

Bewertung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen



**Methodenentwicklung
und Durchführung
einer vereinfachten
Bewertung und
deren beispielhafte
Überprüfung
an vier Abfallarten**



**MINISTERIUM
FÜR UMWELT
UND VERKEHR**

Bewertung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen

**Methodenentwicklung und Durchführung einer vereinfachten Bewertung
und deren beispielhafte Überprüfung an vier Abfallarten**

**im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr
des Landes Baden-Württemberg
unter Koordination der ABAG-itm GmbH**

Jürgen Giegrich, Dipl.-Phys.
Horst Fehrenbach, Dipl.-Biol.
Florian Knappe, Dipl.-Geogr.
Andreas Detzel, Dipl.-Biol.
Kerstin Kröger, Dipl.-Ing (FH)

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH
Wilckensstr. 3, 69120 Heidelberg
Tel.: 06221/4767-0
Fax.: 06221/476719
e-mail: Jürgen.Giegrich@ifeu.de
Horst.Fehrenbach@ifeu.de

Heidelberg, April 2002

Übersicht

1	Veranlassung und Zielsetzung der Studie.....	1
2	Beschreibung der verwendeten Methoden.....	3
2.1	Auswahl des Umweltbewertungsinstruments.....	3
2.2	Die Arbeitsschritte einer Ökobilanz.....	6
2.2.1	Allgemeine Anforderungen.....	6
2.2.2	Definition des Ziels und des Rahmens.....	6
2.2.3	Sachbilanz.....	6
2.2.4	Wirkungsabschätzung.....	7
2.2.5	Auswertung.....	7
2.3	Die Ökobilanz in der Abfallwirtschaft.....	8
2.3.1	Die Problematik des Folgenutzens.....	12
2.4	Wirkungskategorien.....	14
2.4.1	Wirkungszuordnung.....	14
2.4.2	Wirkungscharakterisierung.....	14
2.4.3	Verwendete Wirkungskategorien.....	16
2.4.4	Anreicherung von Schadstoffen nach Kreislaufwirtschaftsgesetz.....	27
2.5	Vorgehen bei der Auswertung.....	30
2.5.1	Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse.....	30
2.5.2	Spezifischer Beitrag.....	31
2.6	Vereinfachung durch KEA plus Kontrollfragen.....	36
2.6.1	Konzept der Methode KEA plus Kontrollfragen.....	37
2.6.2	Schritte des Bewertungsprozesses und seine Grenzen.....	41
3	Abfallbeispiel: Galvanikschlamm.....	43
3.1	Charakterisierung des Abfalls.....	43
3.1.1	Allgemeines.....	43
3.1.2	Herkunft und Mengen.....	43
3.1.3	Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung.....	45
3.1.4	Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung.....	46
3.2	Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen.....	47
3.2.1	Pyrometallurgische Aufarbeitung.....	48
3.2.2	Bergversatz.....	53
3.2.3	Ablagerung.....	55
3.3	Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen.....	57
3.3.1	Ermittlung des KEA.....	57
3.3.2	Diskussion sensibler Einflüsse auf den KEA.....	63
3.3.3	Beantwortung der Kontrollfragen.....	67
3.3.4	Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“.....	68

3.4	Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)	69
3.4.1	Auswertungen auf Sachbilanzebene	69
3.4.2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	71
3.4.3	Auswertung der Ökobilanz	95
3.5	Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse.....	101
4	Abfallbeispiel: Gießereialsande	103
4.1	Charakterisierung des Abfalls	103
4.1.1	Allgemeines	103
4.1.2	Herkunft und Mengen.....	103
4.1.3	Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung	105
4.1.4	Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung.....	105
4.2	Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen	106
4.2.1	Thermische Regenerierung und Wiederverwendung als Gießereisand...	107
4.2.2	Einsatz als Bausand	110
4.2.3	Verwendung bei der Zementherstellung.....	114
4.2.4	Bergversatz.....	116
4.2.5	Hausmülldeponie	118
4.3	Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen.....	120
4.3.1	Ermittlung des KEA.....	120
4.3.2	Beantwortung der Kontrollfragen.....	129
4.3.3	Ergebnis von KEA und Kontrollfragen	131
4.4	Wirkungsorientierte Bewertung (Ökobilanz).....	133
4.4.1	Auswertungen auf Sachbilanzebene	133
4.4.2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	136
4.4.3	Auswertung der Ökobilanz	155
4.5	Vergleich der Ökobilanz- und KEA-Ergebnisse.....	161
5	Abfallbeispiel: Lösemittel	163
5.1	Charakterisierung des Abfalls	163
5.1.1	Allgemeines	163
5.1.2	Herkunft und Mengen.....	163
5.1.3	Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfälle für die Falluntersuchung	165
5.1.4	Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung.....	168
5.2	Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen	170
5.2.1	Destillation und Wiederverwendung	171
5.2.2	Zufeuerung im Zementwerk	175
5.2.3	Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV)	176
5.3	Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen.....	181
5.3.1	Ermittlung des KEA.....	182
5.3.2	Sensitive Einflüsse auf den KEA	199
5.3.3	Beantwortung der Kontrollfragen.....	200
5.3.4	Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“	201

5.4	Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)	202
5.4.1	Auswertungen auf Sachbilanzebene	202
5.4.2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	205
5.4.3	Auswertung der Ökobilanz	251
5.5	Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse.....	258
6	Abfallbeispiel: Ölabscheiderinhalte	259
6.1	Charakterisierung des Abfalls	259
6.1.1	Allgemeines	259
6.1.2	Herkunft und Mengen.....	259
6.1.3	Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung	262
6.1.4	Beschreibung und Spezifikation	263
6.2	Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen	267
6.2.1	Aufbereitung der Ölabscheiderinhalte	268
6.2.2	Entsorgung der Ölphase	269
6.2.3	Entsorgung des Ölschluffs	276
6.2.4	Entsorgung der Sandfraktion.....	282
6.3	Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen.....	283
6.3.1	Ölphase	283
6.3.2	Ölschluff.....	291
6.3.3	Sandfangrückstände	298
6.4	Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)	305
6.4.1	Ölphase	305
6.4.2	Ölschluff.....	330
6.4.3	Gesamtschau aller Teilströme der Ölabscheiderinhalte unter Berücksichtigung der Aufbereitungsweise.....	351
6.5	Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse.....	354
6.5.1	Ölphase	354
6.5.2	Ölschluff.....	354
6.5.3	Sand	354
7	Zusammenfassende Beurteilung der vereinfachten Bewertungsmethode und Ausblick	355
8	Literatur.....	362

Anhang A: Diskussion zur Bedeutung von Investitionsgütern

Anhang B: Beschreibung zentraler Verfahren und Prozesse

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1-1	Streng anlagenbezogener Vergleich zweier Verwertungsoptionen [ifeu 1997]	4
Abb. 2.1-2	Vergleich zweier Verwertungssysteme [ifeu 1997]	5
Abb. 2.2-1	Schritte einer Produkt-Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040	6
Abb. 2.3-1	Verlaufsmodell eines Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der besser umweltverträglichen Verwertungsart nach KrW-/AbfG	9
Abb. 2.3-2:	Vorgehen bei der „Gutschriften-“ und der „Überkreuz-Schlechtschrift-Methode“ zur Herstellung der Nutzengleichheit verschiedener Abfallentsorgungsoptionen	11
Abb. 2.3-3	Übliche Systemgrenze bei Ökobilanzen von Abfallentsorgungssystemen und ggf. notwendige Erweiterung aufgrund materialbedingt unterschiedlicher „Zweitnutzen“	13
Abb. 2.4-1	Schematischer Gesamtlebensweg eines Produkts und Darstellung der Systemgrenzen einer Ökobilanz der Abfallverwertung sowie einer Systemerweiterung zur Einbeziehung von Schadstoffanreicherungen	29
Abb. 2.6-1	Repräsentativität des KEA für einzelne Wirkungskategorien in Ökobilanzen (Standardliste des UBA)	36
Abb. 2.6-2	Schritte im vereinfachten Bewertungsprozess beim Vergleich zweier Entsorgungsoptionen	42
Abb. 3.1-1:	Schema der Entstehung von Galvanikschlamm in einem Galvanisierbetrieb; nach ABAG [1995]	44
Abb. 3.1-2	Entwicklung der Mengen an Galvanikschlämmen in Baden-Württemberg [BaWüLfU]	45
Abb. 3.1-3	Mittlere Stoffanteile in zinkhaltigen Galvanikschlämmen (inklusive Wasser); Quelle: ABAG, BaWüLfU	46
Abb. 3.2-1	Prozesskette der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	50
Abb. 3.2-2	Prozesskette der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkoxid (SDHL) und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	51
Abb. 3.2-3	Prozesskette der primären Herstellung von metallischem Zink und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	52
Abb. 3.2-4	Prozesskette des Bergversatzes mit zinkhaltigem Galvanikschlamm und dessen für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	54
Abb. 3.2-5	Prozesskette des Bergversatzes mit Haldenmaterial und dessen für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	55
Abb. 3.2-6	Prozesskette der Ablagerung auf einer Sonderabfalldeponie und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	56

Abb. 3.3-1	Beiträge einzelner Prozesse zum KEA der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und deren Äquivalenzprozesse (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	61
Abb. 3.3-2	Paarweise Vergleiche der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall mit Bergversatz und Sonderabfalldeponie hinsichtlich KEA	62
Abb. 3.3-3	Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm nach dem KEA	63
Abb. 3.3-4	Gegenüberstellung der Unterschiede der Optionen ohne Berücksichtigung jeglicher Investitionsgüter (jeweils links) und mit Berücksichtigung der Errichtung einer SAD (oben rechts) bzw. Herstellung des Lkw für den Transport (unten rechts).	65
Abb. 3.4-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter CO ₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	70
Abb. 3.4-2	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO _x (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	71
Abb. 3.4-3	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	78
Abb. 3.4-4	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	79
Abb. 3.4-5	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	79
Abb. 3.4-6	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	80
Abb. 3.4-7	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	81
Abb. 3.4-8	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	81
Abb. 3.4-9	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	82
Abb. 3.4-10	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	83

Abb. 3.4-11	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	84
Abb. 3.4-12	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	85
Abb. 3.4-13	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	86
Abb. 3.4-14	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	87
Abb. 3.4-15	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	87
Abb. 3.4-16	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“ repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	88
Abb. 3.4-17	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“ repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial	89
Abb. 3.4-18	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial	90
Abb. 3.4-19	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ökotoxizität“, repräsentiert durch Zinkemissionen	90
Abb. 3.4-20	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ	92
Abb. 3.4-21	Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ	93
Abb. 3.4-22	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ	93
Abb. 3.4-23	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln	99
Abb. 4.1-1	Schema der Entstehung von Gießereialsand in einer Eisengießerei	104

Abb. 4.1-2	Mengenentwicklung der zur Entsorgung stehenden Gießereialsande in Baden-Württemberg.....	104
Abb. 4.2-1	Prozesskette der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	108
Abb. 4.2-2	Prozesskette des Äquivalenzprozesses der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger (Schema auf Gießereisand beschränkt)	110
Abb. 4.2-3	Prozesskette der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	112
Abb. 4.2-4	Prozesskette des direkten Einsatzes von Gießereialsand als Füllmaterial und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	112
Abb. 4.2-5	Prozesskette des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	113
Abb. 4.2-6	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des direkten Einsatzes von Gießereialsand als Füllmaterial und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.....	113
Abb. 4.2-7	Prozesskette des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	115
Abb. 4.2-8	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	116
Abb. 4.2-9	Prozesskette des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	117
Abb. 4.2-10	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.....	118
Abb. 4.2-11	Prozesskette der Ablagerung von Gießereialsand auf einer Hausmülldeponie und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	119
Abb. 4.3-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereialsand und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	126
Abb. 4.3-2	Paarweise Vergleiche der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand mit der Aufbereitung zu Bausand, dem direktem Einsatz als Füllmaterial und dem Einsatz im Zementwerk (oben) sowie dem Einsatz im Bergversatz und der Ablagerung auf einer Hausmülldeponie (unten).....	128
Abb. 4.4-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereialsand und der Äquivalenzprozesse nach dem	

	Parameter fossiles CO ₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	134
Abb. 4.4-2	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereialsand und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO _x (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	135
Abb. 4.4-3	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	139
Abb. 4.4-4	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	140
Abb. 4.4-5	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	140
Abb. 4.4-6	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	141
Abb. 4.4-7	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	142
Abb. 4.4-8	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	142
Abb. 4.4-9	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	143
Abb. 4.4-10	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	144
Abb. 4.4-11	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	144
Abb. 4.4-12	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	145
Abb. 4.4-13	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	145
Abb. 4.4-14	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	146

Abb. 4.4-15	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	147
Abb. 4.4-16	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	147
Abb. 4.4-17	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	148
Abb. 4.4-18	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	149
Abb. 4.4-19	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	149
Abb. 4.4-20	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	150
Abb. 4.4-21	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen.....	150
Abb. 4.4-22	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen.....	151
Abb. 4.4-23	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen.....	151
Abb. 4.4-24	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)	152
Abb. 4.4-25	Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)	153
Abb. 4.4-26	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)	153
Abb. 4.4-27	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln	159

Abb. 5.1-1	Entwicklung der Mengen der ausgewählten nichthalogenierten Lösemittel in Baden-Württemberg.....	165
Abb. 5.1-2	Mittlere Stoffanteile in toluolhaltigen Lösemittelabfällen	169
Abb. 5.3-1	Darstellung des kumulierten Primärenergiebedarfs am Beispiel der Entsorgung von 1 t Toluol (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffelbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.).....	185
Abb. 5.3-2	Paarweise Vergleiche der Destillation zu Toluol mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage	186
Abb. 5.3-3	Rangfolge der Entsorgungsoptionen für toluolhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA	186
Abb. 5.3-4	Paarweise Vergleiche der Destillation zu Waschbenzin mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der SAV	190
Abb. 5.3-5	Rangfolge der Entsorgungsoptionen für waschbenzinhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA	190
Abb. 5.3-6	Paarweise Vergleiche der Destillation zu Kaltreiniger mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der SAV	194
Abb. 5.3-7	Rangfolge der Entsorgungsoptionen für paraffinhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA	194
Abb. 5.3-8	Paarweise Vergleiche der Destillation glykolhaltiger Lösemittel-Wassergemische zu Glykol mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage	198
Abb. 5.3-9	Rangfolge der Entsorgungsoptionen für glykolhaltige Lösemittel-Wassergemische nach dem KEA	198
Abb. 5.4-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Toluol und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter CO ₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffelbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellezeilen.)	203
Abb. 5.4-2	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Toluol und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO _x (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffelbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellezeilen.)	204
Abb. 5.4-3	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	215
Abb. 5.4-4	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol- Wassergemisch)	216
Abb. 5.4-5	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz- Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	217

Abb. 5.4-6	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	218
Abb. 5.4-7	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	219
Abb. 5.4-8	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	221
Abb. 5.4-9	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	222
Abb. 5.4-10	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	223
Abb. 5.4-11	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	224
Abb. 5.4-12	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	225
Abb. 5.4-13	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	227
Abb. 5.4-14	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	228
Abb. 5.4-15	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)	229
Abb. 5.4-16	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	230
Abb. 5.4-17	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	231
Abb. 5.4-18	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	233

Abb. 5.4-19	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	234
Abb. 5.4-20	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)	235
Abb. 5.4-21	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)	236
Abb. 5.4-22	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	237
Abb. 5.4-23	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)	239
Abb. 5.4-24	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)	240
Abb. 5.4-25	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)	241
Abb. 5.4-26	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)	242
Abb. 5.4-27	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	243
Abb. 5.4-28	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	245
Abb. 5.4-29	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	246
Abb. 5.4-30	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an	

	endlichen Primärenergieträgern (oben: Toluol, unten: Waschbenzin).....	247
Abb. 5.4-31	Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern “ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch).....	248
Abb. 5.4-32	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern.....	249
Abb. 5.4-33	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“ repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln, am Beispiel Waschbenzin.....	257
Abb. 6.1-1	Schema eines Ölabscheiders	260
Abb. 6.1-2	Mengenentwicklung der Ölabscheider-/Sandfanginhalte in Baden-Württemberg	261
Abb. 6.2-1	Prozesskette der Aufarbeitung der Ölphase zu Recyclingheizöl und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	271
Abb. 6.2-2	Prozesskette des Äquivalenzprozesses der Aufarbeitung der Ölphase zu Recyclingheizöl und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	272
Abb. 6.2-3	Prozesskette des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	273
Abb. 6.2-4	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	274
Abb. 6.2-5	Prozesskette des Einsatzes der Ölphase in der SAV sowie des Äquivalenzprozesses und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	275
Abb. 6.2-6	Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs im Ziegelwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.....	277
Abb. 6.2-7	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes des Ölschluffs im Ziegelwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.....	278
Abb. 6.2-8	Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.....	279
Abb. 6.2-9	Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes des Ölschluffs im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	280

Abb. 6.2-10	Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs in der SAV sowie des Äquivalenzprozesses und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger	281
Abb. 6.3-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	287
Abb. 6.3-2	Paarweise Vergleiche der Reraffination zu Recyclingheizöl mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage	288
Abb. 6.3-3	Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Ölphase nach dem KEA	288
Abb. 6.3-4	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für den Ölschluff und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	294
Abb. 6.3-5	Paarweiser Vergleich des Einsatzes von Ölschluff in der Ziegelei mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage	295
Abb. 6.3-6	Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Ölschluff nach dem KEA	295
Abb. 6.3-7	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Sandfraktion und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	301
Abb. 6.3-8	Paarweiser Vergleich des Einsatzes als Bausand mit dem Einsatz im Zementwerk und der Ablagerung auf einer Hausmülldeponie	302
Abb. 6.3-9	Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Sandfangrückstand nach dem KEA	302
Abb. 6.4-1	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter fossiles CO ₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	306
Abb. 6.4-2	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO _x (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	307
Abb. 6.4-3	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	311
Abb. 6.4-4	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV	

	(„Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	312
Abb. 6.4-5	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	312
Abb. 6.4-6	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	313
Abb. 6.4-7	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	314
Abb. 6.4-8	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“	314
Abb. 6.4-9	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	315
Abb. 6.4-10	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	316
Abb. 6.4-11	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	316
Abb. 6.4-12	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	317
Abb. 6.4-13	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	317
Abb. 6.4-14	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“	318
Abb. 6.4-15	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	319
Abb. 6.4-16	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	319
Abb. 6.4-17	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	320
Abb. 6.4-18	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	321
Abb. 6.4-19	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV	

	(„Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	322
Abb. 6.4-20	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	322
Abb. 6.4-21	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern	323
Abb. 6.4-22	Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern	324
Abb. 6.4-23	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern	324
Abb. 6.4-24	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselpartikeln.....	329
Abb. 6.4-25	Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für den Ölschluff und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter fossiles CO ₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)	331
Abb. 6.4-26	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	336
Abb. 6.4-27	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	337
Abb. 6.4-28	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“	337
Abb. 6.4-29	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fototoxikantienbildung“	338
Abb. 6.4-30	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fototoxikantienbildung“	339
Abb. 6.4-31	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fototoxikantienbildung“	339

Abb. 6.4-32	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	340
Abb. 6.4-33	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	341
Abb. 6.4-34	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“	341
Abb. 6.4-35	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	342
Abb. 6.4-36	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	343
Abb. 6.4-37	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“	343
Abb. 6.4-38	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	344
Abb. 6.4-39	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	345
Abb. 6.4-40	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial	345
Abb. 6.4-41	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen	346
Abb. 6.4-42	Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen	347
Abb. 6.4-43	Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen	347
Abb. 6.4-44	Zusammenschau der Aufbereitung und der Entsorgungsoptionen aller Abfallströme unter Angabe der KEA-Werte	352
Abb. 6.4-45	Zusammenschau der spezifischen Unterschiede der Aufbereitung sowie der Netto-KEA der Entsorgungsoptionen	353

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.4-1:	Kriterien des KrW-/AbfG zur „besseren Umweltverträglichkeit“ und vorläufige Standardliste des Umweltbundesamtes und des DIN/NAGUS AA3/UA2 für negative Umweltwirkungen.....	15
Tab. 2.4-2:	Zuordnung der im Projekt erhobenen Datenkategorien der Sachbilanz.....	16
Tab. 2.4-3	Treibhauspotenzial der im Rahmen dieses Projektes vorkommenden Stoffe	17
Tab. 2.4-4	Ozonbildungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes erhobenen Stoffe	18
Tab. 2.4-5:	Eutrophierungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe	19
Tab. 2.4-6:	Versauerungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe	20
Tab. 2.4-7:	Einheitsrisikofaktoren (unit risk) der U.S.EPA und des LAI	22
Tab. 2.4-8:	Krebsrisikopotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe	23
Tab. 2.4-9:	Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projektes bewerteten Ressourcen.....	26
Tab. 2.5-1:	Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner (ausgehend von 82 Mio. Einwohner in der Bundesrepublik Deutschland)	32
Tab. 2.5-2	Bewertungsvorschlag des UBA [1999] zur ökologischen Gefährdung und zum Abstand zum Umweltziel	34
Tab. 2.6-1	Erläuterungen des Bezugs zwischen KEA und ökobilanziellen Wirkungskategorien.....	37
Tab. 3.2-1	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Galvanikschlammmentsorgung und deren Äquivalenzprozesse	47
Tab. 3.3-1	KEA-Ergebnisse der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall, gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.</i>).....	58
Tab. 3.3-2	KEA-Ergebnisse der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkoxid (SDHL-Verfahren), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.</i>)	58
Tab. 3.3-3	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall, gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.</i>)	59
Tab. 3.3-4	KEA-Ergebnisse des Bergversatzes, gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen</i>	

	<i>beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.)</i>	59
Tab. 3.3-5	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Bergversatzes, gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.)</i>	60
Tab. 3.3-6	KEA-Ergebnisse der Deponierung, gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.)</i>	60
Tab. 3.4-1	Zusammenfassung aller Wirkungsindikatorenergebnisse sowie deren Sachbilanzwerte	73
Tab. 3.4-2	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	78
Tab. 3.4-3	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	83
Tab. 3.4-4	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	86
Tab. 3.4-5	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	89
Tab. 3.4-6	Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, in GJ (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	92
Tab. 3.4-7	Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Optionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), geordnet nach ökologischer Bedeutung (nach UBA [1999])	96
Tab. 4.1-1	Typische Zusammensetzung von Gießereialsanden, unterschieden in niedrig, hoch und mittel belastete Qualitäten [Kunst 1996].	106
Tab. 4.2-1	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Gießereialsandentsorgung und deren Äquivalenzprozesse	107
Tab. 4.3-1	KEA-Ergebnisse der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand (B1), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)</i>	121

Tab. 4.3-2	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der externen thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand (B1), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	122
Tab. 4.3-3	KEA-Ergebnisse der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand (B2.1) bzw. direkter Einsatz als Füllmaterial (B2.2), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	122
Tab. 4.3-4	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand (B2.1) bzw. des direkten Einsatzes als Füllmaterial (B2.2), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	123
Tab. 4.3-5	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk (B3), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	123
Tab. 4.3-6	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk (B3), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	124
Tab. 4.3-7	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz (B4), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	124
Tab. 4.3-8	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz (B4), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	125
Tab. 4.3-9	KEA-Ergebnisse der Ablagerung von Gießereialsand auf einer Hausmülldeponie (B5), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	125
Tab. 4.4-1	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Optionen und Äquivalenzprozesse	137
Tab. 4.4-2	Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW).	156
Tab. 4.4-3	Auswirkung einer Berücksichtigung von Dieselpartikeln im Krebsrisikopotenzial auf die Normierung – in EDW.....	160
Tab. 5.1-1	Die Mengen der betrachteten Lösemittelabfälle in Baden-Württemberg für die Jahre 1994 und 1995 in Tonnen.....	164
Tab. 5.1-2	Zusammensetzung der Lösemittelabfälle (mittlere Situation nach Kröger [1999], Auswertung von Primärdaten von Aufarbeitungsunternehmen)	168
Tab. 5.2-1	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Lösemittelentsorgung und deren Äquivalenzprozesse	170

Tab. 5.2-2	Die destillativ zurückgewonnenen Mengen der einzelnen Lösemittel (Die Destillationsverluste schlagen jeweils mit 1 % zu Buche.) 173	173
Tab. 5.3-1	KEA-Ergebnisse der Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen zu Toluol (C1a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 182	182
Tab. 5.3-2	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen zu Toluol (C1a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>) 182	182
Tab. 5.3-3	KEA-Ergebnisse des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk (C2a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 183	183
Tab. 5.3-4	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk (C1a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>) 183	183
Tab. 5.3-5	KEA-Ergebnisse des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV (C3a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 183	183
Tab. 5.3-6	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV (C3a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>) 184	184
Tab. 5.3-7	KEA-Ergebnisse der Destillation von Lösemittelabfällen zu Waschbenzin (C1b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 187	187
Tab. 5.3-8	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Lösemittelabfällen zu Waschbenzin (C1b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>) 187	187
Tab. 5.3-9	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 188	188
Tab. 5.3-10	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>) 188	188
Tab. 5.3-11	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>)..... 188	188
Tab. 5.3-12	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3b), gegliedert nach	

	Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	189
Tab. 5.3-13	KEA-Ergebnisse der Destillation von Lösemittelabfällen zu Kaltreiniger (C1c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	191
Tab. 5.3-14	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Lösemittelabfällen zu Kaltreiniger (C1c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	191
Tab. 5.3-15	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	192
Tab. 5.3-16	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	192
Tab. 5.3-17	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	192
Tab. 5.3-18	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	193
Tab. 5.3-19	KEA-Ergebnisse der Destillation von Glykol aus Lösemittel-Wassergemischen (C1d), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	195
Tab. 5.3-20	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Glykol aus Lösemittel-Wassergemischen (C1d), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	195
Tab. 5.3-21	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk (C2d), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	196
Tab. 5.3-22	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk (C2d), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	196
Tab. 5.3-23	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen in der SAV (C3d), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	196
Tab. 5.3-24	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen in der SAV (C3d),	

	gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	197
Tab. 5.4-1	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Toluol enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 1 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	206
Tab. 5.4-2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Waschbenzin enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 10 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	208
Tab. 5.4-3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Paraffin (Kaltreiniger) enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 10 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	210
Tab. 5.4-4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Glykol enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 10 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	212
Tab. 5.4-5	Rangfolgen der Entsorgungsoptionen je nach Kriterium und Abfall und Beurteilung der jeweiligen Übereinstimmung mit dem KEA	250
Tab. 5.4-6	Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)	253
Tab. 5.4-7	Auswirkung einer Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln im Krebsrisikopotenzial auf die Normierung am Beispiel Waschbenzin, in EDW	257
Tab. 6.1-1	Inventardaten der Ölphase aus der Aufbereitung (Quelle: Arcadis/ifeu [2000]).....	264
Tab. 6.1-2	Inventardaten des Ölschluffs resp. Filterkuchens aus der Aufbereitung (verschiedene Quellen, zusammengefasst in Kraus [1998]).....	265
Tab. 6.1-3	Inventardaten der aufbereiteten Sandfangrückstände (verschiedene Quellen, zusammengefasst in Kraus [1998])	266
Tab. 6.2-1	Stufen einer Aufbereitungsanlage für Ölabscheiderabfälle	268
Tab. 6.2-2	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung der Ölphase und deren Äquivalenzprozesse	269
Tab. 6.2-3	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung des Ölschluffs und deren Äquivalenzprozesse	276
Tab. 6.2-4	Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung des aufbereiteten Sandfangrückstands und deren Äquivalenzprozesse	282
Tab. 6.3-1	KEA-Ergebnisse der Aufbereitung der Ölphase zu Recyclingheizöl (D1a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	284
Tab. 6.3-2	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung der Ölphase zu Recyclingheizöl (D1a), gegliedert nach	

	Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	284
Tab. 6.3-3	KEA-Ergebnisse des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung (D2a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	285
Tab. 6.3-4	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung (D2a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	285
Tab. 6.3-5	KEA-Ergebnisse des Einsatzes der Ölphase in der SAV (D3a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	285
Tab. 6.3-6	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase in der SAV (D3a), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	286
Tab. 6.3-7	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff im Ziegelwerk (D1b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	292
Tab. 6.3-8	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff im Ziegelwerk (D1b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	292
Tab. 6.3-9	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff im Zementwerk (D2b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	292
Tab. 6.3-10	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff im Zementwerk (D2b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	293
Tab. 6.3-11	KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff in der SAV (D3b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	293
Tab. 6.3-12	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff in der SAV (D3b), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	293
Tab. 6.3-13	KEA-Ergebnisse des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände als Bausand (D1c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	299
Tab. 6.3-14	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände als Bausand (D1c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	299
Tab. 6.3-15	KEA-Ergebnisse des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände im Zementwerk (D2c), gegliedert nach	

	Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	299
Tab. 6.3-16	KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände im Zementwerk (D2c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	300
Tab. 6.3-17	KEA-Ergebnisse der Ablagerung aufbereiteter Sandfangrückstände auf der Hausmülldeponie (D3c), gegliedert nach Prozessschritten (<i>Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.</i>).....	300
Tab. 6.4-1	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Ölphase (Bezug: 0,12 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	309
Tab. 6.4-2	Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)	327
Tab. 6.4-3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für Ölschluff (Bezug: 2,52 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse	334
Tab. 6.4-4	Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)	349
Tab. 7.1	Übersicht über die Ergebnisse der einzelnen Fallbeispiele	357

1 Veranlassung und Zielsetzung der Studie

Seit dem 7. Oktober 1996 regelt das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen, kurz: Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), den Umgang mit Abfällen. Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen (durch Verwertung von Abfällen) und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von (nicht weiter verwertbaren) Abfällen (§ 1).

Wichtige, die Verwertung betreffende Konkretisierungen gegenüber dem alten Abfallgesetz (AbfG) von 1986 ergeben sich aus den Grundsätzen und Pflichten einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft (§ 4ff.), die den Geist des zukünftig erwünschten Handelns in der Abfallwirtschaft widerspiegeln. Bezogen auf die Verwertung von Abfällen werden Anforderungen formuliert an ihre:

- Hochwertigkeit (§ 5 Absatz 2)
- wirtschaftliche Zumutbarkeit (§ 5 Absatz 4)
- technische Machbarkeit (§ 5 Absatz 4)
- Umweltverträglichkeit (§ 5 Absatz 5 und § 6)

Verwertung kann nach dem KrW-/AbfG sowohl stofflich als auch energetisch erfolgen. Unter stofflicher Verwertung ist dabei zu verstehen, dass ein Abfall aufgrund seiner stofflichen Eigenschaften einer erneuten Nutzung zugeführt wird. Die stoffliche Verwertung beinhaltet die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften außer der Energiegewinnung. Die energetische Verwertung beinhaltet den Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff.

Beide Verwertungsarten sind vom Grundsatz her als gleichrangig eingestuft. In § 6 Absatz 1 KrW-/AbfG wird jedoch festgelegt, dass die **„besser umweltverträgliche Verwertungsart“** Vorrang hat. Es sind dabei die Randbedingungen des technisch Möglichen und wirtschaftlich Zumutbaren zu berücksichtigen. Der Verordnungsgeber kann nach § 6 Absatz 1 KrW-/AbfG durch Rechtsverordnung die besser umweltverträgliche Verwertungsart für bestimmte Abfallarten bestimmen.

Der Gesetzgeber hat bei der Formulierung der Anforderungen keine Vorgehensweise und kein Instrumentarium vorgegeben, mit der die besser umweltverträgliche Verwertungsart zwischen zwei (oder mehr) Alternativen festgestellt werden könnte. Seitens des Umweltbundesamts wurde 1995 daher ein Forschungsvorhaben zur Entwicklung und Erprobung eines geeigneten Bewertungsverfahrens (FKZ: 203 10 606) durchgeführt und anhand von Altreifen und Altkühlgeräten getestet [ifeu 1997]. In der Zwischenzeit wurde dieses Verfahren für die Bewertung von Verwertungswegen von Altöl angewendet, um die Bundesregierung bei der Umsetzung der EU-Altölrichtlinie in deutsches Recht zu unterstützen [Arcadis/ifeu 2000].

Das Bewertungsinstrumentarium wurde dabei in erster Linie für den Gesetz- und Verordnungsgeber entwickelt, um ihm den Erlass von Rechtsnormen nach § 6 Absatz 1 für verschiedene Abfälle in nachvollziehbarer Weise auf denselben Grundlagen zu ermöglichen. Nun ist wohl zu erwarten, dass nur eine geringe Anzahl von Abfällen per Rechtsverordnung einer bestimmten Verwertungsart zugewiesen werden wird. Ledig-

lich Abfallarten, die – wie das Altöl – im Zentrum öffentlicher Auseinandersetzungen stehen, dürften generell geregelt werden.

Soll der Geist des Kreislaufwirtschaftsgesetzes bezüglich einer hochwertigen und umweltverträglichen Verwertung allgemein greifen, so ist vielmehr nötig, dass sich jeder Abfallerzeuger und Abfallbesitzer eigenständig um eine entsprechende Verwertung bemüht. Unterschiedliche Randbedingungen wie z.B. die Zusammensetzung eines einzelnen Abfalls oder die Entfernung des Anfallorts zu seinem Verwertungsort können durchaus im Einzelfall zu unterschiedlichen Einschätzungen bezüglich einer besser umweltverträglichen Verwertungsart führen.

Bei der Erarbeitung des Bewertungsverfahrens zur Bestimmung der besser umweltverträglichen Verwertungsart für die Zwecke des Ordnungsgebers wurde jedoch deutlich, dass der Aufwand für einen Abfallerzeuger nicht zumutbar ist. Im Rahmen der ersten Arbeitsphase dieses Projektes im Jahre 1996 wurde daher ein Vorschlag entwickelt, wie das ausführliche, für ein Rechtsetzungsverfahren durchaus gerechtfertigte Vorgehen vereinfacht werden kann.

Die effizienteste Möglichkeit zur Vereinfachung wurde im Bereich der Datenerhebung gesehen. Eine reduzierte Datenerhebung darf jedoch nicht zu einer verfälschten Urteilsfindung bezüglich der besser umweltverträglichen Verwertungsart führen. Mit der Auswahl des kumulierten Primärenergieaufwandes wurde ein Parameter vorgeschlagen, der es ermöglichen soll, die Gradwanderung zwischen belastbarem Bewertungsurteil und reduziertem Arbeitsaufwand zu lösen.

Im Folgenden wird zunächst der Ansatz einer ausführlichen, wirkungsbezogenen Bewertung erläutert und anschließend der vereinfachte Bewertungsansatz abgeleitet (Kapitel 2).

Daran schließt sich der Test der Methode an vier Abfallarten an. Dabei wurden mit den Abfallarten Galvanikschlamm (Kapitel 3), Gießereialsand (Kapitel 4), lösemittelhaltige Abfälle (Kapitel 5) und Ölabscheiderinhalte (Kapitel 6) vier sehr unterschiedliche Abfälle gewählt, um die Belastbarkeit der Methode optimal abschätzen zu können.

In jedem Fallbeispiel werden die Abfälle jeweils genauer spezifiziert (Unterkapitel 2) und die Entsorgungsoptionen im Einzelnen charakterisiert (Unterkapitel 3). Daraufhin werden die vereinfachte (Unterkapitel 4) und die ausführliche Bewertungsmethode (Unterkapitel 5) jeweils auf die Abfallbeispiele und die Entsorgungsoptionen angewandt.

2 Beschreibung der verwendeten Methoden

2.1 Auswahl des Umweltbewertungsinstruments

Die Grundlage des Erkenntnisinteresses ergibt sich aus § 6 Absatz 1 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes:

Abfälle können

- a) stofflich verwertet werden oder
- b) zur Gewinnung von Energie genutzt werden.

Vorrang hat die besser umweltverträgliche Verwertungsart. § 5 Absatz 4 gilt entsprechend.

Die Bundesregierung wird ermächtigt, nach Anhörung der beteiligten Kreise (§ 60) durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates für bestimmte Abfallarten aufgrund der in § 5 Absatz 5 festgelegten Kriterien unter Berücksichtigung der in Absatz 2 genannten Anforderungen den Vorrang der stofflichen oder energetischen Verwertung zu bestimmen.

Die zu beachtenden Kriterien ergeben sich aus § 5 Absatz 5:

Dabei sind insbesondere zu berücksichtigen

1. die zu erwartenden Emissionen,
2. das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen,
3. die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und
4. die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Untersuchungen zur umweltverträglicheren Verwertung können an zwei unterschiedlichen Untersuchungsobjekten ansetzen:

- allein auf die **Anlage** und die darin verwertete Abfallart bezogen,
- auf das **Gesamtsystem** der Verwertung einer Abfallart bezogen.

Stehen für eine Abfallart zwei Verwertungsoptionen zur Verfügung, so können unter gewissen Randbedingungen die Anlagen direkt miteinander verglichen werden. Abb. 2.1-1 verdeutlicht den streng anlagenbezogenen Vergleich zweier Verwertungsoptionen. Es gelten jedoch Bedingungen für die Gültigkeit dieser Vorgehensweise bei gegebener gleicher Menge und gleicher Qualität des zu verwertenden Abfalls:

- Menge und Qualität der jeweils erzeugten Produkte müssen annähernd gleich sein.
- Die Logistik aus Erfassung, Transporten, Vorbehandlung und Distribution der erzeugten Produkte dürfen sich für die Verwertungswege nicht wesentlich voneinander unterscheiden.

- Die jeweils zur Verwertung benötigten Hilfsstoffe dürfen nach Menge und Art keinen Einfluss auf das Vergleichsergebnis haben.

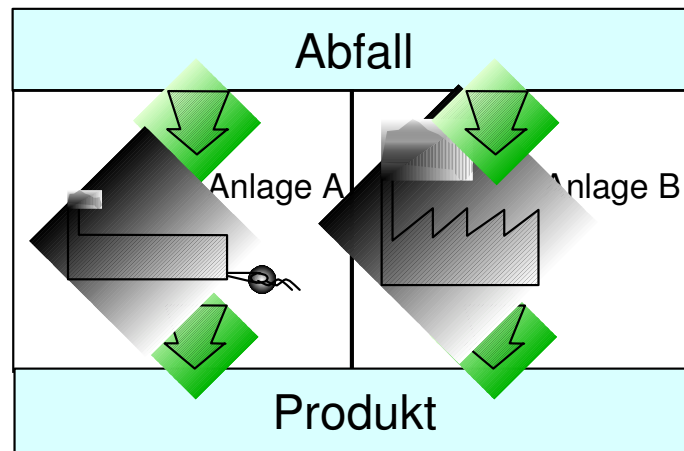


Abb. 2.1-1 Streng anlagenbezogener Vergleich zweier Verwertungsoptionen [ifeu 1997]

Diese Bedingungen gelten insbesondere für ähnliche Verwertungswege oder Verwertungswege, die lediglich unterschiedliche Verfahrenstechniken einsetzen. Zum Vergleich von stofflicher und energetischer Verwertung sind die Bedingungen grundsätzlich nicht erfüllt.

Sind diese Bedingungen jedoch nicht erfüllt, so hat man es mit unterschiedlichen Systemen der Verwertung eines bestimmten Abfalls zu tun. Abb. 2.1-2 veranschaulicht die Definition des Begriffes des Verwertungssystems. Selbstverständlich können solche Systeme in Realität einen sehr hohen Komplexitätsgrad aufweisen.

Der Vergleich anhand der konkreten Anlagen hat den Vorteil, dass die Emittentenstruktur, die Freisetzungseigenschaften und die Art der freigesetzten Emissionen aufgrund von ingenieurtechnischen Anlagenplanungen genau beschrieben werden können. Mit Hilfe eines direkten (oder auch hypothetischen) Standortbezuges ist es möglich, Umweltauswirkungen z.B. mit Methoden der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) zu untersuchen und zu bewerten. Der direkt herstellbare Bezug von Anlage zur Umwelt vermindert die Unsicherheit der Bewertung und sollte, immer wenn möglich, vorgezogen werden. Beispiele sind Anlagen der energetischen Verwertung, Anlagen der rohstofflichen Verwertung (bei Erzeugung desselben Rohstoffes), bestimmte Arten der Kompostierung etc..

In den allermeisten Fällen ist die streng anlagenbezogene Betrachtung nicht zielführend. Sobald ein System aus vielerlei Transportvorgängen (Erfassung, Transport, Distribution), mehreren Verwertungsschritten an oft unterschiedlichen Standorten und z.B. sehr verschiedene Arten der Energiebereitstellung aufweisen und/oder zur Erzeugung sehr unterschiedlicher Produkte führen, ist eine Systembetrachtung unbedingt notwendig.

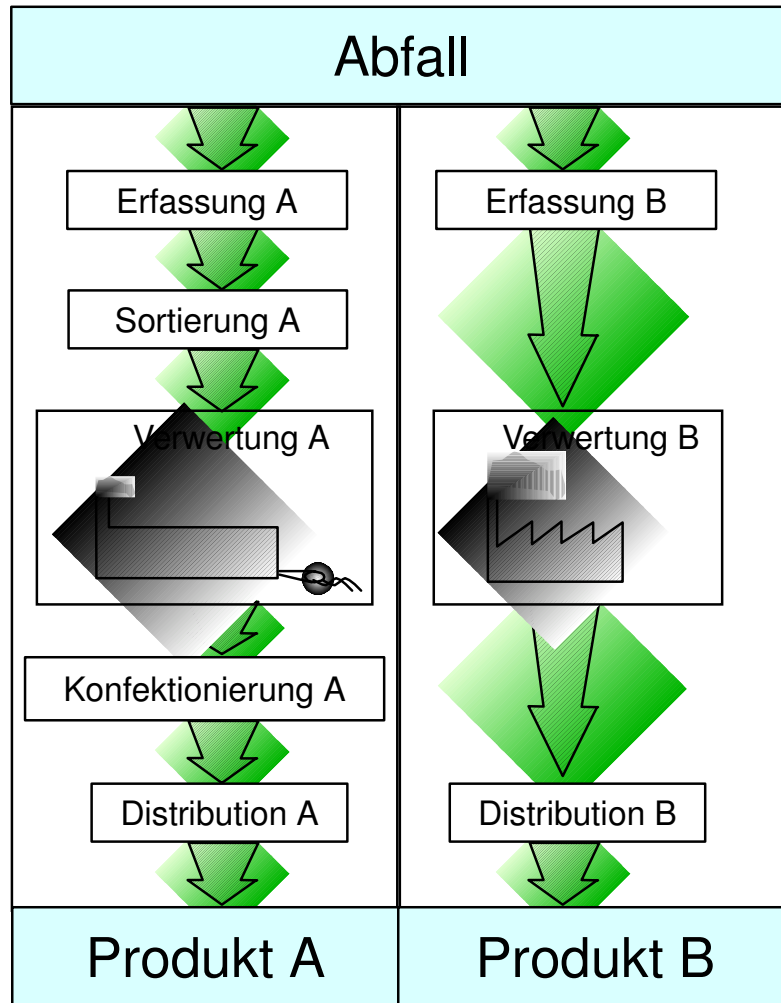


Abb. 2.1-2 Vergleich zweier Verwertungssysteme [ifeu 1997]

Das einzige Umweltbewertungsinstrument, das in der Lage ist, Systeme zu beschreiben und zu bewerten, ist zur Zeit die Methode der **Ökobilanz**. Sie ist das erste Handwerkszeug, das in einem internationalen Rahmen wissenschaftlich entwickelt und in seinen Grundsätzen genormt wurde (DIN EN ISO 14040ff). Eine methodisch einwandfreie Handhabung in Einklang mit den dort formulierten Konventionen (Kapitel 2.2) vermindert das Risiko einer fehlerhaften Anwendung. Dennoch ist auch die Ökobilanz ein Bewertungsinstrument, das nicht notwendigerweise zweifelsfreie Ergebnisse liefert. Es ist vielmehr, wie auch andere Bewertungsinstrumente, durch Übereinkünfte zu Vorgehensweisen und teilweise subjektive Einschätzungen geprägt. Daher gilt auch für eine ausführliche Ökobilanz:

Eine Ökobilanz ist ein Bewertungsverfahren und bleibt bei allen getroffenen Konventionen ein auf teilweise subjektiven Einschätzungen beruhendes Vorgehen. Es ersetzt nicht den verantwortlich urteilenden Menschen, sondern unterstützt ihn.

2.2 Die Arbeitsschritte einer Ökobilanz

2.2.1 Allgemeine Anforderungen

Seit 1993 finden nationale und internationale Bemühungen statt, die Prinzipien und Grundlagen einer Ökobilanz zu normieren. Im ersten verabschiedeten Standard DIN EN ISO 14040 zu Ökobilanzen wurde der methodische Ablauf der Ökobilanz festgelegt (siehe Abb. 2.2-1).

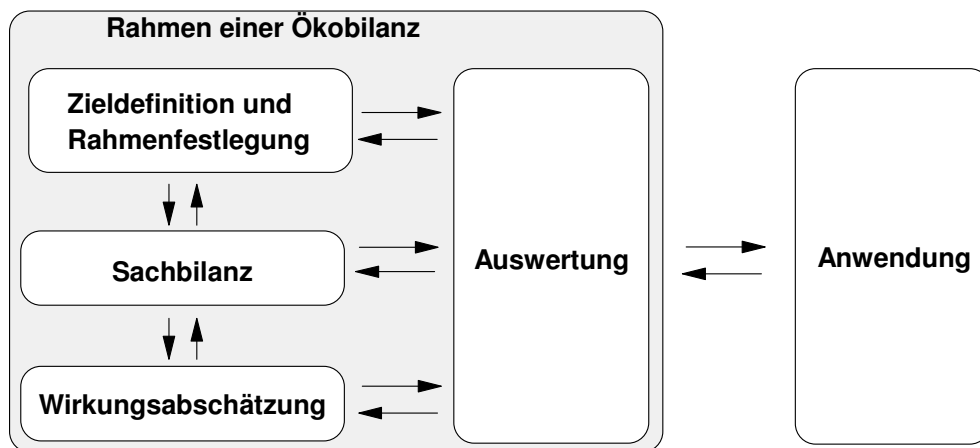


Abb. 2.2-1 Schritte einer Produkt-Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040

Im Folgenden werden die Arbeitsschritte einer Ökobilanz kurz erläutert und die Normreferenzen genannt:

2.2.2 Definition des Ziels und des Rahmens

In der Zieldefinition werden die Objekte beschrieben, die zu bilanzieren sind, und der Bilanzraum räumlich und zeitlich festgelegt. Erforderlich ist zudem die Definition einer sogenannten funktionalen Einheit. Die funktionale Einheit beschreibt eine spezifische Produktmenge oder Dienstleistung die nötig ist, um den betrachteten Nutzen zu erzeugen.

2.2.3 Sachbilanz

Auf Zieldefinition und Rahmenfestlegung folgt als zweiter Schritt die Sachbilanz. Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um das Sammeln und Aufbereiten der Lebenszyklusdaten des untersuchten Systems. Dazu muss das gewünschte System zuerst beschrieben und modelliert werden. Dann müssen die benötigten Daten erhoben werden, um daraus die Input-Output-Ströme für das System selbst oder bestimmter Untersysteme zu berechnen. Interpretationen der Sachbilanzdaten können sich optional anschließen. Die Sachbilanz ist das technische Herzstück einer Ökobilanz.

