Autoshreder

Die Variante 4 würde bedingen, dass KW-Kühlgeräte beim Autoshreder ohne vorherige kontrollierte Entnahme des Iso-Butans geshreddert werden dürfen, d.h. dass entsprechende Änderungen der heutigen Rechtslage notwendig wären. Für diesen Fall wird von einer vollständigen Freisetzung des im Kühlgerät enthaltenen R600a ausgegangen.

### 3.6.2 Treibmittel Cyclopentan

#### a) Cyclopentan-Emissionen beim Kühlgeräterecycler:

Nach Tabelle 3-2 enthält das Modell-Kühlgerät bei der Anlieferung 220 g des Treibmittels Cyclopentan. Dies entspricht 55 g pro kg PUR-Schaum. Im Mischbetrieb stammt die größte Emissionsfracht aus Restemissionen des entgasten PUR-Schaums. Nach Untersuchungen an einer Recyclinganlage beträgt der KW-Gehalt im entgasten PU-Schaum 0,22 %<sup>29</sup>. Die PUR-Fraktion wird einer thermischen Behandlung (Müllverbrennung, energetische Verwertung oder Verwendung als Aufsaugmaterial mit nachfolgender Verbrennung) zugeführt, wobei im Zuge der thermischen Behandlung Cyclopentan nahezu vollständig (99,99%) abgebaut wird.

Beim Parallelbetrieb wird der PUR-Schaum nur zu groben Stücken zerkleinert, ein Mahlvorgang wie bei den FCKW-Geräten findet nicht statt. Beim Zerkleinern entweichen deshalb gemäß Erfahrungen aus dem Betrieb von Kühltankschrankrecyclinganlagen und nach Untersuchungen von [Elektrolux 1989] nur 30 % der ursprünglichen Cyclopentan-Fracht aus der PUR-Schaum-Matrix<sup>30</sup>. Das Cyclopentan, das während des Zerkleinerns ausgasst, wird vollständig freigesetzt. Nach dem Zerkleinern findet im Gegensatz zum Mischbetrieb keine Entgasung mehr statt, so dass noch 70% der ursprünglichen Cyclopentan-Menge im zerkleinerten Schaum enthalten sind. Im Laufe der nachfolgenden thermischen Behandlung wird

<sup>28</sup> Die 0,1% beziehen sich auf das Verhältnis der Masse des Iso-Butan zur Masse des Kälteöls.

<sup>29</sup> Untersuchungen eines Anlagenherstellers (200 Geräte, Mittelwert aus 9 Einzelproben). Das Ergebnis liegt in der gleichen Größenordnung wie der zugelassene FCKW-Restgehalt im Schaum nach der RAL-Richtlinie von 0,2%. Die Werte beziehen sich hierbei auf die Masse des Treibmittels im Verhältnis zur PUR-Masse.

<sup>30</sup> Untersuchungen von [Elektrolux 1989] haben gezeigt, dass in PU-Schäumen bei einer Zerkleinerung auf Korngrößen von 20 – 30 mm 69 % des Treibmittels im Schaum verbleiben. Bei einer Zerkleinerung auf Korngrößen von 15 - 20 mm sind es hingegen nur 37 %.

ebenso wie im Mischbetrieb eine nahezu vollständige Zerstörung (99,9 %) des Cyclopentans bilanziert.

Als weiterer Emissionspfad werden für den Mischbetrieb die Restanhaftungen von PUR an der Metall- und Kunststofffraktion betrachtet. Anhaftungen von PUR-Schaum betragen analog zu den FCKW-Geräten 0,5 %<sup>31</sup>.

Die Abluftemissionen ergeben sich nach Betreiberdaten aus den spezifischen Emissionen von 4 mg/m<sup>3</sup> bei 9 m<sup>3</sup>/Kühlgerät.

#### b) Cyclopentan -Emissionen beim Autoshreder

Hier wird eine vollständige Freisetzung für das Cyclopentan bilanziert, das während des Zerkleinerns ausgast (rund 70 % analog zum R11 in den Restanhaftungen im Mischbetrieb; vgl. Kap. 3.5.2). Das verbleibende Cyclopentan in der PUR-Fraktion wird in der anschließenden thermischen Behandlung nahezu vollständig (99,9 %) abgebaut.

### 3.7 Verwertung der Kunststoffe

#### 3.7.1 Verwertung der PUR-Fraktion

Für die Verwertung der PUR-Fraktion aus dem Kühlgeräterecycling (rund 4 kg) sind die derzeitigen Hauptverwertungswege der Einsatz als Ölbindemittel und der Einsatz als Binder für Lackschlämme und ähnliche Sonderabfälle, die anschließend der energetischen Verwertung zugeführt werden. Bei diesem Einsatz werden Sägemehl oder Ölbindemittel auf Kunststoff- oder mineralischer Basis substituiert [Beirat LTwS 2004]. Eine weitere in Zukunft eventuell denkbare Verwertungsmöglichkeit ist der Einsatz von Recycling-Klebeplatten als Ersatz für Holz und Holzspanplatten<sup>32</sup> [IVPU 1996]. Ökobilanziell würde dieser Verwertungsweg dem Einsatz als Substitut von Sägemehl nahekommen.

Das rohstoffliche Recycling, bei dem aus PUR-Abfällen der Rohstoff Polyol gewonnen wird, wird derzeit nicht praktiziert.

In der vorliegenden Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass die gesamte PUR-Fraktion beim Kühlgeräterecycler, als Substitut von Sägemehl eingesetzt wird. Aufgrund des niedrigen Gewichts und der guten Aufsaugeigenschaften des PUR-Mehls wird findet eine Substitution von 3 kg Sägemehl durch 1 kg PUR-Mehl statt [Beirat LTwS 2004]. Die Annahmen zur Zerstörung der Rest-FCKW im PUR sind in Kap.3.5.3 dargestellt.

---

<sup>31</sup> Die 0,5% beziehen sich auf das Verhältnis der Masse der PUR-Anhaftung zur Masse der Metall- und Kunststofffraktion.

<sup>32</sup> Ein Einsatz der PUR-Fraktion in der Herstellung von Pressplatten aus Alt-PUR ist nach Angaben von Recycling-Plattenherstellern grundsätzlich möglich, sofern das Material über eine ausreichende Reinheit verfügt. Derzeit werden jedoch nur FCKW-freie und hochgradig saubere Produktionsreste aus der PUR-Schaumplattenproduktion eingesetzt.

Dieser Ansatz ist konservativ, da beim Einsatz als Ölbindemittel zum großen Teil auch der Ersatz von Ölbinder aus Primärkunststoffen (insbesondere PUR und Polypropylen) erfolgt [Beirat LTWS 2004], deren Substitution mit höheren Gutschriften verbunden wäre.

Für die substituierten Sägespäne erfolgt eine Gutschrift für die vermiedenen Aufwendungen bei der Herstellung von Spänen in der Spanplattenindustrie und der Holzgewinnung (Prozessbeschreibung siehe Anhang Kap.7.2.4). Sägespäne werden derzeit vorrangig für die Herstellung von Spanplatten und die Pelletproduktion genutzt. Aufgrund der hohen Nachfrage nach Sägespänen gibt es keine ungenutzten Potenziale. Wenn durch den vermehrten Einsatz von PUR-Mehl als Aufsaugmaterial entsprechend weniger Sägespäne eingesetzt werden, ist zu erwarten, dass die Spanplattenproduktion, die zur Rohstoffbeschaffung sowohl auf Waldholz als auch auf Reststoffe zurückgreift, ihren Materialbedarf verstärkt durch Sägespäne und weniger durch Waldholz nutzen wird (vgl. zur Analyse von Aufkommen und Verwendung von Sägespänen [Knappe et al. 2006]).

Im Parallelbetrieb erfolgt für die KW-Geräte keine aufwendige Aufarbeitung zu einer reinen Fraktion von PUR-Mehl. Es wird daher für die KW-Schiene bilanziert, dass hier die stückige PUR-Fraktion in der MVA entsorgt wird. Dies stellt einen konservativen Ansatz dar, da die weitere Aufmahlung des PUR-Schaums, die für eine hochwertigere Verwertung nötig wäre, zu einer verstärkten Freisetzung des darin gebundenen Cyclopentans und für die fehlsortierten FCKW-Geräte zu einer vermehrten Freisetzung des R11 führen würde. Dies hätte insbesondere auf die Kriterien Ozonzerstörungspotenzial und Photooxidantien deutliche Auswirkungen.

Die PUR-Schäume, die in den Autos shredder gelangen, werden Bestandteil der Shredderleichtfraktion. Deren Entsorgung ist in Kapitel 3.7.4 dargestellt.

### 3.7.2 Verwertung der Polystyrol-Fraktion

Beim Kühlgeräterecycler fällt im Mischbetrieb und in der FCKW-Schiene des Parallelbetriebs aufgrund einer aufwendigen Trenntechnik eine sehr reine Polystyrol-Fraktion von knapp 4 kg an, die stofflich verwertet werden kann (PS-Granulat). Es wird davon ausgegangen, dass aus 100 kg anfallendem Polystyrol 95 kg Polystyrol-Granulat substituiert werden. Die Bilanzierung der Polystyrol-Substitution erfolgt nach [Boustead 2006].

Im Parallelbetrieb erfolgt für die KW-Fraktion keine so aufwendige Auftrennung der Fraktionen wie im Mischbetrieb, da hier nicht die Anforderung vorliegt, die Anhaftung von FCKW-haltigem PUR an Metallen und anderen Kunststoffen zu minimieren. Es wird darum bilanziert, dass die Polystyrol-Fraktion keine ausreichende Reinheit aufweist, um stofflich verwertet zu werden. Stattdessen wird die energetische Verwertung im Zementwerk bilanziert. Die Dokumentation zur Bilanzierung des Zementwerks befindet sich im Anhang in Kap. 7.1.6. Zusätzlich

wird in einer Sensitivitätsanalyse die stoffliche Polystyrolverwertung im Parallelbetrieb betrachtet.

### 3.7.3 Verwertung der Kunststoffmischfraktionen

Ausgehend von der Kühlgerätezusammensetzung, die in Kap. 3.1 dargestellt ist, entstehen beim Kühlgeräterecycler außer der PUR-Fraktion und der Polystyrol-Fraktion zwei weitere Kunststoffmischfraktionen in unterschiedlicher Qualität:

Eine Kunststoffmischfraktion von rund 0,7 kg pro Kühlgerät ist aufgrund der Heterogenität zwar nicht für eine stoffliche Verwertung geeignet, jedoch ausreichend rein, um sie einer energetischen Verwertung zuzuführen. Hier wurde die energetische Verwertung im Zementwerk bilanziert. Die Sachbilanzdaten hierzu sind im Anhang in Kap. 7.1.6. beschrieben.

Eine weitere Kunststoffmischfraktion von rund 2,7 kg pro Kühlgerät bestehend aus Kunststoffen und Holzwerkstoffen aus der Vordemontage sowie Sortierresten aus der zweiten Stufe wird in der Müllverbrennungsanlage entsorgt. Die Sachbilanzdaten zur Müllverbrennung sind im Anhang in Kap. 7.1.3 beschrieben.

### 3.7.4 Entsorgung der Shredderleichtfraktion

Für den Verbleib der Shredderleichtfraktion (SLF) ist davon auszugehen, dass ab April 2007 nach den Vorgaben der TA Siedlungsabfall gar nicht mehr deponiert wird, im Gegensatz zum Jahr 2006, in dem noch rund 90% deponiert wurden [EUWID 2006].

Dementsprechend wird bilanziert, dass die SLF zu 40 % in einem Postschredder aufbereitet und zu 60% in einer MVA verwertet werden. Die heizwertreiche Fraktion aus dem Postshredder substituiert Schweröl im Hochofen.

Die Dokumentationen zur MVA und zum Hochofen befinden sich im Anhang in den Unterkapiteln 7.1.3 und 7.1.7.

Für die Postshreddertechnologie sei beispielhaft das VW-SiCon-Verfahren genannt, dass erst vor kurzem den großtechnischen Betrieb an einigen Standorten aufgenommen hat. Im VW-SiCon-Prozess werden aus dem Shredder-Input eine FE-Metall- und eine NE-Metall-Fraktion abgetrennt, die je nach Input zusammen rund 10 % Metallanteil haben. Weiterhin ist eine Postshredder-Anlage der Fa. Scholz in Betrieb. Für die kommenden Jahre wird ein deutlicher Ausbau der Postshreddertechnologie erwartet, so dass in der Sensitivitätsrechnung für den Zeitraum in 5 – 10 Jahren (KW-Geräteanteil 50 %) modelliert wird, dass 80 % der SLF in einer Postshredderanlage verwertet werden und nur 20 % in der MVA entsorgt werden.

Folgende Transferquoten werden angesetzt für den Anteil der Metalle und den Anteil der Kunststoffe, die nach dem Postshredder in die Metallverwertung bzw. die energetische Verwertung gelangen:

- Transferquote für Kunststoffe aus der SLF in Fraktionen zur energetischen Verwertung (Shreddergranulat und Shredderflusen): 98 %. Verwertung im Hochofen (Substitution von Schweröl).
- Transferquote für Fe-Metalle und NE-Metalle aus der SLF in Fraktionen zur Metallverwertung: 80 % für Fe; 60 % für NE-Metalle.

Da keine Daten zu den Betriebsemissionen (PM 10) und den Verbräuchen an Diesel und Strom vorliegen, wurden für den Strom- und Dieselverbrauch die spezifischen Verbräuche der Shredder angesetzt.

### **3.8 Verwertung der Metallfraktionen**

Für die Verwertung von Eisen- und Aluminiumschrott wird die weitere Verarbeitung des Schrotts zu Stahl bzw. Sekundäraluminium bilanziert. Als Output dieser Prozesse wird Stahl und Aluminium gewonnen.

Die vermiedenen Umweltlasten, die mit der gleichen Menge von Stahl und Aluminium für die Herstellung aus Primärmaterialien verbunden sind, werden dem System gutgeschrieben (Komplementärprozesse).

Die Beschreibung der Prozesse erfolgt im Anhang für die Aufbereitung der Schrotte zu Sekundärmetallen in Kap. 7.1.1 und 7.1.2 und für die Komplementärprozesse in Kap. 7.2.1 und 7.2.2.

Für die Kupferverwertung vergleicht eine Untersuchung von [RWTH-IME 1995] die Primär- und Sekundärkupfererzeugung und kommt zu dem Ergebnis, dass der Primärenergiebedarf für die Prozessschritte Verhüttung und Raffination bei der Herstellung von Primär- und Sekundärkupfer in der gleichen Größenordnung liegt (Abweichung von 6 %). Eine präzise Unterscheidung zwischen der Verhüttung von Primär- und Sekundärmaterialien ist darüber hinaus für die Verhältnisse in Deutschland auch nicht befriedigend machbar, da in den großen deutschen Kupferhütten die Anlagen mit einem Mix aus Primär- und Sekundärmaterialien beschickt werden. Aus diesen Gründen werden in der vorliegenden Studie für die Verwertung von kupferhaltigen Materialien lediglich die vorgelagerten Stufen des Bergbaus und der Aufbereitung gutgeschrieben, und es wird davon ausgegangen, dass die nachgelagerten Stufen Verhüttung und Raffination bei Primär- und Sekundärkupfer ähnliche Umweltauswirkungen aufweisen. Die Prozessbeschreibung zur Kupfererzaufbereitung befindet sich in Kap. 7.2.3.

### 3.9 Transporte

Für die Transporte der Kühlgeräte zum Kühlgeräterecycler bzw. zum Autoshreder wird davon ausgegangen, dass 40-t-Sattelzüge eingesetzt werden, die 140 Kühlgeräte aufnehmen.

Folgende Transportentfernungen werden angesetzt:

- Sammelstelle – Kühlgeräterecycler: 100 km
- Sammelstelle – Autoshreder: 50 km
- Kühlgeräterecycler – Autoshreder: 50 km
- Autoshreder – Postshredder 200 km
- Transport der Metallschrottfractionen  
zur Verwertung: 500 km (80 % LKW, 20 % Bahn)

In Deutschland gibt es rund 20 Kühlgeräterecycler und 40 Großshredderanlagen, die nach der AltautoV zertifiziert sind [BDSV 2007]. Für die durchschnittliche Transportentfernung zum Kühlgeräterecycler wird eine Entfernung von 100 km abgeschätzt. Für die Transporte zu den Autoshreddern wird aufgrund der größeren Anlagenzahl eine geringere Entfernung von 50 km angenommen.