2.2.4 Wirkungsabschätzung

Die in der Sachbilanz ermittelten Daten und Informationen sind mit Umweltwirkungen verbunden. Da die Sachbilanzdaten aber expositionsunabhängig sind, können nur Abschätzungen über potenzielle Umweltwirkungen vorgenommen werden. Für die Verknüpfung von Sachbilanzdaten mit spezifischen potenziellen Umweltwirkungen sind viele Methoden noch in der Entwicklung, doch haben sich manche Modellierungsansätze bereits etabliert.

Bei den quantitativen Ansätzen müssen zunächst die zu betrachtenden Umweltwirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt) festgelegt, die Zuordnung von Sachbilanzparametern zu den jeweiligen Umweltwirkungskategorien vorgenommen und dann der Beitrag der einzelnen Sachbilanzparameter zu den ausgewählten Umweltwirkungskategorien ermittelt werden. Damit kann die Gesamtheit der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems anhand weniger Wirkungskategorien berechnet und dargestellt werden.

Gemäß des Normentwurfes ISO 14042 kann die Wirkungsabschätzung wahlweise auch Elemente enthalten, die einen Vergleich der Ergebnisse verschiedener Kriterien ermöglichen. Diese Elemente („Normierung“, „Ordnung“ oder „Gewichtung“) haben einen stark wertenden Charakter und stellen eine enge Anknüpfung an den abschließenden Auswertungsschritt dar.

2.2.5 Auswertung

In der Auswertung werden die in der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung ermittelten Umweltwirkungen zu einem Gesamturteil zusammengeführt. Hier kann man grundsätzlich zwei Herangehensweisen unterscheiden. Bei der Mehrfach-Index-Methode werden die in der Wirkungsabschätzung ermittelten Umweltwirkungen anhand der Wirkungskategorien oder der Kriterienmatrix einander gegenüber gestellt und z.B. in einer verbalargumentativen Abwägung wird ein Urteil abgeleitet [UBA 1995]. Bei der Ein-Index-Methode werden die Umweltwirkungen zu einer Bewertungsgröße weiter hochaggregiert (Bsp.: Eco-Indicators oder Ökopunkte); daraus ergibt sich dann direkt das Gesamturteil.

Die Norm zur Auswertung [DIN EN ISO 14043] legt keine spezifischen Methoden für die Auswertung von Ökobilanzen fest. Sie formuliert vielmehr Anforderungen an Vollständigkeit, Konsistenz, Validität und Sensitivität der Ergebnisse. Aspekte wie Repräsentativität des Ergebnisses, Datenqualität und Belastbarkeit werden Bestandteil dieses Schrittes der Ökobilanz. Sie sind noch stark in Entwicklung begriffen.

2.3 Die Ökobilanz in der Abfallwirtschaft

Die grundsätzliche Eignung des Ökobilanzansatzes zur Bewertung von Fragestellungen der Abfallwirtschaft wurde bereits durch eine Reihe von Arbeiten bestätigt (z.B. ifeu [1994], Ökopol [1997], Öko-Institut [1998], Heyde, Kremer [1999]) und durch das Forschungsvorhaben Nr. 203 10 606 des Umweltbundesamts methodisch untermauert [ifeu 1997]. Die Abfallentsorgung als Untersuchungsgegenstand, insbesondere vor dem Hintergrund des Kreislaufwirtschaftsgesetzes, (KrW-/AbfG) führt jedoch eine Reihe von Spezifika mit sich.

Aus den eingangs erwähnten Fragestellungen nach KrW-/AbfG lassen sich eine Reihe von Anforderungen nennen, die an eine Ökobilanz der Abfallwirtschaft, so sie Grundlage für eine Rechtsverordnung im Sinne des § 6 Absatz 1 (KrW-/AbfG) bilden soll, gestellt werden müssen:

- Ein Instrument muss mindestens auf die in § 5 Abs. 5 ausgewählten Parameter Emissionen, Ressourcen, Energiebilanz und Schadstoffgehalte eingehen und sie in der Methode einer Bewertung zugänglich machen.
- Im Gesetz ist formuliert, dass eine hochwertige Verwertungsart anzustreben ist. Das heißt, dass es verschiedene hochwertige Verwertungsarten geben kann, was in einem Bewertungsinstrument entsprechend zu berücksichtigen ist.
- Der Bezug zum technisch Möglichen und zum wirtschaftlich Zumutbaren impliziert, dass ein Instrument zur Bewertung der Umweltverträglichkeit diese Aspekte als Randbedingungen beachten muss.
- Für die anzuwendende Methode gilt, dass sie von „beteiligten Kreisen“ (nach § 60) und dem Bundesrat grundsätzlich akzeptiert werden dürfte. Damit könnte die Diskussion auf inhaltliche Unterschiede konzentriert werden und nicht auf methodische Meinungsverschiedenheiten.

Ein hierzu im Rahmen des genannten UBA-Forschungsvorhabens entwickeltes Verlaufsmodell der Methodik zeigt einen Vergleich mit der „klassischen“ Struktur der Ökobilanz (siehe Abb. 2.3-1).

Das Verlaufsmodell greift dabei die wesentlichen Anforderungen nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz bereits auf:

1. Eingeführt wird das Kriterium der *„Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen nach §5 (5) KrW-/AbfG“*, das nicht mit dem üblichen Betrachtungsrahmen von Ökobilanzen korrespondiert, welcher die Stoff- (Ressourcenbedarf und Emissionen) und Energieströme behandelt, aber keine Zustandsänderung von Materialien abbildet.
2. Abgewichen wird von der üblichen Lebenswegbetrachtung „von der Wiege bis zur Bahre“ des Materials. Statt dessen wird der Lebensweg der Dienstleistung Abfallentsorgung betrachtet. Der Bilanzbeginn wird daher auf das Anfallen des Abfalls festgelegt. Das Vorleben des Abfalls ist für die Frage der Verwertung nicht relevant, da es sich bei allen Verwertungsoptionen üblicherweise gleich verhält und sich somit aus der Betrachtung herauskürzt. Anders wäre die Sachlage bei der Fragestellung der Abfallvermeidung, die unweigerlich die Erzeugung des Abfalls einbezieht.

3. Auch am Ende der Systemgrenze ergibt sich u.U. eine Abweichung vom „klassischen“ Lebenszyklus („Produkt-Ökobilanzen“), welcher die vollständige Beseitigung des bilanzierten Produktes durch Verbrennung oder Deponierung einbezieht. Führt das zu bilanzierende Entsorgungssystem – ganz im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgedankens – zur Erzeugung eines quantifizierbaren Nutzens (der von Verwertung erzeugte „Wert“, welcher der Schonung primärer Ressourcen dient), so kann von einer weiteren Betrachtung des Lebenswegs des aus dem Abfall erzeugten Produkts in der Regel abgesehen werden. Es muss allerdings auf die Nutzengleichheit der zu vergleichenden Systeme geachtet werden.

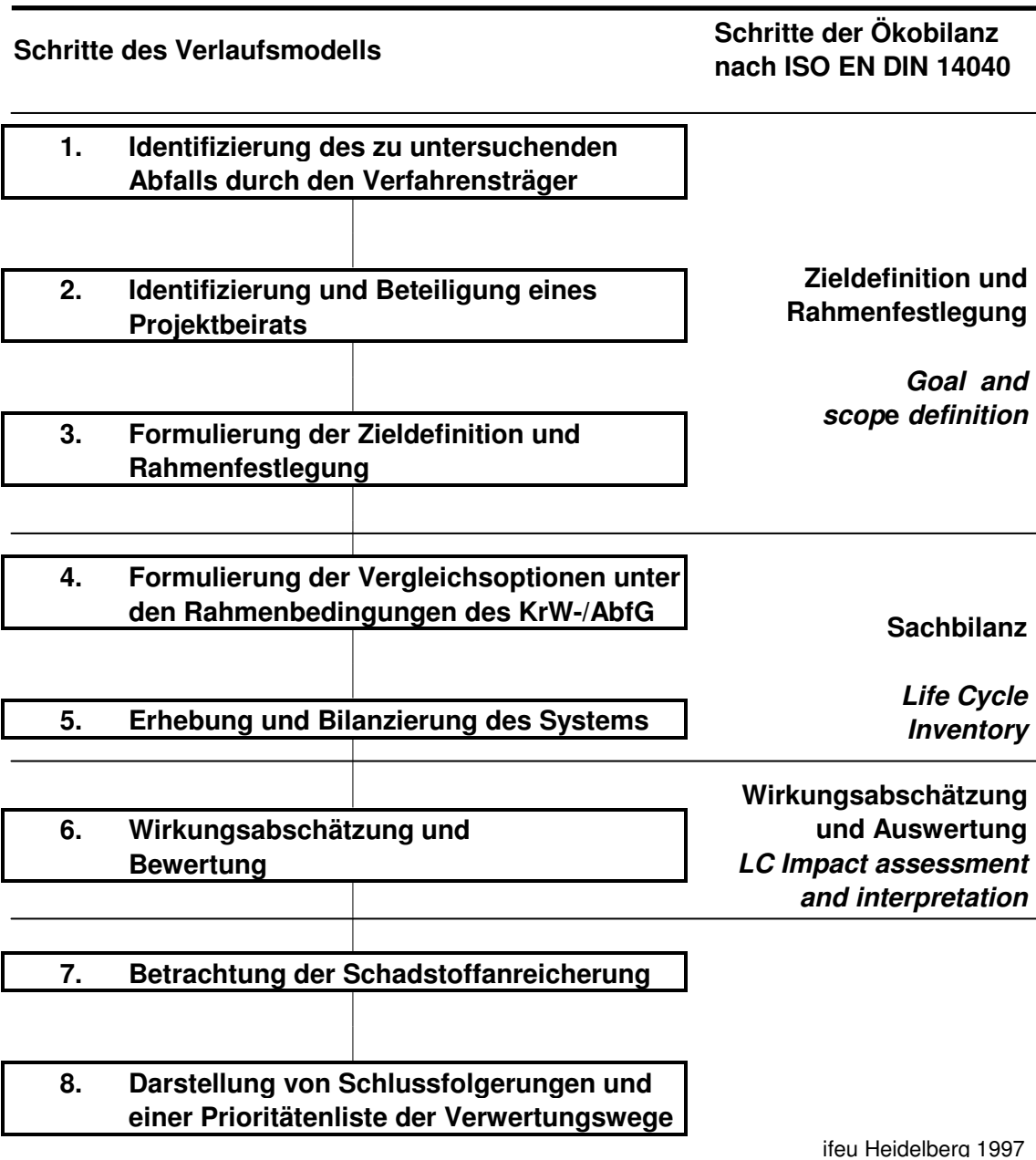


Abb. 2.3-1 Verlaufsmodell eines Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der besser umweltverträglichen Verwertungsart nach KrW-/AbfG

Das Prinzip der Nutzengleichheit

Besteht, wie vorangehend beschrieben, die Möglichkeit, den betrachteten Lebensweg einzugrenzen, so ergibt sich hierdurch gleichzeitig die Notwendigkeit einer (manchmal beträchtlichen) Erweiterung des Systems: Gleichen sich die Verwertungssysteme in der Dienstleistung der Entsorgung einer bestimmten Menge eines Abfalls, so unterscheiden sie sich in aller Regel in dem durch die Verwertung erzeugten Nutzen. Die stoffliche Verwertung führt zu einem stofflichen Nutzen (z.B. Wiedereinsatz von aufgearbeiteten Lösemitteln), eine Nutzung des Energieinhalts¹ führt zu den Produkten Strom oder Prozesswärme. Will man diese verschiedenen Systeme bzw. deren Umweltauswirkungen vergleichen, muss folglich eine **Nutzengleichheit** zwischen den Systemen hergestellt werden.

Wie dies zu realisieren ist, soll an einem Beispiel gezeigt werden: Werden gebrauchte Lösemittel redestilliert und wieder eingesetzt, so ersetzen diese aus primären Rohstoffen hergestellte Lösemittel im Wirtschaftskreislauf. Verbrennt man die Altlösemittel unter Nutzung der Überschussenergie, würden sie Regelbrennstoffe ersetzen und deren Bereitstellung demzufolge ersparen.

Die Bereitstellung von Regelbrennstoffen bzw. die Herstellung der ersetzten Lösemittel aus Primärrohstoffen werden als **Äquivalenzprozesse** bezeichnet, da sie die Äquivalenz der zu vergleichenden unterschiedlichen Verwertungswege herstellen. Um zwei Verwertungswege, die zu grundsätzlich unterschiedlichen Nutzen führen, miteinander umweltseitig vergleichen zu können, müssen diese Äquivalenzprozesse berücksichtigt werden.

Dies kann rechnerisch auf verschiedenen Wegen erfolgen (siehe auch Abb. 2.3-2):

1. Bei der so genannten „**Gutschriften-Methode**“ wird von den Bilanzergebnissen eines Entsorgungssystems der Betrag der Bilanzergebnisse des entsprechenden Äquivalenzprozesses subtrahiert, also der Option gutgeschrieben. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass die verschiedenen Optionen so unmittelbar miteinander verglichen werden können. Die unterschiedlichen Nutzen sind praktisch herausgekürzt. Nachteilig bei dieser Methode ist allerdings das häufige Auftreten negativer Werte für Emissionen bzw. Ressourcenverbräuche. Auf diese Weise sind verschiedene Darstellungsweisen (z.B. relative Vergleiche oder Subsystemanalysen) nicht möglich.
2. die Alternative dazu stellt die Methode der sogenannten „**Überkreuz-Schlechtschrift**“ dar, wobei die verschiedenen Optionen zunächst paarweise verglichen werden und dabei die eine Vergleichsoption jeweils mit dem Äquivalenzprozess der anderen Vergleichsoption belastet wird. Bei dieser Methode lässt sich leichter transparent machen, welche Ursache hinter dem besseren oder schlechteren Abschneiden einer Option gegenüber einer anderen steht. Andererseits bedarf diese Methode eines rechnerischen Zwischenschritts, bei dem immer nur ein Vergleichspaar betrachtet werden kann. Die Erfahrung zeigt jedoch, dass diese Methode eine Auswertung im Falle zahlreicher zu vergleichender Optionen und viel-

¹ Die juristische Frage der Abgrenzung zwischen energetischer Verwertung und thermischer Beseitigung ist davon vollständig unberührt. Hier interessiert ausschließlich der fachtechnische Sachverhalt der faktischen Nutzung.

fach gegenläufiger Wirkungsindikatorenergebnisse überschaubarer macht.

Eine Spezialvariante der „Überkreuz-Schlechtschrift“-Methode ist die „Nutzenkorb-Methode“, bei der im Falle mehrerer Vergleichsoptionen jeder Option die Äquivalenzprozesse aller anderen Optionen schlechtgeschrieben werden. Diese Methode gewährleistet wiederum einen unmittelbaren direkten Vergleich aller Optionen, verhält sich in aller Regel jedoch sehr unübersichtlich und erschwert eine Signifikanzanalyse erheblich.

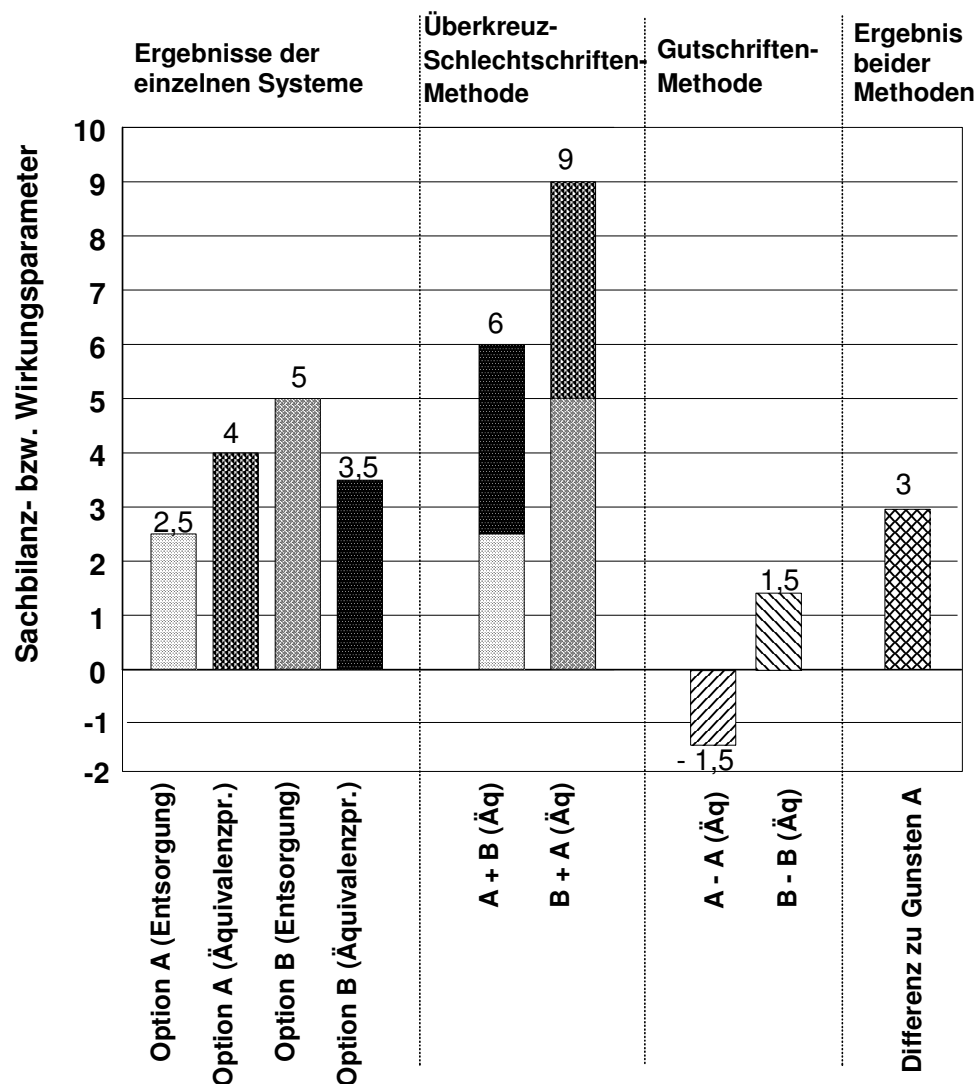


Abb. 2.3-2: Vorgehen bei der „Gutschriften-“ und der „Überkreuz-Schlechtschrift-Methode“ zur Herstellung der Nutzengleichheit verschiedener Abfallentsorgungsoptionen

Eine vergleichende Bewertung von Entsorgungsoptionen zielt üblicherweise auf den Unterschied (Rangfolge und Abstand) zwischen den Optionen ab. In diesem Punkt führen beide Methoden zu ein und demselben Ergebnis, was auch im Schema der Abb. 2.3-2 erkennbar ist. Da auch die vorliegende Arbeit die Identifizierung der ökologischen Unterschiede zwischen den Entsorgungsoptionen zum Ziel hat („besser umweltverträglich“), ist die Wahl der Verrechnungsmethode von sekundärer Bedeutung.

In den Fallbeispielen folgt die Darstellungsweise auf der Ebene der Wirkungsabschätzung dem Prinzip der Überkreuz-Schlechtschrift.

2.3.1 Die Problematik des Folgenutzens

Wie oben beschrieben beginnt die Lebenswegbetrachtung mit der Entstehung des zur Untersuchung stehenden Abfallstoffes (Materials) und endet mit der Bereitstellung eines nutzbaren Produkts. Um die Umweltaspekte der unterschiedlichen Entsorgungsvorgängen miteinander vergleichen zu können, wird die Methode des Äquivalenzprinzips angewendet. Dabei ist Voraussetzung, dass Verwertungsprodukt (z.B. das rektifizierte Lösemittel) und Äquivalenzprodukt (z.B. ein konventioneller Pinselreiniger) in ihrem funktionalen Nutzen gleichwertig sind.

Nun kann es aber der Fall sein, dass die nutzengleichen Produkte in ihrer stofflichen Natur qualitativ wie quantitativ unterschiedlich sind (rektifizierte Lösemittel aus fossilem Kohlenstoff – konventioneller Pinselreiniger aus biogenem Kohlenstoff). Dies kann von erheblicher Bedeutung sein, wenn wiederum das Ende der Gebrauchsphase (als „2. Nutzung“ in der Abb. 2.3-3 dargestellt) dieser Produkte erreicht ist und diese zur Entsorgung anstehen.

Kaum zu beurteilen ist, auf welche Weise die Produkte am Ende dieser 2. Nutzungsphase tatsächlich entsorgt werden. Dies kann im günstigen Fall eine wiederum „hochwertige“ und „umweltverträgliche“ Verwertung sein, es kann im ungünstigsten Fall aber auch eine unregelmäßige Beseitigung mit einem hohem Umweltgefährdungspotenzial erfolgen (z.B. Ableiten über das Abwasser).

In jedem Falle ist davon auszugehen, dass die Art der Entsorgung in gleicher Weise erfolgt, unabhängig davon, ob es sich um das Produkt aus der Verwertung oder dem Äquivalenzprozess handelt.

Das gleiche gilt für den Fall, dass Verwertungsprodukt und Äquivalenzprodukt quantitativ voneinander variieren: 1 kg rektifiziertes Lösemittel entspräche im Nutzen 0,5 kg primärem Lösemittel. Am Ende der Nutzungsphase würde bei der Verbrennung des Äquivalenzproduktes nur die halbe Emissionsfracht freigesetzt. Andererseits käme dem Verwertungsprodukt u.U. ein höherer Energieinhalt zu Gute.

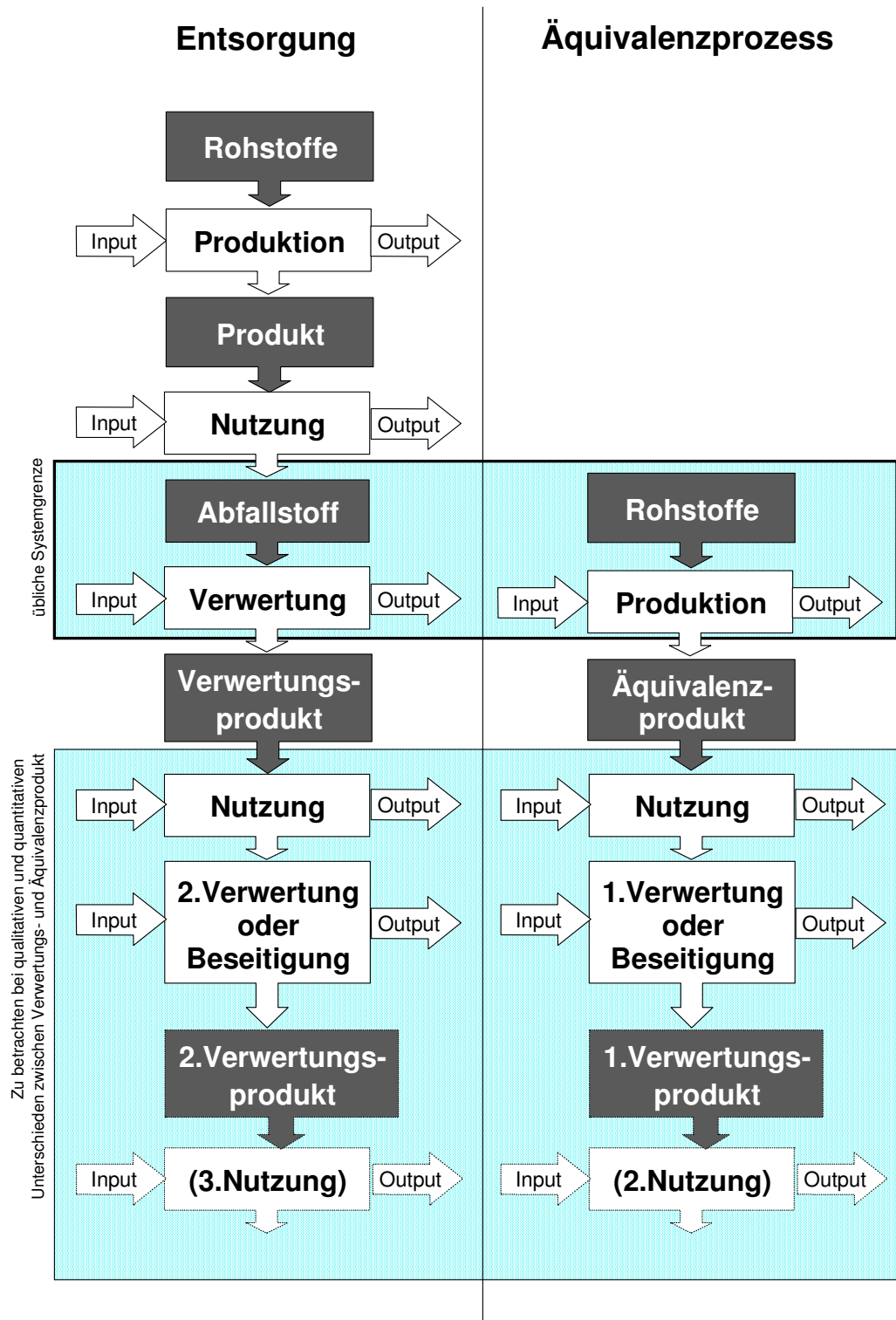


Abb. 2.3-3 Übliche Systemgrenze bei Ökobilanzen von Abfallentsorgungssystemen und ggf. notwendige Erweiterung aufgrund materialbedingt unterschiedlicher „Zweitnutzen“

2.4 Wirkungskategorien

Die negativen Umweltwirkungen werden in der internationalen Methodendiskussion in sogenannte Wirkungskategorien unterteilt. Ebenso wird auf internationaler Ebene an der Standardisierung von Wirkungskategorien gearbeitet. Das Kreislaufwirtschaftsgesetz gibt vor, dass bei der Bewertung der „besseren Umweltverträglichkeit“ einer Verwertungsart folgende Kriterien zu berücksichtigen sind:

- die zu erwartenden Emissionen,
- das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen,
- die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und
- die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Mit Ausnahme des letzten Kriteriums lassen sich diese mit den vorläufigen Standardlisten des Umweltbundesamtes [UBA 1995] und des DIN/NAGUS AA 3/UA2 in der Fassung vom 4. Juli 1995 weitgehend zur Deckung bringen (siehe Tabelle 2.4-1). Sie bilden die Grundlage der Wirkungsabschätzung der vorliegenden Arbeit.

2.4.1 Wirkungszuordnung

In diesem Schritt werden alle Datenkategorien der Sachbilanz einer Umweltwirkungskategorie zugeordnet. Der Schritt dient damit als Vorstufe zur übersichtlichen Bewertung und Aggregation von Sachbilanzinformationen. Tab. 2.4-2 zeigt die Zuordnung für die in diesem Projekt in der Wirkungsabschätzung ausgewerteten Datenkategorien der Sachbilanz. Die Kategorie Lärm ist in der Tabelle nicht aufgelistet, da sie nur über den Parameter Tonnenkilometer LKW bestimmt wird.

Durch die Zuordnung der Datenkategorien der Sachbilanz erhält das weitere Vorgehen eine Struktur, indem die Vielzahl der Einzelparameter aus der Sachbilanz auf wenige Umweltwirkungen bezogen wird. Man kann außerdem erkennen, ob für eine Kategorie nur wenige Informationen vorliegen und für eine andere sehr viele. Damit soll auch eine Überbewertung einzelner Kategorien vermieden werden, die dadurch zustande kommen könnte, dass zu einer Kategorie sehr viele, zu einer anderen sehr wenige Informationen in der Sachbilanz erhalten wurden.

2.4.2 Wirkungscharakterisierung

Im Anschluss an die Wirkungszuordnung wird der Beitrag eines Wirkungsbilanzparameters zur jeweiligen Wirkung bestimmt. Im Grunde können dabei nur Wirkungspotenziale abgeschätzt werden. Unter Wirkungspotenzial ist zu verstehen, dass ein Stoff zu einer negativen Umweltwirkung **möglicherweise** in einem bestimmten Ausmaß beiträgt. Eine Schädigung kann in den meisten Fällen nicht durch Kausalbeziehungen aus dem systemanalytischen Instrument Ökobilanz abgeleitet werden.

Der Beitrag der einzelnen Wirkungsbilanzparameter wird über die sogenannten Wirkungsäquivalente bestimmt. Dabei wird ein Stoff in äquivalenten Mengen eines anderen Stoffes, z.B. die Treibhauswirkung des Methans in Wirkungsäquivalenten des Kohlendioxids, ausgedrückt.

Tab. 2.4-1: Kriterien des KrW-/AbfG zur „besseren Umweltverträglichkeit“ und vorläufige Standardliste des Umweltbundesamtes und des DIN/NAGUS AA3/UA2 für negative Umweltwirkungen

KrW-/AbfG § 5 Absatz 5	Standardliste des UBA	Standardliste DIN/NAGUS
„zu erwartende Emissionen“	• Treibhauseffekt • stratosphärischer Ozonabbau • Fotochemische Oxidantienbildung • Eutrophierung und Sauerstoffzehrung • Versauerung • Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen • Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen • Belästigungen durch Geruch, Lärm, Licht • Strahlung	• Treibhauseffekt • Ozonabbau • Sommersmog • Eutrophierung • Versauerung • Humantoxizität • Ökotoxizität • Lärmbelastungen
„Ziel der Schonung der Ressourcen“	• Ressourcenbeanspruchung • Flächennutzungen	• Ressourcenbeanspruchung • Naturraumbeanspruchung
„einzusetzende oder zu gewinnende Energie“	(korrespondiert mit Ressourcenbeanspruchung und Emissionen)	(korrespondiert mit Ressourcenbeanspruchung und Emissionen)
„die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen“	Allgemeine Risiken (z.B. Transportunfälle, Störfälle)	

Tab. 2.4-2: Zuordnung der im Projekt erhobenen Datenkategorien der Sachbilanz

Ressourcen- beanspruchung	Treibhauseffekt	Fotooxidantien- bildung	Eutrophierung ¹⁾ + Sauerstoffzehrung	Versauerung	Humantoxizität ³⁾	ökotoxische ⁴⁾ Wirkung
Erdöl	CO ₂ fossil	NO _x	NO _x	NO _x	As ²⁾	NH ₄ ⁺
Erdgas	CH ₄	CH ₄	NH ₃	NH ₃	BaP ²⁾	Cr
Braunkohle	N ₂ O	NMVOG	CSB	SO ₂	Cd ²⁾	Zn
Steinkohle		Benzol	N-ges.	H ₂ S	Cr ^{2,5)}	
Uranerz		Toluol	NH ₄ ⁺	HCl	Dioxin ²⁾	
(Zinkerz) ⁶⁾		Xylol	NO ₂ ⁻	HF	Ni ²⁾	
			P-ges.		(Dieselruß- partikel) ⁷⁾	

1) bei NO_x (als NO₂) und NH₃ Eutrophierungspotenzial in Luft, sonst in Wasser
2) Parameter werden in Form von Arsen-Äq. zum Krebsrisikopotenzial aggregiert
3) alle Stoffe als luftseitige Emissionen
4) alle Stoffe als Schadstoffeintrag in Wasser
5) als Chrom VI
6) Betrachtung nur cursorisch
7) Betrachtung nur in der Sensitivitätsanalyse

2.4.3 Verwendete Wirkungskategorien

2.4.3.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt ist als Wirkungskategorie bereits eingehend beschrieben worden [IPCC 1995]. Die bisher meist in Ökobilanzen angewandte [CML 1992, Klöpffer 1995] Aggregationsmethode zur Berechnung des Treibhauspotenzials in Form von CO₂-Äquivalenten wird allgemein anerkannt. Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode bestimmt als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Die vom IPCC fortgeschriebenen Berichte sind als wissenschaftliche Grundlage zur Instrumentalisierung des Treibhauseffektes in ihrer jeweils neuesten Fassung heranzuziehen.

Bei der Berechnung von CO₂-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt. Daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Produkt-Ökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Modellierungen für 20, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beru-

hen auf der sichersten Prognosebasis. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in diesem Projekt verwendet.

Nachfolgend werden die in den Berechnungen des Treibhauspotenzials angetroffenen Substanzen mit ihren CO₂-Äquivalenzwerten - ausgedrückt als „Global Warming Potential (GWP)“ – aufgelistet.

Tab. 2.4-3 Treibhauspotenzial der im Rahmen dieses Projektes vorkommenden Stoffe

Treibhausgas	CO ₂ -Äquivalente (GWP)
Kohlendioxid (CO ₂)	1
Methan (CH ₄)	21
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	310

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen treibhausrelevanten Schadstoffe (m_i) und dem jeweiligen GWP (GWP_i) nach folgender Formel berechnet [CML 1992, Klöpffer 1995]:

$$GWP = \sum_i (m_i \times GWP_i)$$

2.4.3.2 Stratosphärischer Ozonabbau

Die zerstörerische Wirkung insbesondere von Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) auf die UV-absorbierende Ozonschicht in der Stratosphäre wird seit den 80er Jahren als eine gravierende Gefahr für das Leben auf der Erde betrachtet. Aus diesem Grunde wurde in Deutschland in Folge des Montreal-Protokolls im Jahre 1994 die FCKW-Produktion eingestellt. Als Maß für die ozonabbauende Wirkung dieser Stoffe wird das ODP (Ozone Depletion Potential, Ozonabbaupotenzial) verwendet.

In den hier betrachteten Fallbeispielen ist die Freisetzung von FCKW ohne bzw. von vernachlässigbarer Bedeutung. Diese Wirkungskategorie findet hier daher keine weitere Berücksichtigung.

2.4.3.3 Fotooxidantienbildung

Aufgrund der komplexen Reaktionsvorgänge bei der Bildung von bodennahem Ozon ist die Modellierung der Zusammenhänge zwischen Emissionen von ungesättigten Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden äußerst schwierig. Die bisher in Wirkungsabschätzungen verwendeten Ozonbildungspotenziale (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP) [CML 1992, Klöpffer 1995], ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten, sind in Fachkreisen umstritten, da sie zum einen auf der Änderung bestehender Ozonkonzentrationen aufbauen und zum anderen für regional weiträumige Ausbreitungsrechnungen entwickelt wurden. Sie basieren auf dem Ozonbildungspotenzial der Kohlenwasserstoffe und blenden den Beitrag der Stickoxide an den Bildungsreaktionen vollkommen aus.

Gerade letztere Einschränkung hat im Rahmen vorangehender Forschungsvorhaben [ifeu 1998] zu Anstrengungen geführt, ein verbessertes Berechnungsmodell zu entwickeln. Zunächst wurde versucht, die relevanten Bildungsreaktionen für Fotooxidantien vor dem Hintergrund real existierender Konzentrationen und Mischungsverhältnisse unter Berücksichtigung der Stickoxide für eine solche Modellbildung heranzuziehen. Die Atmosphäre über einer gegebenen Fläche - z.B. Deutschland – wird hierin als ein Ein-Box-Modell angenommen und mit den zusätzlichen ozonbildenden Agenzien neu berechnet. Dieser Ansatz erwies sich jedoch, orientiert an der schlechten Datenlage der ozonbildenden Substanzen, im Rahmen der Sachbilanz als zu aufwendig im Vergleich zu seinem möglichen Nutzen.

Um dennoch die Stickoxide in die Modellierung der Fotooxidantienbildung mit einbeziehen zu können, wurde von [Stern 1997] eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass aufbauend auf dem POCP-Modell in Ethen-Äquivalenten jeweils die pro System emittierten Stickoxide mit dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden. Es ergibt sich eine neue Maßzahl, hier mit Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential NCPOCP bezeichnet, die genau die lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht.

Nachfolgend sind die Gase mit ihren fotochemischen Ozonbildungspotenzialen (POCP) aufgelistet, die im Rahmen dieser Ökobilanz erhoben werden konnten. Grundsätzlich werden nur Einzelsubstanzen mit einem definierten Äquivalenzwert zu Ethen berücksichtigt. Für die stofflich nicht präzise spezifizierten Kohlenwasserstoffe, die im Primärraffinationsprozess freigesetzt werden, wird ein aus CML [1992] entnommener mittlerer Äquivalenzwert für Alkane und Alkene verwendet.

Tab. 2.4-4 Ozonbildungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes erhobenen Stoffe

Fotooxidanz	Ethen-Äquivalente (POCP_i) in kg Ethen-Äq/kg
Ethen (C ₂ H ₄)	1
Methan (CH ₄)	0,007
NMVOC	0,7
• Alkane (Durchschnitt)	0,398
• Alkene (Durchschnitt)	0,906
Benzol (C ₆ H ₆)	0,189
Toluol (C ₇ H ₈)	0,563
Xylole (C ₈ H ₁₀)	0,666 (ortho-) bis 0,993 (meta-) 0,888 Isomerengemisch

Das POCP wurde nach folgender Formel ermittelt:

$$POCP = \sum_i (m_i * POCP_i)$$

Daneben diente der POCP-Wert als Grundlage zur Berechnung des stickoxidkorrigierten NCPOCP-Wertes. Der Wert des stickoxidkorrigierten

Ozonbildungspotenzials stellt das geometrische Mittel aus dem POCP-Wert und der Summe der emittierten Stickoxidmenge dar, d.h. POCP-Wert und Stickoxidmenge werden miteinander multipliziert und aus dem Produkt die Wurzel gezogen.

$$NCPOCP = \sqrt{NOx * \sum_i (m_i * POCP_i)}$$

2.4.3.4 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Die Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Auch wenn eine gemeinsame Betrachtung der zwei Wirkungsbereiche nicht befriedigend ist, soll dennoch im Rahmen dieses Projektes damit operiert werden. Eventuelle Einschränkungen dieses Ansatzes sind bei der Auswertung zu berücksichtigen.

Die Eutrophierung eines Gewässers führt sekundär zu einer Sauerstoffzehrung. Ein übermäßiges Auftreten sauerstoffzehrender Prozesse kann zu Sauerstoffmangelsituationen im Gewässer führen. Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar.

Zur Berechnung der Nährstoffzufuhr kann zur Zeit keine bessere Alternative als die Aggregation in Phosphatäquivalenten [CML 1992, Klöpffer 1995] genannt werden. Nachfolgend sind die im Rahmen dieses Projektes vorkommenden verschiedenen Schadstoffe bzw. Nährstoffe mit ihren Eutrophierungspotenzialen, engl. Nutrification Potential (NP), in Form von Phosphatäquivalenten aufgelistet.

Tab. 2.4-5: Eutrophierungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Nährstoffträger	PO ₄ ³⁻ Äquivalente (NP)
Eutrophierungspotenzial (Luft)	
Stickoxide (NO _x als NO ₂)	0,13
Ammoniak (NH ₃)	0,35
Eutrophierungspotenzial (Wasser)	
Gesamtstickstoff	0,42
Ammonium (NH ₄)	0,327
Nitrat (NO ₃ ⁺)	0,128
Gesamtphosphor	3,06
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,022

Unterschieden wurde zwischen dem durch Luftemissionen und durch Wassereinleitungen verursachten Eutrophierungspotenzial. Für beide Bereiche getrennt wurde der Beitrag zum Eutrophierungspotenzial durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen NP nach folgender Formel berechnet:

$$NP = \sum_i (m_i * NP_i)$$

2.4.3.5 Versauerung

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich ist die Emission säurebildender Abgase. Die in [CML 1992, Klöpffer 1995] beschriebene Berechnung von Säurebildungspotenzialen wird als adäquat für Produkt-Ökobilanzen angesehen. Damit sind insbesondere keine spezifischen Eigenschaften der belasteten Land- und Gewässersysteme vonnöten. Die Messung des Säurebildungspotenzials erfolgt üblicherweise durch Umrechnung auf SO₂-Äquivalente. Nachfolgend sind die in dieser Studie erfassten Schadstoffe mit ihren Versauerungspotenzialen, engl. Acidification Potential (AP), in Form von SO₂-Äquivalenten aufgelistet.

Tab. 2.4-6: Versauerungspotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Saures Gas	SO ₂ -Äquivalente (AP)
Schwefeldioxid (SO ₂)	1
Stickoxide (NO _x)	0,7
Chlorwasserstoff (HCl)	0,88
Fluorwasserstoff (HF)	1,6
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	1,88
Ammoniak (NH ₃)	1,88

Der Beitrag zum Versauerungspotenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen AP nach folgender Formel berechnet:

$$AP = \sum_i (m_i * AP_i)$$

2.4.3.6 Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen

Die in der Sachbilanz erhobenen Daten zu toxischen Emissionen stellen Schadstofffrachten dar. Die Schadstofffrachten werden in einer Ökobilanz nicht in Bezug zu einer konkreten räumlichen Einheit erhoben. Die Sachbilanzdaten sind daher nicht auf eine konkrete Expositions Betrachtung zurückzuführen. Die klassischen Instrumente zur toxikologischen Bewertung wie z.B. die Risikoanalyse oder die Umweltverträglichkeitsuntersuchung sind somit nicht unmittelbar innerhalb einer Ökobilanz anwendbar.

Eine methodische Vorgehensweise, die Vielfalt an toxikologischen Wirkungen, die von den einzelnen toxischen Stoffen ausgeht, zu beschreiben und zusammenzufassen, ist bisher nicht allgemein akzeptiert. Es ist grundsätzlich die Frage zu stellen, ob sich ein Ansatz mit dem Anspruch, die gesamte Breite der Toxikologie belastbar abzudecken, überhaupt realisieren lässt. In der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen [UBA 1995] wurden zur Bewertung der Humantoxizität einzelne Schad-

stoffe wie Staub, Schwefeldioxid, Benzo(a)pyren, Cadmium und Blei direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation in die Auswertung einbezogen. Die dort verwendeten Parameter finden auch hier Berücksichtigung, soweit ihnen unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Bedeutung ein entsprechendes Gewicht zuerkannt wird.

Für Schadstoffe mit Wirkungen, die ohne Schwellenkonzentrationen auftreten können, wird in der vorliegenden Untersuchung ein Ansatz zur Wirkungscharakterisierung angewendet, der im Rahmen von Forschungsvorhaben mit vergleichbaren Fragestellungen entwickelt wurde [ifeu 1997, ifeu 1998]. Insbesondere **kanzerogene Wirkungen**, die von den entsprechenden Stoffen auch bei geringster Konzentration ausgelöst werden können, eignen sich zu einer vereinheitlichten Darstellung. Damit spielt es keine Rolle, in welchem Maße die freigesetzten Stoffe verdünnt werden. Bedingung ist lediglich, dass ein Expositionsweg für den Menschen gegeben ist, was z.B. im Falle der Freisetzung von kanzerogenen Luftschadstoffen grundsätzlich immer der Fall ist. Lediglich bei Freisetzung auf hoher See (z.B. durch Überseetransporte, hier v.a. Nickel-emissionen durch Schweröltreibstoff) ist eine Exposition von geringer Wahrscheinlichkeit, aber auch nicht vollständig auszuschließen.

Eine methodische Vereinfachung für die Aggregation kanzerogener Schadstoffemissionen ist durch die Verfügbarkeit sogenannter Einheitsrisikowerte (unit risk) gegeben. Diese Werte werden u.a. durch die US-Umweltbehörde EPA herausgegeben und regelmäßig überarbeitet. Mit ihnen lassen sich einerseits Risiken konkreter Expositionen mit Luftschadstoffen bestimmen und andererseits die Vielzahl an kanzerogenen Schadstoffen zu einem summarischen Wert zusammenfassen und somit ähnlich den CO₂- oder SO₂-Äquivalenten auf einen Einzelstoffindex – das Krebsrisikopotenzial (CRP = Carcinogenic Risk Potenzial) – beziehen. Im vorliegenden Fall wird hierzu das Halbmetall Arsen gewählt, da es zu den erwiesenermaßen krebserzeugenden Substanzen zählt und sowohl über den Atemweg wie auch die Nahrungsaufnahme wirksam ist. In der nachfolgenden Tabelle wird für jeden der in der Sachbilanz erhobenen Schadstoffe der Arsen-Äquivalenzwert aufgeführt. Dabei werden die Einheitsrisikowerte nach IRIS [2000] zu Grunde gelegt.

Auch der LAI greift in seinen Veröffentlichungen das unit risk Konzept auf und stellt – nach eigener Systematik ermittelte – Einheitswerte auf. In nachfolgender Tabelle sind die unit risk Werte aus beiden Quellen zusammengestellt. Während die IRIS-Datenbank der EPA das Ziel hat, möglichst für alle kanzerogenen Stoffe – soweit möglich – einen Risikowert auszuweisen, dienen die Werte des LAI in erster Linie einem Indikatorenmodell zur Bewertung der Luftqualität. Aus diesem Grund wird für die Wirkungsaggregation im Rahmen einer Ökobilanz die umfassendere Stoffdatenbank bevorzugt, was das Konzept des LAI in keinster Weise herabsetzt.

Für zwei Parameter allerdings, für die der LAI unit-risk-Faktoren angibt, liegt in der IRIS-Datenbank kein Wert vor: Dieselrußpartikel und Asbest. Während Asbest aus Sicht der Ökobilanzierung nur in Spezialfällen (Asbestproduktion, -anwendung, Gebäudeabriss) von Bedeutung ist, sind die Dieselrußpartikel durch die Omnipräsenz von Transportvorgängen grundsätzlich von Bedeutung.

Nach EPA besteht jedoch bislang kein hinreichender Verdacht auf eine Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln. Der auf Arbeiten Anfang der 90er Jahre zurückgehende unit risk Wert des LAI ($7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\mu\text{g}$) wird auch von der deutschen Fachwelt zwischenzeitlich differenzierter diskutiert. So versucht man die Betrachtung auf die Partikelkern-

masse (EC, elementary carbon) zu begrenzen, wobei auch hier noch keine abschließende Klarheit herrscht. Desweiteren besteht bislang noch keine Sicherheit über die Wirkung von Feinststaub mit geringerer Korngröße als 10 µm (PM₁₀), egal welcher Herkunft. Die möglichen Unsicherheiten, die sich durch eine Außerachtlassung der Partikel hinsichtlich des Ergebnisses der Ökobilanz ergeben können, werden daher in Form einer Sensitivitätsanalyse eingeschätzt.