Die Metalltransporte sind deutlich weiter, da es nur wenige Eisen- und NE-Metallhütten gibt. Hier werden im Schnitt 500 km angenommen.

Die Modellierung der Sattelzüge erfolgt nach [ifeu/UBA 2006]. Die spezifischen Emissionen bei einer Auslastung der Sattelzüge von 50% (leere Rückfahrt) sind im Anhang in Kap. 7.3 aufgeführt. Die Auslastung der Sattelzüge mit nur 50 % wurde bewusst niedrig gewählt, um die obere Grenze der Emissionen aus dem Transport darzustellen. Da die Ergebnisse zeigen, dass die Transporte das Ergebnis nicht entscheidend beeinflussen, ist keine zusätzliche Sensitivitätsbetrachtung sinnvoll.

### 3.10 Sonstige Prozesse

#### 3.10.1 Energie und Betriebsmittel

Für den Strombedarf wird der durchschnittliche deutsche Kraftwerkspark einschließlich der Vorketten bilanziert. Für weitere Energieträger und Hilfsmittel einschließlich der Vorketten werden ebenfalls Datensätze verwendet, die sich auf Deutschland beziehen. Die verwendeten Prozesse sind im Anhang in Kap. 7.4 tabellarisch aufgeführt.

#### 3.10.2 Deponie

Die Deponie spielt für die Stoffströme bei der Kühlgeräteverwertung nur eine geringe Rolle. Sie wird nur für den Postshredderrückstand in Höhe von 2 % des SLF-

Inputs modelliert. Das gesamte Rest-FCKW und Rest-Cyclopentan, das als Bestandteil des PUR-Schaums im Postshredderrückstand enthalten ist, wird hierbei im Laufe der Zeit freigesetzt [Scheutz Kjeldsen 2002].

Bilanziert werden neben FCKW- und Cyclopentan-Emissionen lediglich der Dieselbedarf und die Emissionen des Dieselmotors. Weitere Luftemissionen aus der Ablagerung sind erwartungsgemäß so gering, dass sie unter die Abschneidegrenze fallen. Der Wasserpfad wird nicht modelliert, weil keine entsprechende Wirkungskategorie betroffen ist.

[Schwing 1999] nennt verschiedene Daten für den Dieserverbrauch bei der Deponierung, die zwischen 0,5 und 2 l/t Abfall liegen. Im Folgenden wird ein mittlerer Dieselbedarf von 1,5 l/t angesetzt.

## 4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

### 4.1 Überblick

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle betrachteten sieben Wirkungskategorien. Positive Werte bedeuten hierbei Umweltbelastungen. Negative Werte bedeuten Umweltentlastungen. Hier überwiegen die Gutschriften aus den Verwertungsprozessen die Umweltbelastungen. Die aus Umweltsicht beste Variante stellt der Mischbetrieb (Variante 1) dar. Die Werte sind dunkelgrau hinterlegt. Die jeweils ungünstigste Variante ist hellgrau hinterlegt.

Tabelle 4-1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (absolute Werte; Anteil der KW-Geräte 20%)

Variante		1	2	3	4
		Misch- betrieb	Parallel- betrieb	KW-Geräte: Stufe 2 im Shredder	KW-Geräte: Stufe 1+2 im Shredder
Treibhauseffekt	1.000 t CO <sub>2</sub> - Äq/a	-193	-169	-155	-128
Ozonzerstörungs- potenzial	kg R11-Äq/a	1.207	4.116	6.573	8.609
Photooxidantien	kg Ethylen- Äq/a	-15.032	3.828	28.221	38.035
Versauerung	t SO <sub>2</sub> -Äq/a	-967	-959	-947	-948
Eutrophierung	t PO <sub>4</sub> -Äq/a	-62	-62	-60,3	-60,9
Feinstaub	t PM <sub>10</sub> -Äq/a	-1035	-1.027	-1.013	-1015
Kumulierter Energie- aufwand (KEA)	PJ	-2,64	-2,63	-2,60	-2,60

Die normierten Ergebnisse zeigt die Tabelle 4-2. Hier werden die absoluten Umweltbe- bzw. entlastungen ins Verhältnis zur Gesamtbelastung in der BRD gesetzt.

Tabelle 4-2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in %: Anteil an der Gesamtbelastung in Deutschland (Anteil der KW-Geräte 20%)

Variante	1 Mischbetrieb	2 Parallelbetrieb	3 KW-Geräte: Stufe 2 im Shredder	4 KW-Geräte: Stufe 1+2 im Shredder
Treibhauseffekt	-0,019	-0,017	-0,015	-0,013
Ozonzerstörungspotenzial*	0,40	1,35	2,15	2,82
Photooxidantien	-0,002	0,001	0,004	0,006
Versauerung	-0,040	-0,040	-0,0392	-0,0392
Eutrophierung	-0,0157	-0,0155	-0,0152	-0,0154
Feinstaub	-0,0457	-0,0454	-0,0448	-0,0449
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	-0,0184	-0,0183	-0,0181	-0,0182

\* Normierung auf den aktuellen Neueinsatz ozonschichtzerstörender Stoffe

Die Tabellen zeigen, dass die Ergebnisse für die Wirkungskategorien Ozonzerstörungspotenzial, Treibhauseffekt und Photooxidantien stark bis sehr stark voneinander abweichen. Diese Wirkungskategorien werden darum in den folgenden Unterkapiteln vertieft betrachtet.

Die Ergebnisse für die Versauerung, die Eutrophierung, den Feinstaub und den kumulierten Energieaufwand liegen sehr dicht beieinander mit Abweichungen zwischen 2 und 4 %. Vor dem Hintergrund der allgemeinen Datenunsicherheit lassen sich aus solch kleinen Abweichungen keine eindeutigen Umweltvor- oder nachteile bestimmter Varianten ableiten. Aus diesem Grunde werden diese Wirkungskategorien nicht weiter vertieft.

## 4.2 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt wird im Wesentlichen durch die energiebedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen und die FCKW-Emissionen bestimmt. In der Summe ergibt sich eine Umweltentlastung aufgrund der Gutschriften aus den Verwertungsprozessen, die im Bereich von 0,013 bis 0,019 % bezogen auf die Gesamtbelastung in Deutschland liegt. In Tonnen ausgedrückt liegt die jährliche Entlastung zwischen 128.000 und 193.000 t.

Die ökologisch beste Variante ist die Mischvariante, die schlechteste die Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autos shredder).

Die nachfolgende Abbildung zeigt, welche Prozesse in welchem Umfang zum Ergebnis beitragen.

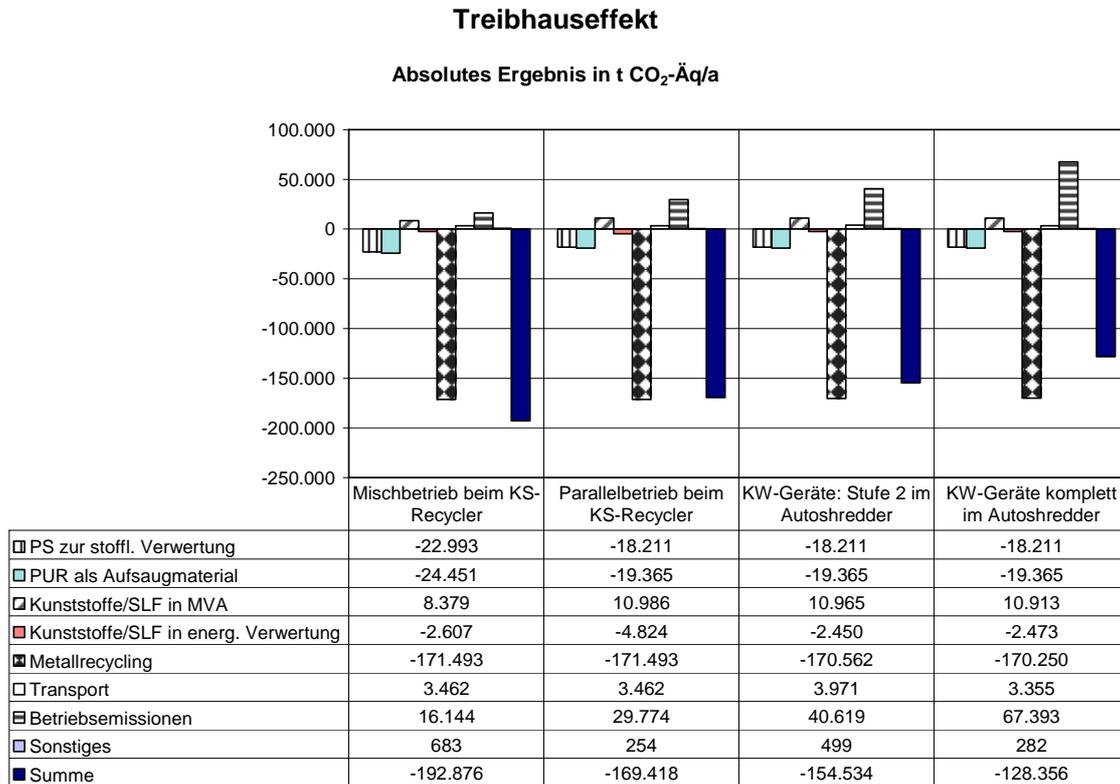


Abbildung 4.1 Ergebnisse für den Treibhauseffekt und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%)

Jede der vier Varianten wird in der Abbildung in einem eigenen Feld dargestellt. Der rechte dunkle Balken steht dabei für die Summe bzw. das Gesamtergebnis, während die acht linken Balken die Beiträge der einzelnen Prozesse zeigen.

Deutlich wird, dass das Metallrecycling den größten Beitrag zur Umweltentlastung leistet<sup>33</sup>. Da sich der Umfang des Metallrecyclings in den Varianten nur geringfügig unterscheidet, werden die Unterschiede zwischen den Varianten durch folgende andere Prozesse dominiert:

<sup>33</sup> Die dargestellte Umweltentlastung stellt die Nettoentlastung dar, d.h. die Differenz zwischen Gutschriften aus der Substitution von Primärmetallen abzüglich der Belastung durch das Recycling der Sekundärmetalle.

### Betriebsemissionen

Die größten Differenzen hinsichtlich der Treibhauswirkung stammen aus den Betriebsemissionen beim Kühlgeräterecycler, beim Shredder und beim Postshredder, einschließlich der FCKW-Emissionen und KW-Emissionen aus den erzeugten Output-Strömen (Emissionen aus der weiteren Behandlung des PUR und des FCKW-haltigen Kälteöls). Entscheidend für den Treibhauseffekt sind hierbei die unterschiedlichen Emissionen von R11 und R12. Die anderen treibhausrelevanten Betriebsemissionen, insbesondere die CO<sub>2</sub>-Emissionen, unterscheiden sich nicht signifikant. Die Höhe der FCKW-Emissionen zeigt die nachfolgende Abbildung. Die detaillierte Rechnung ist im Anhang in Tabelle 7-7 dargestellt.

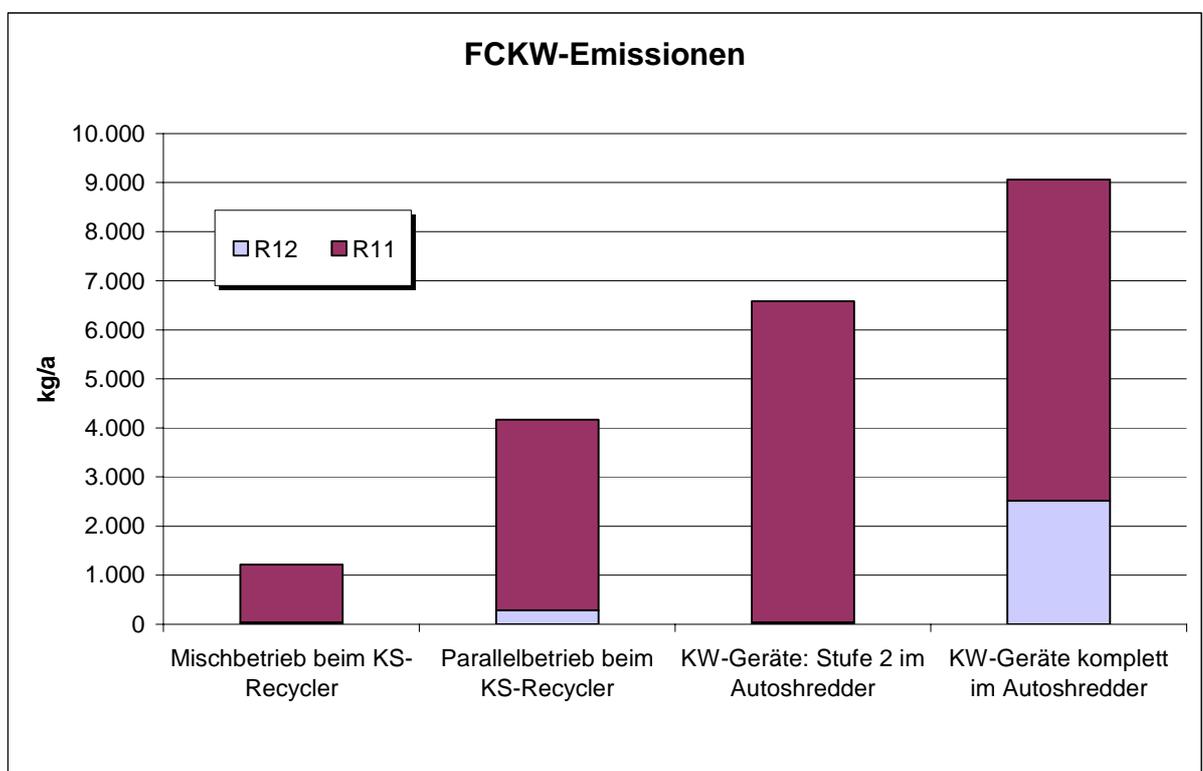


Abbildung 4.2 FCKW-Emissionen der Varianten (KW-Geräte-Anteil 20%)

Die FCKW-Emissionen vom **Mischbetrieb** (Variante 1) von rund 1.200 kg/a stammen hauptsächlich von R11-Emissionen aus Restanhaftungen von PUR sowie von Rest-R11, das im entgasteten Schaum noch enthalten ist und in der weiteren Behandlungskette (Lagerung, Transport, Verwendung als Aufsaugmaterial und anschließende Verbrennung) zu einem kleinen Teil emittiert wird. Zugrunde liegt bei der Berechnung die Ableitung eines Modellbetriebs (vgl. Kap. 3.2), der das Recycling auf einem hohen Umweltstandard durchführt.

Beim **Parallelbetrieb** (Variante 2) entstehen zum einen die gleichen FCKW-Emissionen wie beim Mischbetrieb. Hinzu kommen jedoch noch beträchtliche Emissionen aus Fehlsortierungen. Es wurde in der Variante davon ausgegangen, dass bereits vor der Stufe 1 eine Sortierung stattfindet und dass 1 % der FCKW-Geräte versehentlich der KW-Schiene zugeordnet wird. Das in diesen Geräten enthaltene R12 wird gemeinsam mit Iso-Butan vor Ort abgefackelt. Da diese Verbrennung keine Hochtemperaturverbrennung darstellt und nicht für R12 ausgelegt ist, ist davon auszugehen, dass hier keine vollständige Zerstörung stattfindet (vgl. Sachbilanzdokumentation in Kap. 3.5). Weiterhin wird das R11 aus den fehlsortierten Geräten, das bei der Zerkleinerung freigesetzt wird, gemeinsam mit dem Cyclopentan emittiert.

Bei der Behandlung der **KW-Geräte in der 2. Stufe im Autoshreder** (Variante 3) fallen die FCKW-Emissionen höher als beim Parallelbetrieb aus. Neben den Emissionen aus der regulären FCKW-Geräte-Behandlung fallen hohe R11-Emissionen bei der Zerkleinerung von fehlsortierten FCKW-Geräten im Shredder an. Diese sind höher als beim Parallelbetrieb, da im Parallelbetrieb in der KW-Schiene gezielt gröbere PUR-Stücke erzeugt werden als im Shredder, um Freisetzungen der Treibmittel aus dem PUR-Schaum zu reduzieren (vgl. Erläuterungen hierzu in Kap. 3.5.2).

Bei der **vollständigen Behandlung der KW-Geräte im Autoshreder** (Variante 4) fallen die gleichen R11-Emissionen aus der Zerkleinerung der Gehäuse wie bei der Variante 3 (KW-Geräte in der 2. Stufe im Autoshreder) an. Zusätzlich entstehen jedoch R12-Emissionen durch die unsachgerechte Behandlung von fehlsortierten FCKW-Geräten in Stufe 1. Dementsprechend zeigt die obige Abbildung hohe R12-Emissionen, die aus der vollständigen Freisetzung von R12 aus dem Kältemittelkreislauf im Shredder stammen.

Die günstigste Variante hinsichtlich der Betriebsemissionen ist der Mischbetrieb, der gegenüber den anderen Varianten um 13.000 – 51.000 t CO<sub>2</sub>-Äq günstiger abschneidet.

#### Verwertung der PUR-Fraktion

Im Mischbetrieb wird ebenso wie bei der FCKW-Schiene der anderen Varianten ein PUR-Mehl erzeugt, das als Aufsaugmaterial verwendet wird. In der Ökobilanz wird hierfür eine Substitution von Sägemehl im Verhältnis von 1 : 3 angenommen. Im Parallelbetrieb wird stattdessen stückiges PUR erzeugt, das in der MVA entsorgt wird. Bei den Shreddervarianten gelangt das PUR in die Shredder-Leichtfraktion und wird dort auf verschiedenen Wegen entsorgt. In der Basisrechnung wird mit einem Anteil der Müllverbrennung von 60 % und einem Anteil der Postshredderverwertung mit nachfolgender Verwertung der SLF im Hochofen von 40 % gerechnet. In der Sensitivitätsanalyse, die die Situation in 5 - 6 Jahren mit einem KW-Geräte-Anteil von 50 % abbildet, wird davon ausgegangen, dass die Postshredderverwertung auf

einen Anteil von 80 % ansteigt. Hinsichtlich des Treibhauseffekts ist die Verwertung als Aufsaugmaterial die günstigste und es ergeben sich gegenüber dem Parallelbetrieb (Entsorgung der PUR über MVA) Vorteile von rund 8.000 t CO<sub>2</sub>-Äq, wenn man die Summen der Teilprozesse „PUR als Aufsaugmaterial“ und „Kunststoffe in MVA“ vergleicht. Noch größere Vorteile ergeben sich gegenüber den Shreddervarianten, da dort das PUR größtenteils als Bestandteil der SLF im Hochofen Schweröl substituiert, das bei der Verbrennung ähnlich hohe CO<sub>2</sub>-Emissionen wie die bei PUR-Verbrennung verursacht.

#### Verwertung der Polystyrol-Fraktion

Im Mischbetrieb sowie in der FCKW-Schiene der anderen Varianten wird eine sehr reine Polystyrol-Fraktion erzeugt, die stofflich verwertet wird. Die entsprechenden Gutschriften zeigen die linken Balken. Für das Polystyrol aus der KW-Schiene des Parallelbetriebs wird eine Verwertung im Zementwerk modelliert<sup>34</sup>. Da die Gutschriften vom Zementwerk geringer sind als die der stofflichen Verwertung ergibt sich für den Mischbetrieb aus der günstigeren Polystyrolverwertung ein Vorteil von rund 3.000 t CO<sub>2</sub>-Äq gegenüber dem Parallelbetrieb (Vergleich der Teilprozesse „PS zur stofflichen Verwertung“ und „Kunststoffe in energetische Verwertung“). Wenn das Polystyrol aus dem Parallelbetrieb in der MVA entsorgt werden sollte, gäbe es für die Polystyrolentsorgung gar keine Gutschriften, sondern Nettobelastungen, so dass das Gesamtergebnis für den Parallelbetrieb noch schlechter ausfiele.

Noch größere Vorteile ergeben sich gegenüber den Shreddervarianten, da dort das Polystyrol aus der KW-Schiene größtenteils größtenteils als Bestandteil der SLF im Hochofen Schweröl substituiert, das bei der Verbrennung ähnlich hohe CO<sub>2</sub>-Emissionen wie die bei Polystyrol-Verbrennung verursacht.

#### Sonstige Prozesse

Die Müllverbrennung verursacht in der Summe eine Treibhausbelastung, da die entstehenden CO<sub>2</sub>-Emissionen höher sind als die durch die Substitution von konventionell erzeugtem/r Strom und Fernwärme eingesparten CO<sub>2</sub>-Emissionen<sup>35</sup>. Beim Mischbetrieb gelangen am wenigsten Kunststoffe in die MVA. Beim Parallelbetrieb und den Shreddervarianten gelangen mehr Kunststoffe als stückiges PUR oder als Shredderleichtfraktion in die MVA.

Die Transportvorgänge tragen nur mit 2 – 3 % zum Ergebnis in dieser Wirkungskategorie bei.

---

<sup>34</sup> Die Erzeugung der Polystyrolfraktion zur stofflichen Verwertung in der KW-Schiene im Parallelbetrieb wird als Sensitivitätsanalyse in Kap. 4.5.6 diskutiert.

<sup>35</sup> Die dargestellte Umweltbelastung stellt die Netto-Belastung dar, d.h. die Differenzen zwischen den gewichteten Emissionen durch die Verbrennung und die Vorketten der Hilfsmittel abzüglich der Gutschriften für substituierten Strom und Wärme.

Verhältnismäßig geringe Beiträge bzw. Entlastungen zum Treibhauseffekt von weniger als 1% stammen aus der Hochtemperaturverbrennung, der Ölverwertung und dem Glasrecycling.

### 4.3 Ozonzerstörungspotenzial

Das Ozonzerstörungspotenzial wird ausschließlich durch die R11- und R12-Emissionen bestimmt. Die nachfolgende Abbildung zeigt das Ozonzerstörungspotenzial für die einzelnen Varianten. Die beiden linken Balken zeigen das Ozonzerstörungspotenzial für die Entstehungsorte Kühlgeräterecycler oder Shredder einschließlich der nachfolgenden weiteren Verwertungswege. Der jeweilige rechte Balken zeigt die Summe der einzelnen Varianten.

#### Ozonzerstörungspotenzial (ODP)

Absolutes Ergebnis in kg R11-Äq/a

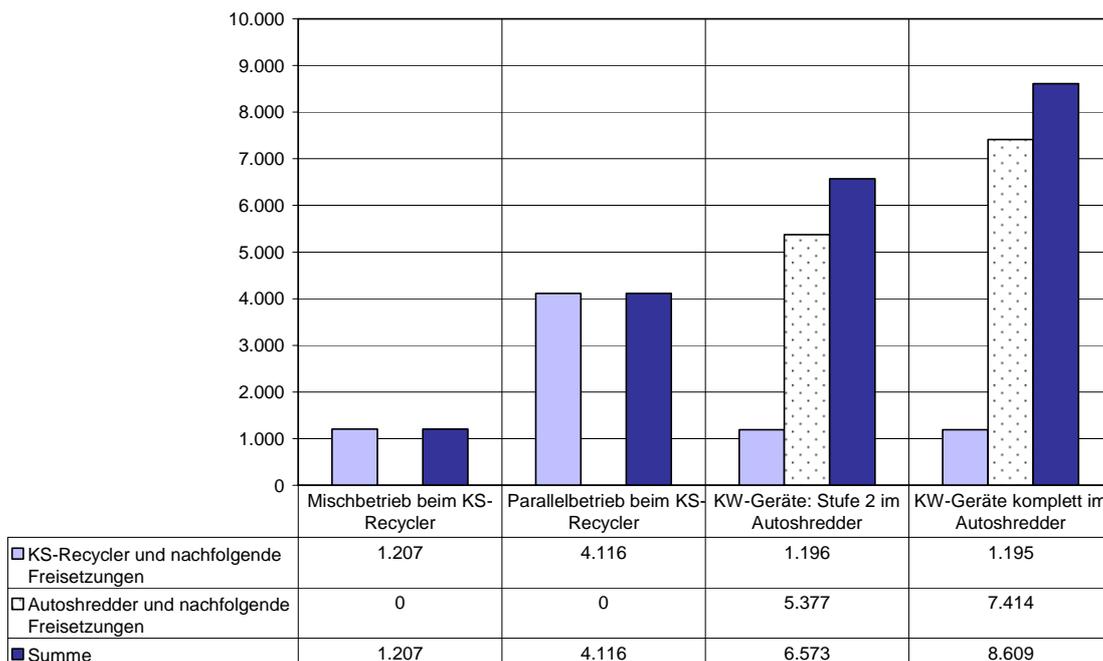


Abbildung 4.3 Ergebnisse für das Ozonzerstörungspotenzial und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%)

Die Entstehung der FCKW-Emissionen ist bereits im Kapitel 4.2 zum Treibhauseffekt beschrieben. Als Fazit lässt sich feststellen, dass der Mischbetrieb

mit rund 1.200 kg R11-Äq/a das geringste Ozonzerstörungspotenzial (ODP) aufweist. Das ODP von Parallelbetrieb und Variante 3 (KW-Geräte: Stufe 2 im Autoshreder) ist mit rund 4.000 - 6.500 kg R11-Äq/a deutlich höher. Noch höher liegt die Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autoshreder) mit rund 8.600 kg R11-Äq/a. Die Unterschiede rühren fast ausschließlich von den Emissionen fehlsortierter FCKW-Geräte her.

Bezogen auf die Neuverwendung von emissionsrelevanten Stoffen mit Ozonzerstörungspotenzial liegen die relativen Belastungen für die Varianten zwischen 0,4 % (Mischbetrieb) und 2,8 % (KW-Geräte komplett im Autoshreder). Wenn man das Ergebnis auf die Gesamtbelastung in Deutschland bestehend aus Altemissionen und potenziellen Neuemissionen bezieht, kommt man auf Werte zwischen 0,04 – 0,08 % für den Mischbetrieb und 0,3 – 0,6 % für Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autoshreder). Eine genauere Bezifferung ist nicht möglich, da für die Altemissionen nur eine sehr grobe Datenspanne abgeschätzt werden kann (vgl. Erläuterungen in Kap.2.8.2.2).

#### **4.4 Photooxidantien**

Das Ergebnis für die Wirkungskategorie Photooxidantien zeigt die nachfolgende Abbildung.

### Photooxidantien

Absolutes Ergebnis in kg Ethylen-Äq/a

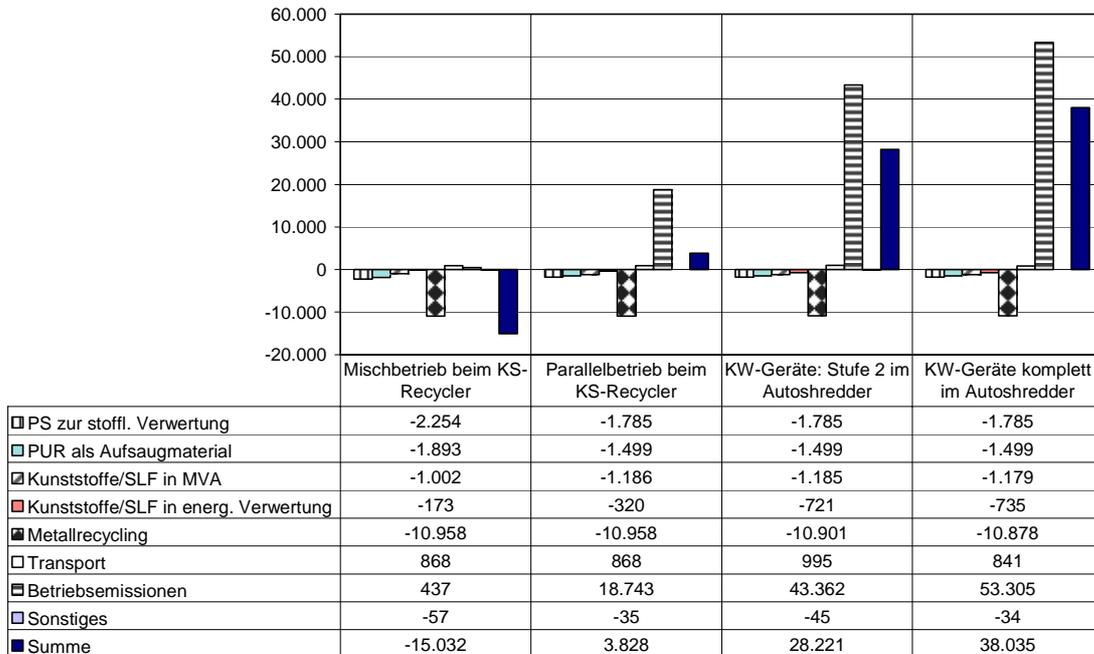


Abbildung 4.4 Ergebnisse für die Photooxidantien und Beitrag der einzelnen Prozesse (KW-Geräte-Anteil 20%)

Diese Wirkungskategorie wird sehr stark von den Umweltentlastungen aus dem Metallrecycling und den Betriebsemissionen dominiert. Im Metallrecycling gibt es jedoch nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten, so dass der Variantenvergleich ausschließlich durch die Betriebsemissionen bestimmt wird.

Bei den Betriebsemissionen sind es vor allem die Emissionen von Iso-Butan und Cyclopentan, die das Ergebnis bestimmen. Deren detaillierte Rechnung ist im Anhang in Tabelle 7-7 dargestellt.

Im Mischbetrieb sind die Betriebsemissionen so gering, dass durch die hohen Gutschriften aus dem Metallrecycling in der Summe eine Umweltentlastung von knapp 15.000 t Ethylen-Äq/a ermittelt wurde (Anteil an der Gesamtbelastung der BRD: 0,002 %).

Im Parallelbetrieb und in Variante 3 (KW-Geräte: Stufe 2 im Autoshreder) wird das freiwerdende Cyclopentan emittiert, so dass die gewichteten Betriebsemissionen

höher sind als die Gutschriften aus dem Metallrecycling. In der Summe ergibt sich damit eine Umweltbelastung von etwa 4.000 – 28.000 t Äq/a (Anteil an der Gesamtbelastung der BRD: 0,001 – 0,004 %).

Eine noch höhere Umweltbelastung von rund 38.000 t Äq/a ergibt sich bei Variante 4 (KW-Geräte komplett im Autos shredder) mit einem Anteil an der Gesamtbelastung der BRD von rund 0,006 %. Hier kommen zu den Cyclopentan-Emissionen noch die Freisetzungen von Iso-Butan aus dem Kältekreislauf hinzu.

Auch wenn der Anteil an der Gesamtbelastung der BRD nicht hoch ist, ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass die Sommersmogbildung ein lokal und zeitlich begrenzter Vorgang ist. Daher können bereits geringe Mengen an Photooxidantienvorläufern für einen begrenzten Zeitraum bedeutsam zur Bildung lokalen, bodennahen Ozons beitragen. Somit sind vermeidbare KW-Emissionen auch in kleinerem Umfang zu unterlassen.

## 4.5 Sensitivitätsanalysen

### 4.5.1 Anteil der KW-Geräte 50 %

Zum Anteil der KW-Geräte wurde eine Sensitivitätsanalyse mit einem KW-Geräte-Anteil von 50 % anstatt 20 % durchgeführt. Dies entspricht der zu erwartenden Entsorgungssituation in 5 - 10 Jahren. Geändert wurde bei der Sensitivitätsrechnung neben dem KW-Geräte-Anteil auch die Verwertung der Shredder-Leichtfraktion. Es ist zu erwarten, dass in 5 - 10 Jahren die Postshreddertechnologie eine breite Anwendung findet. Aufgrund dessen wurde modelliert, dass die Entsorgung der Shredder-Leichtfraktion dann zu 80 % im Postshredder mit nachfolgender Verwertung und 20 % in der MVA erfolgt.

Eine Zusammenstellung der Ergebnisse für alle Wirkungskategorien zeigt die nachfolgende Tabelle. Die Ergebnisse der Basisrechnung mit einem Geräte-Anteil von 20 % KW-Geräten sind in Klammern hinzugefügt, um einen Vergleich durchführen zu können.