Tab. 2.4-7: Einheitsrisikofaktoren (unit risk) der U.S.EPA und des LAI

	Herkunft der Faktoren		Einheit	Einstufung der Kanzerogenität	
	IRIS (EPA)	LAI		EPA	IARC
Cadmium	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	(µg/m ³) ⁻¹	B1	2A
Chrom (als Cr-VI)	$1,2 \cdot 10^{-2}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	A	1
Arsen	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-3}$	(µg/m ³) ⁻¹	A	1
Beryllium	$2,4 \cdot 10^{-3}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	B2	2A
Nickel	$2,4 \cdot 10^{-4}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	A	1
Benz(a)pyren	$9 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-2}$	(µg/m ³) ⁻¹	B2	k.A.
PCB	$1,2 \cdot 10^{-3}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	i.Ü.	2A
PCDD/F	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	(ng/m ³) ⁻¹	i.Ü.	i.Ü.
Hexachlorbenzol	$4,6 \cdot 10^{-4}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	B2	2B
Pentachlorphenol	$3,4 \cdot 10^{-5}$	k.A.	(µg/m ³) ⁻¹	B2	2B
Dieselrußpartikel	k.A.	$7 \cdot 10^{-5}$	(µg/m ³) ⁻¹	k.A.	k.A.
Asbest	k.A.	k.A.	(100 Fasern / m ³) ⁻¹	k.A.	k.A.
EPA-Klassifikation			IARC-Klassifikation		
A kanzerogen beim Menschen			1 kanzerogen beim Menschen		
B1 wahrscheinlich kanzerogen beim Menschen, begrenzte Evidenz beim Menschen			2A wahrscheinlich kanzerogen beim Menschen		
B2 wahrscheinlich kanzerogen beim Menschen, ausreichende Evidenz bei Tieren, unzureichende oder keine Evidenz beim Menschen			2B möglicherweise kanzerogen beim Menschen		
C möglicherweise kanzerogen beim Menschen					
D kanzerogenes Potenzial beim Menschen nicht klassifizierbar					

Der Beitrag zum **Krebsrisikopotenzial** wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen CRP nach folgender Formel berechnet:

$$CRP = \sum_i (m_i \times CRP_i)$$

Wie Versauerung und Eutrophierung stellt die Summe emittierter Arsen-Äquivalente ein Wirkungspotenzial ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Krebsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Dies würde ein hochkomplexes Expositionsmodell erfordern. Ebenso kann zur Zeit kein Modell vorgeschlagen werden, das die verschiedenen Expositionspfade der kanzerogenen Substanzen nachvollzieht. Damit sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch diese Stoffe über den Luftpfad berücksichtigt.

Tab. 2.4-8: Krebsrisikopotenzial der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Kancerogen	Arsen-Äquivalente (CRP)
	in kg Arsen-Äq./kg
Arsen (As)	1
Cadmium (Cd)	0,42
Chrom (als Cr-VI)	2,79
Nickel (Ni)	0,056
Benzo(a)pyren (BaP)	20,9
Dioxine/Furane als TE	10.500
PCB	0,233

2.4.3.7 Toxische Schädigung von Organismen und Ökosystemen

Im Prinzip stößt man hier auf die gleiche Problematik wie im Falle der Humantoxizität. Daher werden auch hier die in der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen [UBA 1995] vorgeschlagenen Einzelstoffparameter berücksichtigt, soweit ihnen unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Bedeutung ein entsprechendes Gewicht zuerkannt wird und soweit die Stoffe eine einigermaßen symmetrische Datenglage über alle Optionen hinweg aufweisen. Der UBA-Vorschlag umfasst die Parameter Kohlenwasserstoffe, Chlorid, AOX, Ammonium, Stickoxide, Schwefelwasserstoff, Fluorwasserstoff, Ammoniak und Schwefeldioxid.

2.4.3.8 Belästigungen

Dieser Punkt umfasst die Wirkungen von Geruch, Lärm und Licht. Dies sind Umweltbelastungen, die stark ortsabhängig bewertet werden müssen. Da diese Tatsache z.T. im Widerspruch zu dem systemanalytischen Charakter der Produkt-Ökobilanz steht, können diese Belastungen nur mit Hilfe eines pragmatischen Ansatzes mit in die Bewertung aufgenommen werden.

Für Lärm gilt, dass er durch technische Maßnahmen oder einen ausreichenden Abstand zu Wohnflächen in Grenzen gehalten werden kann. Dennoch wird Lärm in Umfragen als eines der größten Umweltprobleme gesehen, was hauptsächlich auf der Beeinträchtigung durch Verkehrslärm beruht. Deshalb wird der in der Wirkungsabschätzung des Umweltbundesamtes gewählte Ansatz unterstützt, die im Nahverkehr gefahrenen Fahrzeugkilometer als „Repräsentant“ für Lärmbelastungen heranzuziehen.

Im Rahmen dieses Projektes wurde dafür die Sachbilanzgröße Tonnenkilometer LKW ausgewertet. Da die Differenzierung zwischen Nahverkehr und Fernverkehr anhand der Daten nicht durchgängig möglich war, wurden hier vereinfachend alle LKW-Transporte aufsummiert.

Es sei jedoch bereits hier vorweggenommen, dass dieser Sachbilanz- und damit auch der Wirkungsparameter in der vorliegenden Untersuchung keine zentrale Bedeutung hat, da bei den betrachteten Szenarien von einer prinzipiellen Gleichheit der Sammeltransporte ausgegangen wird. Auf der anderen Seite werden zwar durchaus verfahrensbedingte Transporte (z.B. für Betriebsmittel) berücksichtigt, doch lassen sich aus verschiedenen aggregiert vorliegenden Datensätzen für bestimmte Produkte (insbesondere im Bereich der Äquivalenzsysteme) die darin enthaltenen Transportleistungen nicht entnehmen. Da dort jedoch gegenüber den Entsorgungsoptionen von insgesamt mehr Transportleistung auszugehen ist, erscheint eine Auswertung dieses Wirkungsparameters nicht sinnvoll.

2.4.3.9 Strahlung

Für die Quantifizierung und Bewertung von Strahlung im Rahmen einer Ökobilanz sind derzeit noch keine brauchbaren Methodenvorschläge verfügbar.

2.4.3.10 Ressourcenbeanspruchung

Der Verbrauch von Ressourcen wird als Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen des Menschen angesehen. In allen Überlegungen zu einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise spielt die Schonung der Ressourcen eine wichtige Rolle. Der Begriff Ressourcen wird dabei manchmal beschränkt auf erschöpfliche mineralische oder fossile Ressourcen angewendet oder sehr weit interpretiert, indem z.B. genetische Vielfalt, landwirtschaftliche Flächen etc. darin eingeschlossen werden.

Für eine Bewertung der Ressourcenbeanspruchung innerhalb der Wirkungsabschätzung wird üblicherweise die „Knappheit“ der Ressource als Kriterium herangezogen. Zur Bestimmung der Knappheit einer Ressource werden, bezogen auf eine bestimmte geographische Einheit, die Faktoren Verbrauch, eventuelle Neubildung und Reserven in Beziehung gesetzt. Als Ergebnis erhält man einen Verknappungsfaktor, der dann mit den in der Sachbilanz erhobenen Ressourcendaten verrechnet und in einen Gesamtparameter für die Ressourcenbeanspruchung aggregiert werden kann.

Trotz einer vermeintlich guten methodischen Zugänglichkeit zu der Umweltbelastung „Ressourcenbeanspruchung“ werden zukünftig noch einige grundsätzliche Aspekte zu klären sein. Dies betrifft insbesondere die sinnvolle Einteilung der Ressourcenarten und die Definition von Knappheit. Erst dann sind nachvollziehbare und akzeptierte Messvorschriften und Bewertungsgrundlagen möglich.

Die Schwierigkeiten bei der Abgrenzung der Ressourcenarten ergeben sich z.B. dadurch, dass Materialien auch Energieträger sein können und umgekehrt, dass biotische Ressourcen u.U. nicht erneuerbar sind, dass Wasser ein erneuerbares Material und ein erneuerbarer Energieträger sein kann usw.. Dazu kommen Probleme aus der Sachbilanz: Ist der Anbau einer biotischen Ressource ein Teil des Systems, so ist nicht das biologische Material ein Input in das System, sondern die Fläche, auf der es erzeugt wird. Damit ist Fläche die Ressource, die in der Wirkungsabschätzung und Bewertung zu betrachten ist und nicht die Ressource selbst.

Vor diesem Hintergrund wird der Vorschlag gemacht, von drei Ressourcenkategorien auszugehen:

- Ressource Energie,
- Materialressourcen,
- Ressource Naturraum.

Energieressourcen

Verschiedene Energierohstoffe, wie z.B. Erdöl oder auch Holz, haben die Eigenschaften, sowohl stofflich (sog. feedstock) als auch energetisch verwendbar zu sein. Aufgrund der vielfältigen Umwandlungsprozesse innerhalb eines Lebenswegs sind dabei die Abgrenzungen nicht leicht zu setzen.

Diese Eigenschaften der Energierohstoffe haben bisher zu dem Vorschlag geführt, die Energieträger als Material darzustellen. Damit wurde es jedoch schwer, nichtmaterielle Energieträger wie Windkraft, Wasserkraft, Gezeitenkraft, Photovoltaik etc. in ein Konzept mit einzubeziehen. Umgekehrt stellen andere Arbeiten sowohl stofflich als auch energetisch einsetzbare Materialien durch deren Energieinhalt dar. Daraus folgt unweigerlich das Problem, dass diese Materialien mit nicht-energetischen Materialien nicht in Beziehung gesetzt werden können. Bei einer Substitution von Glas durch Kunststoff können keine Megajoules mit Kilogramm verglichen werden. Eine Rückübersetzung vom Energieinhalt des Kunststoffs in eine gewichtsbezogene Darstellung wird wieder nötig.

Zusätzlich gilt zu beachten, dass die Energievorräte auf der Erde grundsätzlich als endlich anzusehen sind. Das gilt auch für die Sonnenenergie sowie die Erdwärme und die Kernenergie.

Aus den genannten Gründen sollte nach Auffassung des ifeu-Instituts die Energie als eigenständige Ressource angesehen werden. Es bleibt zu diskutieren, ob nur fossile Energieträger als knappe Energieressource angesehen werden sollten oder das Konzept weiter zu fassen sein wird.

Werden nur fossile Energieträger berücksichtigt, so bieten sich verschiedene Ansätze der Wirkungsaggregation an, zum einen eine allein auf den allgemeinen Nutzwert der Energieressourcen bezogene Aggregation (nämlich den Wärmeinhalt in Joule) oder zum anderen auf den Nutzwert unter Berücksichtigung der spezifischen Knappheit der einzelnen Energieträger. Für den zweiten Ansatz ist die Berechnung der statischen Reichweiten der Ressourcen unter Verwendung der Weltreserven und des aktuellen Verbrauchs der jeweiligen Ressource hilfreich. In der Wirkungsabschätzung des Umweltbundesamtes zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen wurden die Knappheiten auf Erdöläquivalenzknappheiten bezogen und berechnet [UBA 1995]. Die nachfolgende Tabelle gibt die Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der statischen Reichweite und damit der Rohöläquivalente wieder.

Als vergleichbar endlich sind – lässt man die Eventualitäten der Brütertechnologie außer Acht – auch die nuklearen Brennstoffe zu betrachten. Eine Aggregation von fossilen und nuklearen Brennstoffen trägt daher dem Gesichtspunkt der Endlichkeit beider Ressourcenarten Rechnung. Allerdings besteht wissenschaftlich keine Korrespondenz zwischen dem chemisch gebundenen Wärmeinhalt fossiler Stoffe und der beim Zerfall von Atomkernen frei werdenden Energie bei Kernbrennstoffen, so dass auf der Ebene

der Nutzenergie über technische Parameter auf die Primärenergie zurückzuschließen ist. Diese Vorgehensweise entspricht der Methodik zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes (KEA). Als Grundlage von Charakterisierungsfaktoren im Sinne der DIN EN ISO 14042 (Ökobilanz - Wirkungsabschätzung) ist eine solche Aggregation jedoch nicht unproblematisch. In der vorliegenden Studie werden für die Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ die **endlichen Energieressourcen**, summarisch aus fossilen und nuklearen Brennstoffen, herangezogen. Die Aggregation erfolgt auf der Basis der Energieinhalte (in MJ/kg).

Tab. 2.4-9: Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projektes bewerteten Ressourcen

INPUT	Wärmeinhalt Primärenergieträger	Rohöl-Äquivalente ^{a)}
Rohstoffe in der Lagerstätte	in MJ/kg	in kg Rohöl-Äq./kg
Braunkohle	8,8	0,0409
Erdgas	40,4	0,5212
Erdöl	42,6	1
Steinkohle	29,46	0,1836
Uranerz	30.000 ^{b)}	- ^{c)}

a) Quelle: UBA [1995]

b) Im Reaktor frei werdende Wärmemenge, ausgehend von einem Abbrand von 3.540 GJ/kg U und 118 kg Erz/kg U

c) Rohöl-Äquivalente beziehen sich nach UBA [1995] ausschließlich auf fossile Ressourcen; die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe BGR, Hannover, berichtet von Uranreserven in Höhe von 2,31 Mio t. Der jährliche Verbrauch liegt bei 63.000 t/a. Auf dieser Basis wäre die statische Reichweite 37Jahre und der Rohöl-Äquivalenzwert läge bei etwa 820 kg Rohöl-Äq./kg.

Materialressourcen

Unter dieser Kategorie sollten alle materialbehafteten Ressourcen ebenso eigenständig wie die Energie an ihrer materiellen Knappheit gemessen und bewertet werden. Eine Überprüfung der Knappheiten der Materialressourcen hat jedoch gezeigt, dass außer den auch als Energieträger verwendeten Materialien kaum knappe Materialien in den hier untersuchten Produktsystemen auftauchen. Eine weitere Diskussion erscheint deshalb in diesem Rahmen als wenig sinnvoll. Sie werden im Einzelfall – wie beispielsweise im Fall von Zinkerz – kursorisch in die Wirkungsabschätzung und die Bewertung einbezogen.

Ressource Naturraum

Die Umweltbelastungen im Bereich der Ressource Naturraum werden häufig in der Wirkungskategorie „Flächennutzungen“ angesiedelt. Im Rahmen anderer ökobilanzieller Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes wurde die Ressource Naturraum aufgrund ihrer Bedeutung als Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ eigenständig behandelt. Die entsprechende Wirkungsabschätzungsmethode ist im folgenden Kapitel dargestellt.

2.4.3.11 Naturraumbeanspruchung

Fläche kann im Zusammenhang der wirkungsorientierten Bewertung als eine endliche Ressource verstanden werden. Doch ist es nicht hilfreich, Fläche nur als eine zur freien Verfügung stehende Menge zu verstehen. Fläche steht in direktem Bezug zu einem ökologisch bewertbaren Bestand auf dieser Fläche.

Wird der ökologische Bestand einer Fläche berücksichtigt, so sind darunter alle flächenbezogenen Umweltbelastungen zu verstehen, wie z.B. die Verringerung der biologischen Diversität, Landerosion, Beeinträchtigung der Landschaft usw.. Es erscheint angebracht, mit dem Begriff "Naturraum" alle darin enthaltenen natürlichen Zusammenhänge zu verstehen und zu beschreiben – im Gegensatz zum Begriff der Fläche.

Zu diesem Zweck wurde eine Methode zur Wirkungsabschätzung, die auf der Beschreibung des „Natürlichkeitsgrades“ (Hemerobiestufen) von Naturräumen aufbaut, weiterentwickelt [Klöpffer, Renner 1995] und spezifiziert. Entscheidender Punkt der Methode ist die Beschreibung der Flächenqualitäten in sieben Qualitätsklassen mit abnehmendem Natürlichkeitsgrad, wobei alle Landflächen in dieses Qualitätsraster einordenbar sein müssen. Klasse I entspricht dabei „unberührter Natur“, für die über lange Zeit keinerlei Nutzung erfolgen darf. Der Natürlichkeitsklasse VII entsprechen versiegelte oder sehr lange Zeit degradierte Flächen wie z.B. Deponien und Tagebauflächen.

2.4.3.12 Allgemeine Risiken

Für die Erfassung und Bewertung von allgemeinen Risiken, wie z.B. Transportunfälle oder Störfallrisiken im Rahmen einer Ökobilanz steht derzeit nur ein begrenztes methodisches Repertoire zur Verfügung. Im Rahmen des DIN/NAGUS wird vorgeschlagen, die allgemeinen Risiken erst in der Bewertung zu berücksichtigen, ohne dass jedoch konkrete Handlungsvorschläge dazu vorliegen.

2.4.4 Anreicherung von Schadstoffen nach Kreislaufwirtschaftsgesetz

Der § 5 Abs. 5 (KrW-/AbfG) enthält, neben den drei systembezogenen Umweltkriterien „Ressourcenverbrauch“, „Emissionen“ und „Energie“, ein produkt- bzw. materialbezogenes Umweltkriterium. So ist die **„Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen“** zu berücksichtigen.

Eine Methodik zur Anwendung des Kriteriums der Schadstoffanreicherung steht bislang nicht zur Verfügung. Ein denkbarer Ansatz bestünde darin, Schadstoffkonzentrationen in einem Material oder Abfall zu benennen, oberhalb derer der Verwertungsweg in einer Ja-Nein-Entscheidung als nicht umweltverträgliche Lösung angesehen werden kann. In solche materialbezogenen Grenzwerte müssten Fragen zur Wirkung und zu Expositionsrisiken einfließen. Eine eigenständige Herleitung derartiger Grenzwerte für die Abfallfragestellung kann nicht geleistet werden. Sie sollten vielmehr aus bestehenden Gesetzeszusammenhängen abgeleitet werden. Denkbar wären etwa

- die Höchstmengenverordnung im Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz (LMBG) oder
- die R-Sätze aus der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) zum Chemikaliengesetz (ChemG) oder
- Merkblätter, z.B. der LAGA oder ähnliche nebensetzliche Schriften.

Weitere Gesetzesgrundlagen wären entsprechend auszuwerten. Zu berücksichtigen ist dabei, dass diese Regularien vielfach auf anderen systematischen Ansätzen beruhen und andere Schutzzwecke verfolgen.

Eine andere Möglichkeit, die Frage der Schadstoffanreicherung im Rahmen einer Ökobilanz zu bewerten, kann in einer sinnvollen Erweiterung des Betrachtungsrahmens – der Systemgrenze – bestehen. Die Annahme, dass eine Schadstoffanreicherung als schädliche Umweltwirkung aufzufassen ist, lässt darauf schließen, dass diese Schadstoffe an irgendeiner Stelle wieder in die Umwelt gelangen: Der Materialzustand führt wiederum zu Stoffströmen. Lassen sich die aus einer Schadstoffanreicherung resultierenden Stoffströme in die Umwelt (z.B. Emissionen aus dem Produkt heraus während dessen Nutzung oder späterer Verwertung oder Beseitigung) nachvollziehen, so können diese durch Systemerweiterung in die Ökobilanzierung einbezogen werden. Ein Beispiel kann dies verdeutlichen: Ein Produkt einer Abfallverwertung enthält gegenüber seinem primären Äquivalenzprodukt eine höhere Konzentration an Cadmium. Am Ende der Nutzungsphase wird dieses Produkt durch Verbrennung beseitigt. Dort wird das Cadmium in entsprechendem Maße emittiert. Durch Systemerweiterung wird diese Emission mit in den Bilanzraum aufgenommen und dadurch im Rahmen der Gesamtemission des Systems berücksichtigt.

Die nachfolgende Abbildung soll die Logik dieser Bilanzraumerweiterung verdeutlichen. Dabei wird der gesamte Lebensweg eines Produkts mit seinen Stoffströmen dargestellt, wobei der üblicherweise betrachtete Lebenswegabschnitt einer ökobilanziellen Bewertung von Verwertungsverfahren und die entsprechende Systemerweiterung gekennzeichnet sind.

Die Systemerweiterung gilt in gleicher Weise für das Verwertungssystem und das korrespondierende System des Äquivalenzprozesses.

Die Durchführung derartiger Systemerweiterungen sollte nicht a priori bei jeder Bilanzierung vorgenommen werden, um den Bilanzierungsaufwand und damit auch die Ergebnisse der Ökobilanz überschaubar zu halten. Es ist eher sinnvoll, diese Erweiterung im Rahmen der Sensitivitätsanalyse der eigentlichen Ökobilanz mit der üblichen Systemgrenze nachzuschieben.

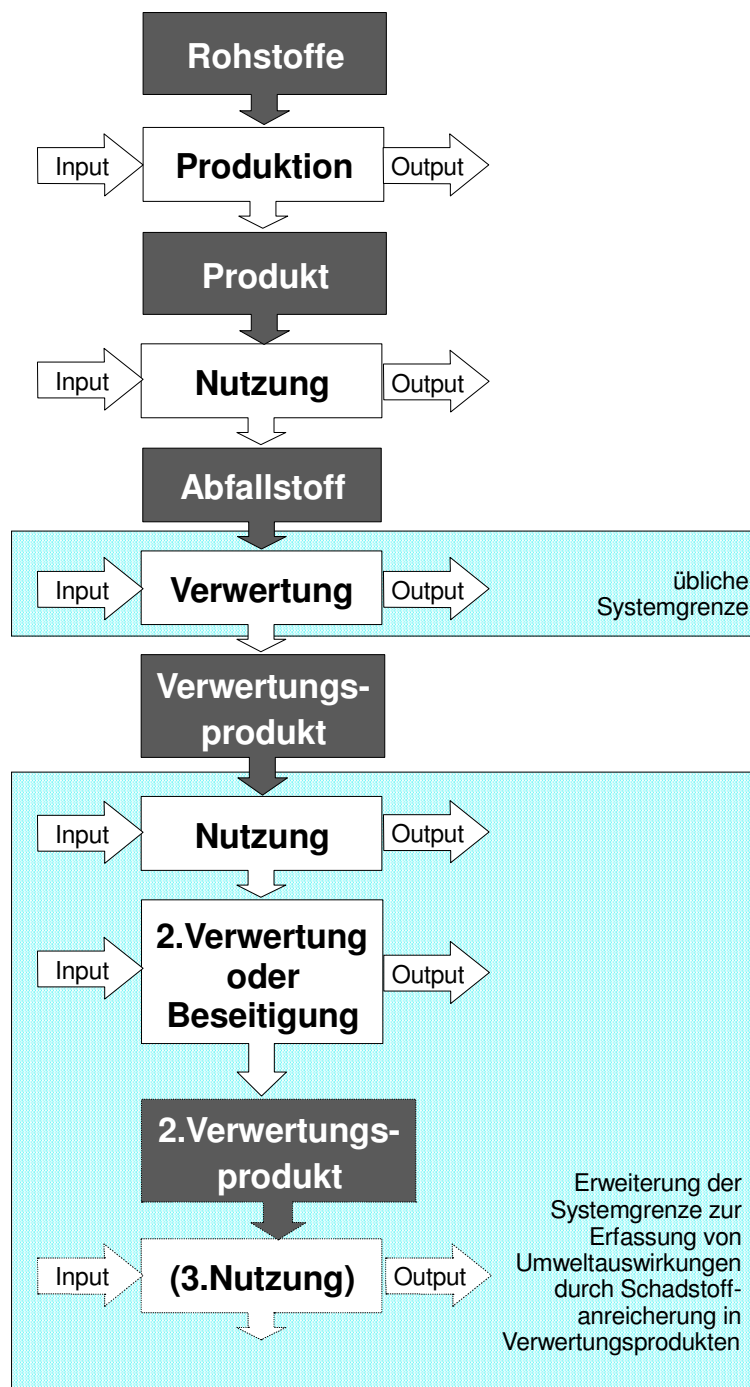


Abb. 2.4-1 Schematischer Gesamtlebensweg eines Produkts und Darstellung der Systemgrenzen einer Ökobilanz der Abfallverwertung sowie einer Systemerweiterung zur Einbeziehung von Schadstoffanreicherungen

2.5 Vorgehen bei der Auswertung

Die DIN EN ISO 14043 gliedert den abschließenden Schritt einer Ökobilanz, die *Auswertung* (früher *Bewertung* oder *Bilanzbewertung*), in drei wesentliche Abschnitte:

- *Identifizierung* der signifikanten Parameter,
- *Beurteilung* durch Vollständigkeits-, Sensitivitäts-, Konsistenz- und sonstige Prüfungen,
- *Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Bericht*.

Der Zweck der Auswertung liegt darin, die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zu strukturieren und die signifikanten Parameter zu bestimmen.

Die Wahl der Methodik wird dabei weitgehend freigestellt, soweit Übereinkunft mit der Zieldefinition besteht. In der Norm selbst wird auf die zahlreichen wie vielfältigen Ansätze, die zur Verfügung stehen, hingewiesen. Nach den aus einem Forschungsvorhaben am Umweltbundesamt gewonnenen Erkenntnissen ist nicht davon auszugehen, dass sich ein einheitlicher Methodenansatz allgemein etablieren wird. Vielmehr wird ein „Methodenpluralismus“ auch dauerhaft Bestand haben [UBA 1997].

Der hier zur Anwendung kommende methodische Ansatz wurde im Rahmen der Arbeit „Ökobilanz für Getränkeverpackungen“ [UBA 1995] vom Umweltbundesamt und in einem Forschungsvorhaben „Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen“ [Giegrich 1995] entwickelt. Die Methode wurde zwischenzeitlich durch das UBA weiterentwickelt und bezieht Elemente ein, die in der ISO 14042 als „optionale Bestandteile“ einer Ökobilanz zur Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse genannt werden, um diese einer *Identifizierung* der signifikanten Parameter zugänglich zu machen [UBA 1999].

2.5.1 Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse

Zur Urteilsfindung über die „besser umweltverträgliche“ Entsorgungsweise werden die Ergebnisse der Wirkungsindikatoren in zwei weiteren Schritten aufgearbeitet. Zunächst werden die Ergebnisse der Charakterisierung entsprechend der Option aus ISO 14042 „normiert“, d.h., es wird der „spezifische Beitrag“ der Umweltwirkung auf die bestehende Gesamtbelastung bezogen. Im zweiten Schritt werden die Wirkungskriterien einer „Ordnung“ entsprechend ihrer „ökologischen Bedeutung“ oder auch dem „Abstand zu Umweltschutzzielen“ unterzogen.

Dieses häufig auch als „UBA-Bewertungsmethode“ bezeichnete Vorgehen basiert im wesentlichen auf Erfahrungen aus am UBA im Zusammenhang mit Ökobilanzen durchgeführten Forschungsarbeiten. [UBA 1995, Giegrich 1995, UBA 1999]. Diese Methodik befindet sich am UBA derzeit in Überarbeitung und Aktualisierung. Sie verfolgt das Prinzip der verbal-argumentativen Bewertung, die im Gegensatz zum rein rechnerisch operierenden Punktwertverfahren (z.B. Eco-Indicators oder die Schweizer Ökopunkte) das Ergebnis durch „Argumentieren“ erzielen muss. Die bereits oben genannten Argumentationshilfen seien im Folgenden nochmals eingehender erläutert:

- *Spezifischer Beitrag der Umweltwirkungen:*
Welche Bedeutung ist den Unterschieden zwischen den Szenarien beizumessen, vergleicht man diese mit den aktuellen Gesamtemissionen in Deutschland ?
- *Ökologische Bedeutung:*
Welche Bedeutung ist den einzelnen Kriterien nach dem Stand der Wissenschaft wie auch der Sensibilität der Bevölkerung oder der Politik zuzumessen ?
- *Abstand zum Schutzziel (Distance to target):*
Wie weit entfernt ist die derzeitige Umweltsituation gegenüber den von umweltpolitischer Seite gesetzten Zielvorgaben (Umweltziele, Umweltqualitätsziele, Reduktionsziele u.ä.) ?

2.5.2 Spezifischer Beitrag

Der Beitrag der durch das untersuchte Produktsystem verursachten Umweltwirkungen kann auf die bereits existierenden Umweltbelastungen bezogen werden. Dieser Bezug stellt eine „objektive“ Messlatte dar und wird in dieser Art vom Umweltbundesamt angewendet.

Ausgangspunkt ist die aktuelle Emissionssituation. Man berechnet, wie groß z.B. das Treibhauspotenzial ist, das durch die derzeitigen Emissionen in der BRD innerhalb eines bestimmten Zeitraums verursacht wird. Dazu setzt man das Treibhauspotenzial einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis und erhält somit den spezifischen Beitrag der gewählten Option. Bezieht man diese Zahl auf die Einwohnerzahl Deutschlands, so erhält man den sogenannten Einwohnerdurchschnittswert (EDW).

Am Ende dieser Stufe liegen die spezifischen Beiträge der verschiedenen untersuchten Optionen bezüglich der verschiedenen Umweltwirkungen vor. Die spezifischen Beiträge können dann als Parameter für den ökologischen Vergleich der Optionen herangezogen werden. Da sich die spezifischen Beiträge jeweils immer nur auf eine Umweltwirkung beziehen, ist es auf dieser Stufe schwierig die Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer Option mit der Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer anderen Option direkt zu vergleichen. Der spezifische Beitrag gibt nur an, welche Stellschraube die größten Reduktionseffekte, bezogen auf eine bestimmte Umweltwirkung des untersuchten Systems, besitzt.

In Tab. 2.5-1 sind die in dieser Arbeit verwendeten Gesamtbelastungen der BRD und die auf den Einwohner bezogenen Mengen zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte aufgeführt.

Tab. 2.5-1: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags - Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und die mittlere Belastung durch einen Einwohner (ausgehend von 82 Mio. Einwohner in der Bundesrepublik Deutschland)

	Gesamtverbrauch/-emission		Quelle		EDW	
Verbrauch						
Braunkohle	1.685.000	TJ/a	a)	20.546	MJ/a	
Erdgas	3.159.000	TJ/a	a)	38.519	MJ/a	
Erdöl	5.800.000	TJ/a	a)	70.721	MJ/a	
Steinkohle	2.078.000	TJ/a	a)	25.338	MJ/a	
Uran	1.858.000	TJ/a	a)	22.655	MJ/a	
regenerative Energieträger	287.000	TJ/a	a)	3.499	MJ/a	
Zinkerz	484.000	t Zn/a	n)	5,9	kg Zn/a	
Siedlungs- Industrie- und Verkehrsfläche	42.129	km²	a)	514	m²	
Emissionen (Luft)						
Ammoniak	651.000	t/a	a)	7,9	kg/a	
Arsen	33	t/a	e)	0,0004	kg/a	
Benzo(a)pyren	13,8	t/a	f)	0,00017	kg/a	
Benzol	42.900	t/a	g)	0,52703	kg/a	
Blei	624	t/a	e)	0,0077	kg/a	
Cadmium	11	t/a	e)	0,00014	kg/a	
Chrom	115	t/a	e)	0,0014	kg/a	
Dioxine	1,25	kg/a	h)	15	pg/a	
Distickstoffmonoxid	228.000	t/a	a)	2,8	kg/a	
FCKW + Halone	8.000	t/a	a)	0,098	kg/a	
Fluorwasserstoff	124.000	t/a	i)	1,5	kg/a	
Kohlendioxid, fossil	910.000.000	t/a	a)	11.096	kg/a	
Methan	4.724.000	t/a	a)	58	kg/a	
Nickel	159	t/a	e)	0,0020	kg/a	
NMVOC	1.686.000	t/a	a)	21	kg/a	
NO _x (als NO ₂)	1.859.000	t/a	a)	22,7	kg/a	
Partikel (Dieselruß)	38.000	t/a	l)	0,47	kg/a	
Schwefeldioxid	1.851.000	t/a	a)	22,6	kg/a	
Emissionen (Wasser)						
Phosphoreinträge in Fließgewässer	58.000	t/a	e)	0,71	kg/a	
Stickstoffeinträge in Fließgewässer	1.101.000	t/a	e), k)	9,5	kg/a	
Polyzyklische Aromaten (PAH)	5.620	t/a	m)	0,069	kg/a	
Aggregierte Werte						
Treibhauspotenzial	1.079.884.000	t CO ₂ -Äq/a		13.167	kg/a	
Versauerung	4.574.580	t SO ₂ -Äq/a		56	kg/a	
Eutrophierung (Luft)	415.632	t PO ₄ -Äq/a		5,1	kg/a	
Eutrophierung (Wasser)	639.900	t PO ₄ -Äq/a		7,8	kg/a	
Fotooxidantienbildung (POCP)	734.444	t Eth-Äq/a		21	kg/a	
Fotooxidantienbildung (NCPOCP)	1.168.474	t NcPOCP		14	kg/a	
Krebsrisikopotenzial (Luft)	474	t As-Äq/a		0,0058	kg/a	
Rohöläquivalente	200.758.000	t ROE/a		2.448	kg/a	
KEA fossil	12.722.000	TJ/a		155.124	MJ/a	
KEA endlich (fossil + nuklear)	14.580.000	TJ/a		177.779	MJ/a	
KEA gesamt	14.867.000	TJ/a		181.278	MJ/a	

Legende zu **Tab. 2.5-1**

-
- a) UBA Umweltdaten Deutschlands (1998)
 - b) Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1994
 - c) Umweltdaten Deutschland des Statistischen Bundesamtes 1994 für 1991
 - d) Arbeitskreis Wasserwirtschaft, Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung des Statistischen Bundesamtes 1995 für 1991
 - e) Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1995
 - f) ifeu-Studie „POP in Deutschland“, Bezugsjahr 1994
 - g) Enquete Stoff- und Materialströme 1993, S.146
 - h) Mitteilung UBA
 - i) Daten zur Umwelt 92/93 für das Jahr 1991
 - k) Daten zur Umwelt 1997 für das Jahr 1994
 - l) Datum aus TREMOD
 - m) Datum durch ifeu abgeschätzt
 - n) Ullmann' Encyclopedia of industrial chemistry, Vol. A 28, VCH, Weinheim1996
-

2.5.2.1 Ökologische Gefährdung

Mit Hilfe der ökologischen Gefährdung sollen verschiedene Umweltwirkungen und Umweltqualitätsziele in Beziehung zueinander gestellt werden. Dies geschieht, indem man die untersuchten Wirkungskategorien hinsichtlich der Tragweite der Wirkungen auf die Umwelt hierarchisiert.

Es soll darauf hingewiesen werden, dass aufgrund unterschiedlicher Werthaltungen und Interessenslagen eine solche Prioritätenliste zwangsläufig subjektiver Natur ist und daher immer im jeweiligen gesellschaftlichen Kontext betrachtet werden muss. Das Umweltbundesamt setzt zur Rangbildung der Wirkungskategorien folgende Kriterien an:

- Wirkungsmechanismen (tiefgreifende Wirkungen sowie das Betroffensein von höheren Hierarchieebenen² sind als schwerwiegender anzusehen),
- Reversibilität/Irreversibilität und zeitliche Dauer (irreversible Wirkungen sind als schwerwiegender anzusehen),
- räumliche Ausdehnung (ubiquitär auftretende Wirkungen sind als schwerwiegender als räumlich begrenzte anzusehen),
- Unsicherheiten bei der Prognose der Auswirkungen (größere Unsicherheiten sind als schwerwiegender anzusehen).

Dadurch soll die Einordnung nach einem nachvollziehbaren, schematisierten Vorgehen erfolgen.

Tab. 2.5-2 zeigt beispielhaft den Stand der Diskussion zur ökologischen Bedeutung im Umweltbundesamt vor vier Jahren. In der Zwischenzeit wurde diese Diskussion in der Arbeitsgruppe Ökobilanzen des UBA intensiv weitergeführt. Es ist daher nicht auszu-

² Hierbei ist folgende zunehmende Hierarchie gemeint: „Individuen – Populationen – Ökosysteme“. Die höchste Ebene ist das globale Ökosystem.

schließen, dass die Zuteilung der ökologischen Gewichte sich im Laufe der Zeit durch geänderte Werthaltung oder neue wissenschaftliche Erkenntnisse in einzelnen Kriterien auch künftig verschieben kann. Hinsichtlich des UBA-Vorschlags von 1995 ist im Übrigen zu beachten, dass dort der „Abstand zum Schutzziel“ als Bestandteil der „ökologischen Bedeutung“ aufgefasst und darin integriert wird. Die aktualisierte Fassung des Methodenkonzepts wendet diese beiden Kategorien getrennt an [UBA 1999].

2.5.2.2 Abstand zum Schutzziel (*Distance to Target*)

Die Bewertungsgröße „Abstand zum Schutzziel“ drückt aus, wie weit wir von den uns politisch gesteckten Zielen derzeit noch entfernt sind. Je größer der Abstand, desto schwerer ist eine zusätzliche erhöhte Umweltlast durch eine Option im Ökobilanzvergleich zu werten.

Ein Beispiel für eine politische Zielvorgabe der Bundesregierung wäre die Minderung der treibhauswirksamen fossilen CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2005 um 25 %. Das würde zu einer Verringerung des Treibhauspotenzials in einer ähnlichen Größenordnung führen. In diesem Fall setzt man das Treibhauspotenzial einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis zu dem in Folge der Reduktionsvorgaben verringerten Treibhauspotenzial. Dieses Vorgehen ermöglicht, den Beitrag einer Untersuchungsoption im Kontext der angestrebten Umweltziele zu betrachten.

Tab. 2.5-2 Bewertungsvorschlag des UBA [1999] zur ökologischen Gefährdung und zum Abstand zum Umweltziel

Wirkungskategorie	ökologische Gefährdung	Abstand zum Umweltziel	einheitliche Einstufung für diese Studie
aquatische Eutrophierung	B	C	C
terrestrische Eutrophierung	B	B	B
Naturraumbeanspruchung	A	A	A
fotochemische Oxidationbildung / Sommersmog	D	B	C
Ressourcenbeanspruchung (Knappheit fossiler Energieträger)	C	B	C ^{a)}
Stratosphärischer Ozonabbau	A	D	C
Treibhauseffekt	A	A	A
Versauerung (aquatisch und terrestrisch)	B	B	B
A: sehr große Bedeutung			
B: große Bedeutung			
C: mittlere Bedeutung			
D: geringe Bedeutung			
E: sehr geringe Bedeutung.			
a) Die Einstufung wird in dieser Studie auch für nukleare Energieträger angesetzt.			

Neben dem Quotient zwischen Ist-Zustand und Qualitätsziel (je größer, desto schwerwiegender) setzt das Umweltbundesamt zur Rangbildung der Wirkungskategorien folgende Kriterien ein:

- Ein größerer Reduktionsbedarf ist als schwerwiegender anzusehen (soweit keine quantitativen Umweltqualitätsziele vorliegen).
- Steigende Belastungen sind als schwerwiegender anzusehen als stagnierende oder abnehmende.
- Geringere Durchsetzbarkeit und technische Erreichbarkeit sind als schwerwiegender anzusehen.

2.5.2.3 Hier gewählte Vorgehensweise

Zur *Identifizierung* der für die ökologische Bewertung *signifikanten Parameter* wird in wesentlichen Grundzügen der vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen Methodik gefolgt. Dabei steht die *Normierung* der Wirkungsindikatorenergebnisse als quantifizierendes und die *Ordnung* der Indikatoren (auf der Basis ökologische Gefährdung und Abstand zum Schutzziel) als – abweichend vom UBA-Vorgehen – vereintes qualifizierendes Element im Vordergrund (siehe Tab. 2.5-2).

Als weitere Abweichung von der UBA-Methode werden die Vergleiche der Szenarien untereinander nicht auf relativer Ebene vorgenommen („Szenario X ist um 25 % schlechter als Szenario Y“), sondern der Unterschied in absoluten Zahlenwerten ausgedrückt. Hierzu werden als Normierungsgröße die „Einwohnerdurchschnittswerte“ (EDW) herangezogen: „Szenario X verursacht mehr Emissionen als Szenario Y in der Größenordnung des Beitrags von 10.000 Einwohnern“.³

³ Rechenbeispiel: Szenario X verursache pro Jahr 650.000, Szenario Y 520.000 t CO₂-Äquivalente. Der Unterschied beträgt 130.000 t CO₂-Äquivalente. Im Durchschnitt verursacht ein Bundesbürger die Freisetzung von 13 t im Jahr. In EDW ausgedrückt entspricht der Unterschied somit dem Beitrag von 10.000 Einwohnern.

2.6 Vereinfachung durch KEA plus Kontrollfragen

Als Bewertungsmethode zur Feststellung der besseren Umweltverträglichkeit wurde die Bilanzierung eines Summenparameters als Repräsentant der Umweltwirkungen gewählt. Unter den potenziell in Frage kommenden Summenparametern weist der kumulierte (Primär-)Energieaufwand (KEA)⁴ eine diesbezüglich qualitativ und quantitativ umfangreiche Repräsentanz auf. Er deckt von den in Tab. 2.4-1 genannten Wirkungskriterien im Wesentlichen den Treibhauseffekt, die Versauerung, die Eutrophierung (via luftseitige Emissionen) und den Verbrauch energetischer Ressourcen ab. In weiten Teilen sind auch Humantoxizität (toxische Luftschadstoffe), weniger die Ökotoxizität mit ihrer extrem hohen Vielfalt an Effekten und Wirkungszielen abgebildet. Sommersmog und Lärmbelastungen, die vorwiegend auf den Kfz-Verkehr zurückzuführen sind, sind über den Transportenergiebedarf teilweise im KEA repräsentiert. Der Verbrauch mineralischer Ressourcen findet zumindest über die Energieaufwendung zur ihrer Gewinnung Berücksichtigung.

Explizit nicht abgedeckt sind Ozonabbau, die Eutrophierung via wasserseitige Emissionen, Naturraumbeanspruchung und Schadstoffanreicherung. Um Fehlrteile durch die alleinige Bewertung nach dem KEA zu verhindern, sollen diese Kriterien, soweit ihre ökologische Relevanz im abfallwirtschaftlichen Zusammenhang gegeben ist, über entsprechende Kontrollfragen berücksichtigt werden.

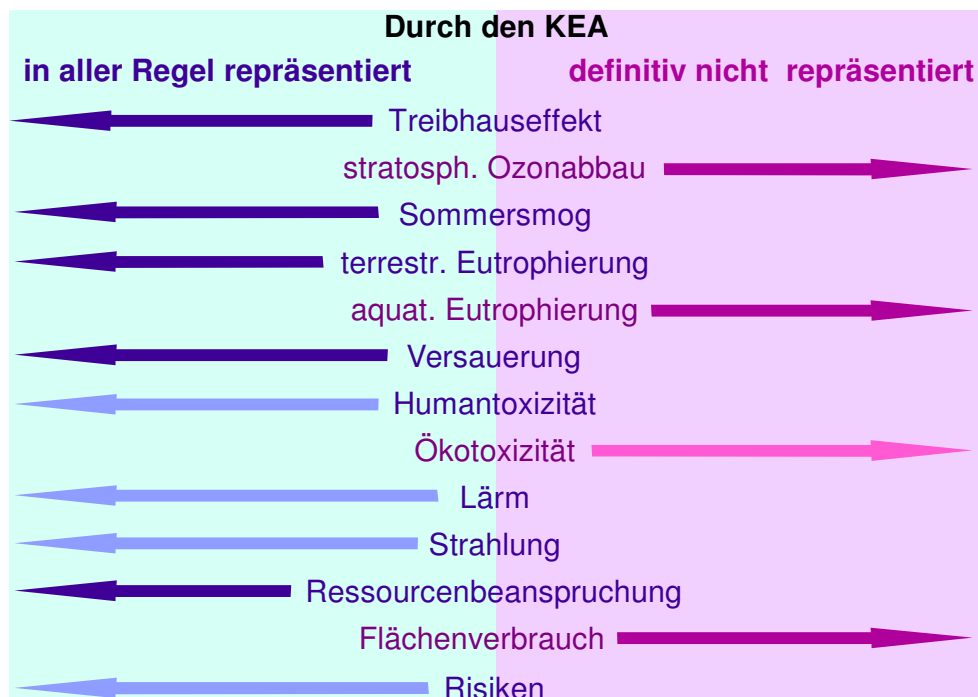


Abb. 2.6-1 Repräsentativität des KEA für einzelne Wirkungskategorien in Ökobilanzen (Standardliste des UBA)

⁴ „Der kumulierte Energieaufwand gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann.“ (aus VDI 4600)

Tab. 2.6-1 Erläuterungen des Bezugs zwischen KEA und ökobilanziellen Wirkungskategorien.

	Bezug zu KEA	Einschränkung
Treibhauseffekt	Ein Bezug besteht in der Regel über Energieerzeugungsprozesse (fossiles CO ₂).	Im Einzelfall können CH ₄ oder N ₂ O bestimmend sein.
stratosph. Ozonabbau	<i>Es besteht kein direkter Zusammenhang mit Energieprozessen. FCKW ist dominant.</i>	
Sommersmog	NO _x wird deutlich, VOC in vielen Fällen von Energieprozessen dominiert.	VOC aus Prozessemissionen ist nicht berücksichtigt.
terrestr. Eutrophierung	NO _x wird deutlich von Energieprozessen dominiert.	Im Einzelfall kann NH ₃ bestimmend sein.
aquat. Eutrophierung	<i>Es besteht kein direkter Zusammenhang zwischen aquatischen Emissionen und Energieprozessen.</i>	
Versauerung	SO ₂ und NO _x wird deutlich von Energieprozessen dominiert.	Im Einzelfall kann NH ₃ bestimmend sein.
Humantoxizität	Zahlreiche toxische Luftschadstoffe werden durch Energieprozesse dominiert.	Im Einzelfall können spezifische Prozessemissionen bestimmend sein.
Ökotoxizität	<i>Die Vielfalt ökotoxischer Wirkungen ist meist ohne Zusammenhang mit Energieprozessen.</i>	
Lärm	Der Transportlärm ist mit dem Kraftstoffverbrauch im KEA enthalten.	Andere Lärmquellen außer Transport nicht berücksichtigt.
Strahlung	Strahlung ist über Kernenergie im KEA enthalten.	Andere Strahlungsquellen nicht enthalten.
Ressourcenbeanspr.	Es besteht eine direkte Abhängigkeit zwischen fossilen Ressourcen und Energie.	Mineralische Ressourcen werden nicht als Solche berücksichtigt.
Flächenverbrauch	<i>Es besteht kein direkter Zusammenhang zwischen Flächenverbrauch und Energieprozessen.</i>	
Risiken	Die Transportrisiken sind im KEA enthalten.	Andere Risiken werden nicht berücksichtigt.

2.6.1 Konzept der Methode KEA plus Kontrollfragen

Die **Ermittlung des KEA** ist anhand der VDI-Richtlinie 4600 weitgehend standardisiert. Eine Reihe von methodischen Fragen, die auch diese Richtlinie offen lässt, muss im Einzelfall geklärt werden.

Die Beantwortung von **Kontrollfragen** dient zwei Zielen. Zum einen sollen die Aspekte, die nicht oder nicht ausreichend durch den kumulierten Energieaufwand repräsentiert werden, aufgegriffen und zumindest qualitativ in die Bewertung mit einbezogen werden. Zum anderen dient die obligatorische Beantwortung aller Kontrollfragen der

Schaffung von Transparenz im Bewertungsschritt und damit einer besseren Kommunikation des Bewertungsergebnisses.

Die in der ersten Projektphase ausgearbeiteten Kontrollfragen werden im Folgenden mit jeweils zugehörigen Vorschlägen zur Operationalisierung und unter Bezug zu den oben aufgelisteten Beurteilungskriterien aufgeführt. Eine Bewertung und Anpassung der Kontrollfragen ist im Vorfeld der Beurteilung noch nicht erfolgt, sondern soll als Ergebnis des Forschungsprojektes diskutiert und dokumentiert werden.

Die Formulierung und Operationalisierung der Kontrollfragen wird im Folgenden, unterteilt nach den sie betreffenden Umweltaspekten, vorgenommen:

1. Emissionen

Ein erheblicher Anteil luftseitiger Emissionen geht auf Energieumwandlungsprozesse zurück. Von daher ist der KEA auch für die in der Tabelle 2.4-2 aufgeführten luftseitigen Emissionen und die damit verbundenen Umweltwirkungen ein guter Repräsentant.