Tabelle 4-3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (in Klammern gesetzte Werte beziehen sich auf einen KW-Geräte-Anteil von 20%)

Variante		1	2	3	4
		Misch- betrieb	Parallel- betrieb	KW-Geräte: Stufe 2 im Shredder	KW-Geräte: Stufe 1+2 im Shredder
Treibhauseffekt	1.000 t CO <sub>2</sub> - Äq/a	-195	-162	-156	-141
		-(193)	-(169)	-(155)	-(128)
Ozonzerstörungs- potenzial	kg R11-Äq/a	755	2.573	4.118	5.391
		(1.207)	(4.116)	(6.573)	(8.609)
Photooxidantien	kg Ethylen- Äq/a	-15.040	32.179	92.666	117.137
		-(15.032)	(3.828)	(28.221)	(38.035)
Versauerung	t SO <sub>2</sub> -Äq/a	-968	-943	-936	-944
		-(967)	-(959)	-(947)	-(948)
Eutrophierung	t PO <sub>4</sub> -Äq/a	-62	-60	-59	-60
		-(62)	-(62)	-(60)	-(61)
Feinstaub	t PM <sub>10</sub> -Äq/a	- 1.035	- 1.012	- 1.000	- 1.008
		-(1.035)	-(1.027)	-(1.013)	-(1.015)
Kumulierter Energie- aufwand (KEA)	PJ	-2,64	-2,58	-2,67	-2,69
		-(2,64)	-(2,63)	-(2,60)	-(2,60)

Die Tabelle zeigt, dass sich das grundlegende Ranking der Varianten durch die Sensitivitätsanalyse nicht ändert. Weiterhin zeigt sie, dass signifikante Unterschiede zwischen den Basisrechnungen und der Sensitivitätsanalyse nur für die Wirkungskategorien Ozonzerstörungspotenzial und Photooxidantien bestehen. Beide Wirkungskategorien werden maßgeblich von den FCKW- bzw. Iso-Butan- und Cyclopentan-Stoffströmen bestimmt. Dementsprechend sinkt das Ozonzerstörungspotenzial bei einer Reduzierung des FCKW-Geräte-Anteils von 80 % auf 50 % um den Faktor 0.6, während sich die Wirkungskategorie Photooxidantien bei den Varianten 2 - 4 um den Faktor 3 - 8 erhöht. Letzteres ist im Wesentlichen durch die Zunahme der Betriebsemissionen bedingt.

Im Anhang in Kap. 8.1 befinden sich Detailgraphiken zur Sensitivitätsanalyse für die Ergebnisse der Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Photooxidantien und

Ozonzerstörungspotenzial. Im Anhang in Kap. 7.6 sind die Berechnungen für die FCKW-, Isobutan- und Cyclopentan-Emissionen dokumentiert.

#### 4.5.2 FCKW-Zerstörung in Verwertungsverfahren

In Kap. 3.5.3 wurden die Zerstörungsraten für den Abbau von R11 bzw. R12 bei der thermischen Verwertung von Kälteöl, beim Abfackeln in einer Iso-Butan-Fackel, bei der Müllverbrennung, beim Zementwerk, im Hochofen und beim Metallrecycling diskutiert. Da hier eine hohe Datenunsicherheit besteht, werden zwei Sensitivitätsanalysen durchgeführt, die niedrigere bzw. höhere Abbauraten zugrunde legen. Folgende Zerstörungsraten werden in der Sensitivitätsanalyse für die thermischen Prozesse einschließlich der vorgelagerten Logistik angesetzt:

- FCKW-Abbau bei der thermischen Verwertung von Kälteöl: 95 % bzw. 99,5 % statt 98 %;
- FCKW-Abbau in der Iso-Butan-Fackel: 80 % bzw. 99 % statt 90 %;
- FCKW-Abbau von entgastem PUR-Mehl in der thermischen Verwertung nach der Nutzung als Aufsaugmaterial: 95 % bzw. 99,5 % statt 98 % FCKW-Abbau von stückigem PUR in der MVA, im Zementwerk, dem Hochofen und dem Metallrecycling: 80 % bzw. 99 % statt 90 %.

Die Abbildung zeigt die Ergebnisse, die für die vier Varianten ermittelt wurden:

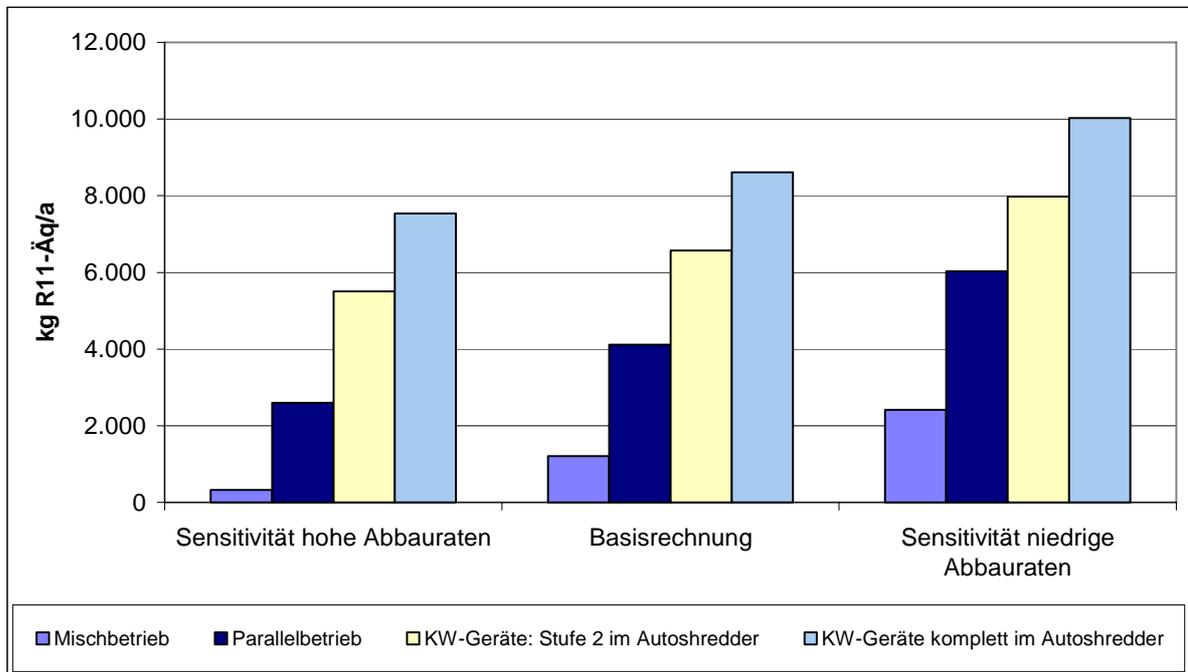


Abbildung 4.5 Ozonzerstörungspotenziale für die Sensitivitätsanalysen mit niedrigeren und höheren FCKW-Abbauraten in den nachgelagerten Verwertungsprozessen im Vergleich zur Basisrechnung

Die Graphik zeigt, dass sich die grundlegende Abstufung zwischen den Varianten durch unterschiedliche Annahmen zu den FCKW-Abbauraten nicht signifikant ändert. Die höheren Abbauraten führen gegenüber der Basisrechnung im Schnitt zu einer Reduktion der ODP um 1.110 t R11-Äq; die niedrigeren Abbauraten führen im Schnitt zu einer Erhöhung des ODP um 1.400 t R11-Äq.

### 4.5.3 Hochtemperaturspaltung

Für den Parallelbetrieb wurde eine Sensitivitätsrechnung zur Entsorgung der erfassten FCKW durchgeführt. Statt einer ausschließlichen Entsorgung in der HTV wurde hier ein Entsorgungsmix von 50 % HTV und 50 % HTS angesetzt. Das Ergebnis für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt und Photooxidantien zeigt die nachfolgende Tabelle:

Tabelle 4-4 Ergebnisse für den Parallelbetrieb für die Entsorgung der FCKW mit 100 % HTV und 50 % HTV / 50 % HTS

	<b>100% HTV</b>	<b>50% HTV / 50% HTS</b>
<b>Treibhauseffekt</b>	-169.418	-170.325
<b>POCP</b>	3.828	3.788

Die Tabelle zeigt, dass die Unterschiede im Gesamtergebnis gering ausfallen. Die Variante mit HTS schneidet aufgrund der Rückgewinnung von HCl und HF günstiger ab. Dieses Ergebnis beruht auf Annahmen zu einer durchschnittlichen HTV und einer durchschnittlichen HTS (vgl. Dokumentation in Kap. 7.1.4 und 7.1.5). Da die Ergebnisse dicht beieinander liegen, kann aus ihnen kein eindeutiger ökologischer Vergleich von zwei konkreten Anlagen abgeleitet werden. Für eine derartige Fragestellung müssten die exakten Standortbedingungen (Energie- und Betriebsmittelverbräuche, Strom- und Wärmeauskopplung, erzeugter Output an HCl und HF) ermittelt und bilanziert werden.

#### 4.5.4 Fehlsortierung von FCKW-Geräten

Die vorab dargestellten Ergebnisse haben gezeigt, dass das Ozonzerstörungspotenzial für die Ökobilanz eine äußerst hohe Relevanz hat. Zum einen ist der relative Beitrag zu den derzeitigen deutschlandweiten Emissionen im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien deutlich höher. Besonders deutlich wird die Relevanz, wenn man die FCKW-Emissionen aus dem Kühlgeräte-Recycling in Relation setzt zur derzeitigen (niedrigen) Neuverwendung von Stoffen mit Ozonzerstörungspotenzial und Beiträge bis zu 3 % ermittelt. Zum anderen sind die Unterschiede zwischen den Varianten für das Ozonzerstörungspotenzial sehr hoch. Die Variante 4 weist ein rund siebenmal so hohes Ozonzerstörungspotenzial auf wie Variante 1!

Der wesentlichste Parameter für das Ergebnis ist die Fehlsortierquote für die FCKW-Geräte. Sie wird in Kap. 3.4 ausführlich diskutiert. In der Ökobilanz wurde zunächst eine Fehlsortierquote von 1 % angesetzt. Eine Fehlsortierquote von 1 % wird als Untergrenze eingeschätzt, die nur dann erreicht werden kann, wenn intensive Bemühungen unternommen werden, um Fehlsortierungen von FCKW-Geräten zu minimieren. Realistischer erscheinen Fehlsortierquoten von 5 % bzw. bis zu 10 % bei Variante 4, bei der bereits im kommunalen Bauhof eine Sortierung stattfindet (vgl. Erläuterungen in Kap. 3.4). Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse zeigt die nachfolgende Abbildung.

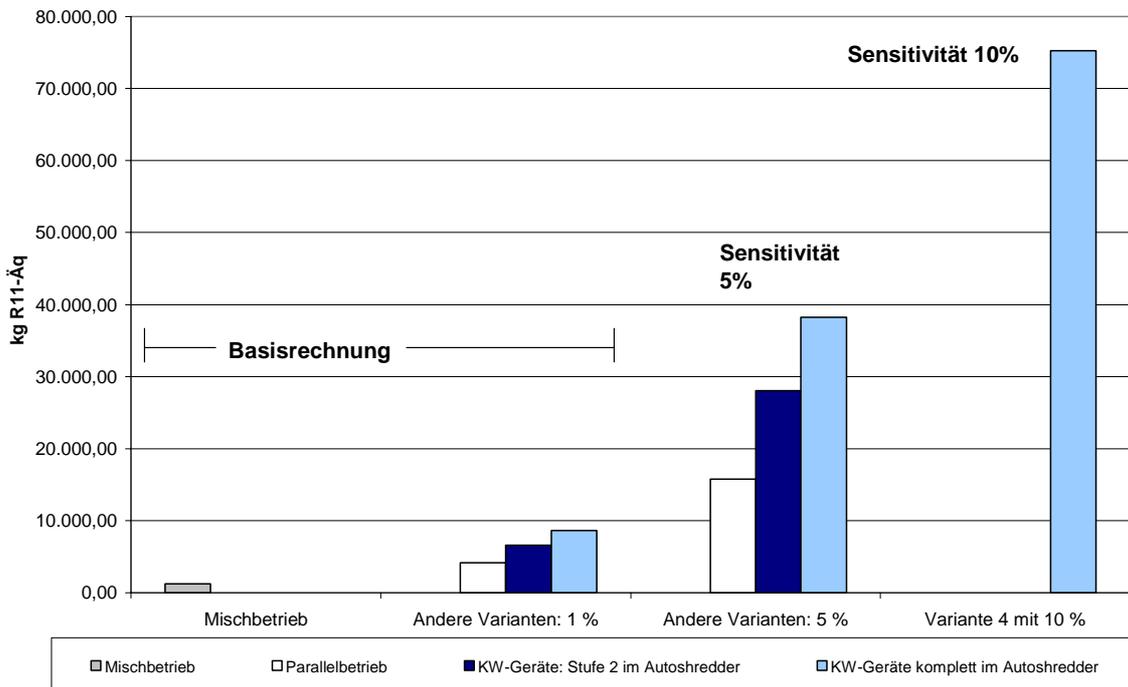


Abbildung 4.6 Ergebnisse der Sensitivitätsrechnung zur Fehlsortierquote für das Ozonzerstörungspotenzial

Die Abbildung zeigt, dass das Ozonzerstörungspotenzial bei höheren Fehlsortierquoten drastisch zunimmt. Bei Variante 4 steigt es bei Fehlsortierquoten von 5 bzw. 10 % auf 38.000 bzw. 75.000 t R11-Äq. Dies ist das 32-Fache bzw. das 62-Fache des Mischbetriebs. Der relative Beitrag am Ozonzerstörungspotenzial von Deutschland steigt auf bis zu 25 % (bezogen auf den aktuellen Neueinsatz von ozonzerstörenden Stoffen) bzw. auf bis zu 3 % bezogen auf die Gesamtemissionen incl. Altmissionen.

#### 4.5.5 Fehlsortierung von KW-Geräten

Auch bei der Sortierung der KW-Geräte sind Fehlsortierungen zu erwarten. Ökobilanziell sind diese Fehlsortierungen jedoch nur von geringer Bedeutung. Auf die relevanteste Wirkungskategorie, das Ozonzerstörungspotenzial, hat die Fehlsortierung von KW-Geräten keinerlei Auswirkungen. Die Wirkungskategorie Photooxidantien und Treibhauseffekt würde für die Varianten 2 – 4 geringfügig besser ausfallen, da für die FCKW-Schiene eine etwas hochwertigere stoffliche Verwertung bilanziert wurde. Zudem würden die KW-Freisetzungen im Shredder bzw. im Parallelbetrieb für die fehlsortierten KW-Geräte entfallen. Stattdessen würden die KW aus den fehlsortierten Geräten gemeinsam mit den FCKW vernichtet

werden. Das Ranking der Varianten und die Größenordnung der Ergebnisse würden sich jedoch nicht ändern.

#### 4.5.6 Stoffliche Polystyrolverwertung im Parallelbetrieb

In der Ökobilanz wurde zunächst unterstellt, dass in der KW-Schiene des Parallelbetriebs auf eine aufwendige Stofftrennung verzichtet wird, so dass keine ausreichend reine Polystyrol-Fraktion erzeugt wird, die stofflich verwertet werden kann. Die Sensitivitätsanalyse betrachtet nun den Fall, dass auch im Parallelbetrieb in der KW-Schiene mittels aufwendiger Trennverfahren Polystyrol zur stofflichen Verwertung erzeugt wird. Dies hätte folgende Auswirkungen auf das Ergebnis der Ökobilanz:

- Die für den Vergleich wichtigste Wirkungskategorie, das Ozonzerstörungspotenzial würde sich nicht ändern.
- Die Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Photooxidantien würden sich für die Variante 2 (Parallelbetrieb) leicht verbessern. Die Größenordnung der Ergebnisse bliebe aber unverändert.

## 5 Schlussfolgerung

Als Ergebnis der Ökobilanz lässt sich zweifelsfrei folgern, dass die Variante 1, der Mischbetrieb, aus ökologischer Sicht das beste Verfahren ist. Dass, wie bei dieser Ökobilanz, ein Verfahren in allen Kriterien am besten abschneidet, ist äußerst selten. Die schwierige Abwägung verschiedener ökologischer Kriterien untereinander entfällt damit beim vorliegenden Variantenvergleich.

Hinzu kommt, dass die Unterschiede im direkten Vergleich der Varianten bei den wichtigsten Kriterien durchaus als sehr relevant einzustufen sind. Die Variante 4 erreicht nur rund 66 % der Einsparungen an CO<sub>2</sub>-Äq der Variante 1, deren Beitrag zur Einsparung von Treibhausgasemissionen etwa im Bereich von 0,02 % der Gesamtemissionen liegt. Gegenüber den Varianten 2 bis 4 werden etwa 24.000 bis 65.000 t/a mehr eingespart. Der Schutz des Klimas ist als besonders wichtig und dringend einzustufen, so dass alle Maßnahmen mit Beiträgen zur Einsparung von Treibhausgasen in dem ermittelten Umfang von Bedeutung sind. Dies gilt insbesondere, wenn - wie hier - alle anderen Umweltfelder ebenfalls profitieren.

Der Abstand fällt bei dem auch sehr bedeutenden Umweltkriterium Ozonzerstörungspotenzial noch wesentlich deutlicher aus. Hier liegt der Abstand von Variante 1 zu den Varianten 2 bis 4 beim Faktor 3 bis 7. Zusätzlich sind die relativen Anteile, bezogen auf das aktuelle Emissionspotenzial durch den Neueinsatz ozonschichtzerstörender Stoffe in Deutschland, mit bis zu 3 % noch deutlich höher. Die wichtigste Ursache hierfür sind die Fehlsortierungen von FCKW-Geräten bei den Varianten 2 bis 4. Die angenommene Fehlsortierquote ist nur schwer genau zu beziffern. Die für die Berechnung der Ökobilanz angesetzte Fehlerquote von 1 % wurde bewusst eher am unteren Ende der aus Rechercheergebnissen abgeleiteten Ansätze ausgewählt. Diese geringe Fehlerquote kann sicherlich nur dann erreicht werden, wenn alle nur erdenklichen Maßnahmen zur Fehlerreduktion ergriffen werden.

In der Sensitivitätsbetrachtung wurde abgeschätzt, wie sich eine höhere Fehlerquote auswirkt, die ohne sehr aufwendige Kontroll- und Rückkoppelungsmechanismen sowie ohne eine konsequente Unterbindung von erkannten Fehlerquellen eher zu erwarten wäre. Hier wird insbesondere berücksichtigt, dass zahlreiche Geräte nicht eindeutig gekennzeichnet sind. Praktiker schätzen den Anteil der unzureichend gekennzeichneten Geräte auf 20 – 30 % ein. Bei einer Fehlsortierquote von 5 % läge das Ozonzerstörungspotenzial für die Variante 4 gegenüber dem Mischbetrieb um das 32-Fache höher. Für Variante 4 wurde darüber hinaus eine weitere Sensitivitätsrechnung mit einer noch höheren Fehlsortierquote von 10 % durchgeführt, da bei dieser Variante die Sortierung der Kühlgeräte bereits beim örtlichen Bauhof erfolgt. Wenn das Personal der zahlreichen Bauhöfe keine angemessene Schulung erhält oder das Sortieren sogar den Bürgern überlassen wird, ist eine derart hohe Fehlsortierquote als realistisch einzustufen. Das

Ozonzerstörungspotenzial wäre in diesem Fall 62-mal so hoch wie beim Mischbetrieb. Der relative Anteil, bezogen auf das aktuelle Emissionspotenzial durch den Neueinsatz ozonschichtzerstörender Stoffe in Deutschland, läge dann bei 25 %.

Bei der Photooxidantienbildung weist das Ergebnis der Varianten 2 bis 4 sogar eine Umkehrung gegenüber Variante 1 dar. Während durch das Kühlgeräterecycling in der Variante 1 eine Umweltentlastung erzielt wird, führen alle verglichenen Varianten zu einer zusätzlichen Umweltbelastung durch Sommersmogvorläufer-substanzen. Die Anteile an den Gesamtemissionen sind zwar mit ca. bis zu 0,006 % relativ gering. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Sommersmogbildung ein lokal und zeitlich begrenzter Vorgang ist. Daher können bereits geringe Mengen für einen begrenzten Zeitraum zur Bildung lokalen, bodennahen Ozons beitragen, so dass vermeidbare KW-Emissionen unbedingt zu unterlassen sind.

Die Unterschiede zwischen den Varianten bei Versauerung, Eutrophierung, PM<sub>10</sub> und Verbrauch energetischer Ressourcen (angegeben als kumulierter Energieaufwand) sind so gering, dass im Rahmen der Genauigkeit einer Ökobilanz die Ergebnisse als etwa gleich eingestuft werden können.

## 6 Literatur

- AK 16 1995 Abschlußbericht des Arbeitskreis 16 „Kfz-Recycling“, Anhang zum Abschlußbericht der Kommission der Niedersächsischen Landesregierung zur Vermeidung und Verwertung von Reststoffen und Abfällen (2. Regierungskommission), Hannover, 20. März 2005
- AK 2 1990 Abschlußbericht des Arbeitskreises 2 „Shredderrückstände“, im Abschlußbericht der Kommission der Niedersächsischen Landesregierung zur Vermeidung, Verminderung und Verwertung von Sonderabfällen, Hannover, 22. Oktober 1990
- Astra 1997 Fehringer, R.; Rechberger, H.; Pesonen, H.; Brunner, P.: Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA), Endbericht, im Auftrag der ARGE Thermik, Wien 1997, download unter <http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/publikat/awspublikationen/Publikationen/1997/ASTRA%20Endbericht.pdf>
- BDE 2005 Bundesverband der deutschen Entsorgerwirtschaft e.V. (BDE): Zahlen und Daten der Entsorgungswirtschaft, Stand März 2005; download unter [http://www.bde-berlin.de/01seiten\\_b/b\\_index.htm](http://www.bde-berlin.de/01seiten_b/b_index.htm)
- BDSV 2007 Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V. (BDSV); download unter <http://www.bdsv.de/organi/unterorg/fas/fakten.php>
- Beirat LTwS 2004 Beirat beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe (LTwS): Sofortmaßnahmen bei Mineralölnfällen – Liste der geprüften Ölbinder; Beirat beim Umweltministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe (LTwS Nr. 15); UBA, Berlin 2004
- Boustead 2005 Boustead, I.: Hydrogen Chloride; A report prepared for Plastics Europe, March 2005
- Boustead 2006 Boustead, I.: Polystyrene (Expandable) (EPS); A report prepared for Plastics Europe, June 2006
- Bresch 2006 Bresch Recycling GmbH: Aussage im Rahmen des Round Table Gespräch Rückproduktion von HC-haltigen Kühlgeräten, Stuttgart, 13. Juli 2006
- CML 1992 Centre of Environmental Science, Leiden University (CML): Environmental life cycle assessment of products. Guide and background, 1992
- CML 2001 Centre of Environmental Science, Leiden University (CML): Life cycle Assessment. An operational guide to the ISO standard, Wirkfaktoren im Internet unter <http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html>, Update vom September 2001
- CML 2004 Van Oers, L.: CML-IA – database containing characterization factors for life cycle impact assessment, Centre of Environmental Science (CML) Leiden, 2004; download unter <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/index.html>
- Dehoust et al. 1999 Dehoust, G., Nuphaus, L., Gebhardt, P.: Gutachterliche Stellungnahme zur energetischen Verwertungsanlage für Shredderleichtfraktion in Lahntal-Goßfelden, Darmstadt, den 15. Juli 1999
- Ecoinvent 2006 ecoinvent center – swiss centre for life cycles inventories: ecoinvent Datenbestand v1.3, Stand November 2006; [www.ecoinvent.ch](http://www.ecoinvent.ch)

- EEA 2002 European Environmental Agency, Environmental signals 2002. Environmental Assessment Report No. 9. Kopenhagen 2002
- ElektroG 2005 Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- Elektronikgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG) vom 16. März 2005
- Electrolux 1989 Holmberg, B.: Förklaring till CFC-Analys pa kylskapsisolierung, Electrolux Industrial Systems, 1989
- ESU 2005 Steiner, R.; Emmenegger, M.; Frischknecht, R.: Ökobilanz Kombi-Kühlschrank Electrolux ERB3105, Von ESU-services im Auftrag der Schweizerischen Agentur für Energieeffizienz, Bundesamt für Energie, 2005
- EU 2037/2000 Verordnung (EG) Nr. 2037/2000 des Rates vom 29. Juni 2000 über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen. Amtsblatt Nr. L 244, zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1804/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003, Amtsblatt der EG, L2564.
- EUWID 2006 EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst Recycling und Entsorgung: Autoindustrie fordert Deponieverbot für Shredderrückstände statt Quoten, Re Nr. 43 v. 24.10.2006
- FCKW-Verordnung 1991 FCKW-Halon-Verbots-Verordnung – Verordnung zum Verbot von bestimmten die Ozonschicht abbauenden Halogenkohlenwasserstoffen. Vom 6. Mai 1991, BGBl. I S. 1090-1092, zuletzt geändert am 29. Oktober 2001, BGBl I S. 2785
- FZW 1998 Forschungszentrum für Kältetechnik und Wärmepumpen GmbH: Ersatz der FCKW R11, R13, R503, R13B1, R113, R114 und R12B1 in bestehenden Kälte-, Klima- und Wärmepumpenanlagen in der Bundesrepublik Deutschland durch Kältemittel mit geringerem Ozonabbaupotential, Forschungsbericht 206 01 049 an das Umweltbundesamt, UBA-Texte 59/98, 1998
- Gabriel 2005 Gabriel, R.: Kurzbericht Erzielte Recycling- und Verwertungsquoten für Kühl- und Gefriergeräte, im Auftrag der RAL-Gütegemeinschaft, Versuchsaufarbeitung von 1.000 Kühlgeräten bei der Fa. AVE GmbH & Co KG, Februar 2005
- GEMIS 2006 Gesamtemissionsmodell Integrierter Systeme. GEMIS Version 4.3, 2006. Öko-Institut e.V., Darmstadt. download unter [www.gemis.de](http://www.gemis.de)
- Heldstab et al. 2002 J. Heldstab et al., Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No.169, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern 2003
- ifeu 1999 Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Schwarz, M.: Ergebnisbericht zum Forschungsvorhaben „Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft“, Fallbeispiel: Verwertungswege von Haushaltskühlgeräten, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1999
- ifeu 2005 Müller, B; Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Schwarz, M., Vogt, R. Krüger, M.; Ostermayer, A.; Schmidt, R.: Ergebnisbericht zum Forschungsvorhaben „Beitrag der Abfallwirtschaft zu nachhaltigen Entwicklung in Deutschland, Fallbeispiel: Elektro- und Elektronikaltgeräte“, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 203 92 309, 2005

- ifeu/UBA 2006 Umweltbundesamt 2006 nach Ifeu 2005; Knörr, W., F. Dünnebeil, H. Helms, U. Höpfner, U. Lambrecht, A. Patyk, C. Reuter: Fortschreibung „Daten- und Rechenmodell“: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030. Institut für Energie- und Umweltforschung im Auftrag des Umweltbundesamtes. Heidelberg November 2005
- IPA 2005 Hornberger, M.; Janus, G.: Analyse der Verwertungswege von kohlenwasserstoffgeschäumten Kühlgeräten, Anhang zum Abschlussbericht, Bericht des Fraunhofer Institut Produktionstechnik und Automatisierung (IPA) im Auftrag des Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie, Mai 2005
- IPCC 2005 Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC): Special Report on Safeguarding the Ozone Layer and the Global Climate System; Issues related to Hydrofluorocarbons and Perfluorocarbons; Chapter 2: Chemical and Radiative Effects of Halocarbons and Their Replacement Compounds, 23 th Session at Addis Ababa, April 2005
- ISO 14040 DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen, Entwurf Juni 2005
- ISO 14044 DIN EN ISO 14044: Umweltmanagement - Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen, Entwurf Juni 2005
- iuta 2005 Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg: Analysenbericht zu drei Proben von PUR-Schaum nach der Vorzerkleinerung mit einer Rotorschere. 2005
- IVPU 1996 Industrieverband Polyurethan-Hartschaum: Verwertung und Entsorgung (Recycling) von PUR-Hartschaum-Abfällen, IVPU-Nachrichten Oktober 1996 ; download unter <http://www.ivpu.de>
- Jenkin et al. 2000 Jenkin, M.; Passant, N.; Rudd, H.: Development of species profiles for UK emissions of VOCs, AEA Technology; im Auftrag des Department of the Environment, Transport & The Regions, Report Nr AEAT\EPSC-0044; April 2000
- Knappe et al. 2006 Knappe, F.; Böß, A.; Fehrenbach, H.; Vogt, R.; Giegrich, J.; Wiegemann, K.; Dehoust, G.; Schüler, D.: Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle; Förderkennzeichen (UFOPLAN) 205 33 313, Studie des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) und des Öko-Instituts im Auftrag des Umweltbundesamts, 2006
- Lolling 2001 Lolling, A.: Klassifizierung und Analyse von Pickfehlern in manuellen Kommissioniersystem, Vortrag auf dem 49. Forum der BVL Pick-Pack – neue Akzente durch IT und eCommerce, 20.9.2001 in Offenbach
- Mühlherr 2007 Mündliche Aussage von Hr. T. Mühlherr (Fa. Kraus & Sohn, Lichtenfels/Oberfranken im Januar 2007
- NA 2005 Norddeutsche Affinerie AG: Menschen und Umwelt 2005, Umwelterklärung der Norddeutschen Affinerie AG
- Öko-Institut 2001 Wollny et al.: Stoffstromanalyse DSD, im Auftrag der DSD AG, Öko-Institut Darmstadt, März 2001
- Öko-Institut 2002 Dehoust, G.; Gebhard, P.; Gärtner, S.: Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung; Studie des Öko-Institut im Auftrag der Interessengemeinschaft der Betreiber thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD), 2002

- Öko-Institut 2005a Rüdener, I.; Gensch, C.: Environmental and economic evaluation of the accelerated replacement of domestic appliances. Case study refrigerators and freezers; commissioned by European committee of manufacturers of Domestic Equipment (CECED), Öko-Institut Freiburg, Juni 2005
- Öko-Institut 2005b Rüdener, I.: Kühl- und Gefriergeräte als EcoTopTen-Produkte. Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse (PROSA) von Kühl- und Gefriergeräten und Ableitung von Kriterien für die EcoTopTen-Verbraucherinformationskampagne, Öko-Institut Freiburg, Januar 2005
- Ökorecherche 1995 Schwarz, W.; Leiseweitz, A (Ökorecherche e.V.): Keine Entwarnung für Ozonschicht und Klima – Verbrauchsprognose 1995 für FCKW, H-FCKW und FKW im Auftrag von Greenpeace, 5/1995
- Paßvoß 2000 Untersuchungen zur Aufbereitung und Verwertung von Shredderleichtfraktion aus der Behandlung von Altkarosserien in Shredderanlagen, Inaugural-Dissertation, Universität Witten/Herdecke, Dortmund 2000
- Plinke et al. 2000 Plinke, E.; Schonert, M.; Meckel, H.; Detzel, A.; Giegrich, J.; Fehrenbach, H.; Ostermayer, A.; Schorb, A.; Heinisch, J., Luxenhofer, K.; Schmitz, S.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Materialsammlung, Auftraggeber: Umweltbundesamt, UBA-Texte 38/00, 2000; download unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/1883.pdf>
- Pregger 2006 Pregger, T.: Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland, Dissertationen am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, 2006, download unter [http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2006/2590/pdf/Pregger\\_2006\\_Dissertation.pdf](http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2006/2590/pdf/Pregger_2006_Dissertation.pdf)
- RAL 2003 RAL Gütegemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V.: Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten, Gütesicherung RAL GZ 728
- RAL 2005 RAL Gütegemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V.: Treatment and recycling of refrigeration equipment containing KWs; Vortrag bei der CECED, April 2005
- RAL 2006 RAL-Gütemeinschaft Rückproduktion von FCKW-haltigen Kühlgeräten e.V.: Aussage im Rahmen des Round Table Gespräch Rückproduktion von HC-haltigen Kühlgeräten, Stuttgart, 13. Juli 2006
- Reinhardt Richers 2004 Reinhardt, T., Richers, U.: Entsorgung von Shredderrückständen – ein aktueller Überblick. Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft. Wissenschaftliche Berichte FZKA 6940, 2004
- Remondis 2006 Fa. Remondis Electrorecycling: Aussage im Rahmen des Round Table Gespräch Rückproduktion von HC-haltigen Kühlgeräten, Stuttgart, 13. Juli 2006
- Ressel 1986 Ressel, J.: Energieanalyse der Holzindustrie der Bundesrepublik Deutschland, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Forschungsbericht T 86-184 des Bundesministeriums für Forschung und Technologie, Dezember 1986
- R-plus 2006 R-plus Recycling GmbH: Aussage im Rahmen des beim Round Table Gespräch Rückproduktion von HC-haltigen Kühlgeräten, Stuttgart, 13. Juli 2006