Durch eine Entsorgungsoption können aus verfahrensbedingten Gründen jedoch durch den KEA nicht repräsentierte **toxische Substanzen** (Human- und Ökotoxizität) freigesetzt werden. Um solche im KEA nicht repräsentierten Sachverhalte zu berücksichtigen, ist folgende Kontrollfrage zu beantworten:

Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf ?

Operationalisierungsvorschlag: Zur Identifizierung einer umweltbelastenden Verwertungsoption durch nicht energieträgerbedingte Emissionen wird vorgeschlagen, die Klassifizierung der DFG - Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der "eindeutig als krebserzeugend ausgewiesenen Arbeitsstoffe" (Klasse A) und der sicher und wahrscheinlich fruchtschädigenden Arbeitsstoffe (Klassen A und B) zu verwenden. Werden solche Emissionen in einem nicht energiebezogenen Prozess auf einem Verwertungsweg festgestellt, so ist aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge die Bedeutung der Aussage im Vergleich zum KEA einzeln abzuwägen.

Durch eine Entsorgungsoption kann außerdem ein höherer Anteil an regenerativer Energie als üblich in Anspruch genommen werden. In diesem Fall ist die Repräsentanz des KEA für den **Treibhauseffekt** (wie auch für energiebezogene Ressourcen) fraglich. Hierzu ist folgende Kontrollfrage zu beantworten:

Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt ?

Operationalisierungsvorschlag: Zeichnet sich eine Verwertungsoption durch den Einsatz regenerativer Energiequellen aus, so sollte der KEA der Optionen aufgeteilt werden in fossile Energieträger inklusive Kernenergie und in erneuerbare Energieträger. Ist der Unterschied bedeutend, so ist zu prüfen, ob die Verwendung der regenerativen Energiequellen (z.B. bei nachwachsenden Rohstoffen) zu höheren energiebedingten Emissionen führt. Ist das nicht der Fall, ist diese Option aufgrund der Ressourceneinsparung als günstiger einzustufen.

Ferner ist der Treibhauseffekt im Wesentlichen durch Kohlendioxidemissionen bestimmt. Methan und andere klimawirksame Gase können jedoch außerhalb der nicht energiebestimmten Prozesse freiwerden und u.U. bedeutend zum Treibhauseffekt beitragen. Zur Berücksichtigung solcher Fälle dient folgende Kontrollfrage:

Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO₂ freigesetzt ?

Operationalisierungsvorschlag: Zunächst gilt es festzustellen, ob Methan oder ein anderes klimawirksames Gas (z.B. N₂O, etc.) durch die zu bewertenden Entsorgungsoptionen (oder den durch sie ersetzten Prozessen) in unterschiedlichem Maße freigesetzt wird. Ist dies der Fall, so lässt sich mit einer Faustzahl feststellen, ob diese Emissionen im Vergleich zu den Energieemissionen, ausgedrückt durch den KEA, von Bedeutung sind. Einem Kumulierten Energieaufwand von 1 GJ entspricht grob eine Kohlendioxidemission von 64 kg, womit die CO₂-Menge eines Systems grob abgeschätzt werden kann. Die Klimawirksamkeit der Methanemissionen und der anderer Gase kann anhand einer Tabelle leicht in CO₂-Äquivalente umgerechnet werden.

Wasserseitige Emissionen, die beispielsweise zu *Eutrophierung* (übermäßige Nährstoffzufuhr) führen können, sind nicht im KEA berücksichtigt, während die terrestrische Eutrophierung mit Stickoxidemissionen und damit dem Energieverbrauch korreliert. Hinsichtlich möglicher Emissionen in Gewässer ist folgende Kontrollfrage zu beantworten.

Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf ?

Operationalisierungsvorschlag: Für die Verwertungsoptionen werden die Emissionen der drei wichtigsten Nährstoffe (Phosphat, Nitrat und Ammonium) in Gewässer sowie die Frachten sauerstoffzehrenden organischen Materials (angegeben in CSB oder BSB) erfasst.

2. Schonung natürlicher Ressourcen

Die Frage der Ressourcenbeanspruchung ist im Falle energetisch zu bewertender Ressourcen (z.B. fossile Energieträger) oder auch unter hohem Energieaufwand zu

gewinnender Ressourcen durch den KEA abgedeckt. Offen bleibt dabei die Beanspruchung mineralischer Rohstoffe (bzw. fossiler Ressourcen zur Werkstoffherzeugung) oder von Wasser, die durch folgende Kontrollfragen zu berücksichtigen ist:

Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?

Operationalisierungsvorschlag: Eine Einsparung ist gegeben, wenn durch die Verwertung einer Abfallmenge deutliche Mengen einer nicht energetisch genutzten Ressource ersetzt werden. Bei der Beurteilung dieser Einsparung ist der vermiedene Eingriff in ein komplexes System von Wirkungszusammenhängen einzubeziehen.

Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?

Operationalisierungsvorschlag: Als bedeutend soll gelten, wenn eine Option durch die Verwendung deutlich größerer Mengen an Wasser charakterisiert ist. Zur Abwägung der Bedeutung des Wasserverbrauchs mit KEA oder anderen Aspekten ist die Qualitätsanforderung des benötigten Wassers (Trinkwasser, Brauchwasser) zu berücksichtigen.

3. Naturraumbeanspruchung

Unter Naturraumbeanspruchung ist der Verbrauch an "Fläche" zu verstehen, wobei der Begriff Naturraum auf die jeweilige Qualität der Fläche aufmerksam machen soll. Naturraum wird beansprucht, wenn er einen Flächenverlust, z.B. für das Anlegen einer Deponie nach sich zieht. Da dies nicht im KEA repräsentiert wird, ist hierzu folgende Kontrollfrage zu beantworten:

Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht ?

Operationalisierungsvorschlag: Eine Naturraumbeanspruchung liegt vor, wenn durch eine Verwertungsoption unbebaute Flächen verändert werden. Die Bedeutung der Beanspruchung ist im Einzelfall zu benennen und einzuschätzen.

4. Anreicherung von Schadstoffen

Es fehlt bisher die Berücksichtigung der Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen. Da hier noch keine abschließende technisch wissenschaftliche Diskussion über die Parametrisierung (d.h. mit welchen Indikatoren wie gemessen werden soll) und Bewertung der Schadstoffanreicherung stattgefunden hat, kann hier nur eine sehr allgemein gehaltene Kontrollfrage gestellt werden:

Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?

Operationalisierungsvorschlag: Es müsste dargelegt werden, welche Schadstoffe in einem Erzeugnis aus der Verwertung im Vergleich mit dem gebräuchlichsten alternativen Erzeugnis angereichert vorliegen können. Dann wäre abzuschätzen, ob und an welcher Stelle des Lebensweges des Erzeugnisses diese Schadstoffe frei werden und die Umwelt belasten können.

2.6.2 Schritte des Bewertungsprozesses und seine Grenzen

Der Bewertungsprozess nach der Methode „KEA mit Kontrollfragen“ erfolgt schrittweise. Die Prozessschritte werden anhand Abbildung 2.6-2 veranschaulicht:

- Zu Beginn steht die Ermittlung des KEA, wodurch sich eine erste Reihung der zu vergleichenden Optionen ergibt (Bsp.: KEA von Option A > KEA von Option B, also B umweltverträglicher als A).
- Es schließt sich die Beantwortung der Kontrollfragen an. Werden diese alle mit „nein“ beantwortet, ist das Ergebnis des KEA als repräsentativ für die Umweltverträglichkeit bestätigt.
- Werden eine oder mehrere Fragen mit „ja“ beantwortet, ist zu prüfen, ob die Aussagerichtung das Ergebnis des KEA unterstützt (Bsp.: Option A führt zu höheren toxischen Emissionen, bei gleichzeitig ungünstigerem KEA).
- Ist die Aussagerichtung der Kontrollfragen gegenläufig zum KEA (Bsp.: Option B führt zu höheren toxischen Emissionen, bei gleichzeitig günstigerem KEA), so besteht ein Zielkonflikt. Dieser sollte im nächsten Schritt durch den Anwender anhand vorhandener Informationen gelöst und zu einem Bewertungsurteil geführt werden (Bsp.: Vorteil durch KEA bedeutend, toxische Emissionen nur geringfügig $\Rightarrow$ Entscheidung für Option B).
- Ist dieser verbal-argumentative Abwägungsschritt für den Anwender, z.B. wegen der zu hohen Komplexität oder unzureichender Information, nicht durchführbar, so sind zur Lösung des Konflikts mehr Parameter als nur der KEA zu quantifizieren. In diesem Fall sind die Grenzen eines vereinfachten Bewertungsverfahrens erreicht.

Als Möglichkeit einer weitergehenden Operationalisierung bietet sich dann u.U. die Erweiterung des KEA zu einem Umweltindex an, indem die unterschiedlichen Emissionen unterschiedlicher Energieträger bzw. unterschiedlicher energetischer Prozesse über spezifische Faktoren berücksichtigt würden. Die Summe der mit diesen Faktoren multiplizierten einzelnen Energieverbräuche wäre hierbei die Schadensgröße gegenüber dem Nutzen möglichst geringer KEA-Werte innerhalb einer Schaden-Nutzen-Abwägung.

Sind jedoch Umweltwirkungen von Bedeutung, die nicht im Zusammenhang mit energetischen Prozessen stehen, so müssen diese ebenfalls quantifiziert werden. Ist dies

geschehen, können eine Reihe weiterer Methoden die Abwägung zwischen den konfliktbeladenen Fällen unterstützen. So bietet sich eine Anlehnung an die im Kapitel 2.5 beschriebenen bewertenden Schritte im Rahmen einer umfassenden Ökobilanz an.

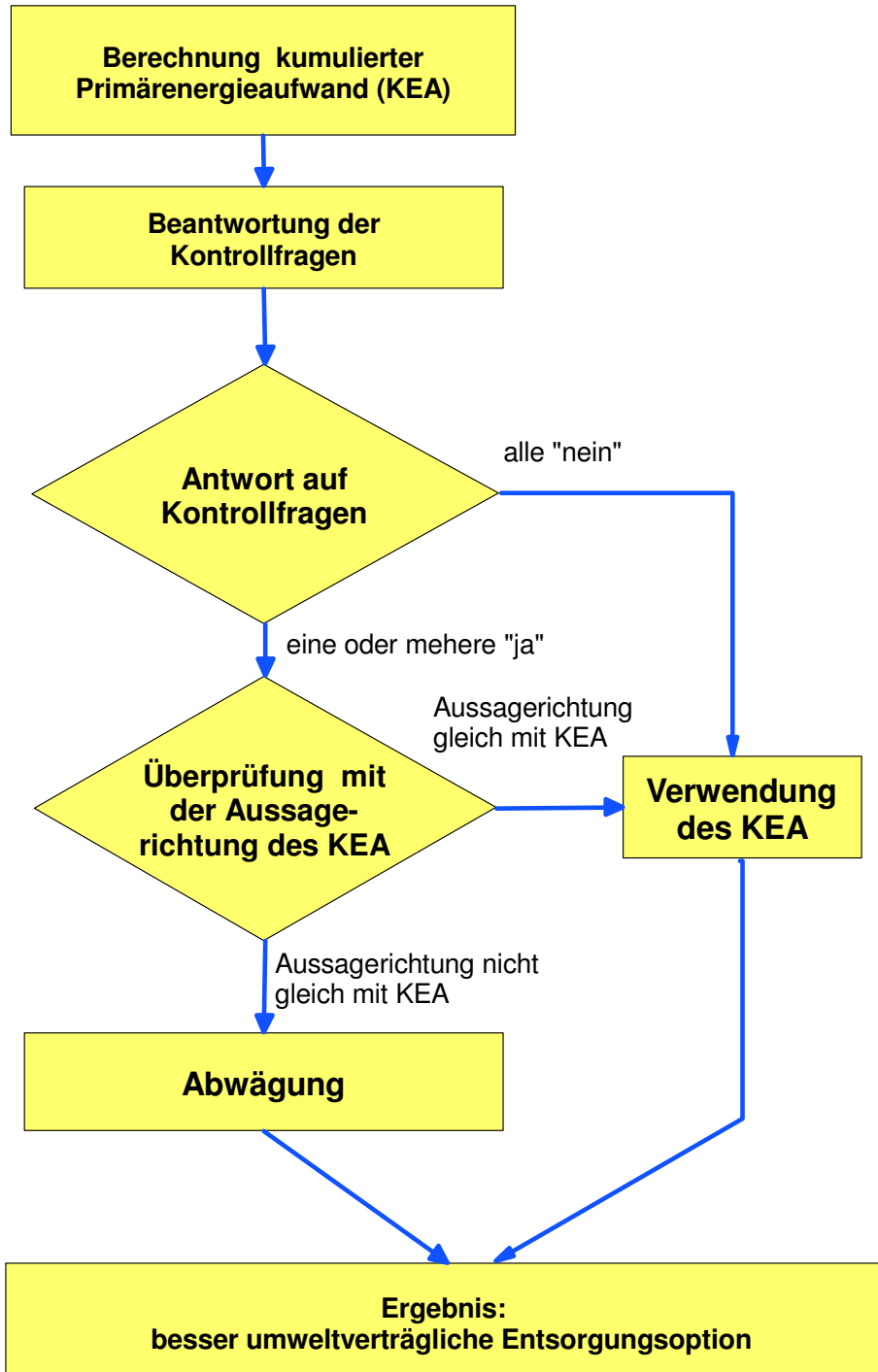


Abb. 2.6-2 Schritte im vereinfachten Bewertungsprozess beim Vergleich zweier Entsorgungsoptionen

3 Abfallbeispiel: Galvanikschlamm

3.1 Charakterisierung des Abfalls

3.1.1 Allgemeines

Galvanikschlämme werden nach dem Europäischen Abfallkatalog (EAK) unter Nrn. 11 01 01 bis 11 01 04 eingeteilt⁵. Je nach Art des galvanischen Verfahrens lassen sie sich in 12 stofflich unterschiedlich beschaffene Typen differenzieren (nach alter LAGA-Zuordnung wurden sie dementsprechend in die Einzelschlüssel 51 101 bis 51 112 unterschieden).

Wie bereits im alten Abfallrecht, gelten alle Galvanikschlämme auch im Sinne der BestbÜAbfV als „besonders überwachungsbedürftig“ und gehören nach der EU-Richtlinie 91/689/EWG zu den „gefährlichen Abfällen“.

Die TA Abfall empfiehlt für alle Arten Galvanikschlämme eine chemisch-physikalische Behandlung (CPB) - insbesondere für cyanid- und chrom-VI-haltige Schlämme - und eine Ablagerung auf einer oberirdischen Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle (SAD).

3.1.2 Herkunft und Mengen

Galvanikschlämme fallen als produktionsspezifische Abfälle in Galvanikbetrieben an. Ihre Entstehung beruht auf der notwendigen Ausschleusung von verbrauchten Prozessbädern und Spülwässern und deren Reinigung in einer betriebsinternen Abwasserbehandlungsanlage. Üblicherweise werden die Spülwässer mehrfach im Kreislauf geführt (z.B. Spülkaskaden und Regenerierung durch Ionenaustauscher). Dennoch findet durch Verschleppungen eine Anreicherung von abgespülten Metallen und Tensiden statt, die eine kontinuierliche Erneuerung der Spülflüssigkeit erfordert. Viele Prozessbäder haben eine begrenzte Standzeit und müssen danach ebenso aus dem Prozess ausgeschleust werden.

Die Schlämme entstehen bei der Abwasserbehandlung durch Fällung mit Hydroxidlösungen und anschließender Sedimentation und Filtration. Liegen Chrom-VI-Ionen, Cyanide oder Nitrite vor, wird vor der Fällung eine Vorbehandlung (Reduktion und/oder Oxidation) durchgeführt.

⁵ EAK-Schlüssel 11 01 für „Flüssige Abfälle und Schlämme aus der Metallbearbeitung und -beschichtung (zum Beispiel Galvanik, Verzinkung, Beizen, Ätzen, Phosphatieren und alkalisches Entfetten)“ mit den Spezifizierungen:

11 01 01 cyanidhaltige (alkalische) Abfälle mit Schwermetallen ohne Chrom

11 01 02 cyanidhaltige (alkalische) Abfälle ohne Schwermetalle

11 01 03 cyanidfreie Abfälle, die Chrom enthalten

11 01 04 cyanidfreie Abfälle, die kein Chrom enthalten

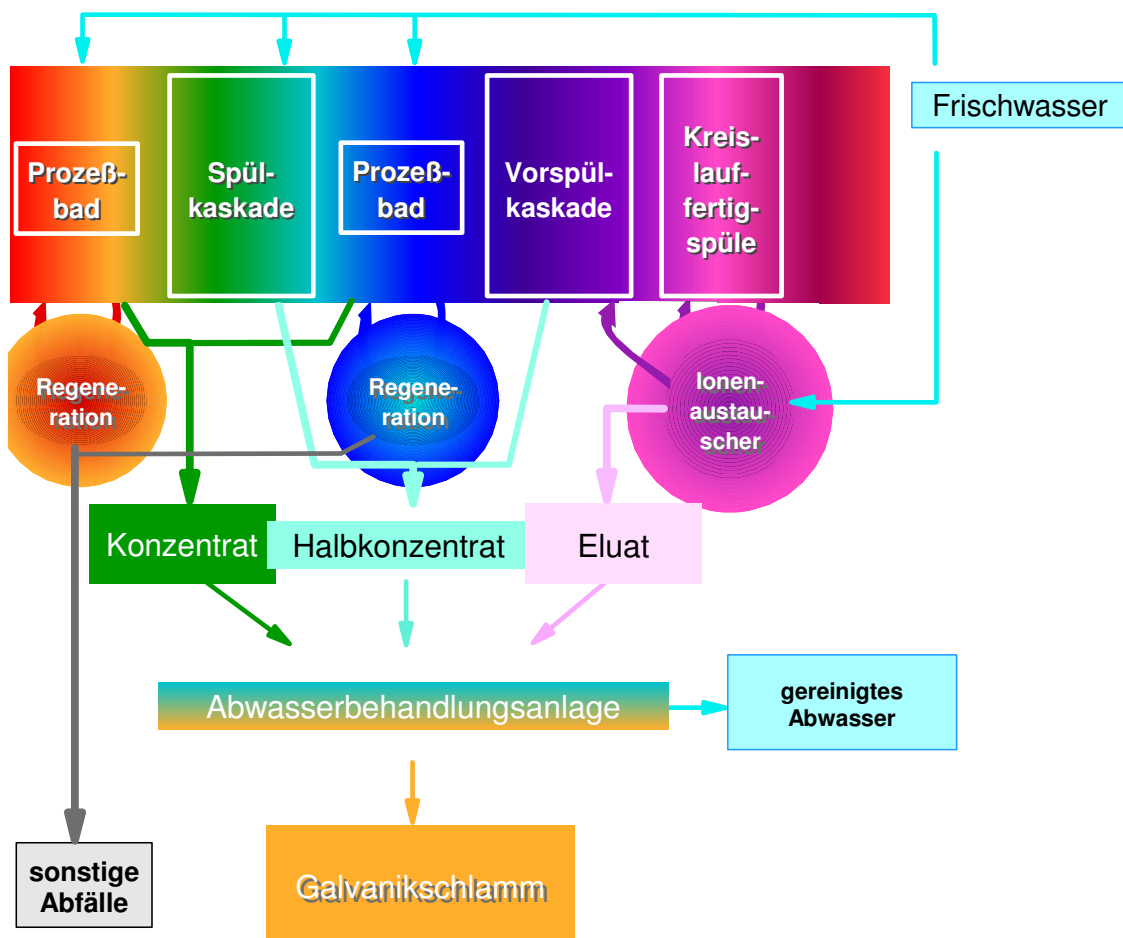
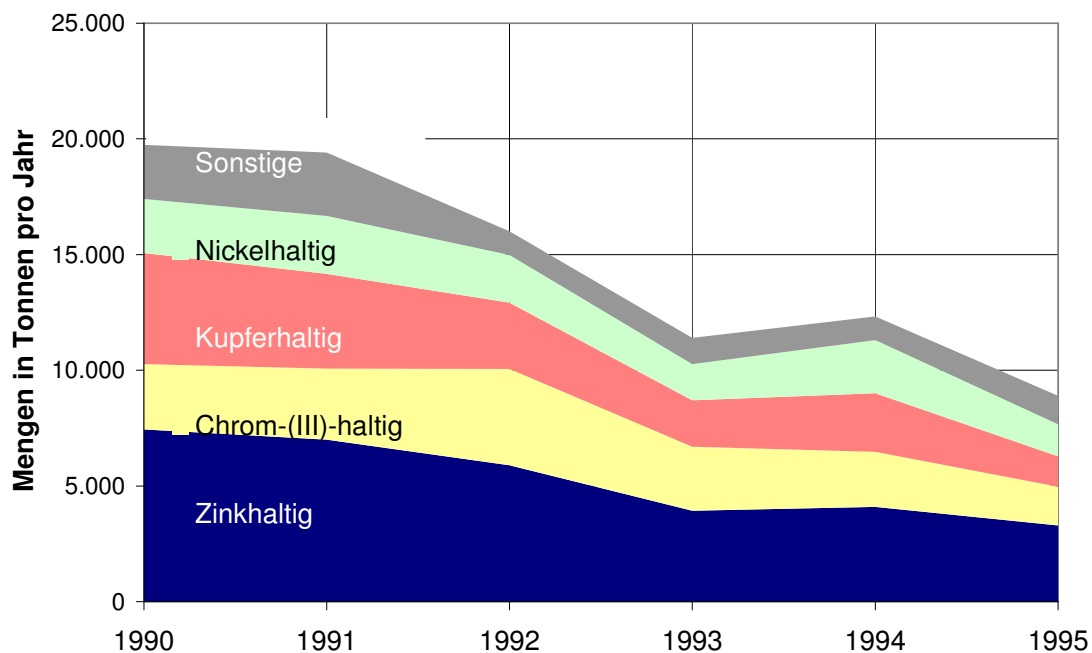


Abb. 3.1-1: Schema der Entstehung von Galvanikschlamm in einem Galvanisierbetrieb; nach ABAG [1995]

In Baden-Württemberg fielen im Jahr 1995 nach der Begleitscheinauswertung der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU), Baden-Württemberg, insgesamt 8.900 t Galvanikschlamm zur Beseitigung an. Davon machten die zinkhaltigen Galvanikschlamm 3.300 t aus.

Seit 1990 ist bei den in die Entsorgung gehenden Mengen ein deutlich rückläufiger Trend zu erkennen. Die Entwicklung für zinkhaltige wie auch andere Galvanikschlamm ist in Abb. 3.1-2 veranschaulicht.



7.449,5	7.000	5.887,98	3.927,62	4.090,62	3.294
Zinkhaltiger Galvanikschlamm in t/a					

Abb. 3.1-2 Entwicklung der Mengen an Galvanikschlämmen in Baden-Württemberg [BaWüLfU]

3.1.3 Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung

Baden-Württemberg ist eine bedeutende Standortregion des Galvanisiergewerbes, weswegen Galvanikschlämme eine landestypische Bedeutung haben. Auf der anderen Seite bieten sie sich aufgrund ihrer besonderen stofflichen Charakteristik als Fallbeispiel für die vorliegende Untersuchung an: Der hohe Metallgehalt ist sowohl hinsichtlich Ressourcenschonung durch die Rückgewinnung der Metalle als auch hinsichtlich dessen Umweltgefährdungspotenzials interessant.

Von den nach der alten Abfallnomenklatur unterschiedenen 12 Arten Galvanikschlämme sind für die Situation in Baden-Württemberg die zinkhaltigen Schlämme (früherer Schlüssel 51105) von besonderem Interesse. So nahmen diese Abfälle im Jahre 1995 mit knapp 30 % aller Galvanikschlämme und Metallhydroxidschlämme den größten Anteil innerhalb der alten LAGA-Schlüsselgruppe 511 ein.

Mengenmäßig bedeutend sind außerdem die chrom-(III)-, die nickel- und die kupferhaltigen Galvanikschlämme. Aufgrund der Wirtschaftlichkeit der stofflichen Verwertung der

nickel- und der kupferhaltigen Schlämme besteht hier kein unmittelbarer Bedarf einer ökologischen Bewertung von Alternativen. Anders bei den chrom-(III)-haltigen Schlämmen: Hier bietet bislang nur ein Betrieb eine technische Lösung zur stofflichen Verwertung der Schlämme an, bei begrenzter Kapazität. Innerhalb der Galvanotechnik zielt die Entwicklung hier auf eine weitere Reduzierung dieser Schlämme durch interne Kreislaufführung gebrauchter Elektrolyte.

Bei den **zinkhaltigen Galvanikschlämmen** werden dagegen verschiedene Entsorgungswege beschrieben (von der stofflichen Aufbereitung über Versatz bis zur Deponierung). Daher besteht hier ein Erkenntnisinteresse hinsichtlich der ressourcenschonenden bzw. umweltverträglicheren Entsorgungsoption.

3.1.4 Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung

Abb. 3.1-3 veranschaulicht die mittlere Zusammensetzung von zinkhaltigen Galvanikschlämmen. Im Mittel liegt der Zinkgehalt in der Trockensubstanz bei 19 %, unter Berücksichtigung des Wasseranteils bei 9 %. Die Bandbreite reicht von 6,5 bis 49 % in der TS (vernachlässigt man eine Probe mit weniger als 1 % Zink, die jedoch im Wesentlichen aus Öl bestand). Darüber hinaus enthält zinkhaltiger Galvanikschlamm im Mittel 58 % Wasser. Die Zusammensetzung kann von Betrieb zu Betrieb insbesondere in Abhängigkeit der Abwasserbehandlungsanlage erheblich schwanken.

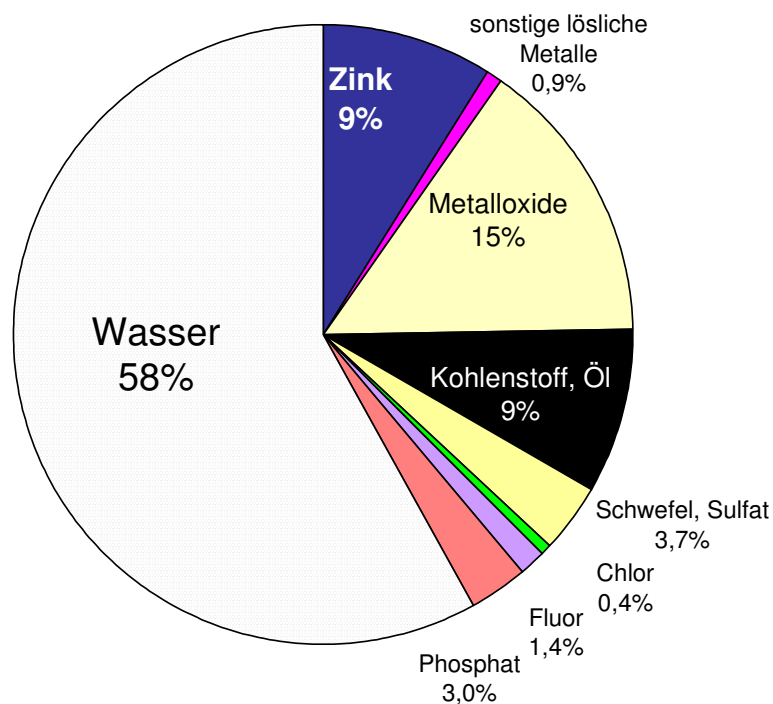


Abb. 3.1-3 Mittlere Stoffanteile in zinkhaltigen Galvanikschlämmen (inklusive Wasser); Quelle: ABAG, BaWüLfU

3.2 Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen

Dem betrachteten System liegt ein fiktiver Galvanikbetrieb im mittleren Neckarraum zu Grunde, der eine Jahresmenge von 70 t an zinkhaltigem Galvanikschlamm zu entsorgen hat. Die Lage und Abfallmenge sowie andere angenommene Randbedingungen entsprechen durchaus realen Betrieben. Ausgehend von einer realen Analyse eines solchen typischen Schlammes wurde ein Zinkgehalt von 32 %, bezogen auf die Trockenmasse und ein Wassergehalt von 50 % (Zinkgehalt 16 % absolut), zu Grunde gelegt.

Dem Betrieb stehen folgende Entsorgungswege zur Verfügung: eine **pyrometallurgische Aufbereitung** (technisch möglich ist auch eine hydrometallurgische Aufarbeitung, diese hat jedoch keine Praxisbedeutung), der **Bergversatz** und die Ablagerung auf einer **Sonderabfalldeponie** nach TA Abfall.

Neben den energiebezogenen Kennwerten zur Bestimmung des KEA müssen alle zur Durchführung der wirkungsbezogenen Ökobilanz notwendigen Daten erhoben und die stofflichen Gesamtaufwendungen und -emissionen des betrachteten System modelliert werden. Hierzu werden die Prozessketten in Form eines Stoffstromnetzes modelliert. Zur Unterstützung dient die Software Umberto®, in deren Datenbank bereits mehrere hier benötigte Prozessmodule enthalten sind: Vorketten zu Energieträgern, Energieumwandlungsprozesse, Transport- und Entsorgungsvorgänge können daraus abgerufen werden.

Darüber hinaus waren im Rahmen dieser Arbeit eine Reihe spezifischer Prozessdaten zu recherchieren und in das Stoffstromnetz umzusetzen, z.B. die Emissionen des pyrometallurgischen Verwertungsprozesses. Die in Tab. 3.2-1 zusammengestellten Entsorgungsoptionen und die durch sie ersetzten Äquivalenzprozesse sowie die getroffenen Modellannahmen sollen im Folgenden kurz beschrieben werden.

Tab. 3.2-1 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Galvanikschlamm-entsorgung und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
A1	Pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall	Einsparung von Zinkerzabbau und dessen Verhüttung zu Zinkmetall
A2	Bergversatz	Einsparung anderer Versatzmaterialien
A3	SAD	-

3.2.1 Pyrometallurgische Aufarbeitung

Beschreibung

Bei dieser Art der Entsorgung wird der Galvanikschlamm in einer entsprechenden NE-Metallhütte eingesetzt. Das Ziel ist die Rückgewinnung des Metalls (hier Zink) aus dem Schlamm. Für die Verhüttung von Sekundärzink hat sich vorrangig die Technik des Wälzofens und des New-Jersey-Muffelofens etabliert. Hier werden auch andere zinkhaltige Abfallstoffe (z.B. spezielle Stäube und Schrotte) eingesetzt. Als Produkt entsteht metallisches Zink oder Zinkoxid.

Galvanikschlämme werden vor der Verhüttung in aller Regel konditioniert, d.h. mit anderen Einsatzstoffen vermischt und pelettiert oder brikettiert. Die für die Entsorgung in Frage kommenden Anlagen sind in aller Regel auf die Entsorgung von Sekundärmaterialien ausgelegt und benötigen für den zusätzlichen Einsatz von Galvanikschlämmen keine prozesstechnische Umrüstung. Der Wassergehalt des Inputgemischs liegt in der Regel im Bereich von 10 %. Der zumischbare Anteil an Galvanikschlamm – mit seinem deutlich höheren Wassergehalt – ist somit begrenzt, da eine Vortrocknung der Einsatzstoffe nicht durchgeführt wird.

Bei den sich in Betrieb befindlichen Hüttenwerken für Sekundärzink sind zwei verschiedene Strategien zu erkennen: Je nach Marktanbindung zielen die einen Unternehmen auf die Herstellung von Zinkoxid oder auf metallisches Zink (über das Zwischenprodukt Zinkoxid). Dies setzt jedoch unterschiedliche Prozesse bzw. Prozessstufen voraus. So wird Zinkoxid in Wälzöfen erzeugt, für metallisches Zink bedarf es weiterer reduzierender Prozessstufen. Daneben muss zwischen Verfahrensarten mit neuem Entwicklungsstand und solchen, deren Verfahrenskonzept schon seit etlichen Jahrzehnten etabliert ist, unterschieden werden.

Aus den sich bietenden Hüttenwerken, die zinkhaltigen Galvanikschlamm verwerten, werden daher zwei, das technische Spektrum in etwa repräsentierende Anlagen ausgewählt, deren Logistikstruktur und die spezifischen Emissionen und Verbräuche der Anlagen abgebildet.

Der Nutzen, der der Entsorgungsoption gutzuschreiben ist, besteht in der korrespondierenden Menge an primär (d.h. aus Erz) erzeugtem Zinkoxid bzw. Zinkmetall. Hinsichtlich der Aufwendungen und Emissionen bei der Erzeugung von primärem Zinkoxid bestehen aktuell allerdings noch erhebliche Datenlücken, weswegen die Option der Erzeugung von sekundärem Zinkoxid hier nicht abschließend bewertet, sondern nur kursorisch mitgeführt werden kann.⁶

⁶ Durch die RWTH Aachen wird derzeit im Auftrag der Forschungsgemeinschaft Zink eine Sachbilanz für die Herstellung von Zink erstellt. Diese Arbeit steht bei Abschluss der hier vorliegenden Untersuchung noch nicht zur Verfügung. Andere Datenquellen (z.B. EIPPC [2000], Ullmann's [1996] oder Bruch et al. [1995]) geben keinen eindeutigen Aufschluss über die Bilanz von Zinkoxid.

Modellannahmen

Für die pyrometallurgische Aufarbeitung werden zwei Verwerterbetriebe ausgewählt:

- Einer in Nordrhein-Westfalen, der 427 km von der Anfallstelle entfernt ist und aus zinkhaltigen Abfällen im basischen Wälzprozess und nachgeschaltetem Schachtofen metallisches Zink erzeugt (A1).
- Einer in Sachsen, der 463 km von der Anfallstelle des Betriebes im mittleren Neckarraum entfernt ist und mit dem sogenannten SDHL-Verfahren⁷ Zinkoxid erzeugt (nur cursorisch betrachtet, da keine Daten zum Äquivalenzprozess vorliegen).

Zum Antransport wird jeweils ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht gewählt, der beladen hin und leer zurück fährt.

Im ersten Fall wird der Galvanikschlamm zusammen mit Stahlwerksfilterstäuben peletiert. Die Verhüttung erfolgt zunächst in einem basischen Wälzprozess (Erzeugung von Zinkoxid) und nach erneuter Brikettierung in einem Schachtofen gemeinsam mit Zink- und Bleierzen (Erzeugung von metallischem Zink). Ausgehend von einer Ausbeute von insgesamt ca. 80 % wird eine Menge von 9 t metallischem Zink zurückgewonnen. Die im Wälz- und Schachtofen entstehende Schlacke (insgesamt 25,9 t) wird zur Entsorgung auf eine Deponie transportiert (30 km).

Bei der alternativen SDHL-Technik wird von einer Pelletierung der Zinkabfälle mit Koksgrus ausgegangen (selbstgängige Pellets) und anschließender zweistufiger Laugung des erzeugten Zinkoxids. Der Wälzprozess erfolgt nach neuerer Verfahrensentwicklung mit anschließender zweistufiger Laugung zur Eliminierung von Chloriden. Die Zinkausbringung liegt bei 90 % (das sind 10 t Zink bzw. 12,5 t ZnO). Das Ergebnis ist ein Zinkoxid-Produkt, welches noch geringe Bleianteile aufweist und bei der Zinkelektrolyse eingesetzt wird. Für die zumeist im Straßen- oder Deponiebau eingesetzte Wälzschlacke wird hier der Aufwand einer Schlackedeponierung berücksichtigt.

In beiden Fällen muss berücksichtigt werden, dass der eingesetzte Galvanikschlamm einen weitaus höheren Wassergehalt aufweist (hier 50 % Trockenmasse) als der übliche Materialinput in die Sekundärzinkaufarbeitung (90 % Trockenmasse). Da eine Vortrocknung nicht erfolgt, die Daten sich jedoch auf einen Input mit 10 % Restfeuchte beziehen, muss ein zusätzlicher Bedarf an Kohlekoks (in Höhe der benötigten Verdampfungswärme bis auf 90 % Trockenmasse) eingerechnet werden.

Unter den modellierten Stoffströmen beanspruchen die Prozessemissionen besonderes Augenmerk: Für die Abgasverhältnisse der Sekundärzinkverhüttung wurde davon ausgegangen, dass die hier betrachtete Anlage die Emissionsbegrenzungen der 17. BImSchV einhält, da der Genehmigungsbescheid diese in einzelnen Schadstoffparametern zu Grunde gelegt hat und eine Abgasreinigungsanlage vorhanden ist, welche diesem Standard im Wesentlichen gerecht wird. Es werden hier daher Frachten ermittelt unter Annahme einer Ausschöpfung der Grenzwerte der 17. BImSchV bei einer Abgasmenge von 20.000 Nm³ pro kg erzeugtem Wälzoxid.

Über den Schachtofen, der der Reduktion des Zinkoxids dient, liegen außer dem spezifischen Energieträger- und Prozessenergieeinsatz keine weiteren Prozessdaten vor. Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass die Emissionen des Schacht-

⁷ SDHL: Nach den Entwicklern Saage, Dittrich, Hasche und Langbein benannt.

ofens im Wesentlichen aus dem stofflichen Umsatz der Steinkohle resultieren und damit mit den Emissionen einer Kohlefeuerung vergleichbar sind.

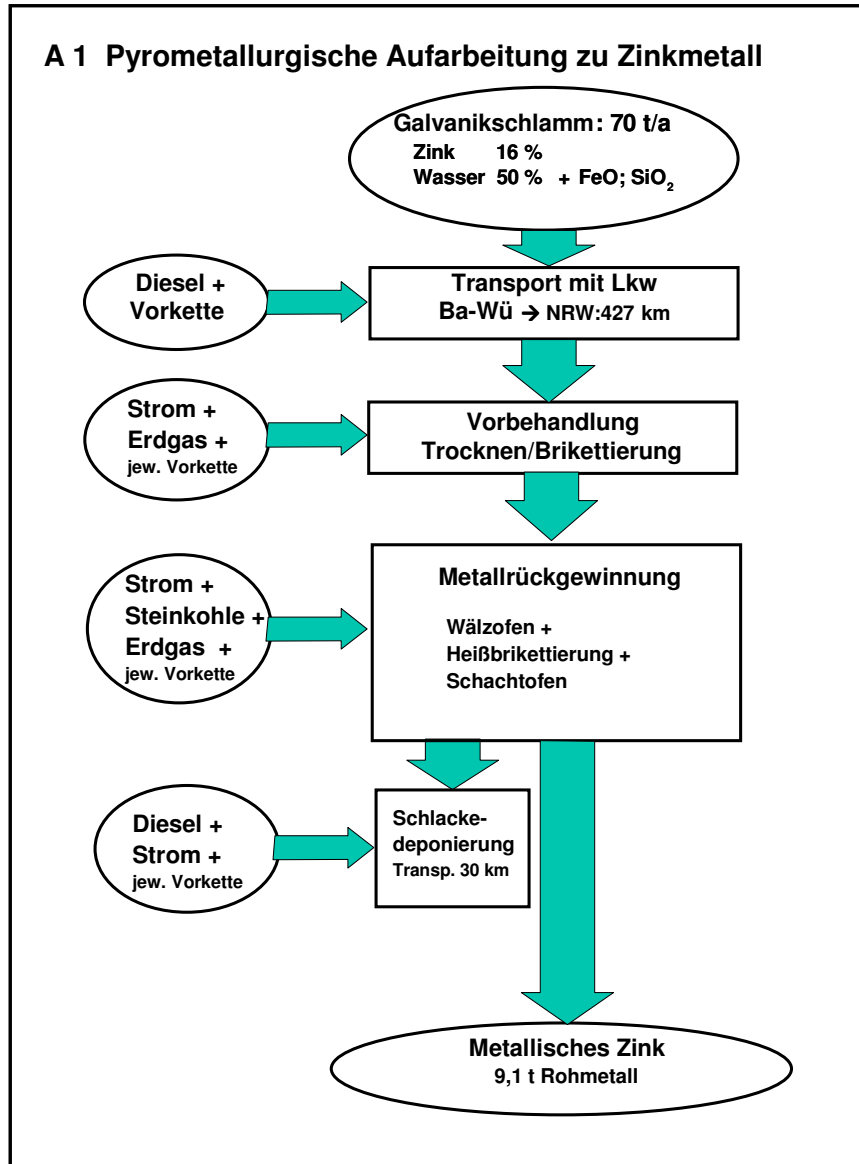


Abb. 3.2-1 Prozesskette der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

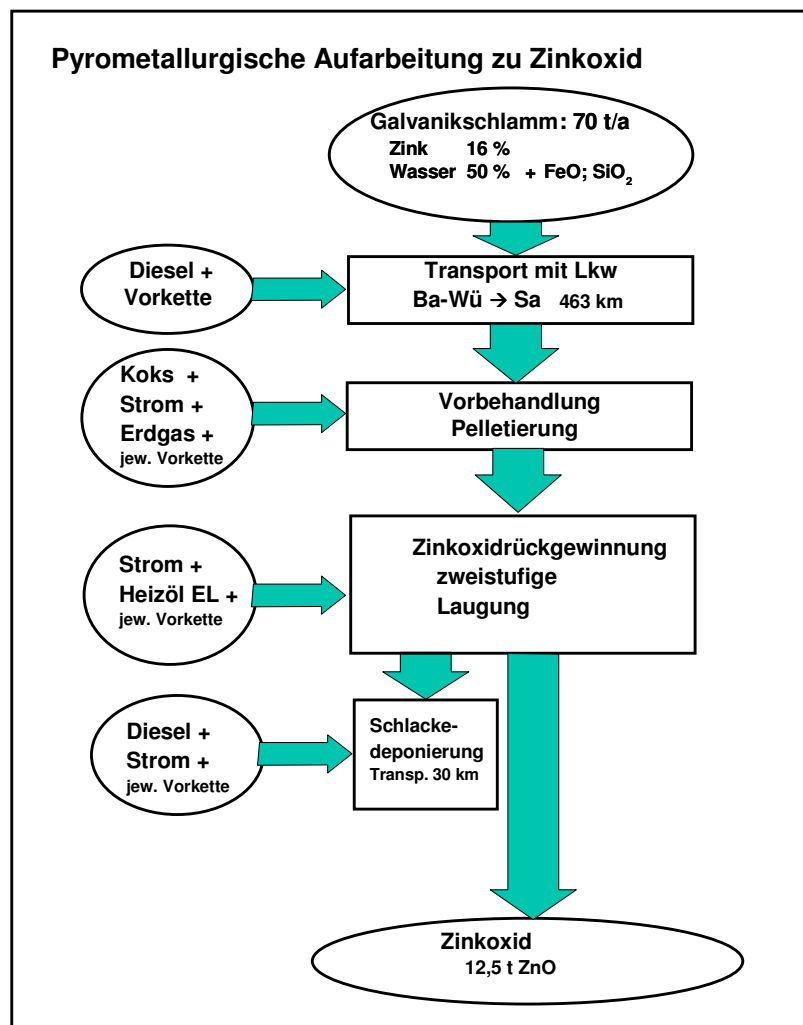


Abb. 3.2-2 Prozesskette der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkoxid (SDHL) und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Als *eingespartes Primärmaterial*, das dem zurückgewonnenen Zink gutgeschrieben wird, wurde der Abbau und die Verhüttung eines zinkhaltigen Minerals in Kanada, einem der größten Zinkförderländer der Welt, ausgewählt. Dabei wurde von einem ober-tägigen Abbau mit großen Räumbaggern ausgegangen und eine unmittelbar bei der Zinkmine liegende Verhüttung modelliert.

Als Methode zur Zinkverhüttung wurde – analog zur Sekundärzinkverfahrensart - das gängigste pyrometallurgische Verfahren, der Imperial Smelting Process angesetzt. Es sei angemerkt, dass Zink seit geraumer Zeit vermehrt über nasschemische Verfahren erzeugt wird. Literaturangaben zum Primärenergieaufwand bei der Bereitstellung von primärem Zinkmetall weisen 70 MJ/kg aus [Bruch et al. 1995]. Weiterhin wurde der anschließende Transportprozess nach Deutschland mit Lkw (40 t Gesamtgewicht und 50 % Auslastung) und Hochseeschiff einbezogen, um eine Vermarktung am selben Platz wie des Sekundärzinks zu gewährleisten.

Daten zur Emission von Luftschadstoffen bei der Verhüttung von Primärzink liegen seitens Frischknecht et al. [1994], neuerdings auch seitens des Referenzdokuments zu

besten verfügbaren Techniken bei Nicht-Eisen-Metallverhüttung [EIPPCB 2000] vor.⁸ Letzteres enthält auch Werte zur Schadstoffkonzentration von Prozessabwässern. Allerdings finden sich darin keine Angaben zu Frachten pro produzierter Menge an Zink, weswegen eine Modellierung an dieser Stelle nicht möglich ist.

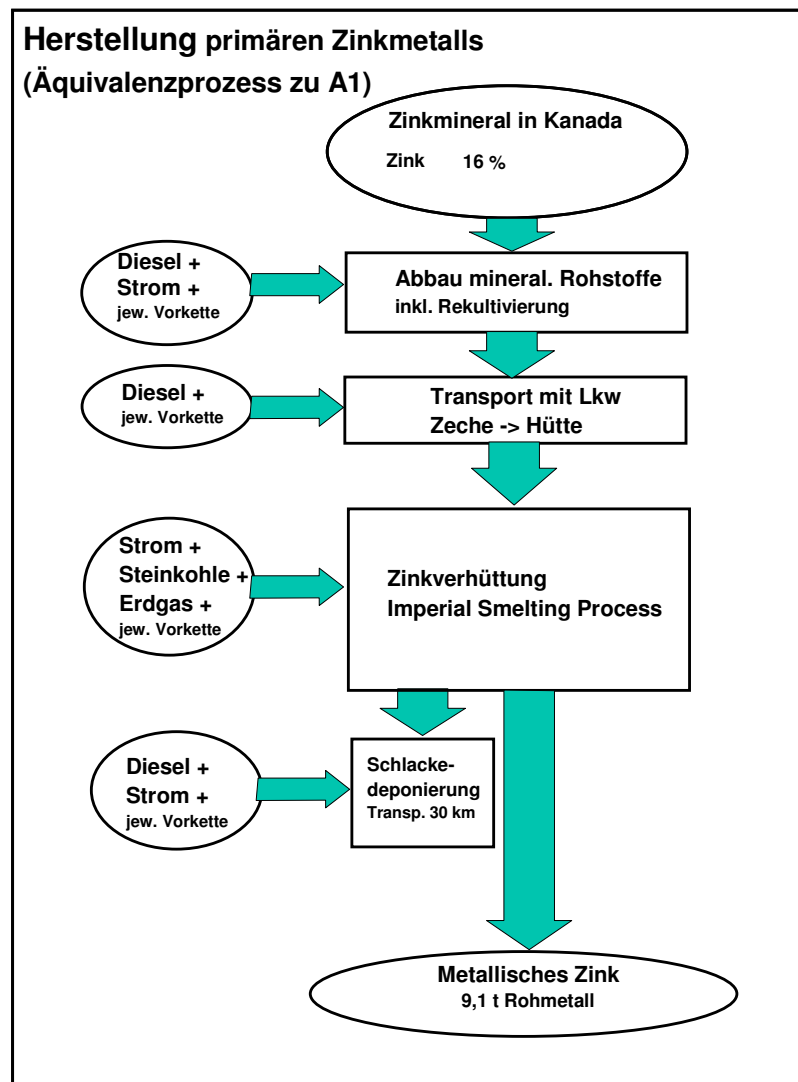


Abb. 3.2-3 Prozesskette der primären Herstellung von metallischem Zink und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Wie bereits oben angeführt, stehen derzeit keine belastbaren Daten für die Erzeugung von Zinkoxid zur Verfügung. Eine grundlegende Studie zur Zinkherstellung befindet sich derzeit noch in Bearbeitung [Forschungsgemeinschaft Zink, 2000]. Aus vorhandenen Daten lässt sich eine Bilanz für primäres Zinkoxid schwer ableiten. Zu beachten ist dabei, dass der wesentliche Herstellungsprozess – das Rösten der konzentrierten sulfidischen Zinkerze in einem Wirbelbett-Röstofen – exotherm, d. h. ohne von außen zugeführte Energie, erfolgt.