- RWTH-IME 1995 Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Metallhüttenwesen und Elektrometallurgie: Sachbilanz einer Ökobilanz der Kupfererzeugung aus primären und sekundären Vorstoffen, sowie der Verarbeitung von Kupfer und Kupferlegierungen zu Halbzeug und ausgewählten Produkten, Aachen, 1995
- Scheutz Kjeldsen 2002 Scheutz, C.; Kjeldsen, P.: Determination of the fraction of blowing agent released from refrigerator/freezer foam after decommissioning the product; Technical University of Denmark, April 2002
- Schmid et al. 2006 Schmid, J.; Hornberger, M.; Janusz-Renault, G.: Gefährdungspotenzial durch Cyclopentan aus der Behandlung von VOC-Kühlgeräten, im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Dezember 2006
- Schneider 1999 Persönliche Mitteilungen von Herrn Dr. Schneider, VDZ (Verband der Deutschen Zementindustrie) im Rahmen einer Expertenrunde im Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) in Düsseldorf 1999
- Schwing 1999 Schwing, E.: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen, Schriftenreihe WAR 111 Dissertation am Institut WAR der TU Darmstadt, 1999
- SENS 2000 Stiftung Entsorgung Schweiz S.E.N.S.: Grundlagen und Systembetrachtungen zur umweltverträglichen Entsorgung von VOC-haltigen Geräten, 2000
- StaBu 2003 Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch 2003
- StaBW 2004 Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Erhebung bestimmter ozonschichtschädigender und klimawirksamer Stoffe 2004 (§ 11 UStatG), Stand Februar 2004
- Stahl Fibel 1999 Verein Deutscher Eisenhüttenleute (Hrsg.): Stahl Fibel, Verlag Stahleisen GmbH, 1999
- UBA 1995 Umweltbundesamt: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. Texte 23/95, Berlin 1995
- UBA 1998a Umweltbundesamt, FG III 3.2: Leitfaden zur Entsorgung von Kältegeräten, Stand Januar 1998
- UBA 1999 Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen, Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Randbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043, Version ,99; Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 92/99, 1999
- UBA 2004a Umweltbundesamt: Umweltdaten online - Primärenergiebedarf nach Energieträgern nach AG Energiebilanzen - Auswertungstabellen zur Energiebilanz für die Bundesrepublik Deutschland 1990 bis 2003 - Berechnungen auf Basis des Wirkungsgradansatzes - Stand: Oktober 2004, Download im Oktober 2006
- UBA 2004b Fluorierte Treibhausgase in Produkten und Verfahren – Technische Maßnahmen zum Klimaschutz. Bericht des Umweltbundesamtes, 20. Februar 2004
- UBA 2005a Umweltbundesamt (Hg.): Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 2005. Erich Schmidt Verlag Berlin, 2005
- UBA 2005b Umweltbundesamt: Deutsches Treibhausgasinventar 1990 – 2003. Nationaler Inventarbericht 2005. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. April 2005

- UBA 2006a Umweltbundesamt: Umweltdaten online,: Luftemissionen für Gesamtdeutschland, Bezugsjahr 2003, download im März 2006
- UBA 2006b Umweltbundesamt: Umweltdaten online: Maßnahmen zur Einstellung von Produktion, Verkauf und Verwendung bestimmter ozonschichtabbauender und klimawirksamer Stoffe in Deutschland, Bezugsjahr 2003, download im Februar 2007
- UBA 2006c Umweltbundesamt: Umweltdaten online: Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsfläche, Bezugsjahr 2003, download im März 2006
- UBA 2006d Umweltbundesamt: Schutz der Ozonschicht - FCKW und Halone; Stand ; download unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/fckw/halone.htm>, Stand 18.7.2006
- UBA Österreich 1995 Reiter, B.; Stroh, R.: Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie. Umweltbundesamt (Österreich), Monographien, Band 72, Wien, Dezember 1995
- UNEP 2002 Montreal Protocol on Substances that deplete the ozone layer; Technical Options Committee: Report of the rigid and flexible foams, 2002 Assessment; Nairobi 2003
- Vehlow et al. 2003 Vehlow, J.; Bergfeld, B.; Hunsinger, H.; Jay, K.; Seifert, H.; Mark, F.: Auswirkungen verschiedener Kunststoffabfälle auf die Hausmüllverbrennung. Umweltpraxis Nr. 1-2, S. 18-21, 2003
- WEEE 2003 Richtlinie 2002/96/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27.1.2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte
- WHO 2002 World Health Organization Regional Office for Europe, European Center for Environment and Health, Environmental health indicator systems -- update of methodology sheets, Bonn 2002
- Zeiler 2000 Zeiler, T.; Mitarbeiter der Bosch und Siemens Hausgeräte GmbH in Giengen, Faxmitteilung vom 5. Mai 2000

## 7 Anhang A zur Sachbilanzdokumentation

### 7.1 Verwertungs- und Entsorgungsverfahren

#### 7.1.1 Herstellung von Stahl aus Eisenschrott

In Deutschland werden hauptsächlich zwei Verfahrensrouten eingesetzt, um Stahl herzustellen. In der traditionellen „Hochofenroute“ wird Eisenerz (Stückerz, Sinter, Pellets) mit Koks<sup>36</sup> zu Roheisen geschmolzen. Dieses Roheisen wird zusammen mit Schrott im Sauerstoff-Konverter eingesetzt. Dabei werden Begleiter des Roheisens (Kohle, Mangan etc.) oxidiert. Der entstandene Stahl wird weiter behandelt (z. B. legiert) und anschließend verarbeitet. Im Elektrolichtbogenofen<sup>37</sup> wird aus eisenhaltigem Material (Schrott, Eisenschwamm, Roheisen) im Lichtbogen Stahl erzeugt. Da hier das Eisen als Metall und nicht als Oxid eingesetzt wird, entfällt die Reduktionsarbeit. Elektrolichtbogenöfen weisen daher einen deutlich geringeren Energieinput gegenüber dem Hochofen auf. Der Schrotteinsatz beträgt in der Hochofenroute ca. 20 %, im Elektrolichtbogen kann er bis zu 100 % betragen, d. h. klassisches Einschmelzaggregat für Schrott ist der Elektrolichtbogenofen [Stahl Fibel 1999].

Die Qualität des Stahls wird u. a. durch die unerwünschten Beimengungen an Nicht-eisenmetallen bedingt. Edlere Metalle können nicht beim Sauerstoffblasen aus dem Stahl entfernt werden. Da Eisenerz im Gegensatz zu Schrotten nur geringe Beimengungen enthält, muss der Schrotteinsatz auf die gewünschte Stahlqualität abgestimmt werden. Qualitativ hochwertige Produkte (Flachprodukte) werden daher bevorzugt aus Stahl über die Hochofenroute erzeugt. Elektrostahlwerke mit hohem Schrotteinsatz liefern hingegen bevorzugt einfache Stähle (Langprodukte).

Die Schrotte werden entsprechend ihrer Herkunft und Reinheit klassifiziert. Produktionsabfälle der ersten Verarbeitungsstufen (Eigenanfall der Stahlwerke und Neuspäne) sind definierte Schrotte hoher Reinheit und werden bevorzugt im Konverter eingesetzt. Altschrotte zeigen eine inhomogene Zusammensetzung, weisen teilweise hohe Anhaftungen auf und sind entsprechend klassifiziert.

Die aus dem Kühlgeräterecycling abgetrennten Eisenmetalle können grundsätzlich auf zwei verschiedenen Wegen recycelt werden: zum Einen im Sauerstoffblaskonverter, zum Anderen im Elektrolichtbogenofen. Welcher Einsatzweg gewählt wird, hängt von den Verunreinigungen des Schrottes bzw. der Toleranz gegenüber den Verunreinigungen ab. Mitenthaltene Aluminium wird in beiden Verfahren oxidiert und bildet Schlacke. Lacke und andere organische

---

<sup>36</sup> Koks wird in Deutschland durch Kohle oder Öl substituiert.

<sup>37</sup> Elektrolichtbogenöfen zur Erzeugung von hochlegierten RSH- Stählen werden hier nicht betrachtet.

Anhaftungen verbrennen. Zinn kann heutzutage als Nebenbestandteil des Stahls toleriert werden.

In der vorliegenden Ökobilanz werden für die Schrottverwertung moderne Elektrolichtbogenöfen betrachtet. Die Emissionsfaktoren werden über den GEMIS-Prozess „Metall/Stahl-D-Elektro-neu“ bilanziert. Für den Prozess wird in GEMIS ein modernes Elektrostahlwerk mit Sauerstoff- und Brennstoffeinsatz in Deutschland bilanziert.

### 7.1.2 Herstellung von Sekundäraluminium

In der vorliegenden Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass der abgetrennte Aluminium-Schrott einer Sekundäraluminiumschmelze zugeführt wird. Die Bilanzierung erfolgt mit dem GEMIS-Prozess „Metall/Alumin-DE-sekundär“, der den Schmelzprozess mit einem Output von 910 kg Aluminium pro 1.000 kg Alu-Schrott abbildet. Neben dem Energieinput sind der Verbrauch von Betriebsstoffen und die wesentlichen Vorketten berücksichtigt.

### 7.1.3 Müllverbrennung

In einer Studie des Öko-Instituts in 2002 [Öko-Institut 2002] wurden die Daten zahlreicher deutscher Müllverbrennungsanlagen (MVA) zu Emissionen, Betriebsmitteleinsatz und Energiebilanzen ausgewertet. Aus den ermittelten Daten wurden dort Mittelwerte gebildet. Für die Stoffe N<sub>2</sub>O und NH<sub>3</sub>, bei denen die Datenlage sehr schlecht ist, wurde eine Abschätzung nach Literaturwerten gemacht. Folgende Mittelwerte bzw. Abschätzungen wurden für eine durchschnittliche deutsche MVA gemacht:

Tabelle 7-1 Angesetzte Emissionen der Müllverbrennung

Parameter	Mittelwert [mg/m <sup>3</sup> ]
N <sub>2</sub> O	2,0
Staub	1,11
PM10*	1,05
HCl	1,97
HF	0,11
SO <sub>2</sub>	6,19
NO <sub>x</sub>	94,09
NH <sub>3</sub>	0,5

\* Annahme, dass PM10 95% des Gesamtstaubs ausmacht.

Als Hilfsmittel für die Rauchgasreinigung werden nach [Öko-Institut 2002] folgende Mittelwerte angesetzt:

Tabelle 7-2 Angesetzter Betriebsmitteleinsatz in der Müllverbrennung

Parameter	Mittelwert [kg/Mg Abfall]
Herdofenkoks	5,01
Ammoniakwasser	4,6
NaOH	stöchiometrischer Bedarf in Abhängigkeit vom Chlorinput des Abfalls

Die Hilfsenergieträger wie Heizöl oder Erdgas werden im vorliegenden Fall nicht mitbilanziert, da es sich bei den Kunststofffraktionen im Gegensatz zu den durchschnittlichen MVA-Inputfraktionen um sehr heizwertreiche Abfallfraktionen handelt.

Die Behandlung der Rückstände aus der Abfallverbrennung (Filterstäube und Schlacken) wird in der vorliegenden Ökobilanz nicht berücksichtigt. Zum einen fällt nur sehr wenig Schlacke an, da die Kunststoffe keinen Inertanteil haben und nur die anorganischen Verunreinigungen als Schlacke anfallen. Zum anderen spielen die Rückstände aus der Abfallverbrennung bei den betrachteten Wirkungskategorien nur eine geringfügige Rolle (Energieaufwendungen bei Transport, Deponierung und Bergversatz). Damit fallen sie unter die Abschneidegrenze.

Die durchschnittlichen Nutzungsgrade für die extern verwertete Energie nach [Öko-Institut 2002] zeigt die nachfolgende Tabelle. Es handelt sich hier um Nettowirkungsgrade für die Strom-, Fernwärme- und Prozesswärmebereitstellung, die sich durch den Energieeintrag der Reststoffe abzüglich der Energieverluste und des Eigenenergiebedarfs der MVAs bestimmt.

Tabelle 7-3 Angesetzte Nettowirkungsgrade bei der Energieauskopplung aus der Müllverbrennung

Parameter	Mittelwert
Strom	10 %
Fernwärme	19 %
Prozessdampf	4 %

Als Komplementärprozesse für die bereitstellte Energie werden in der Ökobilanz folgende Prozess angesetzt, d.h. es wird davon ausgegangen, dass durch die Energieauskopplung aus der MVA folgende Energiebereitstellungsprozesse substituiert werden:

Tabelle 7-4 Angesetzte Komplementärprozesse für die Energieauskopplung aus der Müllverbrennung

Energieträger	Komplementär-Prozess
Strom	Steinkohle-Kondensations-Kraftwerk (GEMIS-Prozess Strom-bonus-el-Stk-DE-2000)
Fernwärme	Gasheizwerk (GEMIS-Prozess Gas-HW-mittel-DE-2000)
Prozessdampf	Gaskessel (GEMIS-Prozess Gas-Kessel-DE-2000)

Für den Bereich der Stromerzeugung gilt, dass Müllverbrennungsanlagen vorwiegend Grundlaststrom erzeugen und dort zunächst mit Wasserkraft, Kernenergie sowie Braun- und Steinkohlekraftwerken konkurrieren. Eine Substitution von Strom aus Kernenergie oder Wasserkraft durch MVA-Strom wird jedoch aufgrund der geringen variablen Kosten der Wasserkraft und der Kernenergie nicht in Frage kommen. Die Braunkohlekraftwerke wiederum operieren entweder mit sehr niedrigen variablen Kosten oder sind in fixe Lieferverträge eingebunden, so dass auch hier keine Substitution durch MVA-Strom zu erwarten ist. Als „Freiheitsgrad“ ergeben sich von daher kurz- und mittelfristig Steinkohlekraftwerke, die mit Importkohle gefeuert werden.

Für den Bereich der Wärmebereitstellung wird als Referenzprozess das Gas-Heizwerk betrachtet. Es wird davon ausgegangen, dass die zusätzliche Einspeisung von Fernwärme aus MVA vorrangig zu einer Substitution von Gasheizwerken oder zu einer Verdichtung von bestehenden Fernwärmenetzen mit einer Absatzerhöhung führt. Eine mögliche Verdichtung erfolgt überwiegend in Ballungsgebieten, wo derzeit primär Erdgas eingesetzt wird. Für den Bereich der Prozessdampferzeugung wird die Substitution von Prozesswärme aus einem Gaskessel angesetzt, da auch in diesem Sektor Gas dominiert und der Einsatz von Öl stark rückläufig ist.

#### 7.1.4 Hochtemperaturverbrennung

Für die Hochtemperaturverbrennung wird davon ausgegangen, dass sie vorwiegend in Sondermüllverbrennungsanlagen stattfindet und dass eine Mischung mit heizwertreichen Abfällen stattfindet, so dass keine zusätzliche Stützfeuerung benötigt wird. Es werden dieselben spezifischen Emissionen und Betriebsmittelverbräuche wie für die Hausmüllverbrennung (vgl. Kap 7.1.3) angesetzt. Für die

Energieauskopplung wird dieselbe Stromerzeugung wie bei der Hausmüllverbrennung angesetzt. Bei der Wärmeauskopplung wird im Gegensatz zur Hausmüllverbrennung ein niedrigerer Nutzungsgrad von nur 10% angesetzt, da Sonderabfallverbrennungsanlagen häufig an Standorten angesiedelt sind, wo es keine oder nur eine geringe Wärmeabnahme gibt.

### 7.1.5 Hochtemperaturspaltung

Für die Hochtemperaturspaltung werden Firmendaten für den Energieverbrauch der Hochtemperaturspaltung und die erzielten Outputfraktion HCl und HF verwendet. Für die Outputfraktion HCl und HF werden entsprechende Gutschriften vergeben. HCl wird bilanziert nach [Boustead 2005]. HF wird bilanziert dem Ecoinvent-Datensatz 283 [Ecoinvent 2006].

### 7.1.6 Energetische Verwertung im Zementwerk

Für die energetische Verwertung der Kunststoffe im Zementwerk wird eine Substitution von Steinkohle bilanziert.

Hinsichtlich der direkten Emissionen der in der Bilanz betrachteten Stoffe außer CO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, HCl, HF, NH<sub>3</sub>, NMVOC, PM10) wird davon ausgegangen, dass es keine relevanten Unterschiede zur Verbrennung von Steinkohle gibt.

Nach den Angaben der Deutschen Zementindustrie sind die Emissionen der sauren Luftschadstoffe und Stickoxide unabhängig vom Brennstoffinput [Öko-Institut 2001]. Sie hängen in erster Linie von der Prozessführung ab. Beispielsweise sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Prozesstemperaturen im Drehrohr von ca. 2000 °C sehr hoch und hängen von verschiedenen Einflussgrößen ab, wie z. B. Temperatur, Luftüberschuss und Flammenform. Schwefel wird nahezu vollständig in den Klinker eingebunden. Die mit den Ersatzbrennstoffen ins Zementwerk eingebrachten Fluoride werden beim Verbrennungsprozess in anorganische Fluor-Verbindungen umgesetzt, vom basischen Brenngut neutralisiert und zu ca. 88–98 % in den Klinker eingebunden [UBA Österreich 1995]. Chloride werden ebenfalls neutralisiert, aber praktisch nicht in den Klinker eingebunden. Sie reagieren zu flüchtigen Alkali- und Schwermetallverbindungen, die im kalten Ofenbereich kondensieren. Aufgrund des alkalischen Milieus treten HCl- und HF-Emissionen im Zementwerk praktisch nicht auf und werden daher in der Bilanz vernachlässigt. Hinsichtlich der Emissionen von CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, NMVOC und PM10 wird weiterhin angenommen, dass die Vollständigkeit der Verbrennung und die Staubentwicklung bei der Kunststoff- und Kohleverbrennung in einer ähnlichen Größenordnung liegen und keine signifikanten Unterschiede zur Kohleverbrennung auftreten.

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen werden auf der Grundlage der Elementaranalyse berechnet.

Die substituierte Steinkohle wird nach dem GEMIS-Datensatz „Kohle-mix-Import-DE-2000“ bilanziert.

### 7.1.7 Energetische Verwertung im Hochofen

Bei der Verwertung der SLF im Hochofen wird angenommen, dass hierdurch eine Menge Schweröl ersetzt wird, die denselben Energieinhalt aufweist wie die Kunststoffe. Es wird weiterhin angenommen, dass die Emissionen des Hochofens sich durch den veränderten Input nicht ändern.

Unterschiede zwischen der Mitverbrennung von SLF im Hochofen und der Kohlenstoffbereitstellung über Schweröl ergeben sich daher nur durch die Vorketten des Schweröls. Das substituierte Schweröl wird nach dem GEMIS-Datensatz „Raffinerie\Öl-schwer-DE-2000“ bilanziert.

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen werden auf der Grundlage der Elementaranalyse berechnet.

### 7.1.8 Autoshreder

Allgemein werden Shredderanlagen unterschieden in Shredder, Zerdirektoren, Kondirektoren und Mühlen, die sich durch Details der Zerkleinerungstechnik unterscheiden [AK 16 1995]. Sie werden jedoch alle zusammen unter dem Begriff "Shredderanlagen" subsumiert. Kernelemente von Shredderanlagen sind Hammermühlen in welchen das Inputmaterial durch rotierende Hämmer über eine ambossartige Schlagkante in Stücke gerissen wird. Das Material bleibt solange im Shredder, bis es ausreichend zerkleinert ist und durch einen Rost ausgetragen werden kann. Ein großer Teil der Leichtfraktion wird bereits während des Shreddervorgangs mit Hilfe einer Entstaubungsanlage aus dem Shredder abgesaugt. Die zerkleinerten Metallteile sowie die verbliebenen Shredderrückstände werden zu einer Separiertrommel oder einem Windsichter geführt. Anschließend trennt eine Elektromagnettrommel den Stahlschrott von den NE-Metallen und groben Verunreinigungen wie z.B. Kunststoff und Gummi [AK 2 1990]. Aus Shredderanlagen werden drei Outputstoffströme erzeugt:

- Shredderschrott,
- Shredderschwerfraktion (NE-metallhaltig),
- Shredderleichtfraktion (inkl. Shredderstäube).

Die Mengenanteile dieser drei Outputfraktionen unterliegen je nach Zusammensetzung des Eingangsmaterials sowie der Fahrweise der Shredderanlage Schwankungen. So kann die Reinheit des Shredderschrotts durch doppelte Shredderung auf 99% Eisengehalt gesteigert werden. Allerdings führt dies zu einem erhöhten Austrag von Eisenmetall über die Shredderleichtfraktion (sinkende Ausbeute bei steigender Reinheit [AK 16 1995]). Beim Shredderschrott handelt es sich um Qualitätsschrott, der sich durch hohes Schüttgewicht, große Reinheit und annähernd gleiche Stückgröße auszeichnet.

Die Shredderschwerfraktion besteht zu rund 50% aus NE-Metallen, welche abgetrennt und dem Metallrecycling zugeführt werden. Die andere Hälfte der

Shredderschwerfraktion besteht aus Kunststoffen und sonstigen Materialien, die nach Abtrennung der NE-Metalle zusammen mit der Shredderleichtfraktion entsorgt werden müssen [Reinhardt Richers 2004].

Die Shredderleichtfraktion besteht überwiegend aus nicht-metallischen Anteilen. Nach [Paßvoß 2000] fallen beim Shreddern von gewerblichem Mischschrott lediglich ca. 15% SLF an, während bei der Altautoverwertung ca. 25% und bei der E-Schrottaufbereitung sogar ca. 40% SLF erzeugt werden. Dies sind jedoch idealtypische Werte, da die Shredderanlagen in der Regel gezielt mit gemischtem Input an Vormaterial gefahren werden.

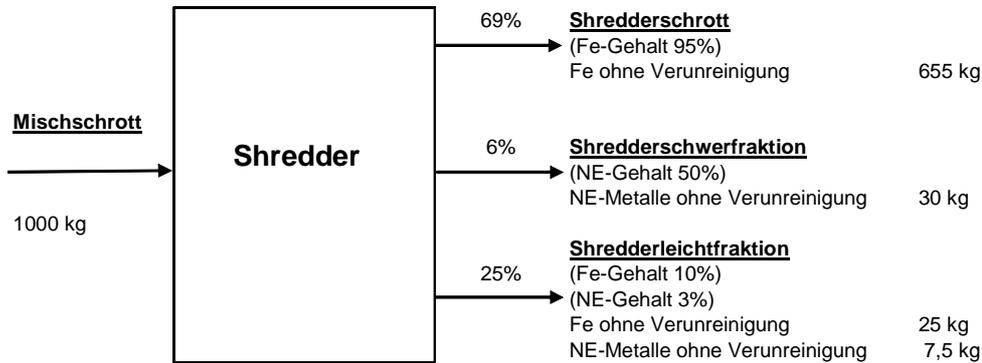
Ungeachtet der möglichen stark schwankenden Inputmengen an Vormaterial können nach [AK 2 1990] folgende groben Mengenverteilungen auf die drei Outputströme genannt werden:

- Shredderschrott 69 %
- Shredderschwerfraktion (NE-metallhaltig) 6 %
- Shredderleichtfraktion (inkl. Shredderstäube) 25 %

Die Shredderschwerfraktion enthält zu rund 50 % NE-Metalle, die nach Abtrennung verwertet werden. Die anderen 50 % werden zusammen mit der Shredderleichtfraktion entsorgt. Die Shredderleichtfraktion (inkl. Shredderstäube) wurde in 2006 noch größtenteils deponiert (in 2006 zu 90 % [Euwid 2006]) oder aber einer energetischen Verwertung (in 2006 zu 6 % [Euwid 2006]) zugeführt. Die stoffliche Zusammensetzung der Shredderleichtfraktion ist in Abhängigkeit vom Eingangsmaterial, also den Anteilen an Altautos, Elektrogroßgeräten und sonstigem Mischschrott, starken Schwankungen unterworfen. Die Auswertung unterschiedlicher Datenquellen [Dehoust et al. 1999], [Paßvoß, T. 2000] zeigt, dass die Anteile der Metallfraktionen folgende Schwankungsbreiten aufweisen:

0,5 - 4%	Aluminium
1 - 3%	Kupfer
3 - 13%	Eisen

Für die vorliegende Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass sich in der SLF 10 % Eisen und 3 % NE-Metalle befinden. Mit diesen vorangegangenen Daten und Annahmen lässt sich dann folgendes Stoffflussdiagramm ableiten:



Die Outputfraktion enthält bei diesem Modell 718 kg Metalle bei einem Input von 1000 kg. Dies entspricht fast exakt dem durchschnittlichen Modell-Kühlgerät mit einem Metallgehalt von rund 70%, so dass das Stoffflussdiagramm gut für den Input von Kühlgeräten übertragbar ist.

Anteilig gesehen gelangen mit diesen Annahmen 3,7% des Eiseninputs und 20% des NE-Metall-Inputs in die Shredderleichtfraktion. Dementsprechend werden Transferquoten vom Shredderinput in die Verwertungsfractionen Shredderschrott und Shredderschwerfraktion mit 96 % für Eisen bzw. 80 % für NE-Metalle angesetzt.

## 7.2 Gutschriften für substituierte Primärmaterialien

### 7.2.1 Primärstahlherstellung

Ausgangspunkt der Primärstahlproduktion ist Eisenerz, das im Ausland gewonnen, aufkonzentriert, konditioniert und nach Deutschland auf dem Seeweg importiert wird. Der Anteil feiner Erze wird in Sinteranlagen mit Koksgrus und Heizgas gesintert. Erze, Koks und Hilfsbrennstoffe (Kohle, Öl) werden im Hochofen zu flüssigem Roheisen, Schlacke und Heizgas umgesetzt. Aus dem flüssigen Roheisen wird im Blaskonverter Stahl erzeugt. Der Stahl wird anschließend zu Brammen gegossen.

Die Emissionsfaktoren zur Primärstahlproduktion werden über den GEMIS-Prozess „Metall\Stahl-D-Oxygen“ ermittelt. Datenbezug ist Deutschland.

### 7.2.2 Primäraluminiumherstellung

Die Primäraluminiumproduktion wird entsprechend dem GEMIS-Prozess „Metall/Alumium-mix-DE“ abgebildet. Hier werden die verschiedenen Aluminiumherstellungsorte entsprechend der Herkunft des im Jahre 1994 in der BRD verbrauchten Aluminiums berücksichtigt (rund 1/3 Herstellung in der BRD, 2/3 Importe aus verschiedenen Weltregionen). Es werden alle Vorketten berücksichtigt, insbesondere der Bauxitabbau, die Aufarbeitung des

aluminiumhaltigen Bauxiterzes zu Tonerde, die Schmelzflusselektrolyse, in der Primäraluminium aus Tonerde gewonnen wird, sowie Transporte.

### 7.2.3 Bereitstellung von aufbereitetem Kupfererz

In Deutschland gibt es eine Primärkupferhütte, die einen Anteil von rund 10% an Sekundärrohstoffen hat [NA 2005]. Bilanztechnisch ist damit die Bilanzierung der reinen Primärkupfererzeugung nicht möglich. Eine Untersuchung von [RWTH-IME 1995] vergleicht die Primär- und Sekundärkupfererzeugung und kommt zu dem Ergebnis, dass der Primärenergiebedarf für die Prozessschritte Verhüttung und Raffination bei der Herstellung von Primär- und Sekundärkupfer in der gleichen Größenordnung liegt (Abweichung von 6%). Aus diesem Grund werden für die Verwertung von kupferhaltigen Materialien lediglich die vorgelagerten Stufen Bergbau und Aufbereitung gutgeschrieben und davon ausgegangen, dass die nachgelagerten Stufen Verhüttung und Raffination bei Primär- und Sekundärkupfer ähnliche Umweltauswirkungen aufweisen.

Verwendet wird der Datensatz von [GEMIS 2006] „Xtra-Abbau\Kupfer-Erz(Konz.)-generisch“, der auf der Untersuchung [RWTH-IME 1995] aufbaut. Ausgegangen wird in [RWTH-IME 1995] und GEMIS von einem Muster-Erz mit einer Konzentration von 30% Cu.

### 7.2.4 Herstellung von Sägespänen

Für die substituierten Sägespäne erfolgt eine Gutschrift für die vermiedenen Aufwendungen bei der Herstellung von Spänen in der Spanplattenindustrie. Es werden die Aufwendungen für den Einschlag und den Transport des Holzes mit dem GEMIS-Prozess „Industrie-Fichte-atro“ bilanziert. Der NMVOC-Wert für die Holzbereitstellung wurde vom Ecoinvent-Datensatz 2477 [Ecoinvent 2006] übernommen.

Für den Verbrauch für die Entrindung und die Zerspannung wird nach [Ressel 1986] von einem Stromverbrauch von 39 kWh /m<sup>3</sup> Rohspanplatte ausgegangen. Bei einer Ausnutzung des Rohholzes von 67,5 % ergeben sich rund 51 kWh/t<sub>atro</sub> Holz.

## 7.3 Transport

Bei einer Auslastung der 40-t-Sattelzüge von 50% (leere Rückfahrt) und einer Kapazität von 140 Kühlgeräten pro Sattelzug ergeben sich mit den Daten nach [ifeu/UBA 2006] folgende spezifische Emissionen:

Schadstoff	Spezifische Emissionen [g/tkm]
CH <sub>4</sub>	0,055
CO	0,54
CO <sub>2</sub>	316
N <sub>2</sub> O	0,0041
NMVOG	0,19
NO <sub>x</sub>	2,77
Staub	0,054
SO <sub>2</sub>	0,18

Der kumulierte Energieaufwand wurde nach den GEMIS-Daten für Dieselkraftstoff auf 4.875 kJ/tkm abgeschätzt.

#### 7.4 Betriebs- und Hilfsmittel

Folgende Datensätze wurden für die Bilanzierung verwendet:

Tabelle 7-5 Verwendete Datensätze für Betriebs- und Hilfsmittel

Betriebs- und Hilfsmittel	Verwendeter GEMIS-Datensatz
Strom	Netz-el-DE-Verteilung-NS-2000
Diesel	Diesel-D-2000
Flüssig-Stickstoff	Xtra-generisch\N2 (flüssig)
Aktivkohle	Aktivkohle
NaOH	NaOH-mix-DE
Ammoniak	Ammoniak

#### 7.5 Elementaranalysen

Folgende Stoffdaten wurden verwendet:

Tabelle 7-6 Verwendete Stoffdaten

	Elementaranalyse						Wasser- gehalt	unterer Heizwert MJ/kg	Quelle
	C	H	O	Cl	S	N			
PS	87,80%	7,90%	4,00%	0,10%	0,10%	0,20%	2,00%	37,6	Öko 2001
PVC	42,80%	5,30%	1,70%	50,00%	0,10%	0,10%	2,00%	19,7	Öko 2001
Misch- kunststoffe	82,70%	13,30%	3,80%	0,10%	0,00%	0,10%	2,00%	40,9	Öko 2001
PUR	60,40%						2,00%	25,5	ASTRA 1997
Steinkohle	73,00%							27,5	Gemis 2006
Schweröl	87,50%							40,7	Gemis 2006
Maschinenöl	85,00%							42	ASTRA 1997 und eigene Abschätzung
Aktivkohle	90,00%							40	ASTRA 1997 und eigene Abschätzung

## 7.6 FCKW-Bilanz

Die folgende Tabelle zeigt die Berechnung der FCKW-Emissionen für die verschiedenen Varianten für die Basisrechnung und die Sensitivitätsanalyse mit einem KW-Geräte-Anteil von 50 %,.