8 Die Wahl eines pyrometallurgischen anstelle eines hydrometallurgischen Verfahrens hat dabei keinen signifikanten Einfluss auf die Verhüttungsemissionen an Schwermetallen, da Zweiterem stets ein Röstprozess vorgeschaltet ist.

3.2.2 Bergversatz

Beschreibung

Im Bergversatz werden seit geraumer Zeit Abfälle verschiedenster Art eingesetzt. Geeignet sind zunächst alle Materialien, die aufgrund von Masse und Volumen eine Stützwirkung aufweisen bzw. in bauphysikalischer Hinsicht zur bergtechnischen Sicherung von unterirdischen Hohlräumen geeignet sind.⁹

Die Entsorgung von Galvanikschlämmen im Bergversatz findet derzeit vorwiegend in Kalisalzbergwerken Sachsen-Anhalts statt. Der Versatz kann auf verschiedene Weise erfolgen. Es ist davon auszugehen, dass die Abfälle für den Versatz mit anderen Materialien nach vorgegebener Rezeptur gemischt werden, um die entsprechenden bauphysikalischen Eigenschaften zu erzielen.

Als Nutzen resultiert die bergbauliche Sicherung von Hohlräumen nach den Erfordernissen des Bundesberggesetzes. Demgegenüber ist der Einsatz bergbaufremder Abfälle bei Kali- oder Steinkohlebergwerken mit dem dauerhaften Verbleiben von Halbmateriale über Tage verbunden, das ansonsten zum Versatz zur Verfügung steht.

Modellannahmen

Für diese Option wird ein Transport des Galvanikschlamms aus dem mittleren Neckarraum in ein für den Versatz genehmigtes Bergwerk in Sachsen-Anhalt angenommen. Die Transportdistanz wurde mit 500 km bestimmt. Zum Transport wurde wie bei der pyrometallurgischen Verwertung ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht bei voller Hin- und leerer Rückfahrt ausgewählt. Je nach Konsistenz ist eine Konditionierung des Galvanikschlammes mit Kalk notwendig. Für die Versatzmaßnahme selbst wurde der mechanische Energieaufwand der Untertageverbringung angesetzt.

Die aufgeführten Transportvorgänge und Energieeinsätze stellen die für wirkungsbezogene Stoffströme wesentlichen Module dar. Es werden in diesem Zusammenhang nur die „bestimmungskonformen“ und „regelgerechten“ Betriebszustände betrachtet. Da das Konzept des Bergversatzes (siehe hierzu auch Anhang B zum Bericht) im vorliegenden Fall als „immissionsneutral“ definiert ist, wird eine mögliche langfristige Freisetzung schädlicher Stoffe in die Biosphäre nicht in die Modellbetrachtung einbezogen. Eine langfristige Schadstofffreisetzung kann zwar nicht ausgeschlossen werden, doch wäre eine diesbezügliche Bewertung im Rahmen einer Risikoanalyse zu leisten. Das Instrument der Ökobilanz kann solche Risikofälle nicht berücksichtigen – ebenso wenig wie der KEA-Ansatz.

⁹ Offen ist derzeit die rechtliche Frage, ob es sich beim Versatz von zinkhaltigen Galvanikschlämmen um Verwertung oder Beseitigung handelt. Im Erlass des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 02.08.1996 werden die Kriterien der 66. Sitzung der LAGA umgesetzt, wonach Versatz als Verwertung nur für blei- und zinnhaltige Galvanikschlämme in Betracht kommt. Hinsichtlich des Schadstoffgehalts von Abfällen werden Orientierungswerte vorgelegt, wonach bei einer Überschreitung als Hauptzweck die Beseitigung anzunehmen ist. Die EU-Kommission vertritt in einer Stellungnahme vom Dezember 1997 die Ansicht, dass Bergversatz grundsätzlich eine Beseitigung ist. Diese rechtlichen Fragen sind jedoch für die ökologische Bewertung der Entsorgungsoption - und damit für die Fragestellung der hier vorliegenden Untersuchung - unbedeutend.

Als regelgerecht, wenngleich nicht notwendigerweise schadlos, wird allerdings das Verbleiben von bergbaueigenem Material auf der Halde aufgrund des bergfremden Materialeinsatzes im Versatz angesehen. Den damit verbundenen negativen Umweltauswirkungen sollte nach der Halden-Richtlinie des Landes Thüringen [1995] durch Rekultivierungsmaßnahmen begegnet werden. Bislang wird dies durch die hier zu Grunde gelegten Bergwerke eher zaghaft in Angriff genommen. Ohne eine Rekultivierung in Verbindung mit einem Dränagesystem treten nicht unerhebliche Chlorid-Einträge in die umgebenden Böden auf.

Im hier betrachteten Fall wird zunächst von einer Freisetzung der Salzlaugen in die Umwelt ausgegangen, was bei der wirkungsorientierten Bewertung zu berücksichtigen sein wird, jedoch ohne Einfluss auf den KEA ist. Es soll jedoch auf Sensitivität geprüft werden, inwieweit sich eine Haldenrekultivierung als indirekter aber ggf. zwangsläufig notwendiger Aufwand auf das KEA-Ergebnis auswirkt.

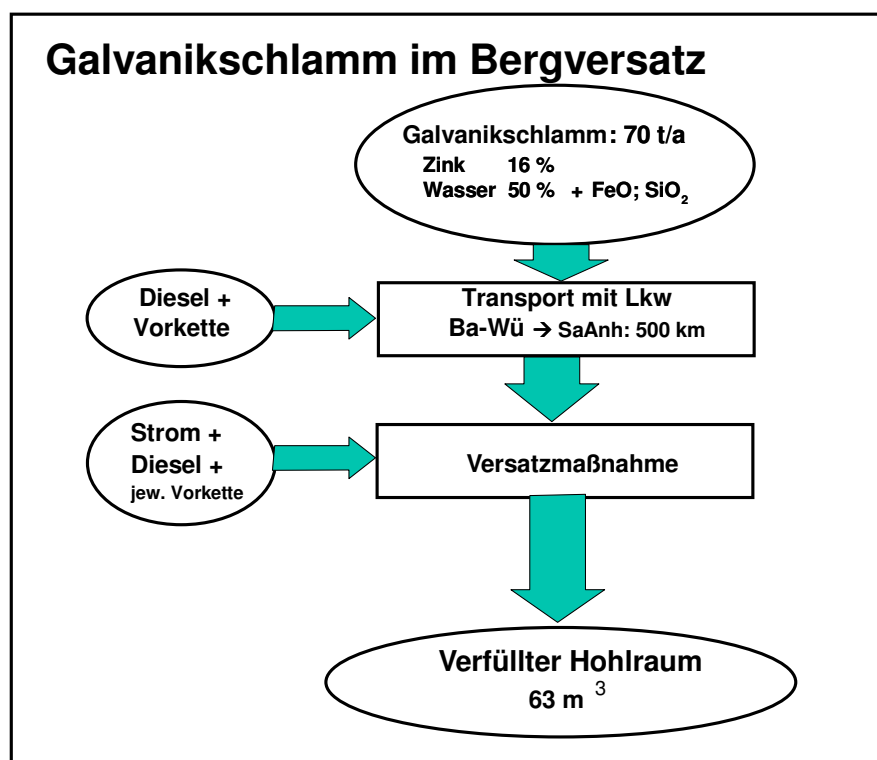


Abb. 3.2-4 Prozesskette des Bergversatzes mit zinkhaltigem Galvanikschlamm und dessen für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Der eingesparte Nutzen orientiert sich an dem durch die Galvanikschlammmenge von 70 t versetzten Volumen von 63 m³. Für den gutgeschriebenen Versatz wurde Abraummaterial aus der Grube selbst verwendet, das sich in unmittelbarer Grubennähe befindet. Das Aufnehmen des Materials wurde ähnlich dem Einbau mit normalem Ladegerät berechnet und für den Antransport eine Distanz von lediglich 10 km angenommen.

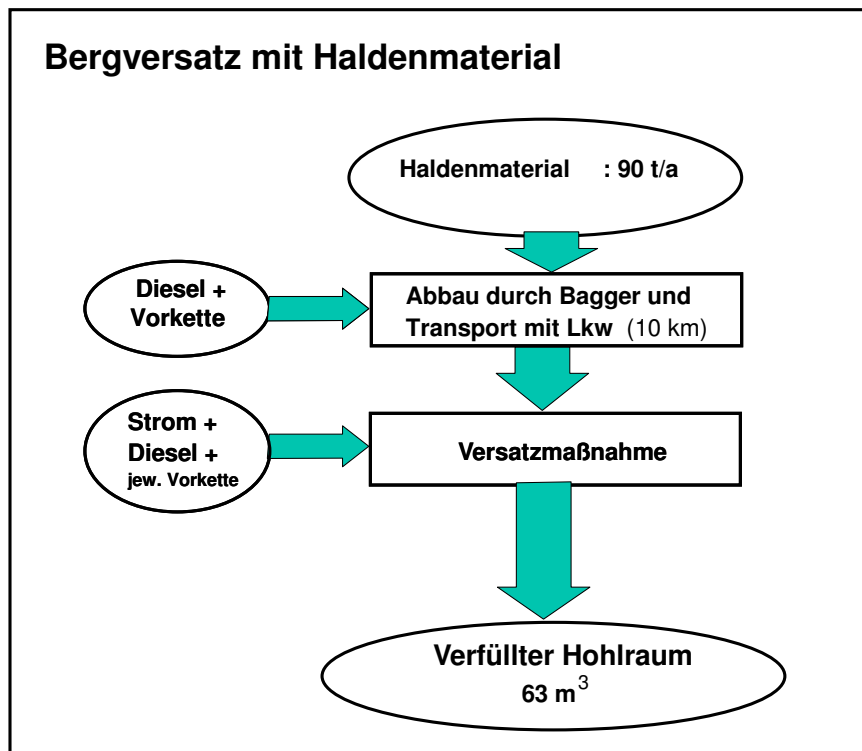


Abb. 3.2-5 Prozesskette des Bergversatzes mit Haldenmaterial und dessen für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

3.2.3 Ablagerung

Beschreibung

Nach der TA Abfall wird als Beseitigung die Ablagerung auf einer oberirdischen Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle (SAD) empfohlen. Für die in Baden-Württemberg anfallenden Abfälle ist hierzu die Deponie Billigheim vorzusehen. Für diese Option ist dementsprechend die Erfassungs- und Sammelstruktur zu dieser Deponie und nach Möglichkeit deren spezifische Emissionen und Verbräuche vorzusehen.

Der Nutzen einer Beseitigung besteht nach § 10 Absatz 1 KrW-/AbfG im dauerhaften Ausschluss von Schadstoffen von der Kreislaufwirtschaft zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit. Ein darüber hinaus gut zu schreibender Nutzen entsteht hierbei nicht. Die Modellierung eines Äquivalenzprozesses entfällt daher.

Modellannahmen

Der Antransport vom mittleren Neckarraum nach Billigheim (83 km angesetzt) wurde wiederum mit einem mittelgroßen Lkw bei voller Hin- und leerer Rückfahrt gerechnet. Die Angaben entsprechen dabei denjenigen des Bergversatzes. Der Einbau wurde mit üblichen Lademachines bestimmt.

Obertägige Sonderabfalldeponien sind grundsätzlich als Inertstoffdeponien anzusehen. Der im Galvanikschlamm enthaltene Kohlenstoff führt nicht zu Deponiegasbildung. Neben den Aufwendungen für die Sickerwassererfassung und –reinigung¹⁰ ist auch die Verbrennung von Schlämmen aus der Sickerwasserreinigung im „System Deponie“ enthalten. Der Deponiebetrieb wird über eine Dauer von 50 Jahren angerechnet, da davon auszugehen ist, dass in einer nach TA Abfall ordnungsgemäß mit Oberflächenabdichtung versehenen Deponie nach diesem Zeitraum kein Sickerwasser mehr anfallen und die Sickerwasserbehandlung eingestellt werden wird.

Soll beim Bergversatz die ggf. erforderliche Rekultivierung von Bergehalden als indirekte Konsequenz der untertägigen Verbringung von bergfremden Material zumindest zur Prüfung der Sensitivität beachtet werden, so sollte dies auch für die – direkt – rekultivierungsbedürftige Sonderabfalldeponie in gleicher Weise erfolgen. Konsequenterweise zieht dieses Vorgehen jedoch die gesamte Herstellung des Deponiebauwerks mit sich, wobei allerdings zu bedenken ist, dass damit die Systemgrenze, die bei Ökobilanzen üblicherweise die Herstellung von Investitionsgütern ausschließt, überschritten wird.

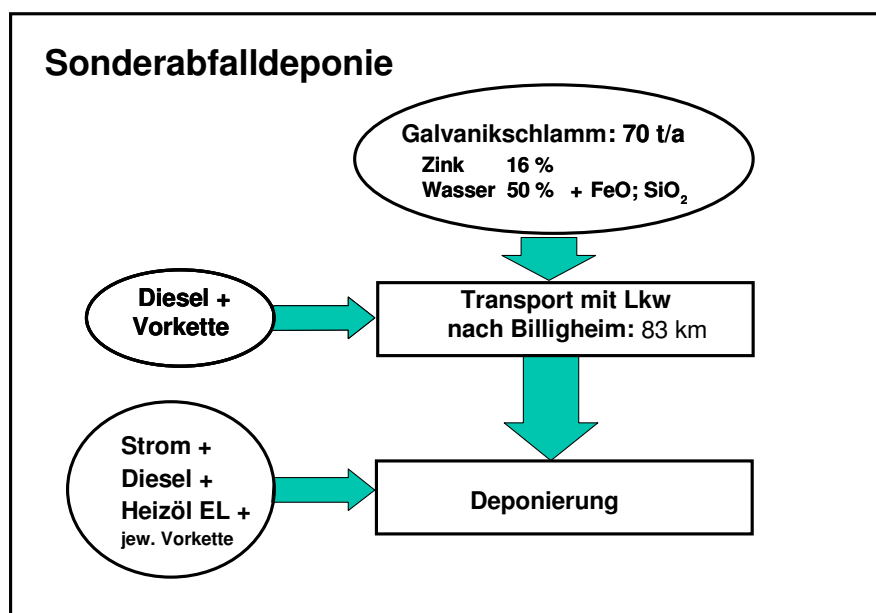


Abb. 3.2-6 Prozesskette der Ablagerung auf einer Sonderabfalldeponie und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

10 Entsprechend der Situation auf der SAD Billigheim wird eine zweistufige Reinigung angesetzt mit

1. Biologie (Denitrifikation/Nitrifikation), Ultrafiltration und Schlammmentwässerung.
2. Aktivkohleadsorption.

3.3 Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen

3.3.1 Ermittlung des KEA

In den Tab. 3.3-1 bis Tab. 3.3-6 werden die Daten und Ergebnisse der KEA-Berechnung für jede Option bzw. deren Äquivalenzsysteme aufgeführt. Die Werte der Tabellen werden für den optischen Vergleich in Abb. 3.3-1 gemeinsam dargestellt.

Die **pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall** weist mit rund **1.070 GJ** pro 70 t Galvanikschlamm den insgesamt höchsten KEA auf, wobei die Prozessaufwendungen der Aufarbeitung ausschlaggebend sind. Der Transport, obgleich über 427 km, nimmt lediglich 3,6 % am KEA ein. Die Vorbehandlung (Pelettierung) nimmt mit 3,4% einen ähnlich hohen Anteil am Gesamtaufwand ein. Die Verhüttung selbst beansprucht 85 % des gesamten KEA (davon die Verhüttung bis zum Zinkoxid 37 Prozentpunkte). Weit unter 1 % liegt der Aufwand der erforderlichen Schlackeentsorgung. Die für die Trocknung des Schlammes erforderliche Verdampfungswärme nimmt 18 % des Koksbedarfs ein.

Der KEA von **primärem Zinkmetall** liegt gegenüber dem Sekundärzink nur bei 70 % (**728,5 GJ**). Die überwiegend aus Ullmann [1996]¹¹ abgeleiteten Prozessdaten führen inklusive der Transportaufwendungen zu einem spezifischen Gesamt-KEA von 80 GJ/t Zink und sind damit etwas höher als nach den Angaben von Bruch et al. [1995] sowie Frischknecht et al. [1994] mit jeweils 70 GJ/t Zn.

Zieht man den KEA des Äquivalenzprozesses als Gutschrift von der Aufarbeitung ab, verbleibt für die Entsorgung von 70 t Galvanikschlamm ein „Netto“-KEA von rund **336 GJ**.

Die **pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkoxid** nach dem SDHL-Verfahren beansprucht etwas mehr als 40 % des Aufwands für die Aufarbeitung zu Zinkmetall, wobei durch die effizientere Verfahrensführung des SDHL bis zur Stufe des Zinkoxids bereits etwa 25 % weniger Energie benötigt wird (26 GJ pro t erzeugtem ZnO statt 34,4 GJ, ausgehend von 10 % Wassergehalt im Ausgangsmaterial).

Beim **Bergversatz** dominiert erwartungsgemäß der Transport über 500 km durch einen mittelgroßen Lkw den KEA (**45,8 GJ**). Der Aufwand der Versatzmaßnahme selbst bleibt klein und ist im Übrigen unabhängig vom Versatzmaterial nahezu gleich.

Der Äquivalenzprozess mit Bergversatz durch Abraummateriel beträgt aufgrund des erheblich geringeren Antransports des Materials nur 14 %. Der „Netto-KEA“ dieses Entsorgungswegs beträgt damit etwa **38,7 GJ** pro 70 t Galvanikschlamm.

Die **Ablagerung auf der Sonderabfalldéponie** erfordert einen KEA von **21 GJ** pro 70 t Galvanikschlamm, berechnet aus Einbau und anteiligem D poniebetrieb über 50 Jahre. Der Antransport nimmt davon allein 45 % ein.

¹¹ Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A 28, VCH Weinheim 1996.

Tab. 3.3-1 KEA-Ergebnisse der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu **Zinkmetall**, gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

A1 Pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall

Systeminput: 70 t zinkhaltiger Galvanikschlamm mit 16 % Zink, 50 % Wasser

Systemoutput: 9,1 t Rohzink

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 427 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,29 MJ/tkm	70 t	38,5 GJ
Pelettierung	0,513 MJ/kg	70 t	35,9 GJ
Wälzofen (Erzeugung ZnO)	6,74 MJ/kg	70 t	471,8 GJ
davon Steinkohlekoks für Prozess	5,03 MJ/kg		351,8 GJ
davon Steinkohlekoks für Trocknung	1,10 MJ/kg		77,3 GJ
davon für Stromerzeugung	0,607 MJ/kg		42,5 GJ
Heißbrikettierung (Strom)	3,55 MJ/kg	38,9 t	138,2 GJ
Schachtofen	9,76 MJ/kg	38,9 t	379,7 GJ
davon für Steinkohlekoks	6,63 MJ/kg		258,1 GJ
davon für Stromerzeugung	3,13 MJ/kg		121,6 GJ
Transport Lkw Schlacke – Deponie 30 km	1,42 MJ/tkm	25,9 t	1,1 GJ
Deponie Schlacke (50 Jahre Betrieb)	0,066 MJ/kg	25,9 t	1,7 GJ
Summe			1.066,9 GJ

Tab. 3.3-2 KEA-Ergebnisse der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu **Zinkoxid** (SDHL-Verfahren), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

Pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkoxid

Systeminput: 70 t zinkhaltiger Galvanikschlamm mit 16 % Zink, 50 % Wasser

Systemoutput: 12,5 t Zinkoxid

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 463 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,29 MJ/tkm	70 t	41,8 GJ
Pelletieren/Wälzofen	5,42 MJ/kg	70 t	379,6 GJ
davon Steinkohlekoks für Prozess	3,31 MJ/kg		231,8 GJ
davon Steinkohlekoks für Trocknung	1,10 MJ/kg		77,3 GJ
davon für Erdgas	0,29 MJ/kg		20,2 GJ
davon für Stromerzeugung	0,72 MJ/kg		50,3 GJ
Laugung	0,57 MJ/kg	38,9 t	22,3 GJ
Heizöl EL	0,46 MJ/kg		17,9 GJ
Strom	0,11 MJ/kg		4,4 GJ
Transport Lkw Schlacke – Deponie 30 km	1,42 MJ/tkm	22,5 t	0,96 GJ
Deponie Schlacke (50 Jahre Betrieb)	0,066 MJ/kg	22,5 t	1,5 GJ
Summe			446,1 GJ

Tab. 3.3-3 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu **Zinkmetall**, gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

Erzeugung von primärem Rohzink					
Systemoutput: 9,1 t Rohzink					
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
Erzabbau	0,057	MJ/kg	75,5 t	4,33	GJ
Rekultivierung Tagebau	0,17	MJ/m ²	75,5 m ²	0,013	GJ
Transport 30 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,32	MJ/tkm	15,1 t	0,6	GJ
Pyrometallurgische Verhüttung	77,1	MJ/kg out ^{a)}	15,1 t	701,6	GJ
davon aus Steinkohlefeuerung	49,5	MJ/kg out		450,8	GJ
davon für Stromerzeugung	25,0	MJ/kg out		227,7	GJ
davon aus Erdgasfeuerung	2,5	MJ/kg out		23,1	GJ
Transport 1.000 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin ausgelastet, rück 50 %)	0,98	MJ/tkm	9,1 t	8,9	GJ
Seeschiff, 6.000 km	0,24	MJ/tkm	9,1 t	13,1	GJ
Summe				728,5	GJ

a) Bei Endprodukten wie Zinkmetall ist die Angabe zum KEA dem üblichen Vorgehen nach auf den Produktoutput (hier 9,1 t) bezogen.

Tab. 3.3-4 KEA-Ergebnisse des Bergversatzes, gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

A2 Bergversatz					
Systeminput: 70 t zinkhaltiger Galvanikschlamm mit 16 % Zink, 50 % Wasser					
Systemoutput: 63 m ³ Raumvolumen					
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
Transport 500 km (Lkw zul. G.gew. 28 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,29	MJ/tkm	70 t	45,1	GJ
Versatzmaßnahme	0,01	MJ/kg	70 t	0,7	GJ
Summe				45,8	GJ

Tab. 3.3-5 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Bergversatzes, gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

Bergversatz mit Haldenmaterial						
Systemoutput: 63 m ³ Raumvolumen						
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Aufnehmen von Abraummateri	0,057	MJ/kg	90	t	5,2	GJ
Transport Lkw 10 km (hin ausgelastet, rück leer) 40 t	1,17	MJ/tkm	90	t	1,05	GJ
Versatzmaßnahme	0,01	MJ/kg	90	t	0,9	GJ
Summe					7,1	GJ

Tab. 3.3-6 KEA-Ergebnisse der Deponierung, gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen beruhen auf Rundungen bei den spezifischen KEA-Faktoren und in den Summen.*)

A3 Sonderabfalldeponie						
Systeminput: 70 t zinkhaltiger Galvanikschlamm mit 16 % Zink, 50 % Wasser						
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Transport 83 km (Lkw zul. G.gew. 28 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,28	MJ/tkm	70	t	7,4	GJ
Einbau	0,016	MJ/kg	70	t	1,12	GJ
Deponiebetrieb	0,028	MJ/kg	70	t	1,98	GJ
Sickerwasserreinigung+ Nachsorge (50 a)	0,337	MJ/l	31,2	m ³	10,5	GJ
Summe					21,0	GJ

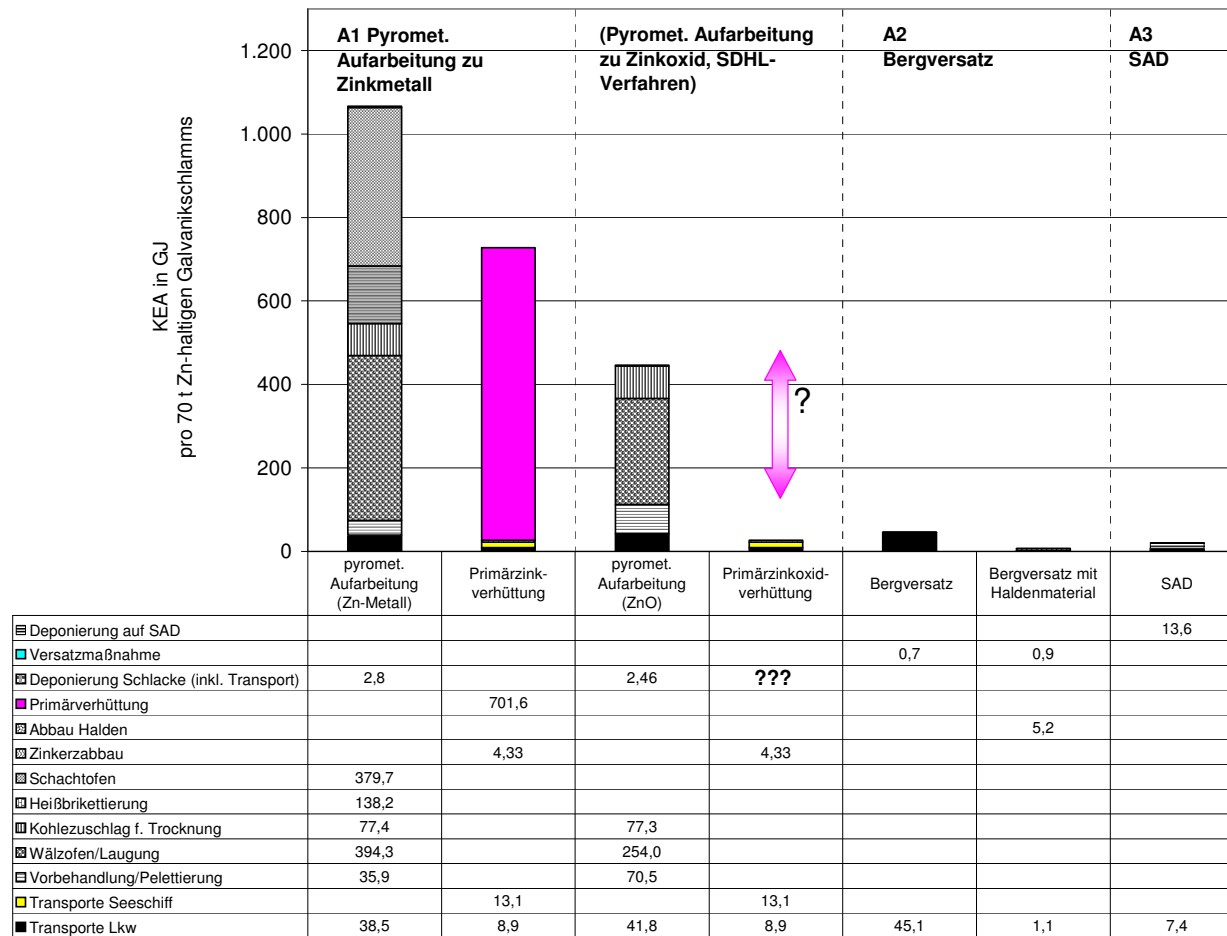


Abb. 3.3-1 Beiträge einzelner Prozesse zum KEA der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und deren Äquivalenzprozesse
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffebalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

Vergleicht man die Optionen miteinander, so ergibt sich folgendes Bild:

- A1 Die **pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall** verursacht einen KEA von **1.067 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der äquivalenten Menge an Primärzink von **729 GJ** gegenüber.
- A2 Der **Bergversatz** verursacht einen KEA von **45,8 GJ**, dem steht ein Verbrauch beim Versatz mit Haldenmaterial äquivalenter Menge von **7,1 GJ** gegenüber.
- A3 Die **Sonderabfalldéponie** verursacht einen KEA von **21,0 GJ** ohne weitere Einsparung.

Die Rangfolge der Optionen untereinander lässt sich, wie in Kapitel 2.3.3 beschrieben, durch Gutschrift des ersetzten Prozesses oder durch kreuzweise Anlastung des "nicht ersetzen" Prozesses im paarweisen Vergleich durchführen. Das Ergebnis wird durch die Wahl der Methodik dabei nicht beeinflusst. In Abb. 3.3-2 wird die zweite Möglichkeit grafisch dargestellt. Darin zeigt sich, dass die **Sonderabfalldéponie (A3)** den insgesamt geringsten KEA aufweist, während die pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall (A1) relativ deutlich hinter den Alternativoptionen liegt.

Nicht einordnen lässt sich bislang die pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkoxid, da hier die Datenlage zur Herstellung von primärem Zinkoxid nicht hinreichend sicher ist. Sofern der Primärenergieaufwand für die Verhüttung von vorangereichertem Zinkerz oberhalb von 33 GJ/t ZnO läge, wäre das SDHL-Verfahren energetisch günstigster als die drei anderen Optionen.

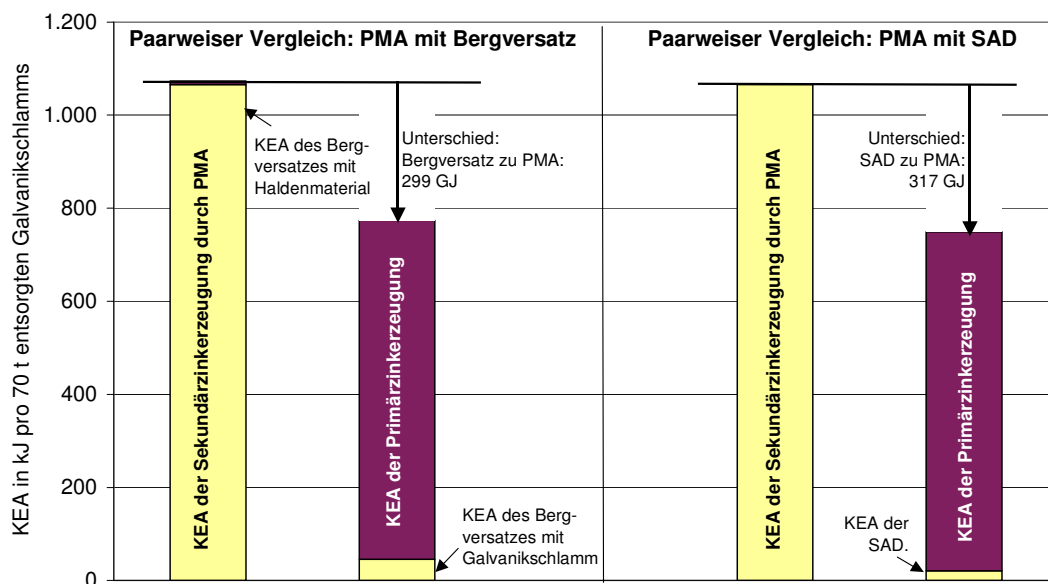


Abb. 3.3-2 Paarweise Vergleiche der pyrometallurgischen Aufarbeitung zu Zinkmetall mit Bergversatz und Sonderabfalldéponie hinsichtlich KEA

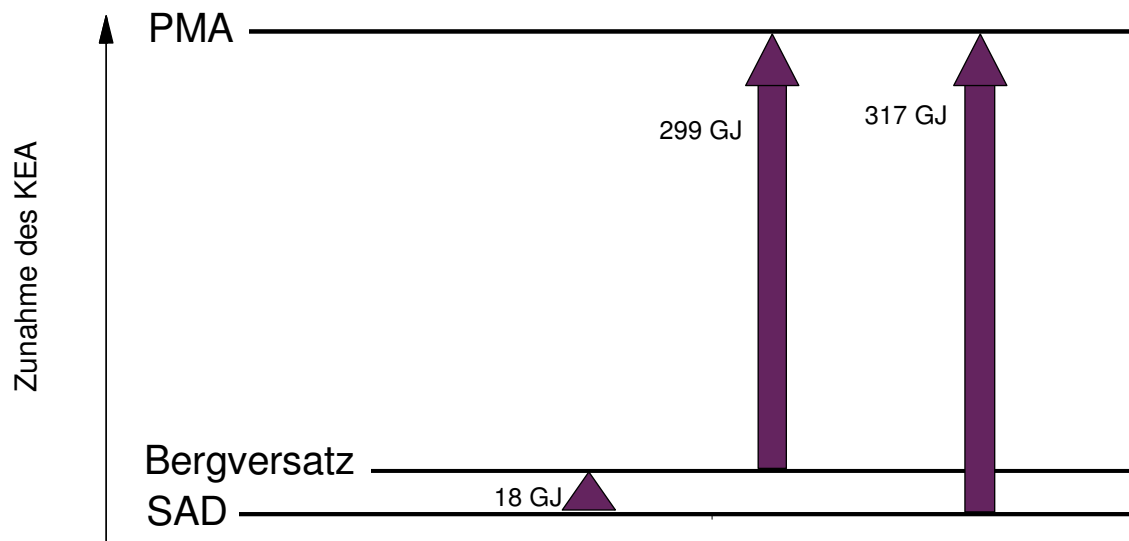


Abb. 3.3-3 Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm nach dem KEA

3.3.2 Diskussion sensibler Einflüsse auf den KEA

Wie bei jeglicher ökologischer Bilanzierung wurden auch hier zur Modellierung des KEA für die Optionen der Galvanikschlamm Entsorgung sowie für die durch die Entsorgungsprozesse ersetzten Primärprozesse eine Reihe von Annahmen bezüglich der Daten aber auch der Systeme und Systemgrenzen getroffen.

Ein wesentlicher Punkt ist dabei die Verwendung von Daten aus Angaben eines konkreten Aufarbeitungsbetriebs. Wenngleich es aus physikalisch-technischer Sicht begründbar ist, dass der Energieaufwand zur Aufarbeitung von Zinkabfällen generell höher ausfällt als die Primärerzeugung aus sulfidischen Erzen, so ist dennoch nicht auszuschließen, dass eine Prozessoptimierung hinsichtlich Energieeffizienz, ohne Beeinträchtigung anderer Systemelemente (insbesondere Abgasreinigung) zu einer günstigeren KEA-Bilanz für die Sekundärzinkaufarbeitung führen kann. Diesbezüglich steht eine abschließende Bewertung z.B. des SDHL-Verfahrens noch aus.

Auch die Wahl der Verfahrenstechnik beim primären Zinkherstellungsprozess hat mit Sicherheit Einfluss auf das Ergebnis. Da hier pyrometallurgische Aufarbeitungungsverfahren zur Bewertung stehen, wurde auch ein pyrometallurgischer Primärprozess für das substituierte Äquivalenzsystem angenommen. Tatsächlich nehmen seit geraumer Zeit hydrometallurgische Verfahren (Prinzip der Elektrolyse) den Hauptanteil bei der Zinkherstellung ein. Nach EIPPCB [2000] werden für diesen Prozess 4.100 kWh pro t erzeugtem Zink angesetzt, was einem KEA von ca. 50 GJ entspricht. Damit wäre die Hydrometallurgie um nahezu 30% günstiger im Energieverbrauch als die Pyrometallurgie, was den Nachteil der Aufarbeitung von Sekundärzink noch weiter vertiefen würde.

Des Weiteren soll an dieser Stelle diskutiert werden, inwieweit der **Ausschluss von Investitionsgütern** aus dem Bilanzraum Einfluss auf das Ergebnis hat. Der Investiti-

ongüteranteil kann bei einer Deponie bedeutenden Umfang einnehmen, je nachdem an welcher Stelle die Systemgrenze gezogen wird (Deponiebauwerk, Gebäude, Technische Einrichtungen, Straßenflächen und Wendeplätze, Deponiefahrzeuge etc.). Im Anhang A findet sich eine Aufstellung, in welcher der KEA exemplarisch für die Sonderabfalldeponie Billigheim auf der Basis von Angaben zum materiellen Herstellungsaufwand für das Deponiebauwerk aus der Selbstdarstellung der Einrichtung [SBW 1994] und verschiedenen Datenquellen zum spezifischen KEA von Arbeits- und Materialbereitstellungsaufwand rechnerisch abgeschätzt wird. Als Gesamtsumme inklusive Bauwerk (Planum, Basis-, Oberflächenabdichtung, Dränage, Rekultivierung, Randaufbänke), Gebäude, Tanks und Erschließungsflächen ergibt sich danach ein KEA von etwas über 140 TJ, wobei die Erschließungsflächen (in der Höhe dominiert vom Bitumenbedarf) den bei weitem höchsten Teil ausmachen. Dann folgen die Kunststoffkomponenten (drei Lagen HDPE-Folien plus zwei Lagen Geotextil plus Drainagerohre). Umgelegt auf die Gesamtkapazität der Deponie (1,19 Mio. Abfall) ergibt sich damit ein spezifischer KEA von 120 MJ pro t Abfall. Gemessen am betrieblichen Aufwand der Deponie inklusive Transport (296 MJ/t) stellt diese Größenordnung mit 40 % einen erheblichen Beitrag dar.

Zieht man die Errichtung der Deponie in die Berechnung mit ein, so muss dies konsequenterweise auch für die Rekultivierung der Bergehalden erfolgen, die aufgrund der untätigen Abfallverbringung dauerhaft bestehen bleiben. Hierzu wird nach Prause und Kautz [1997] von einem Bedarf von 0,3 t Rekultivierungsmaterial pro t verbliebenen Haldenmaterials ausgegangen. Der Antransport ist mit mindestens 100 km anzusetzen (aufgrund des großen Mengenbedarfs sind auch weitere Wege nicht unrealistisch). Vergleichsweise hoch ist auch der spezifische maschinelle Aufwand zur Materialaufbringung aufgrund der hohen und steilen Bergehalden. Auf der Basis dieser Annahmen stellt sich die Rekultivierung der Halden mit 73 MJ/t Haldenmaterial vergleichsweise hoch gegenüber dem gesamten Deponiebauwerk (60 % davon) dar.

Welchen Unterschied eine Berücksichtigung der Errichtung der Deponie und der Haldenrekultivierung gegenüber der Basisbetrachtung ohne Einbezug der Investitionsgüter auf die Rangfolge der Entsorgungsoptionen bewirken würde, wird in Abb. 3.3-4 veranschaulicht. In der oberen Hälfte dieser Grafik ist auf der rechten Seite die Rangfolge inklusive der Deponieerrichtung, links der Basisfall ohne diese dargestellt. Es zeigt sich, dass der „Vorsprung“ der SAD zum Bergversatz zwar um 20 % schmilzt, der erste Rang aber dennoch gewahrt bleibt.

Korrekterweise müssten an dieser Stelle selbstverständlich alle betroffenen Investitionsgüter in allen drei Optionen bzw. deren Äquivalenzsystemen einbezogen werden. Die Datenlage für eine Bilanzierung des Aufwands zur Herstellung einer Zinkhütte oder einer Aufarbeitungsanlage ist allerdings viel zu unsicher. Von wesentlichem Einfluss sind dabei die Standzeiten der Gesamtanlage bzw. der einzelnen Komponenten sowie die genaue Durchsatzleistung während dieser Standzeiten. Eine grobe Abschätzung für Kraftwerksanlagen in Anhang A zeigt, dass Anlagen dieser Dimension gegenüber dem Durchsatz im Bereich von weniger als 1 % des Betriebsverbrauchs liegen.

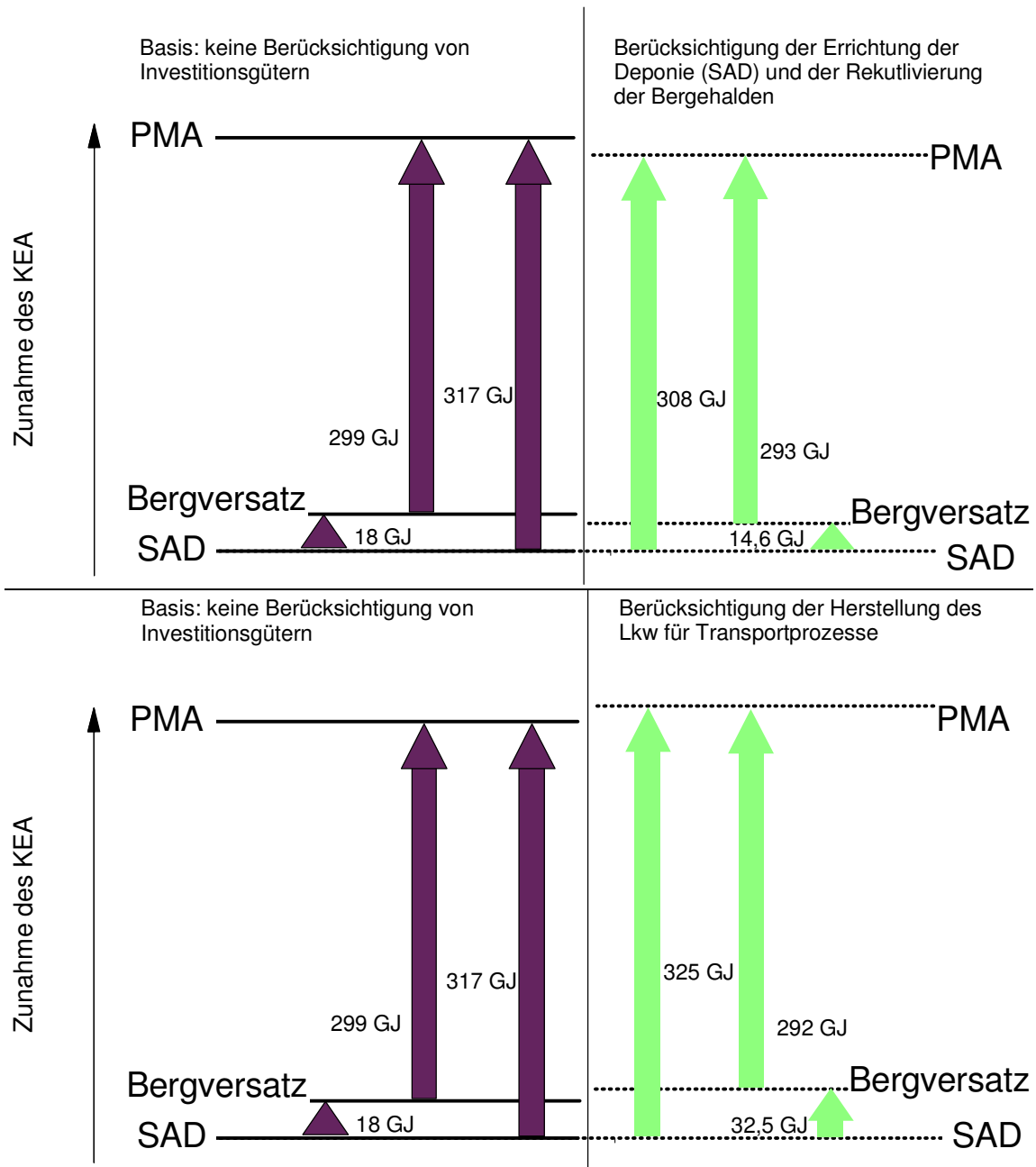


Abb. 3.3-4 Gegenüberstellung der Unterschiede der Optionen ohne Berücksichtigung jeglicher Investitionsgüter (jeweils links) und mit Berücksichtigung der Errichtung einer SAD (oben rechts) bzw. Herstellung des Lkw für den Transport (unten rechts).

Wie ebenfalls in Anhang A zum Bericht ausgeführt ist, kann der Energieaufwand zur Herstellung von Investitionsgütern im Transportsektor in einer durchaus signifikanten Größenordnung liegen, verglichen mit dem Energieaufwand der Gesamtnutzungsdauer dieser Güter. Für die Herstellung eines großen Lkw (Materialien plus Montage) wurden dort ca. 10 % der Energiemenge abgeschätzt, die das Fahrzeug während seiner Nut-

zungsphase verbraucht¹². In ähnlicher Höhe lässt sich nach Angaben von Frischknecht [1994] der spezifische Aufwand für die Straßenherstellung abschätzen. Es wird daher dargestellt, in welchem Maße ein Aufschlag von 20 % auf den ermittelten KEA der Transportprozesse von Bedeutung für das Ergebnis ist. Hierzu werden die entsprechenden Zahlenwerte in den Tab. 3.3-1 bis Tab. 3.3-6 mit einem Faktor 1,2 versehen. Daraus ist erwartungsgemäß eine Verschlechterung des insgesamt transportintensiven Bergversatzes gegenüber den anderen Optionen zu erkennen. Da die Transporte insgesamt jedoch nur einen kleineren Beitrag zu den KEA-Werten liefern, bleibt die Verschiebung auf einem eher unauffälligen Niveau, wie Abb. 3.3-4 (unten) verdeutlicht.

12 Diese 10 % ergeben sich, wenn man lediglich den Abschreibungszeitraum für den Lkw (im Mittel 300.000 km Gesamtfahrleistung) berücksichtigt. Zieht man in Betracht, dass der Lkw über eine lange Periode in gebrauchtem Zustand (überwiegend im Ausland) weitergenutzt wird, so vermindert sich der Anteil des Energieaufwands zur Herstellung des Lkw gegenüber seinem Verbrauch über die Nutzungsphase vermutlich ganz erheblich. Für eine Abschätzung fehlen jedoch jegliche Datengrundlagen.