Tabelle 7-7 Berechnung der FCKW-Emissionen für die Hauptrechnung mit einem Anteil der KW-Geräte von 20 %

	Variante 1 Mischbetrieb		Variante 2 Parallelbetrieb		Variante 3 Stufe 2 (KW) beim Autoschredder		Variante 4 Stufe 1+2 (KW) beim Autoschredder	
	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW
<b>Fehlsortierte FCKW-Geräte</b>	keine	keine	1% ab Stufe 1	keine	1% in Stufe 2			1%
<b>Stufe 1 (R12, Isobutan)</b>	Absaugung R12. Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung Isobutan Rest: 0,1 Gew.% des Öls, Abbaurrate 99,9%	Absaugung R12. Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung Isobutan Rest: 0,1 Gew.% des Öls, Abbaurrate 99,9%	Absaugung R12. Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung R12. Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung R12. Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	vollständige Freisetzung des Isobutans
	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes Isobutan: 100% HTV	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes Isobutan: kontrollierte Verbrennung	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes Isobutan: 100% HTV; Abbaurrate 100%	alles R12 aus fehlsortierten Geräten: Freisetzung	
	Abluft: in Stufe 2 enthalten	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	Abluft: in Stufe 2 enthalten	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	Abluft: in Stufe 2 enthalten	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	Abluft: in Stufe 2 enthalten	
			kontrollierte Verbrennung des R12 aus Fehlsortierung; Abbaurrate 90%				erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	
<b>Stufe 2 (R11, Cyclopentan)</b>	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Entgasung PUR-Schaum Restgehalt: 0,22 Gew.-% des PUR-Schaums; Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 99,9 %	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 30% des Cyclopentans während Zerkleinerung, keine weitere Aufmahlung und Entgasung.	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 70% des Cyclopentans während Zerkleinerung.	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 70% des Cyclopentans während Zerkleinerung.
	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 99,9%	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%	Weitere 70% gelangen mit dem Schaum in MVA. Dort Abbaurrate 99,9%.	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%		0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%	
	Abluft: 4 mg/m3 bei 9m3/Gerät	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät		Abluft: 4 mg/m3 bei 9m3/Gerät		Abluft: 4 mg/m3 bei 9m3/Gerät	
	erfasstes R11: 100% HTV; Abbaurrate 99,99 %		erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); fehlsortierte Geräte: Freisetzung von 30%; 70% gehen mit stückigem PUR in MVA mit Abbaurrate von 0,90.		erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); R 11 aus Fehlsortierung: Freisetzung im Shredder von 70%. 30% gehen in SLF. Die SLF geht zu 60% in MVA (Abbau von 90%) und zu 40% in Postthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 90% und zu 2% auf Deponie (Freisetzung)).	Weitere 30% gelangen in die SLF. Die SLF geht zu 60% in MVA (Abbau von 99,9%) und zu 40% in Postthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 99,9% und zu 2% auf Deponie (Freisetzung))	erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); R 11 aus Fehlsortierung: Freisetzung im Shredder von 70%. 30% gehen in SLF. Die SLF geht zu 60% in MVA (Abbau von 90%) und zu 40% in Postthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 90% und zu 2% auf Deponie (Freisetzung)).	Weitere 30% gelangen in die SLF. Die SLF geht zu 60% in MVA (Abbau von 99,9%) und zu 40% in Postthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 99,9% und zu 2% auf Deponie (Freisetzung))

Rechenergebnisse in kg:

	Variante 1		Variante 2		Variante 3		Variante 4	
	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW
<b>Stufe 1:</b>	9	0,11	9	0,11	9	0,11	9	32.400
<b>R12 u. Iso-Butan</b>	25	10	25	10	25	10	2.484	
			248				25	
<b>Summen Stufe 1</b>	<b>33</b>	<b>10</b>	<b>282</b>	<b>10</b>	<b>33</b>	<b>10</b>	<b>2.517</b>	<b>32.400</b>
<b>Stufe 2:</b>	335	4,6	331	35.640	331	83.160	331	83.160
<b>R11 u.Cyclopentan</b>	694	1,1	687	83	687		687	
	78	10	77		77		77	
	73		2.791		5.450	320	5.450	320
<b>Summen Stufe 2</b>	<b>1.180</b>	<b>15</b>	<b>3.886</b>	<b>35.723</b>	<b>6.546</b>	<b>83.480</b>	<b>6.546</b>	<b>83.480</b>

Tabelle 7-8 Berechnung der FCKW-Emissionen für die Sensitivitätsrechnung mit einem Anteil der KW-Geräte von 50 %

	Variante 1 Mischbetrieb		Variante 2 Parallelbetrieb		Variante 3 Stufe 2 (KW) beim Autoschredder		Variante 4 Stufe 1+2 (KW) beim Autoschredder		
	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	
<b>Fehlsortierte FCKW-Geräte</b>	keine	keine	1% ab Stufe 1	keine	1% in Stufe 2			1%	
<b>Stufe 1 (R12, Isobutan)</b>	Absaugung R12, Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung Isobutan Rest: 0,1 Gew.% des Öls, Abbaurrate 99,9%	Absaugung R12, Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung Isobutan Rest: 0,1 Gew.% des Öls, Abbaurrate 99,9%	Absaugung R12, Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung R12, Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	Absaugung R12, Rest: max. 0,1 Gew-% des Kältemaschinenöls, dieses wird thermisch verwertet --> Abbaurrate 98%	vollständige Freisetzung des Isobutans	
	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes Isobutan: 100% HTV	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes Isobutan: kontrollierte Verbrennung	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 100%	alles R12 aus fehlsortierten Geräten: Freisetzung		
	Abluft: in Stufe 2 enthalten	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	Abluft: in Stufe 2 enthalten		Abluft: in Stufe 2 enthalten		Abluft: in Stufe 2 enthalten		
			kontrollierte Verbrennung des R12 aus Fehlsortierung; Abbaurrate 90%				erfasstes R12: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%		
<b>Stufe 2 (R11, Cyclopentan)</b>	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Entgasung PUR-Schaum Restgehalt: 0,22 Gew.-% des PUR-Schaums; Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 99,9 %	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 30% des Cyclopentans während Zerkleinerung, keine weitere Aufmahlung und Entgasung.	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 70% des Cyclopentans während Zerkleinerung.	Entgasung PUR-Schaum. Verlust: max. 0,2 Gew.% R11, Verwertung als Aufsaugmaterial, Abbaurrate in anschließender Verbrennung 98%	Freisetzung von 70% des Cyclopentans während Zerkleinerung.	
	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 99%	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%	Weitere 70% gelangen mit dem Schaum in MVA. Dort Abbaurrate 99,9%.	0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%		0,5% Restanhaftung PUR an Metallen und Kunstst., darin: 30% d. ursprünglichen Fracht, Abbaurrate: 90%		
	erfasstes R11: 100% HTV; Abbaurrate 99,99%	Abluft: 4 mg/m3 bei 4,5m3/Gerät	erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); fehlsortierte Geräte: Freisetzung von 30%; 70% gehen mit stückigem PUR in MVA mit Abbaurrate von 0,90.		erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); R 11 aus Fehlsortierung: Freisetzung im Shredder von 70%. 30% gehen in SLF. Die SLF geht zu 20% in MVA (Abbau von 90%) und zu 80% in Posthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 90% und zu 2% auf Deponie [Freisetzung]).	Weitere 30% gelangen in die SLF. Die SLF geht zu 20% in MVA (Abbau von 99,9%) und zu 80% in Posthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 99,9% und zu 2% auf Deponie [Freisetzung])	erfasstes R11: 100% HTV (Abbaurrate 99,99%); R 11 aus Fehlsortierung: Freisetzung im Shredder von 70%. 30% gehen in SLF. Die SLF geht zu 20% in MVA (Abbau von 90%) und zu 80% in Posthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 90% und zu 2% auf Deponie [Freisetzung]).	Weitere 30% gelangen in die SLF. Die SLF geht zu 20% in MVA (Abbau von 99,9%) und zu 80% in Posthredder (von da zu 98 %in und Hochofen mit Abbauraten von 99,9% und zu 2% auf Deponie [Freisetzung])	
<b>Rechenergebnisse in kg:</b>									
	Variante 1		Variante 2		Variante 3		Variante 4		
	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	FCKW	KW	
<b>Stufe 1:</b>		5	0,27	5	0,27	5	0,27	5	81.000
<b>R12 u. Iso-Butan</b>		16	24	16	24	16	24	1.553	
				155				16	
<b>Summen Stufe 1</b>		<b>21</b>	<b>25</b>	<b>176</b>	<b>25</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>1.573</b>	<b>81.000</b>
<b>Stufe 2:</b>		209	11,5	207	89.100	207	207.900	207	207.900
<b>R11 u. Cyclopentan</b>		434	2,8	429	208	429		429	
		49	24		48		48		48
		46		1.744		3.416	1.513	3.416	1.513
<b>Summen Stufe 2</b>		<b>737</b>	<b>39</b>	<b>2.429</b>	<b>89.308</b>	<b>4.101</b>	<b>209.413</b>	<b>4.101</b>	<b>209.413</b>

## 8 Anhang B zur Wirkungsabschätzung

### 8.1 Ergebnisse für einen KW-Geräte-Anteil von 50 %

Die folgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse für die einzelnen Teilprozesse für einen KW-Geräte-Anteil von 50 % und eine Entsorgung der Shredder-Leichtfraktion über die MVA (60 %), das Zementwerk (20 %) und den Postshredder (20 %) für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Ozonzerstörungspotenzial und Photooxidantien.

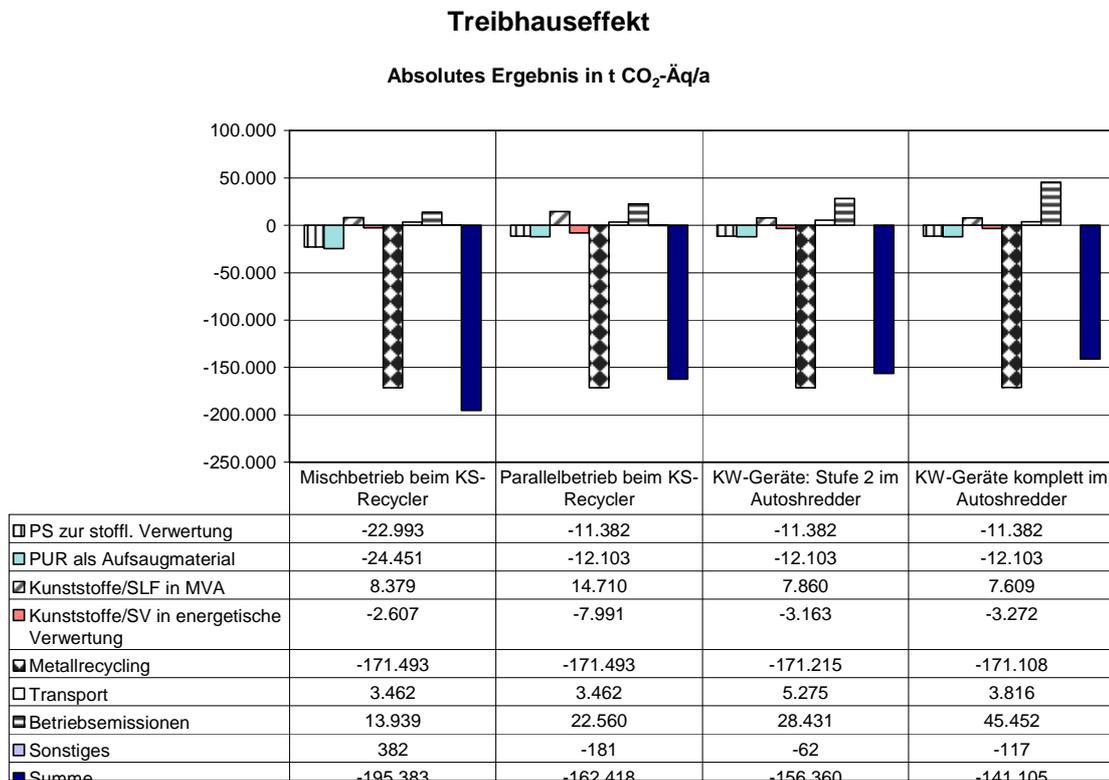


Abbildung 8.1 Ergebnisse für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse)

### Ozonzerstörungspotenzial (ODP)

Absolutes Ergebnis in kg R11-Äq/a

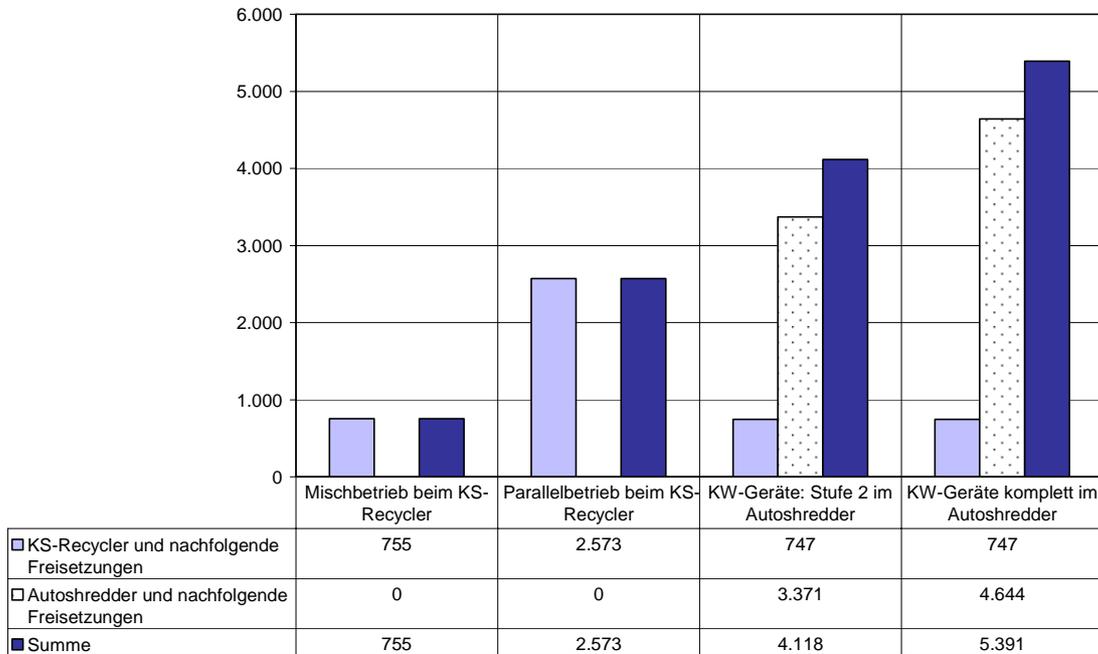


Abbildung 8.2 Ergebnisse für die Wirkungskategorie Ozonzerstörungspotenzial für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse)

### Photooxidantien

Absolutes Ergebnis in kg Ethylen-Äq/a

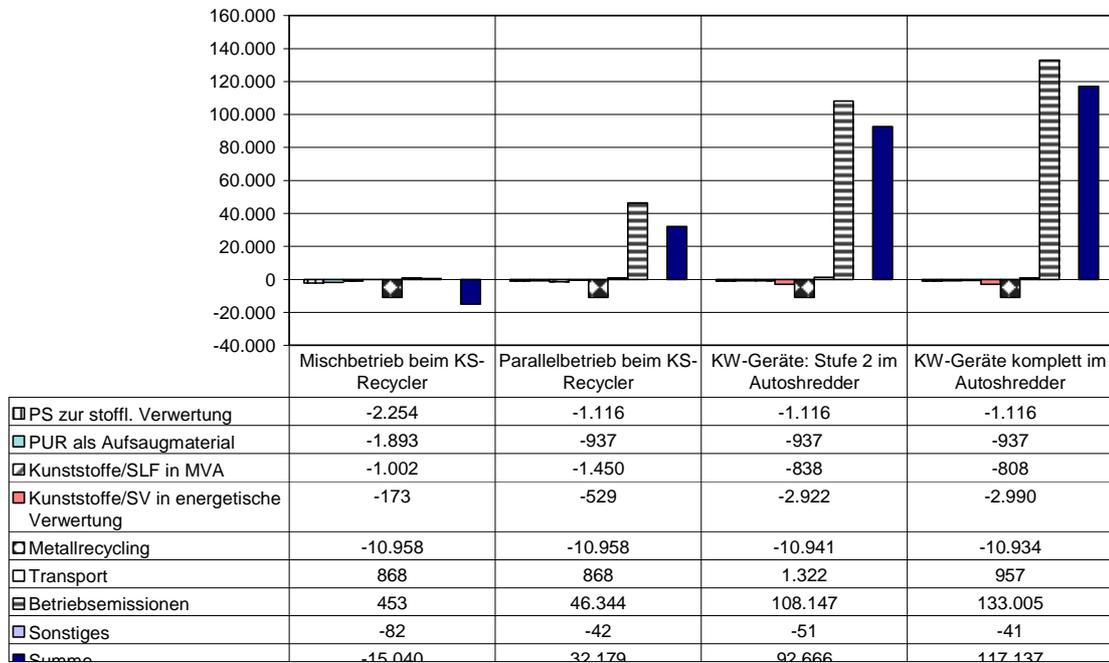


Abbildung 8.3 Ergebnisse für die Wirkungskategorie Photooxidantien für einen KW-Geräte-Anteil von 50% (Sensitivitätsanalyse)