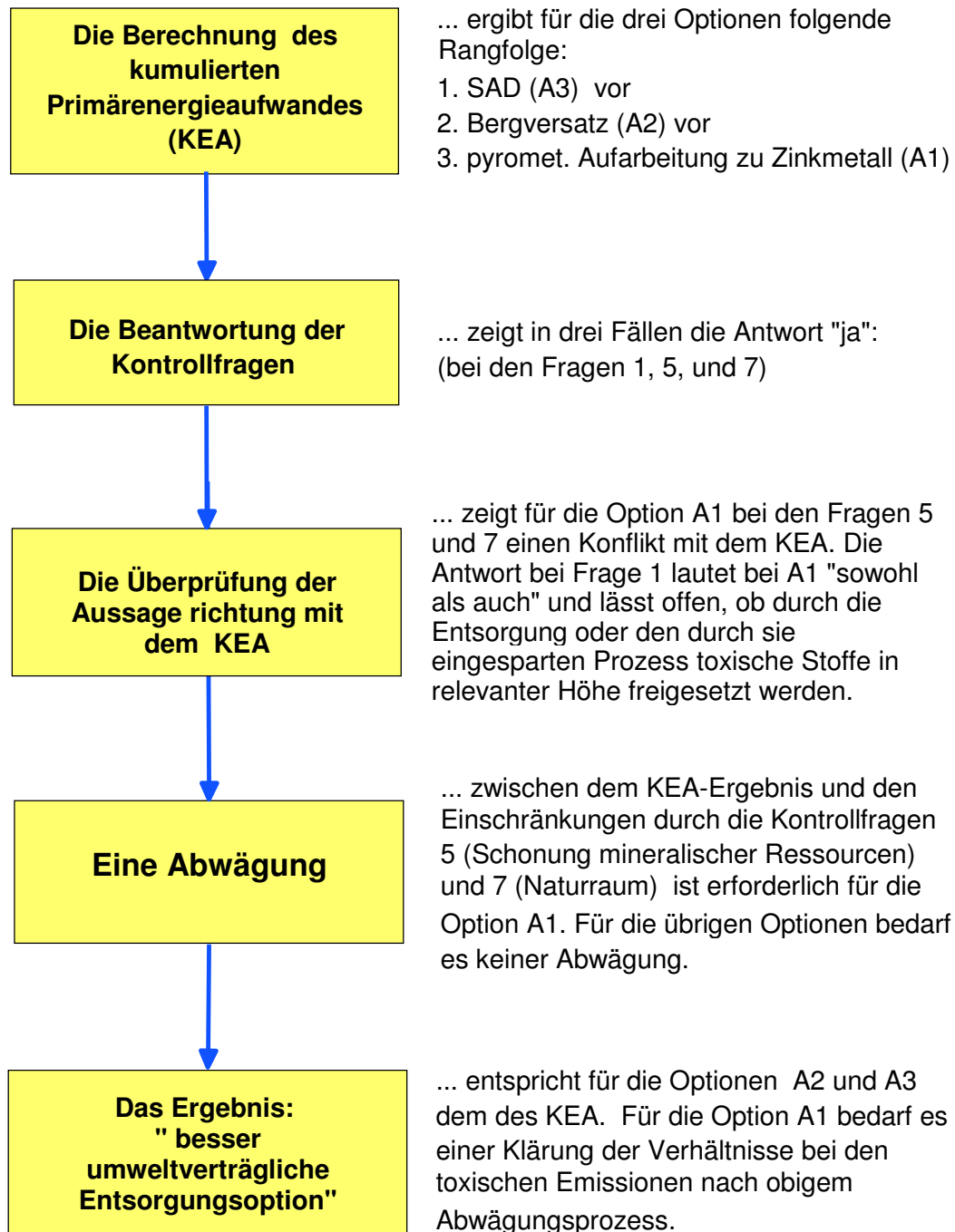
3.3.3 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Kontrollfragen lassen sich wie folgt beantworten:

Kontrollfragen	A1 Pyrometall. Aufarbeitung ^{a)}	A2 Berg- versatz	A3 SAD
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Ja, sowohl bei der Aufarbeitung als auch beim eingesparten Prozess (Abgase aus Hüttenprozess)	Nein	Evtl. durch Sickerwasseraustrag
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Ja, Zinkerz	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Ja, Flächenverbrauch durch den Zinkbergbau	Nein	Ja, Deponiefläche
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Nein, (Die Wahrscheinlichkeit einer Anreicherung im Sekundärmetall ist gering.)	Nein	Nein
a) Dies gilt für die Aufarbeitung zu Zinkmetall wie zu Zinkoxid.			

3.3.4 Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“

Nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema ergibt sich für die Auswertung folgendes Ergebnis:



In diesem Fall ist der KEA folglich **nicht ausreichend für eine gesamtökologische Bewertung**. Um zu einem belastbaren Endergebnis zu gelangen, bedarf es einer **vertiefenden Untersuchung zu toxischen Emissionen** (Einschätzung für die pyrometallurgische Aufarbeitung zu Zinkmetall) wie auch zu **mineralischen Ressourcen** und **Naturraum**.

3.4 Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)

Wurden vorangehend die Entsorgungssysteme lediglich nach dem einen Summenparameter KEA sowie einer Reihe rein qualitativer Kontrollfragen bewertet, so erfolgt nun eine Ausdehnung auf die im Rahmen von Ökobilanzen üblichen Wirkungskategorien. Während Zielsetzung und Systemgrenze praktisch gleich bleiben, wird die Anzahl der Sachbilanzparameter stark erweitert. Es werden die Wirkungskriterien gemäß DIN NAGUS bzw. UBA-Liste herangezogen und es wird eine abschließende Bewertungslogik zur Unterstützung einer verbal-argumentativen Abwägung eingeführt.

Aufgrund der aktuell mangelhaften Datenlage zur primären Zinkoxidherstellung (s.o.) wird in diesem Abschnitt auf eine Darstellung der Aufarbeitung zu sekundärem Zinkoxid verzichtet. Sie wird jedoch bei der Sensitivitätsanalyse verbal diskutiert.

3.4.1 Auswertungen auf Sachbilanzebene

Nach der ISO 14043 bedarf eine Ökobilanz bei der Auswertung einer Analyse, welche Prozesse in welchem Maße zum letztendlichen Ergebnis führen. Dadurch wird das Ergebnis insgesamt transparent. Es bietet sich an, einen Teil dieser Auswertung auf der Ebene der Sachbilanz durchzuführen, da noch keine Aggregationen stattfinden und die Zusammenhänge zwischen Stoffen und Prozessen einfach darzustellen sind.

In diesem Sinn wird im Folgenden eine so genannte Subsystemanalyse durchgeführt, bei der für einzelne Stoffe abgebildet wird, welchen Anteil die Einzelprozesse am Gesamtumsatz (Emission) haben.

In den Abb. 3.4-1 bis Abb. 3.4-2 werden die Stoffe CO₂ und NO_x analysiert.

CO₂: Hier zeigt sich (erwartungsgemäß) ein dem KEA sehr ähnliches Bild, wobei erkennbar ist, dass die kohlebezogenen Prozesse in ihrer relativen Bedeutung zunehmen. Dies erklärt sich aus dem deutlich ungünstigeren Kohlenstoff/Heizwert-Verhältnis der Kohle gegenüber anderen fossilen Energieträgern, wie auch aus dem Kernenergie-Anteil des elektrischen Stroms.

NO_x: Hier ist (erwartungsgemäß) eine hohe Bedeutung der Transportprozesse zu erkennen, wobei sich zu Ungunsten der pyrometallurgischen Verwertung der gegenüber dem transportierten Erz geringere Zn-Anteil niederschlägt. Dennoch würde auch bei einem Weglassen der Transportemissionen die pyrometallurgische Verwertung gegenüber der Primärzinkverhüttung ungünstiger abschneiden.

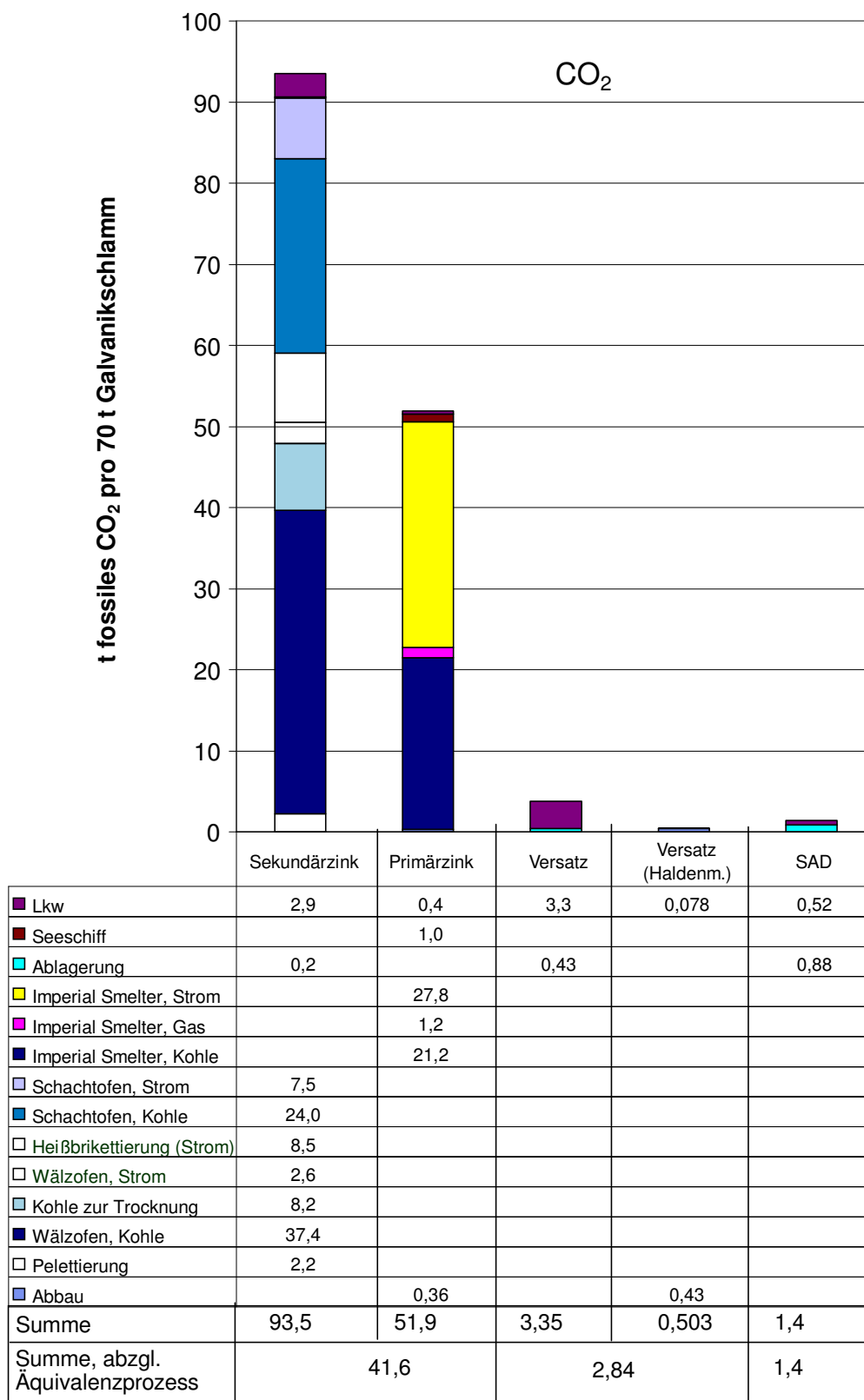


Abb. 3.4-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter CO₂
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

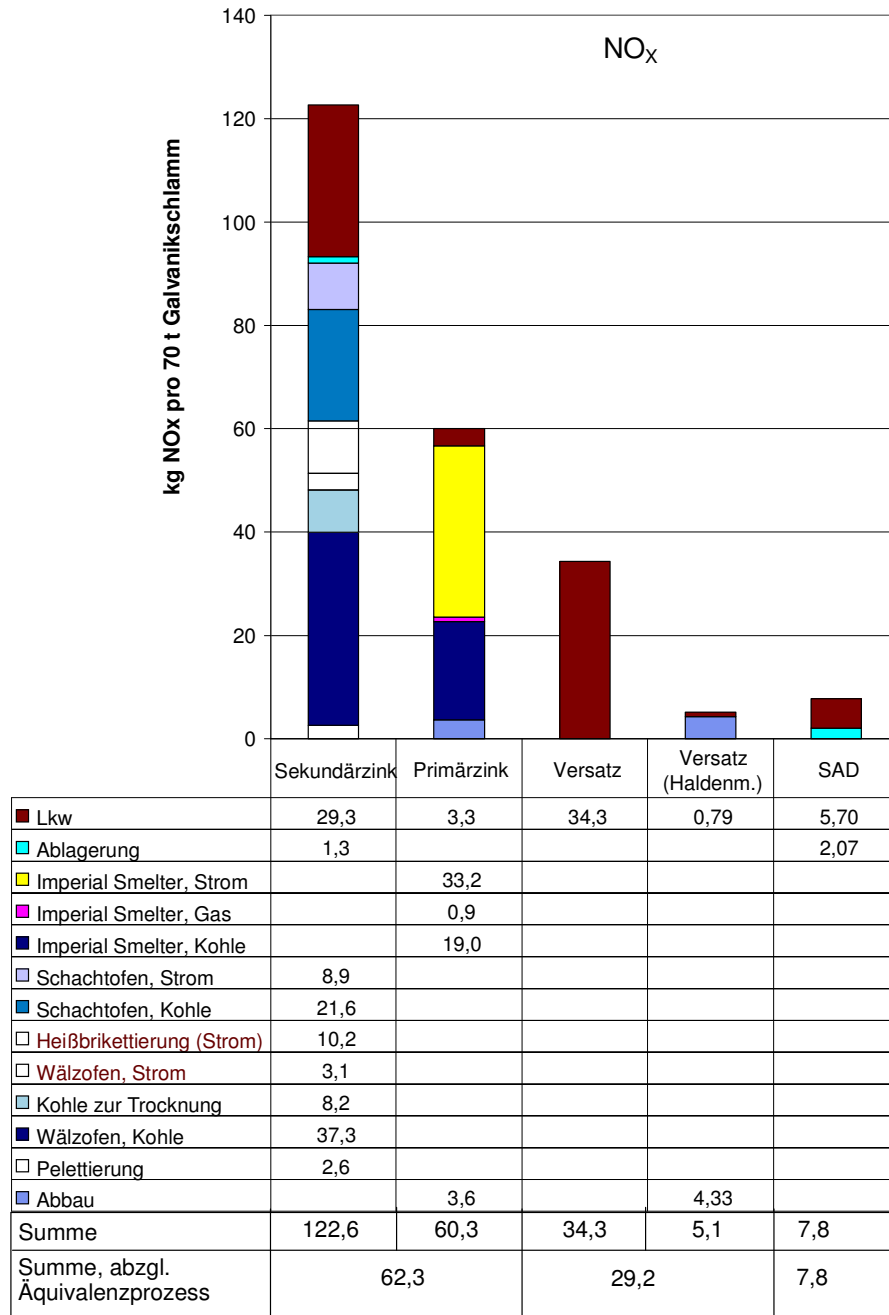


Abb. 3.4-2 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO_x
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

3.4.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden nun die Sachbilanzergebnisse nach der in Kapitel 2.4 beschriebenen wirkungsbezogenen Vorgehensweise aggregiert. Dabei werden folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential)¹³,
- Sommersmog (als Stickstoff-korrigiertes Ozonbildungspotenzial NCPOCP),
- Versauerung,
- Nährstoffeintrag über Luft in den Boden (terrestrisches Eutrophierungspotenzial),
- Nährstoffeintrag über Abwasser in Gewässer (aquatisches Eutrophierungspotenzial),
- Krebsrisikopotenzial (als Repräsentant für Humantoxizität),
- luftseitige Zink-Emissionen und aquatische Chlorid-Emissionen (als Repräsentant für Ökotoxizität),
- „Ressourcenbeanspruchung“ repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen – d. h. fossilen und nuklearen – Primärenergieträgern (auf der Grundlage der Heizwerte bzw. der Abbrandrate bei Nuklearbrennstoffen).

Tab. 3.4-1 fasst alle für die Wirkungsabschätzung relevanten Sachbilanzergebnisse sowie die resultierenden Wirkungsindikatorergebnisse für alle Optionen und deren Äquivalenzprozesse zusammen. Wie in Kapitel 2.3 ausführlich erläutert, kann bei Ökobilanzen im abfallwirtschaftlichen Kontext eine Nutzengleichheit der Vergleichsoptionen nur durch Einbeziehung der primären Produktionssysteme für die Produkte der Abfallentsorgung erreicht werden. Um einerseits eine möglichst hohe Transparenz, andererseits eine möglichst gute Überschaubarkeit der Ökobilanzergebnisse zu gewährleisten, erfolgt die Verknüpfung von Entsorgungs- und Äquivalenzsystem auf der Basis der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Das dabei beschrittene Vorgehen soll kurz erläutert werden:

- Zunächst werden die Sachbilanzergebnisse innerhalb jeweils jedes Entsorgungsszenarios sowie innerhalb jedes entsprechenden Äquivalenzsystems wirkungsbezogen aggregiert. Auf dieser Ebene lässt sich z.B. beurteilen, ob innerhalb eines Kriteriums die Entsorgung zu mehr oder zu weniger Umweltbelastung als das Äquivalenzsystem führt.
- Im zweiten Schritt werden paarweise Vergleiche zwischen einer und jeweils den beiden anderen Verwertungsoptionen durchgeführt. Dabei wird nach dem Prinzip der sogenannten „Überkreuz-Schlechtschrift“ vorgegangen: Der einen Entsorgungsoption wird das Äquivalenzsystem des Vergleichspartners zugerechnet und umgekehrt (gleiches Vorgehen wie in Abb. 3.3-2).
- Aus den paarweisen Vergleichen lässt sich die Rangfolge der Optionen in jedem Wirkungskriterium feststellen. Es lässt sich dabei darstellen, um welchen Betrag an Wirkungsäquivalenten die eine Optionen günstiger ist als die andere.

¹³ Aufgrund der unterschiedlichen mittleren Aufenthaltsdauer der verschiedenen Treibhausgase werden die Wirkungskoeffizienten auf einen Betrachtungsraum von 100 Jahren (dies ist die mittlere Aufenthaltsdauer von CO₂ in der Atmosphäre) bezogen.

Tab. 3.4-1 Zusammenfassung aller Wirkungsindikatorenergebnisse sowie deren Sachbilanzwerte

	Einheit	Pyromet. Aufarb. zu Zinkmetall	Herstellung prim. Zinkmetall	Galvanikschlamm im Bergversatz	Bergversatz mit Haldenmaterial	SAD
Treibhauseffekt						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Kohlendioxid, fossil	kg	93.500	51.900	3.350	503	1.400
Methan	kg	373	185	0,79	0,11	2,14
Distickstoffmonoxid	kg	12,6	11,1	0,319	0,00792	0,0591
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
Kohlendioxid, fossil	kg CO ₂ -Äq.	93.500	51.900	3.350	503	1.400
Methan	kg CO ₂ -Äq.	7.830	3.880	16,6	2,3	45
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	3.920	3.440	98,9	2,45	18,3
Summe	kg CO₂-Äq.	105.000	59.200	3.460	508	1.460
Sommersmog						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Benzol	kg	0,192	0,145	0,0646	0,00235	0,0091
NMVOG un spez.	kg	1,62	2,36	0	0,1	0,0598
Formaldehyd	kg	0,21	0,0779	0,238	0,00487	0,0318
Methan	kg	373	185	0,79	0,11	2,14
Stickstoffdioxid	kg	123	60,3	34,3	5,12	7,23
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
Benzol	kg Ethen-Äq.	0,0363	0,0274	0,0122	0,000444	0,00171
NMVOG un spez.	kg Ethen-Äq.	1,13	1,65	0	0,0701	0,0418
Formaldehyd	kg Ethen-Äq.	0,0885	0,0328	0,1	0,00205	0,0134
Methan	kg Ethen-Äq.	2,61	1,29	0,00553	0,000767	0,015
Summe POCP	kg Ethen-Äq.	3,87	3	0,118	0,0734	0,0719
NCPOCP	kg NCPOCP	21,8	13,5	2,01	0,613	0,721

Tab. 3.4-1 Zusammenfassung aller Wirkungsindikatorenergebnisse sowie deren Sachbilanzwerte (Forts.)

	Einheit	Pyromet. Aufarb. zu Zinkmetall	Herstellung prim. Zinkmetall	Galvanikschlamm im Bergversatz	Bergversatz mit Haldenmaterial	SAD
Eutrophierung aquatisch						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
CSB	kg	0,107	0,000000239	0	0	0,507
Gesamtposphor	kg	0	0	0	0	0
Gesamtstickstoff	kg	0,0231	0,000000326	0	0	0,125
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
CSB	kg PO ₄ ³⁻ -Äq.	0,00235	5,26E-09	0	0	0,0111
Gesamtposphor	kg PO ₄ ³⁻ -Äq.	0	0	0	0	0
Gesamtstickstoff	kg PO ₄ ³⁻ -Äq.	0,00969	0,000000137	0	0	0,0526
Summe	kg PO₄³⁻-Äq.	0,012	0,000000142	0	0	0,0638
Eutrophierung terrestrisch						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Stickstoffdioxid	kg	123	60,3	34,3	5,12	7,78
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>	kg PO ₄ ³⁻ -Äq.	15,9	7,84	4,46	0,665	1,01
Versauerung						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Chlorwasserstoff	kg	12,2	10,5	0,00095	0,000022	0,119
Fluorwasserstoff	kg	4,83	0,767	0	0	0,0163
Schwefeldioxid	kg	138	165	2,91	0,438	3,75
Schwefelwasserstoff	kg	0	0	0	0	0
Stickstoffdioxid	kg	123	60,3	34,3	5,12	7,23

Tab. 3.4-1 Zusammenfassung aller Wirkungsindikatorenergebnisse sowie deren Sachbilanzwerte (Forts.)

	Einheit	Pyromet. Aufarb. zu Zinkmetall	Herstellung prim. Zinkmetall	Galvanikschlamm im Bergversatz	Bergversatz mit Haldenmaterial	SAD
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	10,7	9,2	0,000836	0,0000194	0,104
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	7,73	1,23	0	0	0,0262
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	138	165	2,91	0,438	3,75
Schwefelwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0	0	0	0	0
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	85,8	42,2	24	3,58	5,06
Summe	kg SO₂-Äq.	242	217	27	4,02	8,94
<i>Krebsrisikopotenzial</i>						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Arsen	kg	0,00527	0,914	0,0000238	0,00000327	0,00000474
Benzo(a)pyren	kg	0,0000102	0,00000601	0,00000764	0,000000212	0,00000119
Cadmium	kg	0,00631	0,455	0,0000595	0,00000819	0,0000109
Chrom VI	kg	0,00869	0,00569	0,0000242	0,00000395	0,00000529
Dioxine	kg	2,64E-08	6,06E-09	6,18E-11	1,99E-12	4,1E-11
Nickel	kg	0,0164	0,0232	0,00206	0,000324	0,000388
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
Arsen	kg As-Äq.	0,00527	0,914	0,0000238	0,00000327	0,00000474
Benzo(a)pyren	kg As-Äq.	0,000214	0,000126	0,00016	0,00000443	0,000025
Cadmium	kg As-Äq.	0,00265	0,191	0,000025	0,00000344	0,00000457
Chrom VI	kg As-Äq.	0,00243	0,00159	0,00000675	0,0000011	0,00000148
Dioxine	kg As-Äq.	0,000277	0,0000636	0,000000649	2,08E-08	0,00000043
Nickel	kg As-Äq.	0,000916	0,0013	0,000115	0,0000182	0,0000218
Summe	kg As-Äq.	0,0118	1,11	0,000331	0,000031	0,000058

Tab. 3.4-1 Zusammenfassung aller Wirkungsindikatorenergebnisse sowie deren Sachbilanzwerte (Forts.)

	Einheit	Pyromet. Aufarb. zu Zinkmetall	Herstellung prim. Zinkmetall	Galvanikschlamm im Bergversatz	Bergversatz mit Haldenmaterial	SAD
Endliche energetische Ressourcen						
<i>Sachbilanzergebnis</i>						
Braunkohle	kg	10.700	14.300	0	0	384
Steinkohle	kg	27.000	12.600	0	0	131
Erdgas	kg	562	1.310	0	0	19,8
Erdöl	kg	1.150	739	1.130	155	231
Uranerz	kg	3,57	4,74	0	0	0,128
<i>Wirkungsindikatorenergebnis</i>						
Braunkohle	GJ	93,4	122		0	3,31
Steinkohle	GJ	788	361	0	0	3,79
Erdgas	GJ	26,7	61,3	0	0	0,935
Erdöl	GJ	45,4	28,7	45,1	6,21	9,08
Uranerz	GJ	107	142	0	0	3,83
Summe	GJ	1.060	715	45,1	6,21	21,0

Im Folgenden werden entlang der oben aufgelisteten Wirkungskriterien paarweise Vergleiche zwischen den Optionen durchgeführt. Um das angestrebte Ergebnis zu erzielen, nämlich die Rangfolge der Optionen untereinander herauszuarbeiten, ist es ausreichend, eine Option mit jeweils allen anderen zu vergleichen. Aus dem Vergleich A mit B und A mit C lässt sich eindeutig auf die Situation zwischen B und C schließen. Welche Option als Vergleichsbasis genommen wird, ist dabei ohne Einfluss auf das Ergebnis.

Die - willkürlich ausgewählte - Option „pyrometallurgische Aufarbeitung“ wird nun paarweise mit jeweils allen anderen drei Optionen verglichen. Die oben genannten drei Schritte werden dabei jeweils in einer Abfolge von drei Grafiken abgebildet. In der *ersten* Grafik werden die Lasten für jede Entsorgungsoption sowie deren Äquivalenzsystem der Reihe nach aufgetragen. In einer Tabelle werden dazu jeweils die Beiträge der einzelnen Prozesse innerhalb der Systeme aufgeschlüsselt.

Die *zweite* Grafik zeigt den paarweisen Vergleich der pyrometallurgischen Aufarbeitung jeweils mit dem Bergversatz und der SAD unter Anwendung der „Überkreuz-Schlechtschrift“. Der Last der Aufarbeitung wird dabei die Last des Äquivalenzsystems der Vergleichsoption (Komplementärprozess) aufgeladen, der Last der Vergleichsoption das Äquivalenzsystem der Aufarbeitung (die Primärzinkverhüttung). Aus dieser analog der Abb. 3.3-2 im Kapitel zum KEA aufgebauten Abbildung ist somit die insgesamt höhere oder geringere Gesamtlast der einen oder der anderen Option zu erkennen. Ein Vergleich der beiden Balkenpaare lässt auf die Rangfolge (B besser A besser C) schließen.

Die *dritte* Abbildung veranschaulicht diese Rangfolge und stellt die absoluten Unterschiede zwischen den in eine Rangfolge gebrachten Optionen dar. Die Darstellung der Rangfolge erfolgt von unten nach oben (siehe Pfeil „Zunahme der Umweltlast“).

Alle Zahlenangaben in den Abbildungen sind auf die Entsorgung der 70 Tonnen zinkhaltigen Galvanikschlamm bezogen. Für die Fälle, in denen bereits aus der ersten Abbildung die Rangfolge klar erkennbar ist (weil z.B. die Äquivalenzsysteme keine Wirkungsbeiträge verursachen oder nur ein einzelnes System oder ein Prozess einen Beitrag liefert), kann auf die Grafiken 2 und 3 verzichtet werden, ggf. auch auf die tabellarische Aufschlüsselung der einzelnen Prozessbeiträge.

3.4.2.1 Treibhauseffekt

Wie die folgenden Abbildungen zeigen, rangieren die Optionen Bergversatz und SAD in diesem Wirkungskriterium deutlich vor der PMA. In der Rangfolge wie auch in etwa in den Relationen der Abstände zwischen den Optionen gleicht das Ergebnis weitgehend dem des KEA. Aus welchen Einzelprozessen sich die Gesamtwirkung der Optionen zusammensetzen, kann Tab. 3.4-2 entnommen werden.

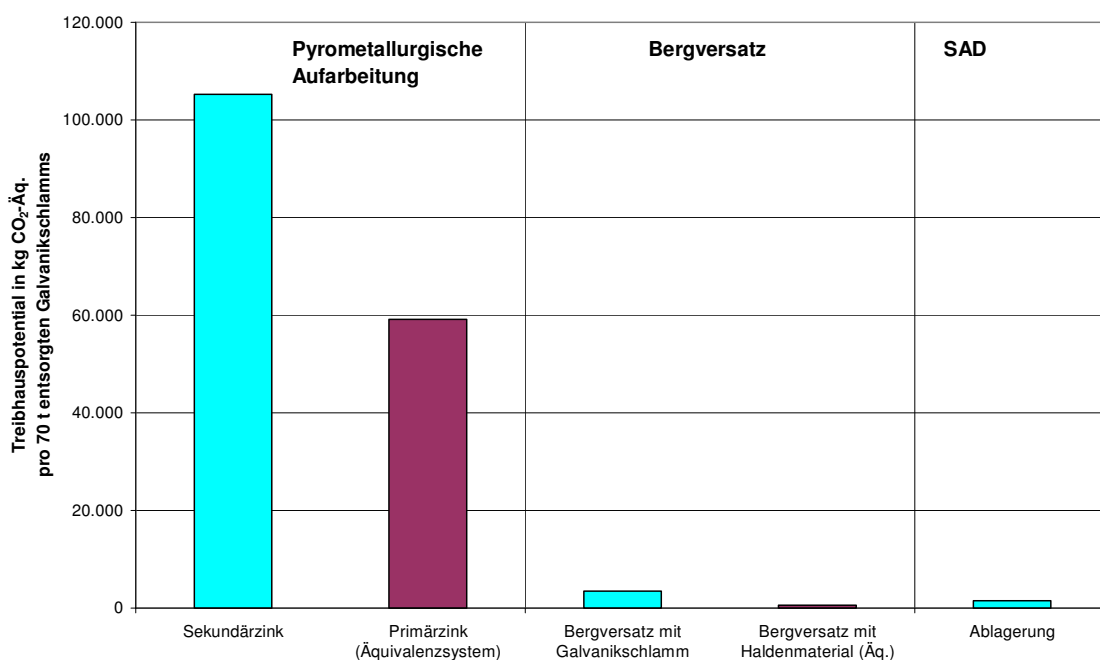


Abb. 3.4-3 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

Tab. 3.4-2 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“
(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)

	PMA zu Zink	Primäres Zink	Versatz mit Galvanikschlamm	Versatz mit Haldenmaterial	SAD Ablagerung
	A1		A2		A3
kg CO ₂ -Äquivalente pro 70 t entsorgten Galvanikschlamm					
Abbau		358		428	
Pelettierung	2.342				
Wälzofen, Kohle	40.804				
Kohle zur Trocknung	8.982				
Wälzofen, Strom	2.773				
Heißbrikettierung (Strom)	9.011				
Schachtofen, Kohle	30.313				
Schachtofen, Strom	7.930				
Imperial Smelter, Kohle		26.744			
Imperial Smelter, Gas		1.322			
Imperial Smelter, Strom		29.396			
Ablagerung	156				926
Lkw	2.959	377	3.465	80	537
Seeschiff		1.025			
Summe	105.269	59.223	3.465	508	1.463

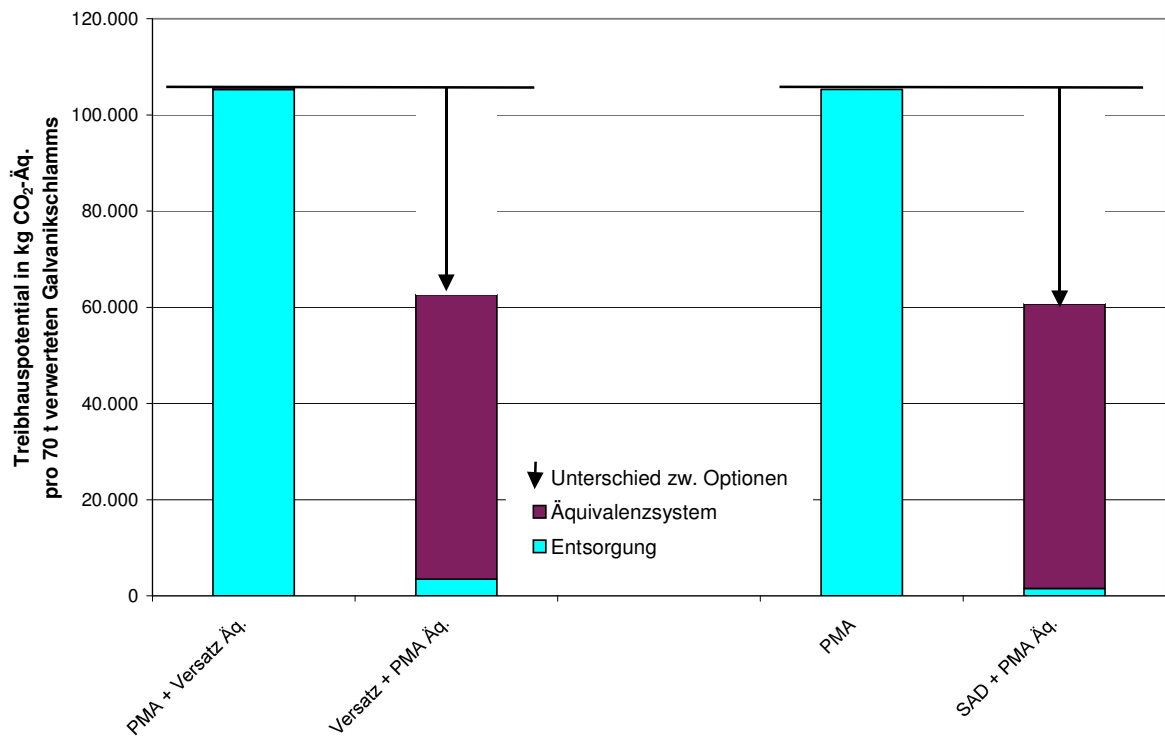


Abb. 3.4-4 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

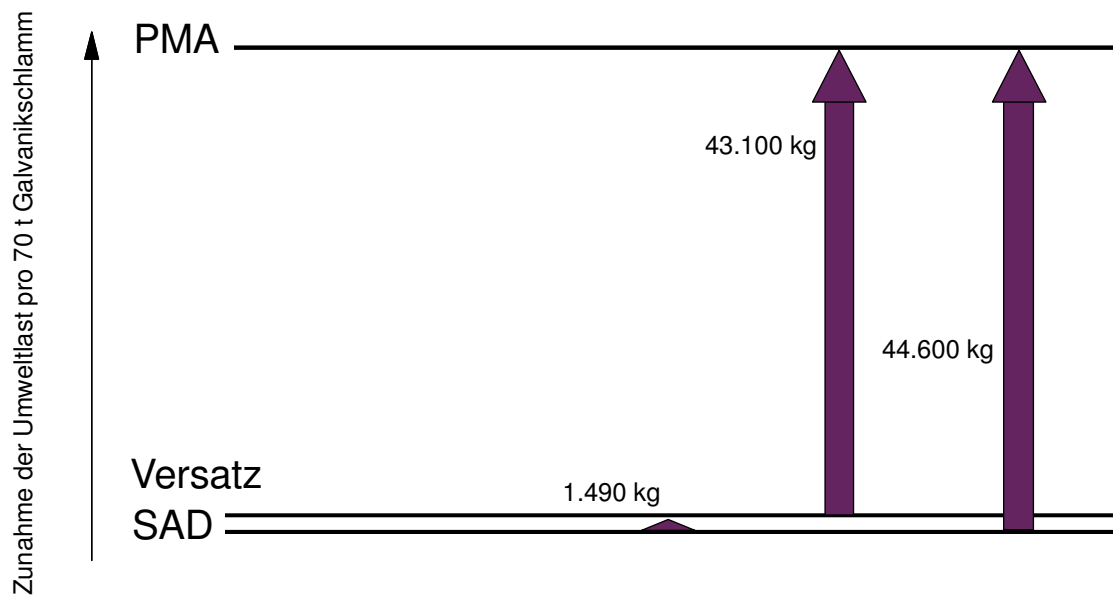


Abb. 3.4-5 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

3.4.2.2 Fotooxidantienbildung

Dieses Kriterium resultiert aus den Emissionen von NO_x und den als Fotooxidantien wirkenden organischen Gasen. Auch hier ist die Rangfolge identisch mit dem KEA-Ergebnis. Aufgrund des etwas stärkeren Einflusses von Transporten mit vergleichsweise hohen spezifischen NO_x - und Kohlenwasserstoffemissionen setzt sich die SAD hier etwas deutlicher vom Bergversatz ab.

Eine tabellarische Aufstellung der Einzelbeträge scheitert hier an der Nichtlinearität der NCPOCP-Berechnung (Summe der geometrischen Mittelwerte von POCP und NO_2 über alle Einzelprozesse ist nicht identisch mit dem geometrischen Mittel der Summen von POCP und NO_2).

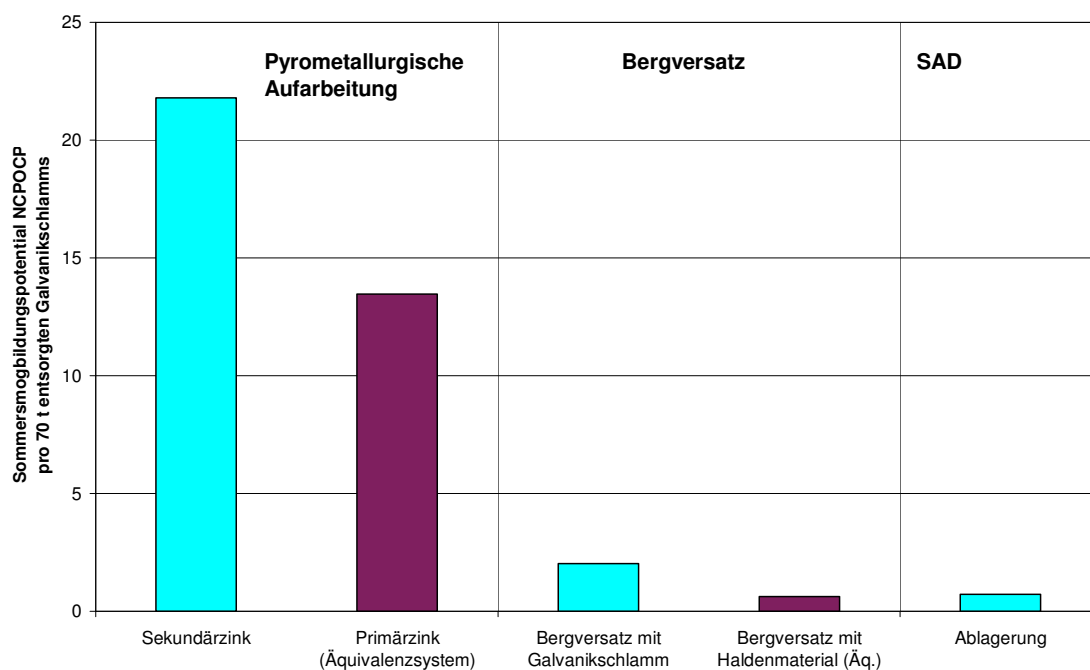


Abb. 3.4-6 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

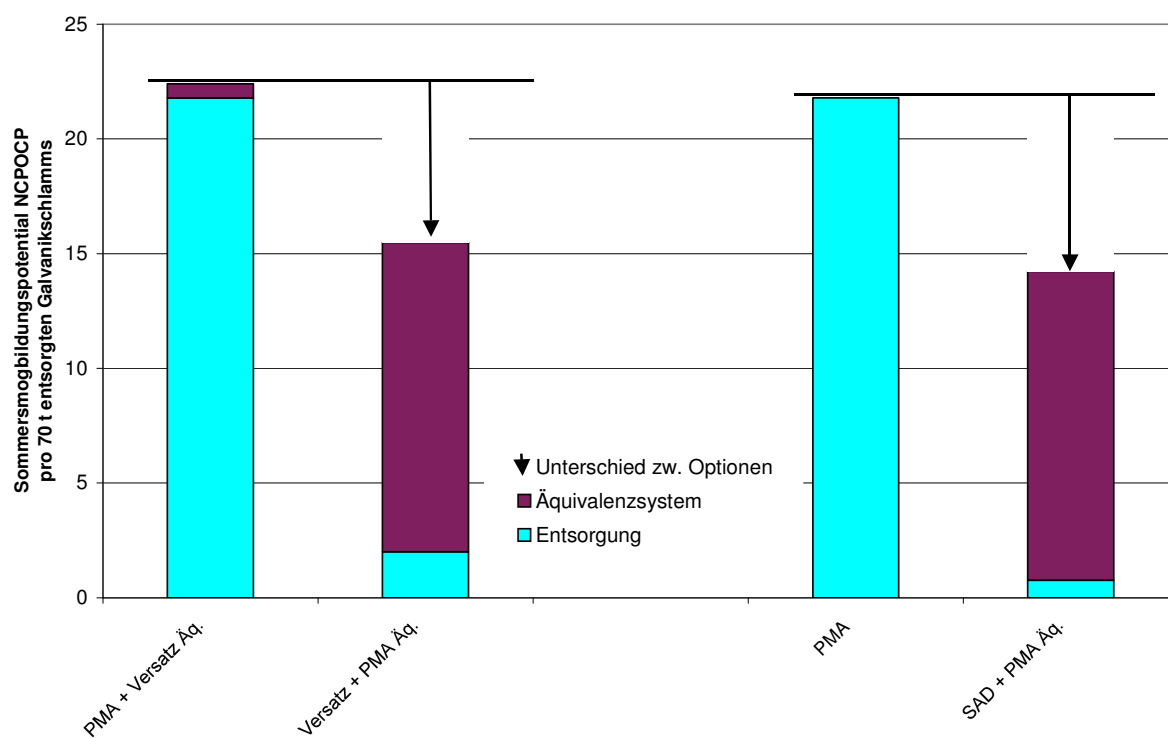


Abb. 3.4-7 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

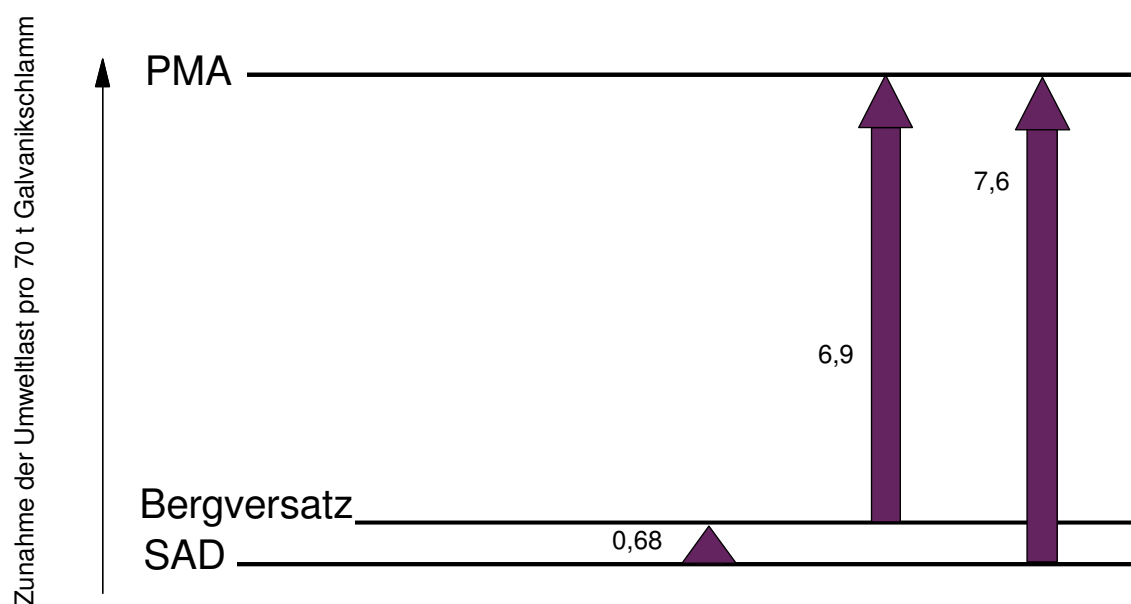


Abb. 3.4-8 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

3.4.2.3 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Dieses Kriterium wird unterteilt in die terrestrisch wirksamen Emissionen (via Luftschadstoffe) und die aquatisch wirksamen Einleitungen in Fließgewässer.

Das *terrestrische* Eutrophierungspotenzial resultiert ausschließlich aus der Emission an NO_x . Auch stimmt die Rangfolge mit dem KEA überein, wobei sich die beim Sommermogspotenzial beschriebene erhöhte Bedeutung der Transportvorgänge hier fortsetzt: Der Abstand zwischen Bergversatz und SAD ist hier größer als der Abstand zwischen Bergversatz und PMA.

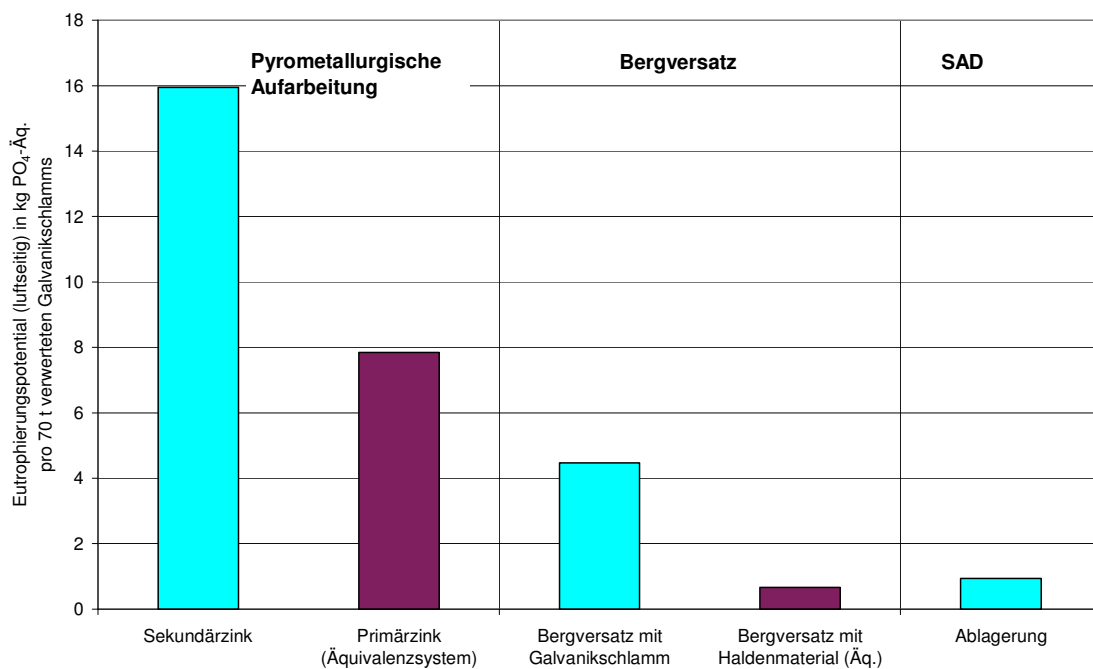


Abb. 3.4-9 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

Tab. 3.4-3 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“
(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)

	PMA zu Zink	Primäres Zink	Versatz mit Galvanikschlamm	Versatz mit Halbleitendmaterial	SAD Ablagerung
	A1		A2		A3
	kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente pro 70 t entsorgten Galvanikschlamm				
Abbau		0,5		0,56	
Pelettierung	0,35				
Wälzofen, Kohle	4,85				
Kohle zur Trocknung	1,07				
Wälzofen, Strom	0,41				
Heißbrikettierung (Strom)	1,34				
Schachtofen, Kohle	2,80				
Schachtofen, Strom	1,18				
Imperial Smelter, Kohle		2,5			
Imperial Smelter, Gas		0,1			
Imperial Smelter, Strom		4,3			
Ablagerung	0,17				0,27
Lkw	3,82	0,4	4,5	0,10	0,74
Seeschiff		0,0			
Summe	16,0	7,8	4,5	0,67	1,01

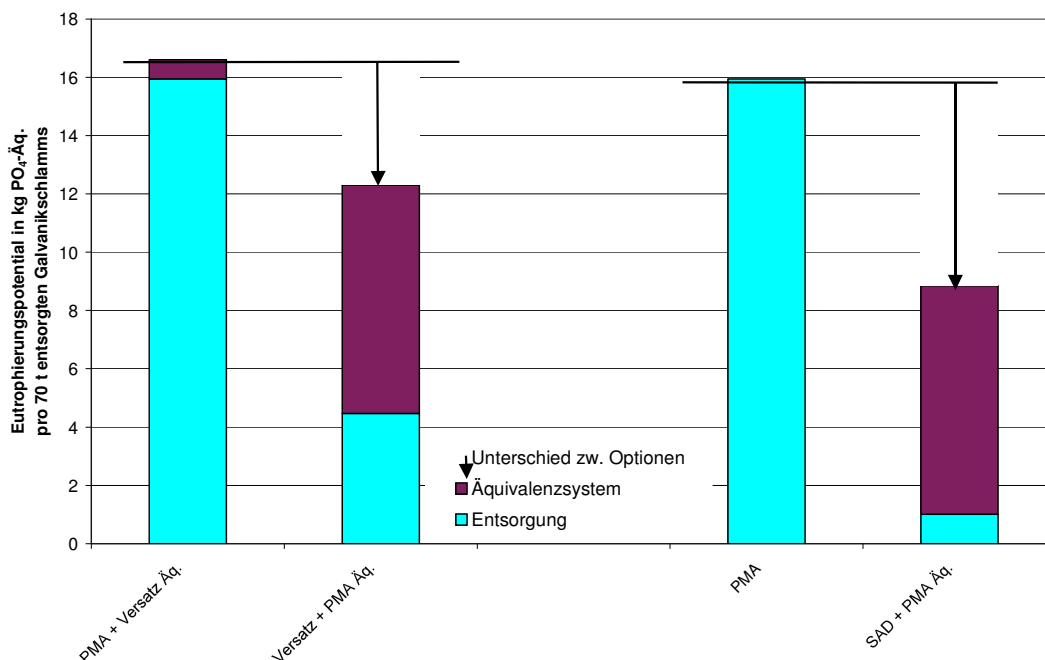


Abb. 3.4-10 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

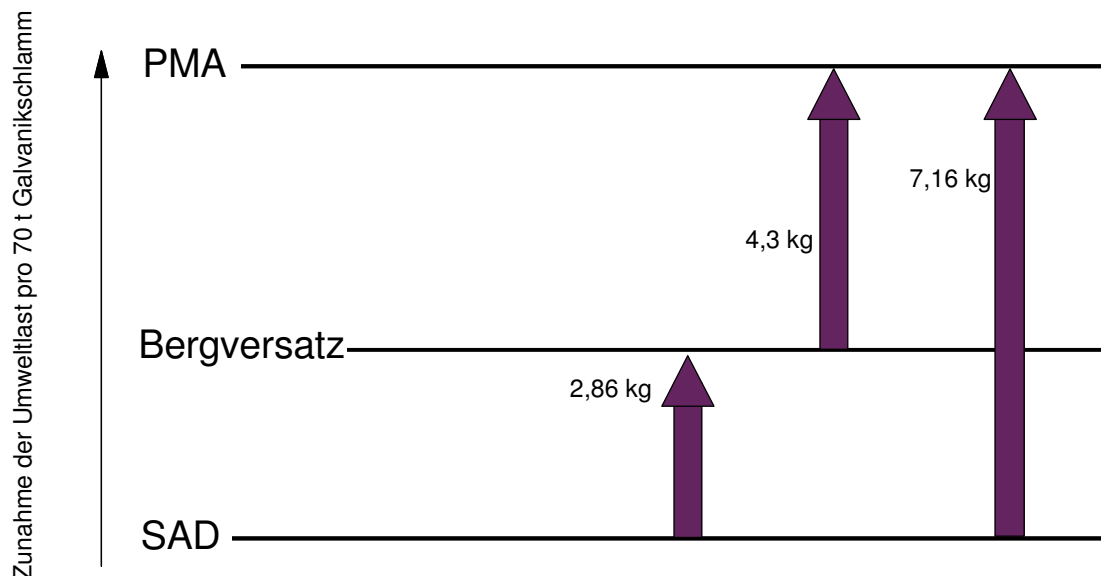


Abb. 3.4-11 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

Im Wirkungskriterium *aquatisches* Eutrophierungspotenzial (im Wesentlichen durch stickstoff- und phosphorhaltige Abwässer bestimmt) ergibt sich eine anders lautende Rangfolge: Bergversatz vor PMA vor SAD. Ausschlaggebend ist hier die Restemission durch in einen Vorfluter eingeleitetes, aufbereitetes Sickerwasser aus den Deponien (bei PMA aus der Schlackedeponie für die Abfälle aus der Verhüttung).

Nicht betrachtet ist dabei eine nicht auszuschließende langfristige Freisetzung aus den Abfällen im Bergversatz. Formal gilt dieser als „immissionsneutral“. Ebenso ist der Versagensfall der Deponiebasisabdichtungssysteme nicht berücksichtigt. Beides stellt eine Emissionssituation nicht bestimmungsgemäßer Betriebszustände dar und ist damit außerhalb des Betrachtungsrahmens der Ökobilanz. Bei der Gesamtbewertung der Umweltverträglichkeit sollten diese Aspekte jedoch nicht vollkommen außer Acht gelassen werden.

Auf definitiven Datenlücken beruhen die „Nullwerte“ der Primärzinkverhüttung. Dieser Prozess ist mit hoher Sicherheit nicht ohne Stoffeintrag in Gewässer. Zwar werden z. B. seitens EIPPCB [2000] eutrophierend oder sauerstoffzehrend wirkende Substanzen nicht explizit als typische Abwasserinhalte bei Zinkhütten genannt. Andererseits liegen hier keine Messdaten vor. Angesichts dieser Unsicherheiten und der deutlich niedrigeren Wirkungswerte gegenüber der terrestrischen Eutrophierung, wird diese Kategorie an dieser Stelle nicht weiter analysiert.

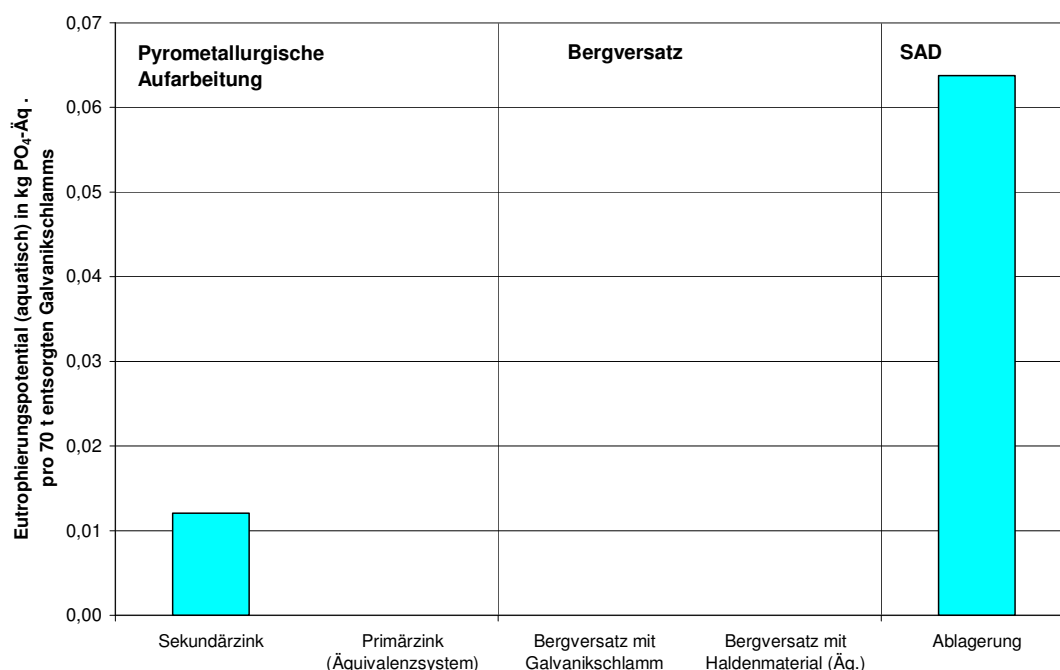


Abb. 3.4-12 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

3.4.2.4 Versauerung

Das Versauerungspotenzial wird bei den hier betrachteten Optionen vor allem durch Schwefeldioxid (SO₂) und Stickstoffoxide (NO_x) verursacht. Andere saure Gase sind von untergeordneter Bedeutung. Auch hier ist die Rangfolge mit der des KEA identisch, wobei die Unterschiede zwischen den Optionen im Vergleich zur absoluten Höhe von Sekundär- und Primärzink sehr gering ausfallen. Bei leicht veränderten Randbedingungen (z.B. Veränderung der Emissionsfaktoren um 10 bis 20 %) kann sich die Rangfolge zu Gunsten der PMA auch umkehren.

Die PMA liegt in diesem Kriterium somit nicht deutlich, sondern knapp hinter den beiden anderen Optionen (gegenüber dem Bergversatz sogar im Bereich der Rundungsgenauigkeit). Der Grund liegt in den erheblich höheren gesetzlichen Auflagen für Anlagen mit Abfalleinsatz, deren Abgasemissionsgrenzwerte in aller Regel an die 17. BImSchV angelehnt sind. Diese schreibt einen SO₂-Grenzwert von 50 mg/m³ vor. Damit sind die prozessseitigen Emissionen hier geringer als beim Äquivalenzprozess der Primärzinkverhüttung. Zwar sind die Emissionen der Referenzanlage zur pyrometallurgischen Aufarbeitung bezüglich SO₂ nicht reglementiert, doch sind aufgrund der dort vorhandenen Abgasreinigungseinrichtung Emissionswerte in dieser Größenordnung zu erwarten.

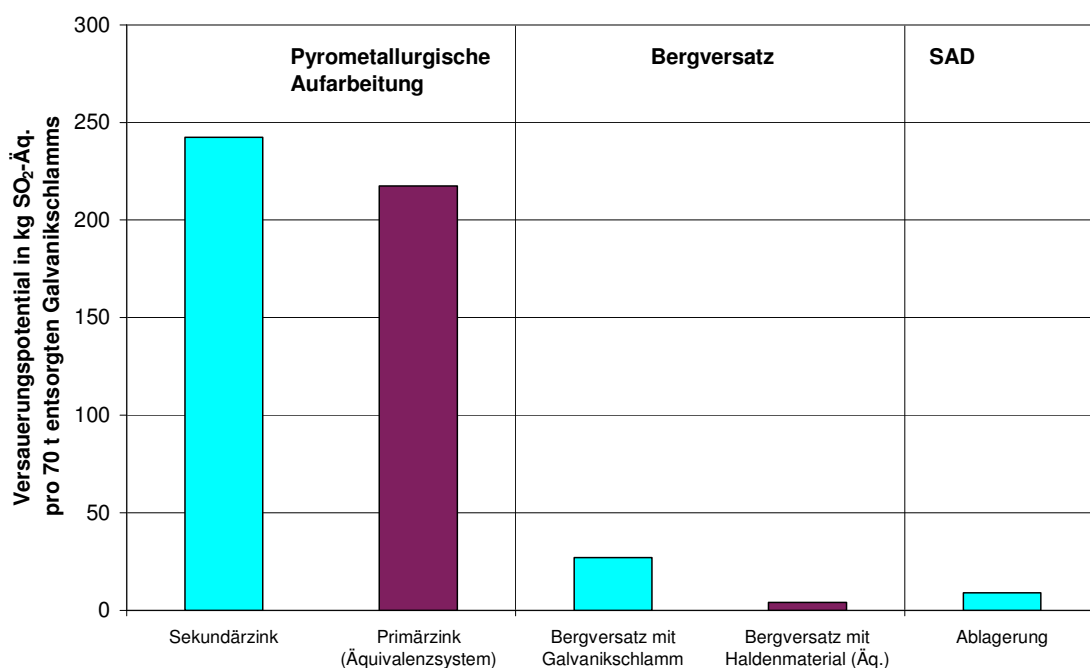


Abb. 3.4-13 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

Tab. 3.4-4 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)

	PMA zu Zink	Primäres Zink	Versatz mit Galvanikschlamm	Versatz mit Haldenmaterial	SAD Ablagerung
	A1		A2		A3
kg SO ₂ -Äquivalente pro 70 t entsorgten Galvanikschlamm					
Abbau		2,9		3,4	
Pelettierung	11,7				
Wälzofen, Kohle	49,5				
Kohle zur Trocknung	10,9				
Wälzofen, Strom	13,8				
Heißbrikettierung (Strom)	45,0				
Schachtofen, Kohle	47,9				
Schachtofen, Strom	39,6				
Imperial Smelter, Kohle		42,2			
Imperial Smelter, Gas		0,6			
Imperial Smelter, Strom		146,4			
Ablagerung	1,2				4,89
Lkw	23,0	2,6	27,0	0,62	4,07
Seeschiff		22,7			
Summe	242,5	217,4	27,0	4,02	8,95

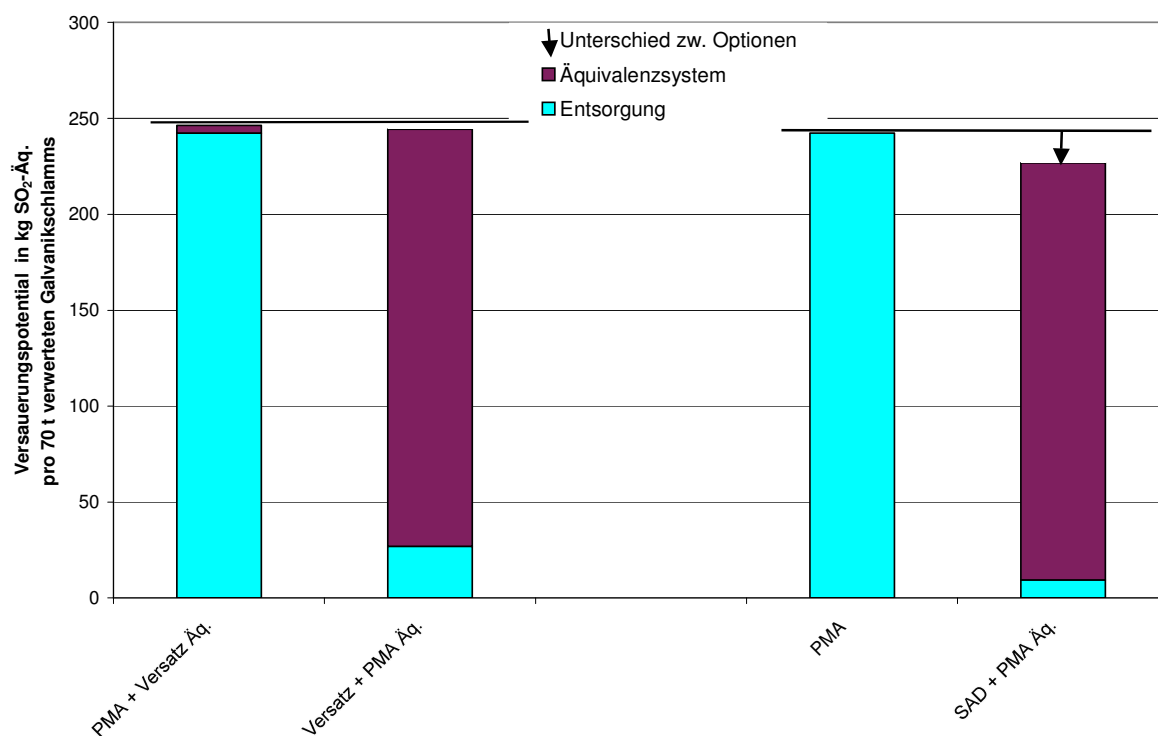


Abb. 3.4-14 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

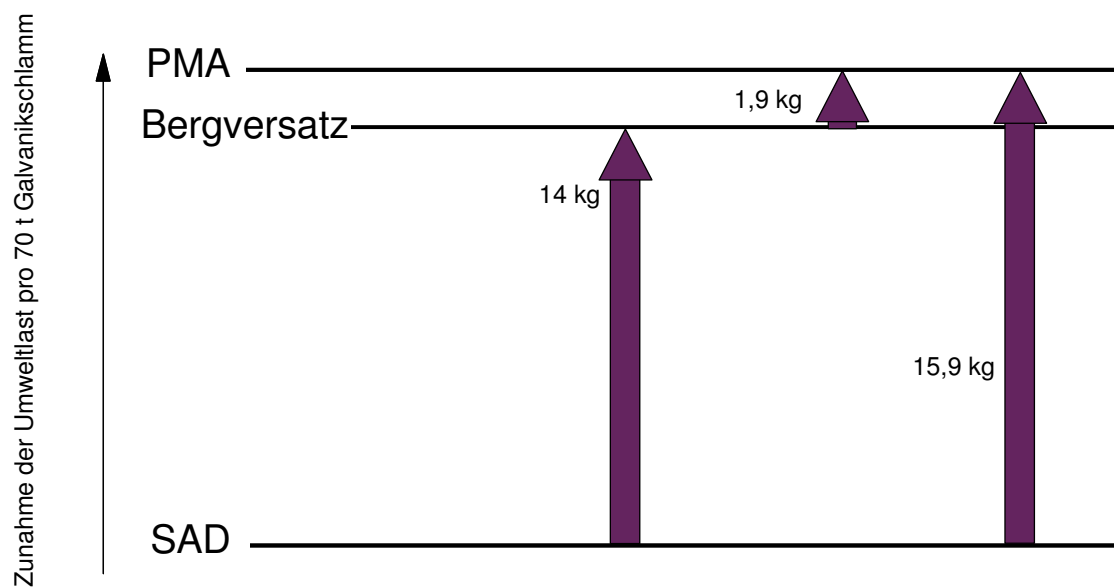


Abb. 3.4-15 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

3.4.2.5 Toxische Schädigung

An dieser Stelle werden die Wirkungskriterien Human- und Ökotoxizität im Zusammenhang dargestellt. Beide Kriterien werden nach UBA [1995] anhand nicht aggregierter Einzelstoffe beurteilt. Für die Humantoxizität wird die Summe **kanzerogener Stoffe** (als Wirkungsäquivalente von Arsen) als ein gewichtiger Repräsentant angesehen. Für die Ökotoxizität kann die Emission von **Zink** als relevanter Parameter angesehen werden.

Beide Parameter zeigen ein mehr oder weniger gleiches Bild: Die PMA steht in klarem Abstand zu den beiden anderen Entsorgungsoptionen. Dies beruht darauf, dass die Grenzwerte der 17. BImSchV üblicherweise auch für die Metallkonzentrationen im Abgas von Sekundärmetallhütten angewandt werden. Auf der anderen Seite werden bei der Verhüttung von Primärmetallen üblicherweise große Frachten an Metallen über die Abluft freigesetzt. Die hier angesetzten Werte unterliegen zwar ausschließlich groben Schätzungen, zeigen aber dennoch die deutliche Tendenz auf.

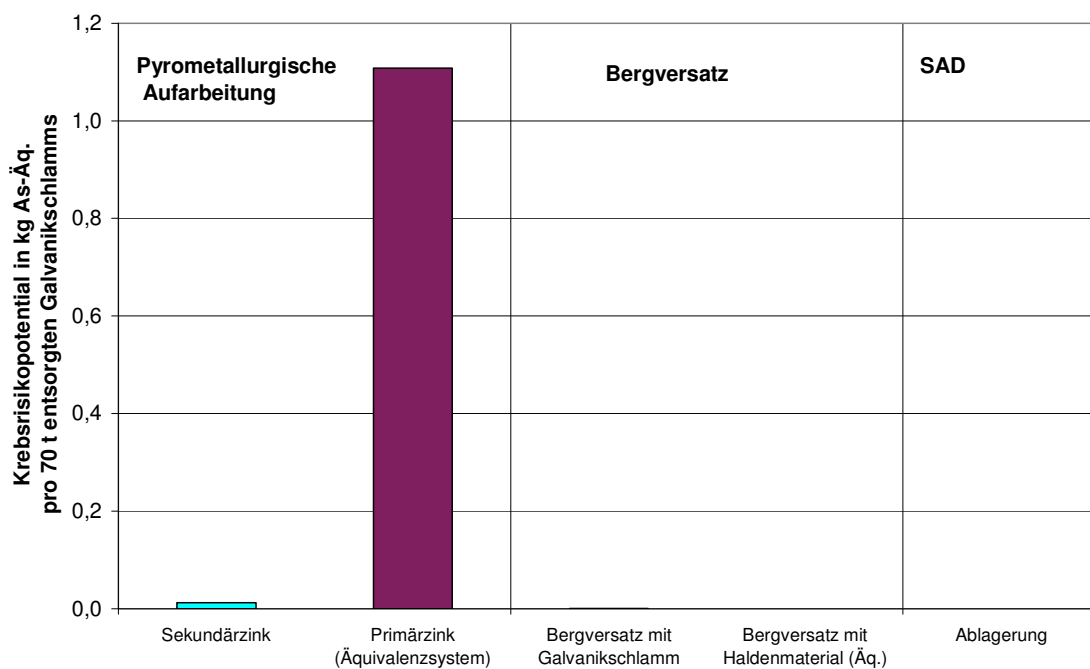


Abb. 3.4-16 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“ repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

Tab. 3.4-5 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

	PMA zu Zink	Primäres Zink	Versatz mit Galvanikschlamm	Versatz mit Halbleitendmaterial	SAD Ablagerung A3
	A1		A2		
g As-Äquivalente pro 70 t entsorgten Galvanikschlamm					
Abbau		0,021		0,023	
Pelettierung	0,028				
Wälzofen, Kohle	3,55				
Wälzofen, Strom	0,03				
Heißbrikettierung (Strom)	0,10				
Schachtofen, Kohle	7,65				
Schachtofen, Strom	0,09				
Imperial Smelter, Kohle		1.100			
Imperial Smelter, Gas		6,97			
Imperial Smelter, Strom		0,093			
Ablagerung	0,01	0,352			0,007
Lkw	0,28	0,112	0,33	0,008	0,051
Seeschiff		0,848			
Summe	11,8	1.108	0,33	0,03	0,058

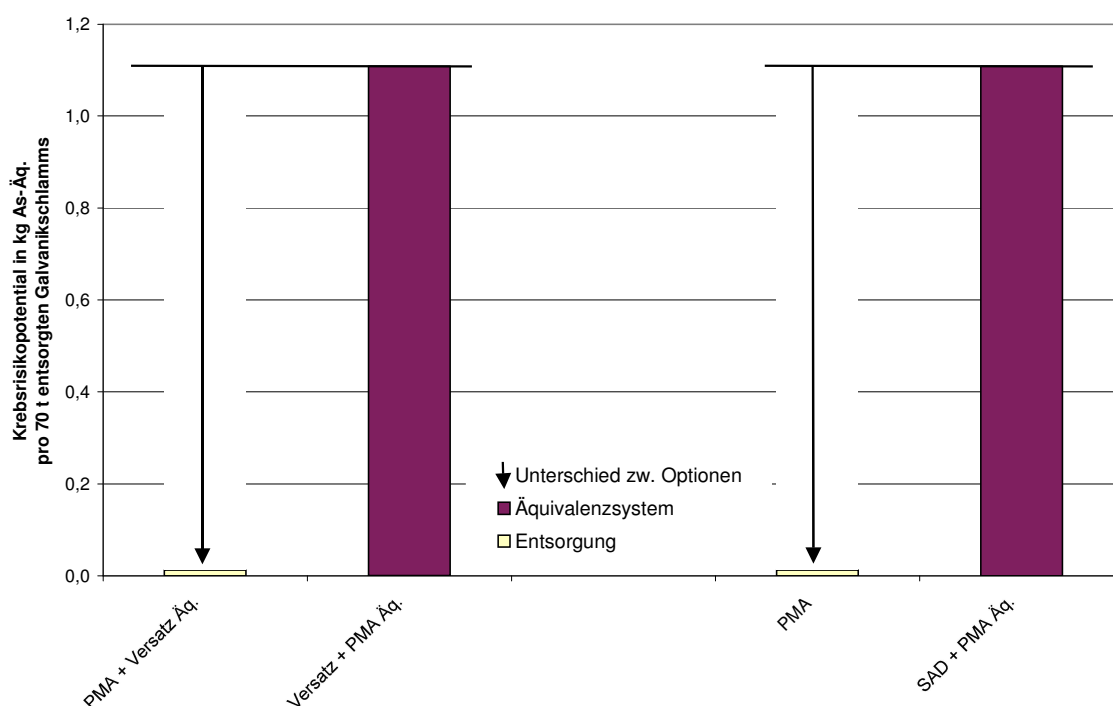


Abb. 3.4-17 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial

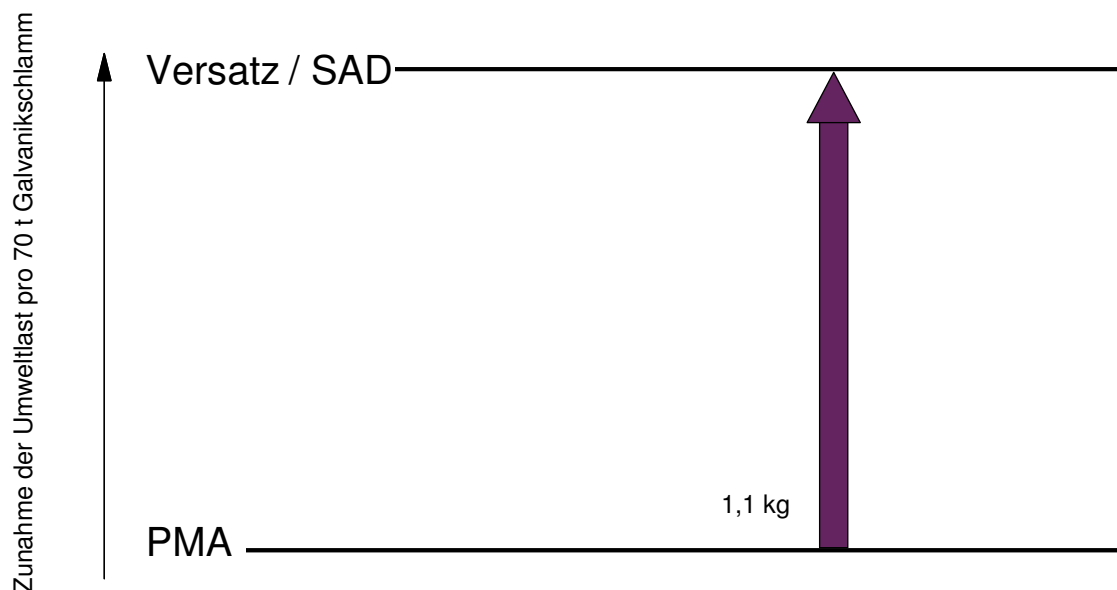


Abb. 3.4-18 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch Krebsrisikopotenzial

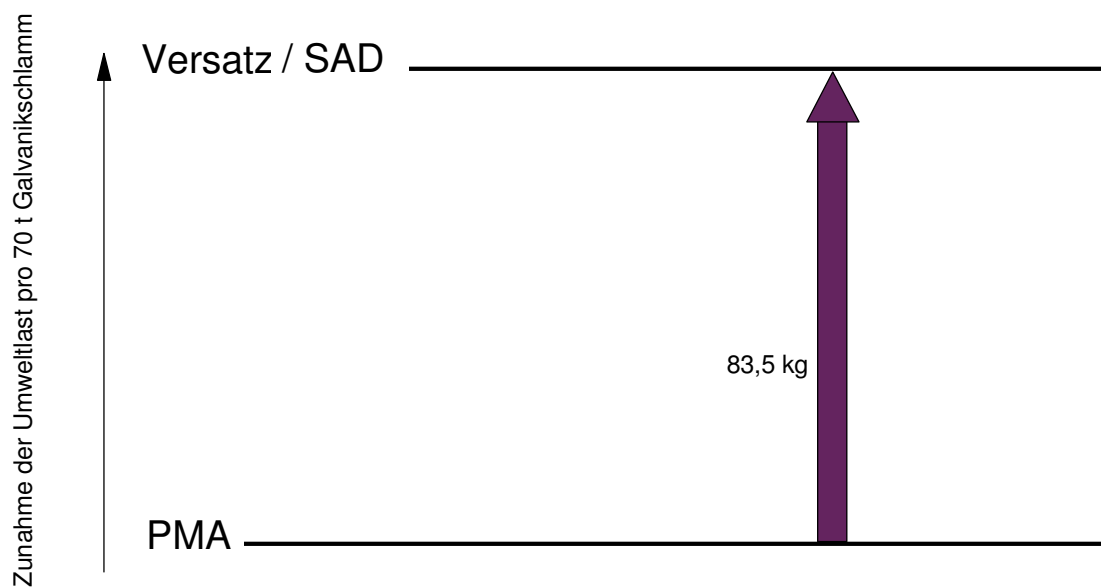


Abb. 3.4-19 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ökotoxizität“, repräsentiert durch Zinkemissionen

Neben den luftseitigen Zinkemissionen seien auch **aquatische Chloridemissionen** zumindest in cursorischer Weise in die Betrachtung einbezogen. Solche verursacht die Option „Bergversatz“ auf indirekte, wenngleich zwangsläufige Weise: Das Verbringen von bergfremden Materialien bedingt im Kalibau ein dauerhaftes obertägiges Verblei-

ben der Halden mit den entsprechenden Umweltfolgen. Diese können durch Rekultivierung gemildert werden, was jedoch einen entsprechend hohen Energieaufwand bedeutet (siehe in Kapitel 3.3.2). Was den Chloridaustrag betrifft, lässt sich anhand von Angaben von Prause und Kautz [1997] sowie der GH Kassel mit jährlich 700 mm Niederschlag über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren¹⁴ eine Auswaschung von 115 kg Chlorid pro t Haldenmaterial abschätzen. Ausgehend von 0,011 m² planarer Grundfläche pro Tonne Halde, ergibt dies, bezogen auf 70 t Material, einen Chloridaustrag von ca. 8,1 t in 50 Jahren. Zum Vergleich wird durch die SAD pro 70 t Galvanikschlamm in 50 Jahren 340 kg Cl⁻ via Sickerwasser ausgetragen – setzt man den Grenzwert der TA Abfall von 10 g pro l Eluat als maximale Sickerwasserbelastung an.

Die Emissionen der Schlackedeponie für die Reststoffe der Sekundärzinkverhüttung liegen nochmals um mindestens eine Größenordnung niedriger als die der SAD. Gänzlich unbekannt ist allerdings die Größenordnung der von Zinkerzabbau und Zinkverhüttung verursachten Chloridauswaschung. In jedem Fall lautet die Rangfolge hier daher: PMA vor SAD vor Bergversatz.

3.4.2.6 Ressourcenbedarf

Als Repräsentant für das Kriterium Ressourcenbedarf wird zum einen der Verbrauch an **endlichen Primärenergieträgern** – fossile Brennstoffe, aggregiert nach der Nutzgröße des Heizwerts, nukleare Brennstoffe, errechnet anhand der sogenannten Abbrandrate der Kernbrennstoffe – verwendet¹⁵. Dieser Indikator ist praktisch mit dem KEA identisch und zeigt in der Rangfolge der Optionen damit erwartungsgemäß die gleichen Ergebnisse.

Neben den endlichen Rohstoffen sei an dieser Stelle der Verbrauch der **mineralischen Ressource** Zinkerz kursorisch betrachtet. Diese wird durch die pyrometallurgische Aufarbeitung in Höhe von 9,1 t Zink als Erz pro 70 t Galvanikschlamm eingespart bzw. durch deren Äquivalenzprozess verbraucht. Da alle übrigen Systeme diese Ressource nicht beanspruchen, ist eine eigene grafische Darstellung ohne weiteren Informationsgewinn.

¹⁴ Analog zum Betrachtungszeitraum der Deponie, wobei bei der Halde die Emissionen u.U. weit länger andauern.

¹⁵ Die Aggregation von Datenkategorien nach Äquivalenzfaktoren, die auf prinzipiell verschiedenartigen Rechengrößen beruhen, ist im Zusammenhang mit einer Wirkungscharakterisierung nach ISO 14042 umstritten. Hier erfolgt die Aggregation analog zur Berechnungsweise des KEA (Der Heizwert fossiler Brennstoffe beruht auf deren innewohnender chemischer Bindungsenergie, bei nuklearen Brennstoffen stellt jedoch mit dem Kesselwirkungsgrad eine ingenieurtechnische Größe die Basis dar).

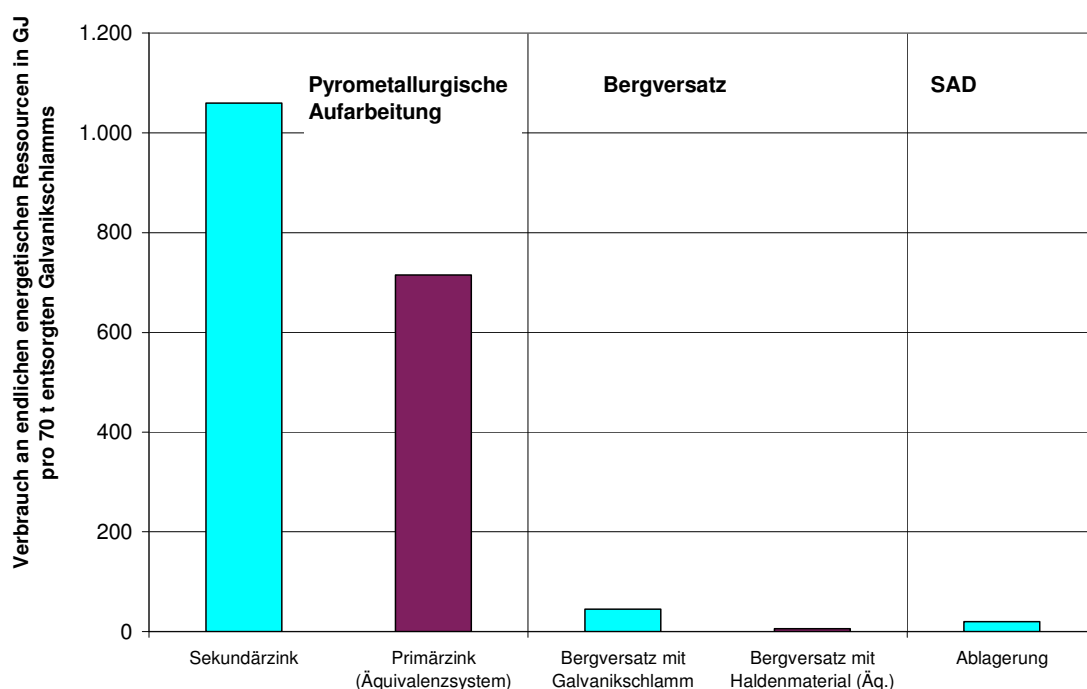


Abb. 3.4-20 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ

Tab. 3.4-6 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, in GJ
(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)

	PMA zu Zink	Primäres Zink	Versatz mit Galvanikschlamm	Versatz mit Haldenmaterial	SAD Ablagerung
	A1		A2		A3
GJ pro 70 t entsorgten Galvanikschlamm					
Abbau		4,3		5,2	
Pelettierung	35,3				
Wälzofen, Kohle	351,8				
Kohle zur Trocknung	77,4				
Wälzofen, Strom	41,8				
Heißbrikettierung (Strom)	135,7				
Schachtofen, Kohle	258,0				
Schachtofen, Strom	119,4				
Imperial Smelter, Kohle		227,7			
Imperial Smelter, Gas		23,1			
Imperial Smelter, Strom		585,1			
Ablagerung	2,1				13,5
Lkw	38,5	38,5	45,1	1,0	7,4
Seeschiff		13,1			
Summe	1.060,1	891,9	45,1	6,2	21,0

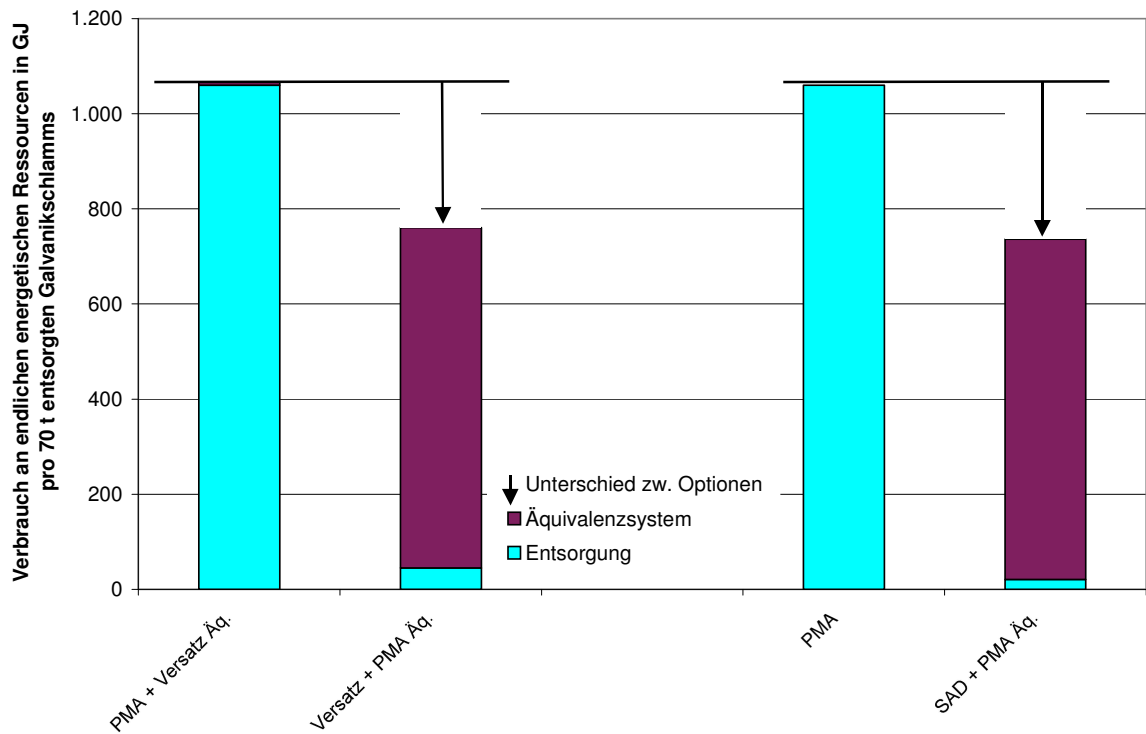


Abb. 3.4-21 Paarweiser Vergleich der PMA jeweils mit dem Bergversatz und der SAD („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ

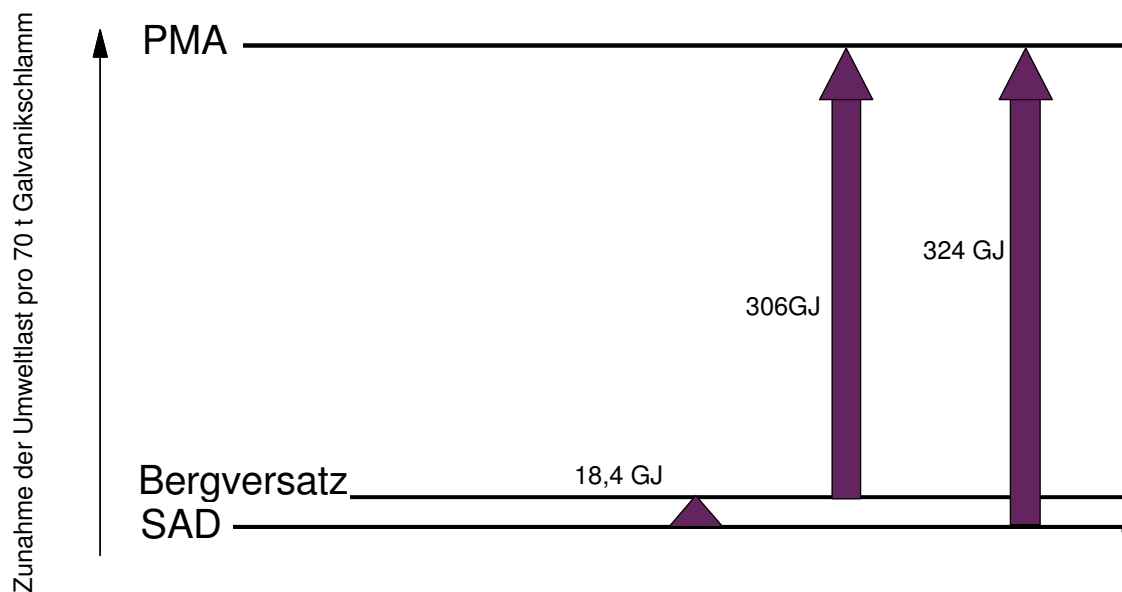


Abb. 3.4-22 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch endlicher Energieträger, aggregiert in GJ

3.4.2.7 Rückschlüsse aus den einzelnen Wirkungskategorien

Es zeigt sich, dass die aus dem KEA resultierende Rangfolge:

1. **SAD** vor
2. **Bergversatz** vor
3. **PMA zu Zinkmetall**

sich ebenfalls in den Wirkungskriterien „Treibhauseffekt“, „Sommersmog“, „terrestrische Eutrophierung“, „Versauerung“ und „endlicher Ressourcenverbrauch“ widerspiegelt.

In der Kategorie „toxische Wirkungen“ (Krebsrisikopotenzial und Zink-Emissionen) sowie der kursorisch betrachteten Schonung der mineralischen Ressource Zinkerz rangiert aufgrund der eingesparten Primärzinkverhüttung die PMA weit vorne. Die Rangfolge lautet hier folglich:

„PMA vor SAD bzw. Bergversatz“

Bei der vorne aufgezeigten Rangfolge im Kriterium „aquatische Eutrophierung“ (Bergversatz vor PMA vor SAD) ist die Positionierung der PMA unsicher. Es ist nicht auszuschließen, dass die PMA hier real den vordersten Rang einnimmt, sollte die Primärzinkherstellung (Abbau wie Verhüttung) mit erheblichen Abwassereinträgen verbunden sein. Zu dieser Problematik liegen allerdings keine abschließend bewertbaren Daten vor.

Es zeigt sich somit auf der Ebene der Wirkungsabschätzung kein eindeutiger Vorteil einer der Optionen. Die Ergebnisse verhalten sich, wie zu sehen ist, teilweise gegenläufig. Die Rangfolge folgt bei der Mehrzahl der Kategorien zwar dem KEA, dennoch sind weiter gehende Schritte im Verlauf der nachfolgenden „Auswertung“ erforderlich, um einen unter Umständen vorhandenen ökologischen Vorteil der einen oder anderen Optionen identifizieren zu können. Die ISO 14042 gibt Hinweise darauf, welche Elemente hierbei eingesetzt werden können: Als „optionale Bestandteile“ können dabei eine „Normierung“ der Wirkungsgrößen (ausgedrückt als „Spezifischer Beitrag“) und eine „Ordnung“ der Kriterien nach ihrer „ökologischen Bedeutung“ erfolgen. Die Anwendung dieser Bewertungshilfen unterliegt selbstredend stark subjektiven Werthaltungen und kann keinen allgemeingültigen Charakter haben. Sie wurde im Kapitel 2.5 erläutert.

3.4.3 Auswertung der Ökobilanz

3.4.3.1 Rangfolge nach spezifischem Beitrag (Normierung) und ökologischer Bedeutung (Ordnung)

Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Folgenden gemäß dem Vorschlag der ISO 14042 anhand der Bewertungselemente **Normierung** und Darstellung der spezifischen Beiträge sowie **Ordnung** der Kriterien nach der ihnen zugemessenen ökologischen Bedeutung weiter aufbereitet. Hieraus sollen aus den verschiedenen divergierenden Vor- und Nachteilen der einzelnen Optionen die „gewichtigeren“ identifiziert werden. Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass hier zwangsläufig subjektive Werthaltungen zum Tragen kommen. Zur „Teilobjektivierung“ dieses Schrittes werden ausschließlich die nach transparentem Schema erstellten Rangbildungen des Umweltbundesamtes [UBA 1999] herangezogen.

Die Normierung erlaubt eine Zusammenstellung aller Einzelergebnisse der Wirkungskategorien in einer Skala. Als Größeneinheit werden dabei die Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) verwendet (Siehe Kapitel 2.5.2). In **Tab. 3.4-7** werden die normierten Wirkungsbeiträge aller Optionen und Äquivalenzsysteme zusammengestellt. Für den Vergleich untereinander sind wiederum die durch „Überkreuz-Schlechtschrift“ (oder „Gutschrift“) abgeleiteten Unterschiede zwischen den Alternativen unter Nutzengleichheit entscheidend. Diese sind ebenfalls in **Tab. 3.4-7** aufgestellt.

Darin wird eine Dominanz des Kriteriums „Humantoxizität“ (Krebsrisikopotenzial) zu Gunsten der Option PMA, als Folge der vergleichsweise hohen Arsen- und Cadmium-Emissionen bei der Verhüttung von primärem Zinkerz, deutlich. Die auf die Gesamtemission normierten Unterschiede liegen hier im Bereich von annähernd 200 EDW, wohingegen die anderen Kriterien lediglich zu spezifischen Unterschieden im Bereich von einigen wenigen EDW führen. Da der Indikator „Emission kanzerogener Stoffe“ mit „sehr großer ökologischer Bedeutung“ belegt wird, verleiht dieser dem Vorteil zu Gunsten der pyrometallurgischen Aufarbeitung besonderes Gewicht.

Darüber hinaus sind noch die kursorisch betrachteten Kriterien „mineralische Ressourcen“ und „Zinkemissionen“ zu beachten, für welche das UBA [1999] derzeit keine generelle Einschätzung der ökologischen Bedeutung vorgibt, für die sich aber gleichwohl ein spezifischer Beitrag errechnen lässt. Was die mineralische Ressource Zinkerz betrifft, so lässt sich feststellen, dass die pyrometallurgische Verwertung von 70 t zinkhaltigen Galvanikschlamm (16 % Zn) den Jahreszinkbedarf von 1.540 Bundesbürgern deckt. Die unter der Kategorie „Ökotoxizität“ angesiedelten Zink-Emissionen führen mit 1.200 EDW zu Unterschieden in gleicher Größenordnung.

Angesichts dieser Sachlage lässt sich – unter Vorbehalt der verbleibenden Subjektivität bei der abschließenden Bewertung – insgesamt die „bessere Umweltverträglichkeit“ der pyrometallurgischen Aufarbeitung feststellen. Eine vertretbare Rangfolge auf der Basis der hier durchgeführten argumentativen Bewertung würde daher lauten:

1. pyrometallurgische Aufarbeitung
2. Sonderabfalldeponie
3. Bergversatz

Tab. 3.4-7 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Optionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), geordnet nach ökologischer Bedeutung (nach UBA [1999])

Indikator	Pyrometall. Aufarbeitung	Primärzink	Bergversatz	Bergversatz (Haldenmat.)	SAD
<i>sehr große ökologische Bedeutung</i>					
Treibhauseffekt	8,0	4,5	0,26	0,039	0,111
	3,4		0,11		⊕
Krebsrisikopotenzial	2,1	192	0,079	0,006	0,013
	⊕		190		190
<i>große ökologische Bedeutung</i>					
Versauerung	4,3	3,9	0,48	0,07	0,16
	groß	0,29	0,25		⊕
Eutrophierung (terr.)	3,1	1,5	0,88	0,13	0,19
	groß	1,4	0,6		⊕
<i>mittlere ökologische Bedeutung</i>					
Eutrophierung (aquat.)	0,002	1,8E-8	-	-	0,0082
	0,0015		⊕		0,0082
Sommersmog	1,5	0,9	0,2	0,04	0,05
	0,53		0,05		⊕
Endliche Energieträger	6,7	4,5	0,28	0,039	0,129
	1,8		0,1		⊕

Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben.

Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 1 EDW (hellgrau) und mehr als 100 EDW (dunkelgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.

Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen.

Bei diesem rein auf der Sachlage der spezifischen Beiträge und der Rangbildung nach ökologischer Bedeutung gefällten Urteil sollte allerdings bedacht werden, dass der ausschlaggebende Aspekt für die positive Bewertung der Sekundärzinkverhüttung auf dem Nachteil der Primärzinkverhüttung beruht. Er ist somit nicht durch technische Zwänge bedingt, sondern beruht auf der unterschiedlichen Rechtslage bzw. Genehmi-

gungspraxis bei Sekundär- und Primärmetallhütten. Der Nachteil der primären Zinkverhüttung könnte somit durch politische Entscheidung und entsprechende Investitionen ausgeräumt werden.

Dass die Sekundärzinkverhüttung beim KEA wie auch bei der Mehrzahl der wirkungsbezogenen Indikatoren klar ungünstiger abschneidet als z. B. die Sonderabfalldéponie, wirft durchaus die Frage auf, ob eine – aufgrund der Schadstoffemissionen getroffene – Bevorzugung des offensichtlich energetisch ineffizienten Verfahrens umweltpolitisch nicht falsche Maßstäbe setzt.

Derartige Erwägungen – jenseits der formalisierten Bewertungsschritte der Ökobilanz – können im Zuge einer verbal-argumentativen Gesamtbewertung durchaus auch zu einer dem oben formulierten Vorteil der pyrometallurgischen Aufarbeitung entgegengesetzten Rangfolge führen.

3.4.3.2 Sensitivitätsanalyse

Die ISO 14043 schreibt explizit die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse als Bestandteil der Auswertung vor. Es ist daher die Frage zu stellen: Welche Faktoren sind ausschlaggebend für das Ergebnis, und wie stark sind diese Faktoren abgesichert? Im Folgenden werden eine Reihe möglicherweise sensibler Faktoren entsprechend überprüft.

Schwermetallemissionen bei der Zinkverhüttung

Im vorliegenden Fall bestimmen die Schwermetallemissionen des Äquivalenzprozesses zur pyrometallurgischen Aufarbeitung das Ergebnis. Es sind dies insbesondere Arsen und Cadmium sowie Zink. Da Daten zum Emissionsverhalten von Buntmetallhütten extrem schwer zugänglich sind, waren hier Annahmen erforderlich. So wurde für die Freisetzung von Zink an die Umgebungsluft ein Faktor von 1 %, für Arsen 0,1 ppm und für Cadmium 0,05 ppm (jeweils bezogen auf die Produktmenge) angesetzt. Diese Werte liegen in einer für Hüttenwerke als plausibel anzunehmenden Größenordnung [Frischknecht et al. 1994]. Dennoch sind hier natürlich erhebliche Schwankungen möglich, wobei die Intensität der Abgasreinigung ausschlaggebend ist.

Um eine Umkehr des Ökobilanz-Ergebnisses zu erzielen, müssten die verwendeten Emissionsfaktoren der Primärzinkverhüttung um mindestens einen Faktor 100 niedriger angesetzt werden. Erst dann erscheint eine Abwägung zu Gunsten der Option SAD denkbar, gibt man dem Kriterium „mineralische Ressource Zinkerz“ generell ein eher geringes Gewicht.

Da eine derart drastische Emissionsminderung in den „ppb-Bereich“ angesichts der üblichen Luftreinhaltestandards bei Buntmetallhütten nicht zu erwarten ist, kann das Ergebnis in diesem Punkt jedoch als stabil angesehen werden.

Es ist allerdings zu betonen, dass hinter diesem Sachverhalt keine technischen Zwänge stehen, sondern die klare Diskrepanz in den Umweltstandards für Abfallentsorgungstechniken gegenüber Produktionstechniken. Würde man für die Produktions-

technik (hier primäre Zinkerzverhüttung) den gleichen Emissionsstandard heranziehen wie für die Sekundärzinkherstellung, so würden – mit Ausnahme der verbleibenden Zinkerzeinsparung – alle ausschlaggebenden Vorteile der pyrometallurgischen Aufarbeitung gegenüber der SAD und im Wesentlichen auch gegenüber dem Versatz entfallen und das Ökobilanzergebnis würde sich dem KEA-Ergebnis angleichen.

Berücksichtigung von Partikelemissionen bei der Aggregation zum Krebsrisikopotenzial

In Kapitel 2.4.3.6 wurde bei der Beschreibung der Grundlagen der Berechnung des Krebsrisikopotenzials darauf hingewiesen, dass Dieselrußpartikel, die vom Länderausschuss Immissionsschutz (LAI) hinsichtlich Kanzerogenität besonders problematisiert werden, hier nicht mit einbezogen sind. Vielmehr wird die umfassende Stoffliste der IRIS-Datenbank der U.S. Umweltbehörde EPA [2000] zu Grunde gelegt, nach welcher bislang kein hinreichender Verdacht auf eine Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln besteht.

Die möglichen Unsicherheiten, die sich durch eine Außerachtlassung der Partikel hinsichtlich des Ergebnisses der Ökobilanz ergeben können, sollen an dieser Stelle eingeschätzt werden. Hierzu wird für alle hier berechneten Emissionen an Dieselrußpartikeln der Einheitsrisikofaktor des LAI ($7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\mu\text{g}$) angerechnet. Ebenso wurde für die Ermittlung des spezifischen Beitrags die Gesamtemission an Dieselrußpartikeln zur Bildung der EDW für das Krebsrisikopotenzial einbezogen.

Abb. 3.4-23 zeigt, inwieweit sich die Verhältnisse beim Wirkungsindikator „Krebsrisikopotenzial“ verändern, bezieht man die Rußpartikel mit ein. Auf dieser Ebene ist kein Einfluss auf die deutlichen, von Arsen und Cadmium geprägten Ergebnisse erkennbar. Eine Abstufung zeigt sich zwischen SAD und Bergversatz, wobei Letzterer sich durch seine weiten Transporte erkennbar verschlechtert. Der Unterschied ist allerdings um einen Faktor 50 geringer als der zur PMA.

Bedeutend ist jedoch der Einfluss auf den spezifischen Beitrag: In Deutschland werden jährlich 475 t Arsen-Äquivalente (aus Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen) ausgestoßen. Die Dieselpartikel (38.000 t pro Jahr) lassen sich nach dem oben genannten Einheitsrisikowert mit einem Arsen-Äquivalenzfaktor 0,016 kg As-Äq./kg in knapp 620 t Arsen-Äquivalente umrechnen. Daraus würde eine um den Faktor 2,3 höhere Gesamtbelastung resultieren, was den spezifischen Beitrag in gleicher Weise um den Faktor 2,3 mindern würde. Anstelle von 190 EDW Unterschied ergäben sich 83 EDW Unterschied.

Die Signifikanz der Bedeutung des Kriteriums „Krebsrisikopotenzial“ ist damit immer noch gegeben, jedoch nicht mehr in dem hohen Maße wie ohne Einbezug der Partikel.

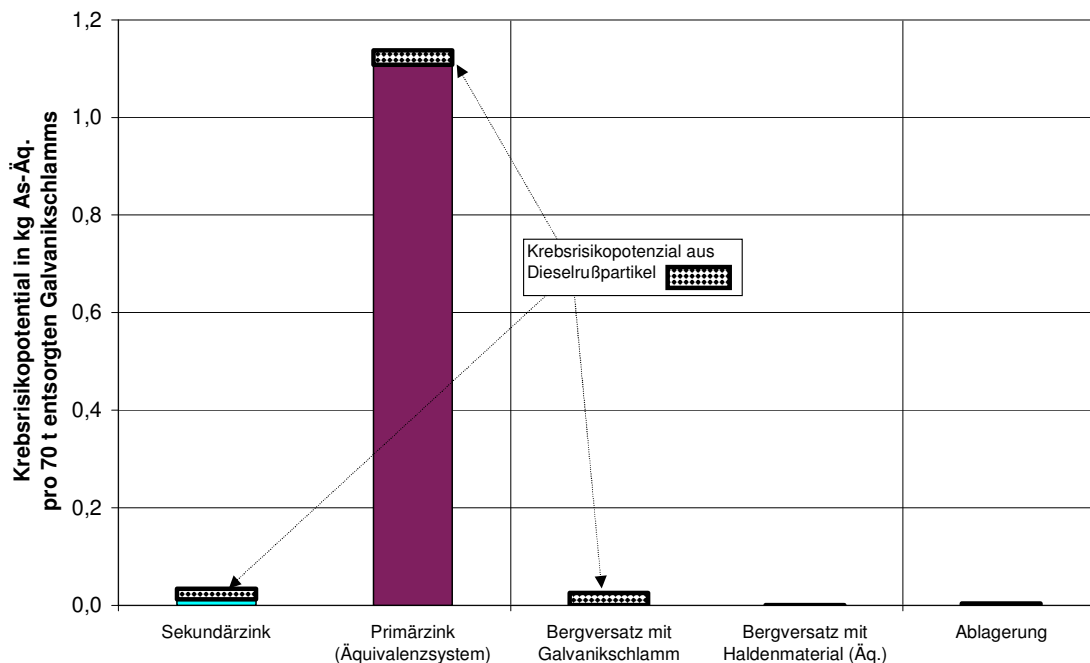


Abb. 3.4-23 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln

Zinkgehalt im Galvanikschlamm – Energieverbrauch der Aufbereitung

Auf der anderen Seite stellt sich die Frage, ob unter realistischen Bedingungen eine Umkehrung des KEA-Ergebnisses zu Gunsten der PMA denkbar ist. Die variable Größe ist dabei der für diese Betrachtung zu Grunde gelegte Zinkgehalt von 16 % (absolut) und der Wassergehalt von 45 %. Läge der Wassergehalt im Schlamm deutlich niedriger, so würde sich der für die Verdampfung notwendige Energieaufwand bei der Wälzung in entsprechendem Maße reduzieren. Zur Prüfung des Einflusses auf das Ergebnis sei der Wassergehalt mit Null angenommen. Damit würde sich der KEA der PMA um ca. 12 % mindern. Dies würde den Unterschied zu den anderen beiden Optionen zwar drastisch verkleinern, die KEA-Rangfolge jedoch unverändert lassen.

Für die Frage, inwieweit ein in der Trockensubstanz höherer Zinkgehalt das Ergebnis beim KEA beeinflussen könnte, ist eine vergleichbare Überschlagsrechnung nicht möglich. Einerseits sind die verfügbaren Daten zu den Aufbereitungsprozessen auf einen konstanten Zinkgehalt normiert (beim B.U.S.-Verfahren mit 25 % am Gesamtinput in den Wälzofen). In diesem Bereich wird das Verfahren denn auch betrieben. Zum anderen bestehen hier keine linearen Zusammenhänge: Die Prozessaufwendungen sind von der absoluten Zinkmenge und nicht von der Konzentration abhängig, z.B. beim Oxidieren des Zinks. Es ist jedoch anzunehmen, dass eine höhere Konzentration im Substrat die Effizienz des Prozessablaufs und damit den Energieaufwand beeinflusst. Dass dieser Einfluss größer wiegt als der oben beschriebene Einfluss des Wassergehalts, ist allerdings als sehr unwahrscheinlich anzusehen.

Verfahrensauswahl

In Kapitel 3.3 wurde bei der KEA-Ermittlung auch das alternative Verfahren einer Aufarbeitung des Galvanikschlammes zu Zinkoxid nach dem SDHL-Verfahren angeführt. Eine abschließende Wertung war dort nicht möglich, da für den Äquivalenzprozess der primären Zinkoxidherstellung derzeit keine ausreichende Datenbasis verfügbar ist. Dies gilt selbstredend in gleicher Weise auch für die vom Datenbedarf aufwendigere wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz).

In Kapitel 3.3 war zu erkennen, dass die Erzeugung bis zum Produkt Zinkoxid nach dem SDHL-Verfahren mit weniger Energieaufwand (25 % Einsparung) verbunden ist als das hier berechnete konventionelle Wälzverfahren. Somit ist nicht auszuschließen, dass das alternative Verfahren im KEA auch günstiger abschneiden könnte als die Option der Sonderabfalldeponie. Wäre dies der Fall, so würden auch alle übrigen Wirkungskriterien sich zu Gunsten dieser Art der Aufarbeitung wenden. Da die grundsätzlichen Vorteile bei den toxischen Emissionen, wie auch bei der Schonung der Ressource Zinkerz, bestehen blieben, wäre das Ergebnis eindeutig und in vollem Gleichklang von KEA und Ökobilanz.

Auch die Wahl der Verfahrenstechnik beim primären Zinkherstellungsprozess ist von Einfluss auf das Ergebnis. Da hier pyrometallurgische Aufarbeitungsverfahren zur Bewertung stehen, wurde auch ein pyrometallurgischer Primärprozess für das substituierte Äquivalenzsystem angenommen. Allerdings wird seit geraumer Zeit mehr Zink auf hydrometallurgische Weise (Elektrolyse) als über Schmelzöfen gewonnen. Aus energetischer Sicht (und allen mit der Energie einhergehenden Umweltwirkungen) sind diese Verfahren günstiger (nach groben Schätzungen nach Angaben aus EIPPCB [2000] ca. 30% geringerer KEA). Der geringere Energieaufwand bedeutet allerdings keine Minderung der prozessspezifischen Emissionen (v.a. Arsen, Cadmium), da der Elektrolyse ein Röstprozess vorangehen muss, der im Hinblick auf Emissionen die gleiche Bedeutung hat, wie die Schmelz- und Sinterprozesse der pyrometallurgischen Verfahren.

Sollten sich bei der primären Zinkverhüttung denkbare innovative Techniken durchsetzen (z.B. chemische Laugung mit anschließender Elektrolyse), die im Energiebedarf dem derzeitigen Stand der Technik entsprechen, jedoch mit erheblich geringeren Schwermetallemissionen einhergehen, so wäre durch die Sekundärzinkverhüttung kein Umweltvorteil mehr gegeben. Dann wäre auch ein vollständiger Einklang der KEA-Bewertung mit dem von den toxischen Emissionen bestimmten Ökobilanzergebnis gegeben.

3.5 Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse

Zusammenfassend lässt sich Folgendes feststellen: Grundsätzlich besteht ein Konflikt zwischen den Ergebnissen der „Ein-Summenparameter-Methode“ KEA und der mit einer breiteren Datenbasis unterlegten, wirkungsbezogenen Ökobilanz. Auf diesen Konflikt wird man grundsätzlich bei der Beantwortung der Kontrollfragen aufmerksam gemacht.

Die breitere Datenbasis bei der Ökobilanz, insbesondere die Möglichkeit einer Bewertung auf der Basis einer Normierung (spezifischer Beitrag) und Ordnung (ökologische Bedeutung) der Wirkungskriterien erleichtert dabei die Generierung eines mehr oder weniger klaren Ergebnisses (selbstverständlich in Abhängigkeit der zu Grunde liegenden Werthaltung). Bei der Methode „KEA und Kontrollfragen“ hingegen bleibt die Ergebnisfindung wegen des o.g. Konflikts ohne weitere teilobjektivierende Schritte ausschließlich dem subjektiven Wertempfinden des Anwenders überlassen.

Hinsichtlich der speziellen Lage des hier betrachteten Fallbeispiels sei an dieser Stelle nochmals wiederholt, dass die ausschlaggebenden Vorteile zu Gunsten der Option „pyrometallurgische Aufarbeitung“ nicht auf wissenschaftlich-technischen Sachverhalten beruhen, sondern auf den sehr unterschiedlichen Umweltstandards für Abfallentsorgungstechniken verglichen mit Produktionstechniken. Die positive Bewertung der Sekundärzinkaufarbeitung ist folglich nicht ihr eigener „Verdienst“, sie profitiert vielmehr von den weit geringeren Emissionsauflagen bei der Primärzinkverhüttung. **Würden jeweils die gleichen Umweltstandards gelten, so würde sich das Ökobilanzergebnis dem KEA-Ergebnis angleichen.**

Aufgrund dieser Zusammenhänge wäre aber auch ein Werturteil zu Ungunsten der pyrometallurgischen Aufarbeitung in Verbindung mit Bestrebungen, eine Angleichung der Umweltstandards wenigstens schrittweise herbeizuführen, aus der umweltpolitischen Perspektive durchaus nachvollziehbar.

4 Abfallbeispiel: Gießereialsande

4.1 Charakterisierung des Abfalls

4.1.1 Allgemeines

Nach dem geltenden Europäischen Abfallkatalog wird zwischen den Gießereialsanden aus Eisen- (10 09 02) und aus Nichteisen-Gießereien (10 10 02) unterschieden. Die frühere LAGA-Nomenklatur unterscheidet zwischen den eigentlichen Gießereialsanden (AS 31401) und den Kernsanden (AS 31426). Die LAGA-Abfallart „Kernsande“ findet sich im EAK unter „Gießformen und -sande mit organischen Bindern vor dem Gießen“ (10 09 01, 10 10 01).

Galten die Kernsande nach altem Abfallrecht noch als „besonders überwachungsbedürftig“, so sind Gießereialsande insgesamt nach der neuen Bestimmungsverordnung nicht mehr besonders überwachungsbedürftig.

4.1.2 Herkunft und Mengen

Das Sandgussverfahren ist neben dem Druck- und dem Kokillenguss eine weitverbreitete Technologie bei der Herstellung von Gussmetall. Gussformen und Gusskerne werden nach üblicher Technik aus entsprechend geeignetem Quarzsand, gebunden mit organischen (vorwiegend Kunstharze bei der Kernherstellung) oder anorganischen Bindemitteln (vorwiegend Bentonit bei Formen) hergestellt. Die Anforderungen an die Qualität des Sandes hinsichtlich Reinheit und Korngrößenverteilung wird nur durch wenige Abbauvorkommen innerhalb Deutschlands gewährleistet (im Wesentlichen nur die Vorkommen bei Frechen im Kölner Raum). Gießereialsand entsteht durch die notwendige Erneuerung des Gießereisandes, Kernsand als Kernbruch, Überschusssand oder Fehlchargen bei der Kernherstellung (Abb. 4.1-1).

In der baden-württembergischen Gießereiindustrie fielen im Jahr 1996 pro Tonne „gutem Guss“ 0,68 t (NE) bzw. 0,28 t (Eisen) Gießereialsand einschließlich Kernsand an. Im Jahre 1991 lag das Verhältnis noch bei 2 bzw. 0,51 t/t „gutem Guss“. Durch verbesserte Gusstechnik, die Erhöhung der intern im Kreis geführten Sandmenge (Umlaufsand) sowie durch Regenerierung von Gießereialsand wurde damit die spezifische Abfallmenge in den letzten Jahren deutlich vermindert.

In Baden-Württemberg fielen im Jahr 1996 nach Erhebungen des GDM insgesamt 36.888 t Gießereialsande aus NE-Metall-Gießereien und 140.128 t aus Eisen- und Stahlgießereien zur Entsorgung an.

In den Jahren von 1991 bis 1993 ist ein deutlicher Rückgang in den zur Entsorgung stehenden Mengen zu erkennen. In dieser Zeit griffen betriebsinterne Verminderungsmaßnahmen. Seit 1993 ist das Aufkommen mehr oder weniger konstant bzw. allein von der jährlichen Gussproduktion abhängig.

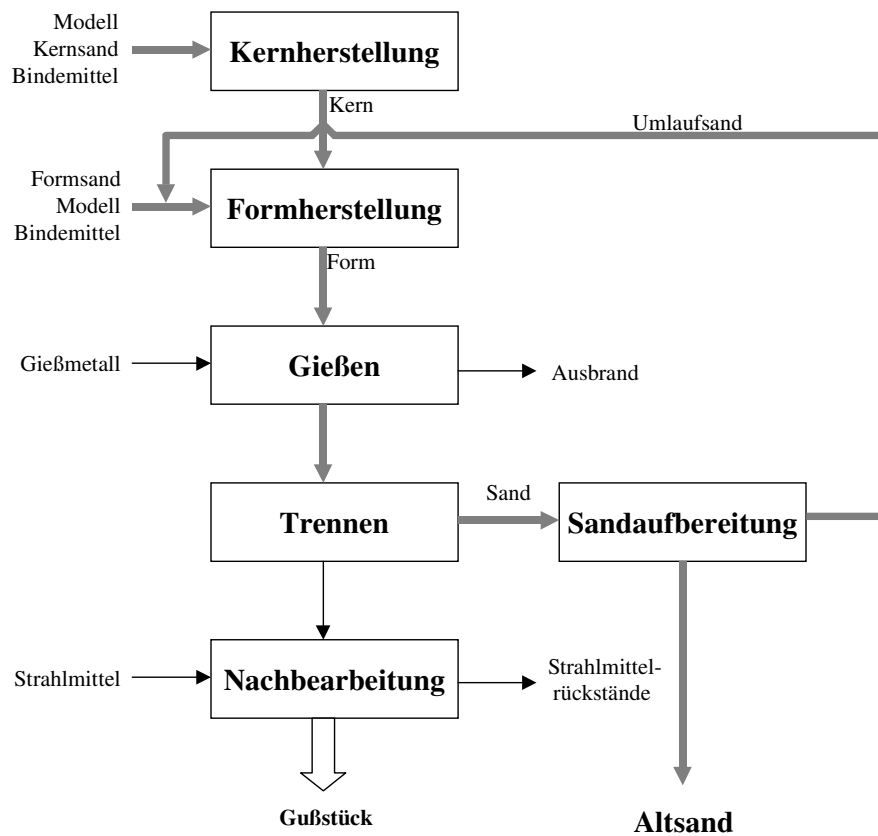


Abb. 4.1-1 Schema der Entstehung von Gießereialsand in einer Eisengießerei

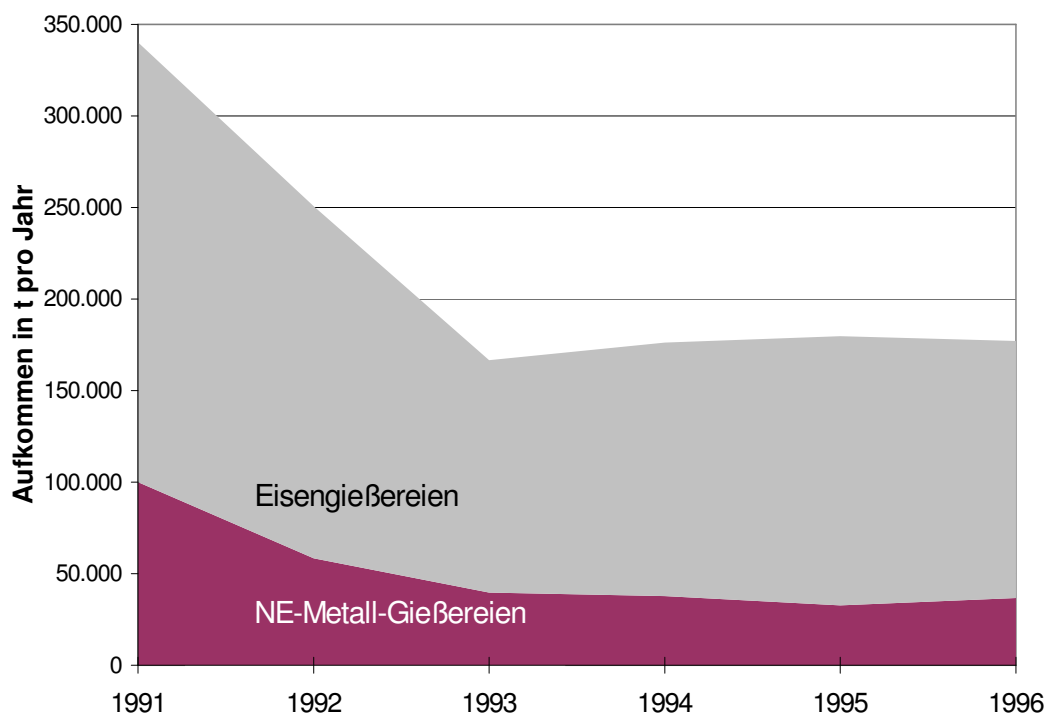


Abb. 4.1-2 Mengenentwicklung der zur Entsorgung stehenden Gießereialsande in Baden-Württemberg

4.1.3 Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung

Gießereialtsande sind ein typischer Massenabfall der produzierenden Industrie. War noch Anfang der 90er Jahre die Deponierung auf Hausmülldeponien der einzige Entsorgungsweg, so bieten sich heute eine Reihe von Entsorgungsoptionen an, die zunehmend an Bedeutung gewinnen. Unter dem Aspekt der Ressourcenschonung (Sand mit den erforderlichen Spezifika sind offensichtlich nur begrenzt vorhanden) ist dabei insbesondere die Regenerierung interessant, die eine Kreislaufführung des Materials im gleichen Produktionssystem ermöglicht.

Die Betrachtung umfasst Gießereialtsande aus Eisen- und NE-Metall-Gießereien. Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung und der damit verbundenen unterschiedlichen Aufbereitungstechniken werden diese beiden Abfallarten (EAK-Schlüssel 10 09 02 und 10 10 02) getrennt untersucht.

Beim Eisenguss zerfallen die thermisch stark belasteten Kerne weitgehend und vermischen sich beim Entleeren der Form mit dem tongebundenen Formsand. Beim Leichtmetallguss hingegen bleiben die Kerne durch die niedrigere Gießtemperatur weitgehend erhalten. Gießereialtsand aus Leichtmetallgießereien enthält daher im Allgemeinen hohe Anteile an harzgebundenem Sand. Der Anteil an Kernsanden beträgt etwa 5 % des unter 2.2 genannten Gesamtaufkommens an Gießereialtsanden. Bezüglich ihrer Rückgewinnung und thermischen Behandlung unterscheiden sie sich nicht grundsätzlich von Gießereialtsanden, der Anteil auslaugbarer organischer Schadstoffe liegt jedoch häufig höher.

4.1.4 Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung

Gießereialtsande bestehen zu 70 bis 95 % aus Quarz (SiO_2). Die übrigen Hauptbestandteile entstammen den zugesetzten Bindemitteln Bentonit bzw. Phenol-, Furan- oder Polyesterharze. Die organischen Komponenten werden beim Gießprozess z.T. thermisch zerstört oder chemisch verändert.

Als weitere Zusätze sind u.a. enthalten: Glanzkohlenstoffbildner (bei Eisenguss), Härter, Schlichten sowie deren jeweilige thermische Zersetzungsprodukte. Vor allem Ersteres bedingen einen gewissen Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH, auch PAK abgekürzt) im Altsand. Eine Zusammenstellung möglicher Schadstoffgehalte bietet Tab. 4.1-1. Der darin aufgeführte „mittel belastete“ Typus wird für die weitere Bewertung herangezogen. Ein Konflikt besteht in dem Parameter PAH: Für einen Einsatz als Bausand ohne weitere Aufbereitung sieht die LAGA einen Zuordnungswert (Z 2) von 20 mg/kg vor. Dieser wird von der mittleren Qualität nicht erfüllt. Für die vergleichende Bewertung wird daher ein PAH-Wert von 20 mg/kg angesetzt, da dies Grundbedingung für den Einsatz im Baubereich ist.

Tab. 4.1-1 Typische Zusammensetzung von Gießereialsanden, unterschieden in niedrig, hoch und mittel belastete Qualitäten [Kunst 1996].

Inhaltsstoffe	Einheit	Schadstoffgehalt		
		mittel	niedrig	hoch
Quarzsand (>0,063 mm)	%	79	81,9	70,9
Feinkorn (<0,063 mm)	%	16,5	17,1	14,7
Kohlenstoff (gesamt)	%	2,2	0,19	8,3
Eisen	%	1,65	0,5	5
freies Wasser	%	0,2	0,1	0,5
Schwefel (gesamt)	mg/kg	860	100	3.000
Stickstoff (gesamt)	mg/kg	780	200	1.300
Phosphorsäure	mg/kg	220	140	300
Furfurylalkohol	mg/kg	230	180	290
p-Toluolsulfonsäure	mg/kg	100	50	160
PAH gesamt (16 Stoffe)	mg/kg	25	0,061	207
Benzo(a)pyren	mg/kg	3	n.n.	9
Benzol	mg/kg	0,4	0,1	1
Toluol	mg/kg	0,4	0,1	1
Phenol	mg/kg	40	2	77
Formaldehyd	mg/kg	230	180	290

4.2 Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen

Als Abfallerzeuger der Gießereialsande wurde ein fiktiver Betrieb im mittleren Neckarraum bestimmt, der aufgrund der Annahmen durchaus reale Entsprechungen hat. Es wurde von einem typischen Jahresanfall von 5.000 t an zu entsorgendem Gießereialsand ausgegangen, der sich zu 80 % aus Quarzsand zusammensetzt und 2,2 % Kohlenstoff sowie 1,6 % Eisenbestandteile enthält. Als Entsorgungswege stehen für Gießereialsande folgende Wege zur Verfügung:

- Thermische Regenerierung und Wiederverwendung als Gießereisand,
- Einsatz als Bausand,
- Verwendung bei der Zementherstellung,
- Bergversatz,
- Ablagerung auf einer Hausmülldeponie (bzw. Deponie nach TA Siedlungsabfall).

Neben den energiebezogenen Kennwerten zur Bestimmung des KEA müssen alle zur Durchführung der wirkungsbezogenen Ökobilanz notwendigen Daten erhoben und die stofflichen Gesamtaufwendungen und -emissionen des betrachteten Systems modelliert werden. Hierzu werden die Prozessketten in Form eines Stoffstromnetzes modelliert. Zur Unterstützung dient die Software Umberto®, in deren Datenbank bereits mehrere hier benötigte Prozessmodule enthalten sind: Vorketten zu Energieträgern, Ener-

gießereisandwandelungsprozesse, Transport- und Entsorgungsvorgänge können daraus abgerufen werden.

Die in Tab. 4.2-1 zusammengefassten Entsorgungsoptionen und die durch sie ersetzten Äquivalenzprozesse sowie die getroffenen Modellannahmen sollen im folgenden kurz beschrieben werden.

Tab. 4.2-1 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Gießereisandentsorgung und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
B1	Thermische Regenerierung zu Gießereisand	Einsparung des Abbaus von neuem Gießereisand
B2	Einsatz als Bausand	
B2.1	nach Aufbereitung	Einsparung des Abbaus von neuem Bausand
B2.2	ohne Aufbereitung	Einsparung üblicher Füllmaterialien (Schotter, Kies, Sand)
B3	Zementherstellung	Einsparung des Abbaus von neuem Quarzsand
B4	Bergversatz	- keiner -
B4.1	weite Distanz	
B4.2	kurze Distanz	
B5	Hausmülldeponie	- keiner -

4.2.1 Thermische Regenerierung und Wiederverwendung als Gießereisand

Beschreibung

Der Gussprozess beeinflusst die stofflichen Eigenschaften des Gießereisandes: Die Funktion der Bindemittel ist weitgehend zerstört und es entstehen weitere Stoffe bzw. werden eingetragen, wie organische Reaktionsprodukte (z.B. PAH) oder Metallpartikel. Diese sind vor einem Wiedereinsatz zu entfernen.

Hierzu stehen vorzugsweise thermisch-mechanische Regenerierungsverfahren zur Verfügung. Durch die verschiedenen Prozessstufen (Zerkleinerung, Eisenabscheidung, Ausbrennen des Kohlenstoffs und organischer Verbindungen, Nachreinigung, Entstaubung, Klassierung) werden drei unterschiedliche Fraktionen gewonnen: Der eigentliche Gießereisand (ca. 80 % des Altsandes), eine Sandfraktion mit Feinanteilen, welche als Bausand eingesetzt werden kann, und die abgetrennten Eisenbestandteile. Das Brennen erfolgt in der Regel in einem Wirbelschichtofen, wobei mit dem Sand das Wirbelbett erzeugt wird. Die Feuerung erfolgt mittels Erdgas.

Bei Eisengießereien wird die thermische Regenerierung 1996 für lediglich 1 % der Altsande angewendet - bei sogar rückläufigem Trend: 1994 wurde noch die doppelte Menge regeneriert. Altsande aus NE-Metall-Gießereien werden bis zu 5 % regeneriert.

Modellannahmen

Es wurde eine Aufbereitungsanlage in Nordrhein-Westfalen ermittelt, die sich ca. 474 km vom Anfallort im mittleren Neckarraum befindet. Die genannte Anlage in NRW ist dabei als Beispiel zu verstehen, um den Einfluss der Entfernungen bei der Entsorgung dieses Abfalls zu erkennen. Als Transportmittel wurde ein großer Lkw mit 40 t Gesamtgewicht gewählt, der Abfälle auf der Hinfahrt und aufbereitetes Material auf der Rückfahrt befördert. Die Ausbeute der Aufbereitung wird mit 80 % angenommen. Vor dem Wirbelschichtofen werden aus dem Altsand die Eisenbestandteile (angesetzt mit 1,6%) entnommen. Diese werden in ein weiter entferntes (400 km angenommen) Stahlwerk transportiert. Die dritte Fraktion aus ausklassiertem Sand und Feinbestandteilen (14 % vom Input) wird innerhalb der Region als Bausand eingesetzt.

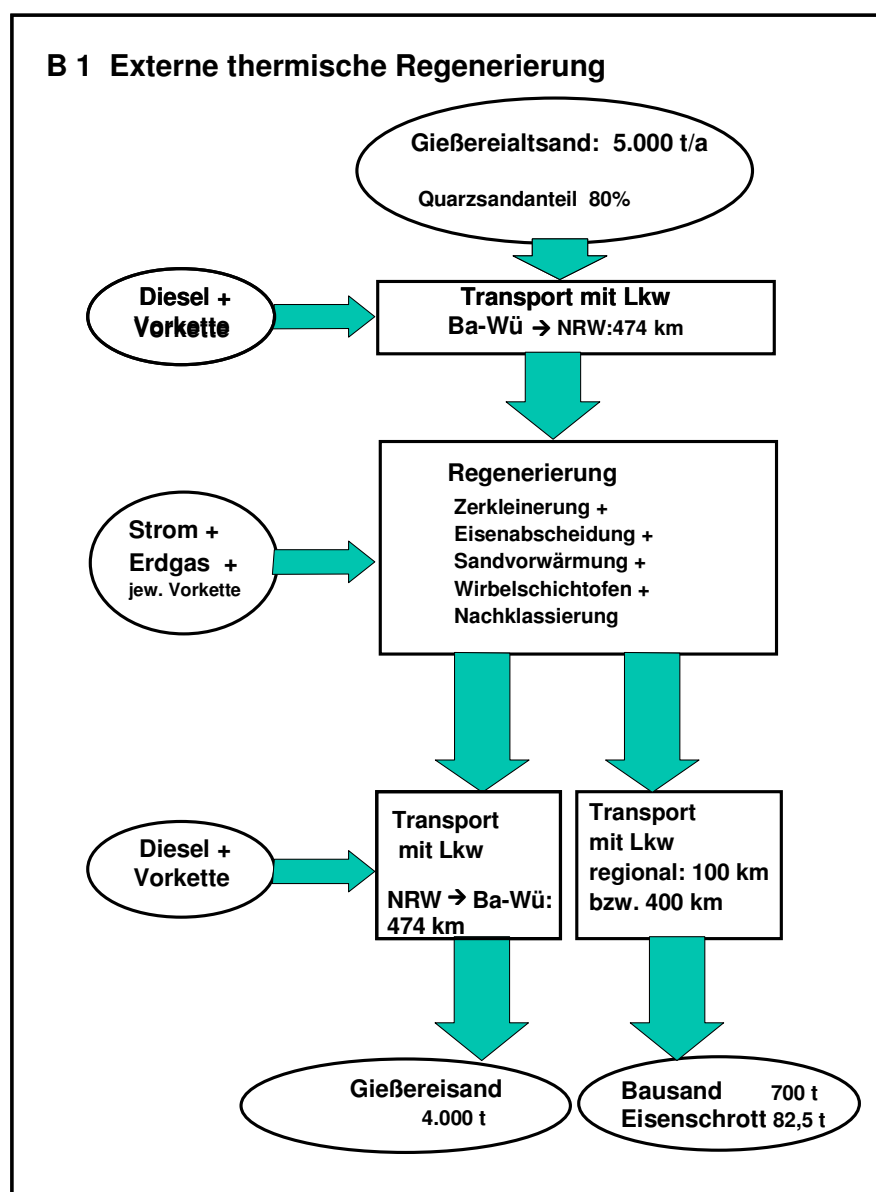


Abb. 4.2-1 Prozesskette der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Unter den modellierten Stoffströmen beanspruchen die Prozessemissionen des Wirbelschichtofens besonderes Augenmerk: Für die Abgasverhältnisse der thermischen Regenerierung wurde davon ausgegangen, dass der gasbefeuerte Wirbelschichtofen die 17. BImSchV einhalten muss. Unter Zugrundelegung einer Erdgasmenge von $11,3 \text{ m}^3$ pro t zu behandelndem Sand wurden Frachten unter Berücksichtigung der Inputstoffe (z.B. SO_2 , Schwermetalle) wie auch der Einhaltung der entsprechenden Grenzwerte (z.B. bei Staub, NO_x) ermittelt.

Hierzu ist anzumerken, dass die zu Grunde gelegte Anlage in Nordrhein-Westfalen technisch nicht für eine Einhaltung der 17. BImSchV ausgelegt ist. Aus diesem Grund verfügt die Anlage derzeit über keinen gültigen Genehmigungsbescheid. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird daher die vorangegangene Betriebssituation der Anlage betrachtet. Schwer zu beurteilen sind insbesondere die PAH-Emissionen. Da keine Messwerte vorliegen, kann hier nur der ehemalige Genehmigungswert von $0,5 \text{ mg/m}^3$ für Benzo(a)pyren und Dibenzo(a,h)anthracen angesetzt werden. Dies würde einem Ausbrand der PAH von 94 % entsprechen - ein Wert, der ebenfalls auf Sensitivität zu überprüfen ist.

Ferner wird überprüft, welchen Einfluss eine technisch mögliche Wärmerückgewinnung auf die Bewertung dieser Option haben kann.

Äquivalenzprozess

Der Nutzen, der durch die mechanisch-thermische Aufbereitung der Altsande entsteht, ist dem Nutzen durch neuen Gießereisand in der entsprechenden Menge (4.000 t), sowie primärem Bausand (700 t) und Roheisen (82,5 t) gleichzusetzen.

Gießereisand wird derzeit ausschließlich aus einer Grube in Nordrhein-Westfalen bei Frechen gefördert: Dementsprechend wurde die dortige Gewinnung mit dem im Tagebau üblichen Räummaterial und ein Transport in den mittleren Neckarraum berücksichtigt. Die Distanz von 370 km wurde mit einem großen Lkw mit 40 t Gesamtgewicht bei voller Hin- und zu 50 % ausgelasteter Rückfahrt zurückgelegt.

Die Modellierung der Bereitstellung von Bausand (Nebenprodukt der Regenerierung) erfolgt analog zum nachfolgenden Szenario (siehe Abb. 4.2-5). Für die abgetrennte und verwertete Eisenfraktion wird die Bereitstellung von Roheisen aus Eisenerz im Stahlwerk angerechnet.

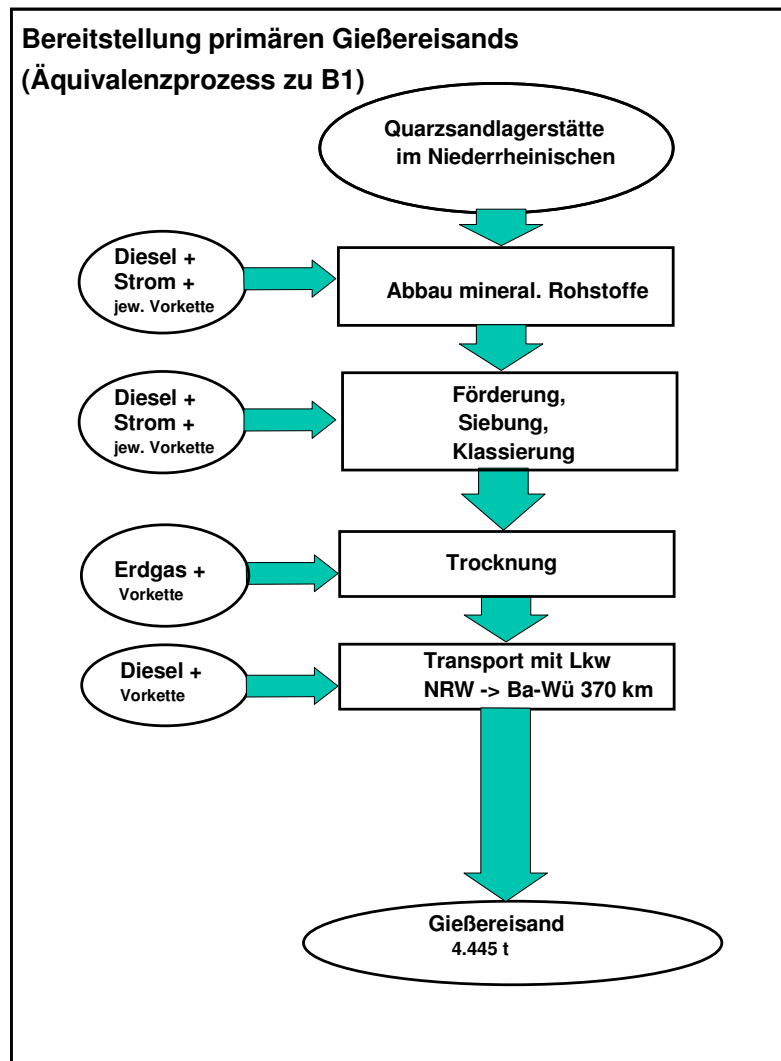


Abb. 4.2-2 Prozesskette des Äquivalenzprozesses der thermischen Regenerierung von Gießereisand zu Gießereisand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger (Schema auf Gießereisand beschränkt)

4.2.2 Einsatz als Bausand

Beschreibung

Die Qualitätsanforderungen an Bausand sind gegenüber denen für Gießereisand deutlich geringer. Entsprechend geringer ist damit der Aufwand der Regenerierung. Als Einsatzgebiete dienen z.B. Schachtverfüllungen für Kabelschächte oder andere Anwendungen im Tiefbau. Hierdurch wird frischer Bausand eingespart.

Bei dieser Option bestehen in der Praxis erhebliche Unterschiede in der Intensität der Aufbereitung, so dass hier zwei Unterfälle betrachtet werden sollen:

1. Einsatz nach Aufbereitung mittels Siebung und Klassierung,
2. Einsatz ohne jegliche Aufbereitung.

Letzterer ist nur unter der Voraussetzung zulässig, dass als Mindeststandard die entsprechenden Richtlinien der LAGA (insb. PAH-Gehalt <20 mg/kg) eingehalten werden. Dies trifft nur für eine Teilmenge der tatsächlich anfallenden Gießereialtsande zu.

Modellannahmen

In der ersten Unteroption zur Verfüllung wird von einer mechanischen Aufbereitung in einer entsprechenden Anlage in Bayern ausgegangen. Hier wurde davon ausgegangen, dass der Altsand ca. 230 km transportiert wird (Lkw 40 t; volle Hin- und leere Rückfahrt) und nach seiner Aufbereitung bis zu einer Distanz von 100 km Verwendung findet.

Das bei der mechanischen Aufbereitung anfallende Überkorn und die Feinfraktion (zusammen 10 %) werden auf einer regional gelegenen Hausmülldeponie abgelagert.

Unbehandelter Gießereialtsand wird z.T. - vor allem in Nordrhein-Westfalen - bei diversen Tiefbauanwendungen im Umkreis von 100 km zum Anfallsort eingesetzt. Hierbei handelt es sich vor allem um Rekultivierungsmaßnahmen, Lärmschutzwälle oder Straßenbau.

Äquivalenzprozess

Die durch die aufbereiteten Gießereialtsande ersetzten Baumaterialien wie Kies, Schotter und Sand werden mittels Bagger und Radlader in einer Grube gewonnen. Der Transport zum Verwendungsort wurde analog der Entsorgungsoption mit pauschal 100 km mit einem 40 t Lkw und leerer Rückfahrt gerechnet. Beim aufbereiteten Altsand wird auch für den ersetzten Sand eine Klassierung angenommen.

Beim nicht aufbereiteten Altsand wird gleichfalls vom Ersatz nicht weiter aufbereiteter Füllmaterialien ausgegangen.

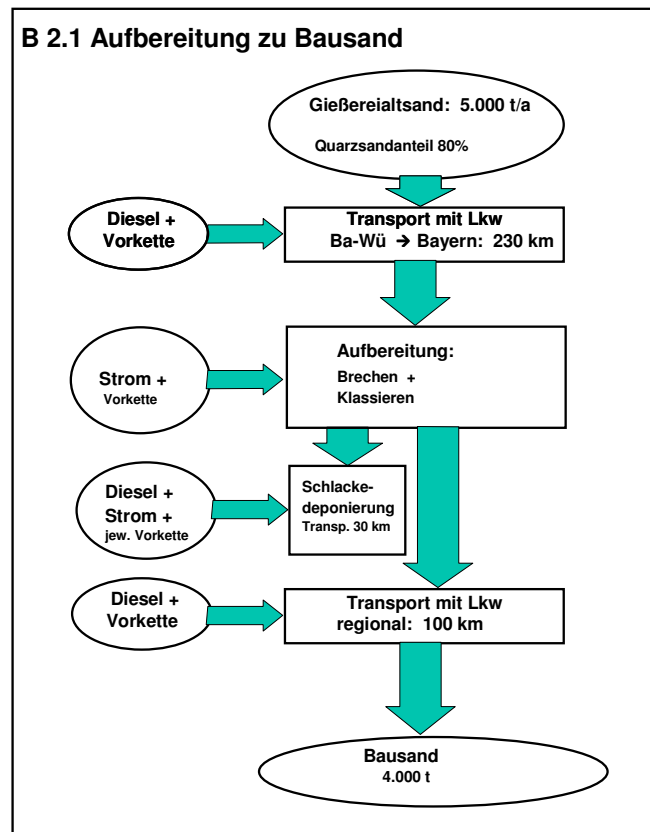


Abb. 4.2-3 Prozesskette der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

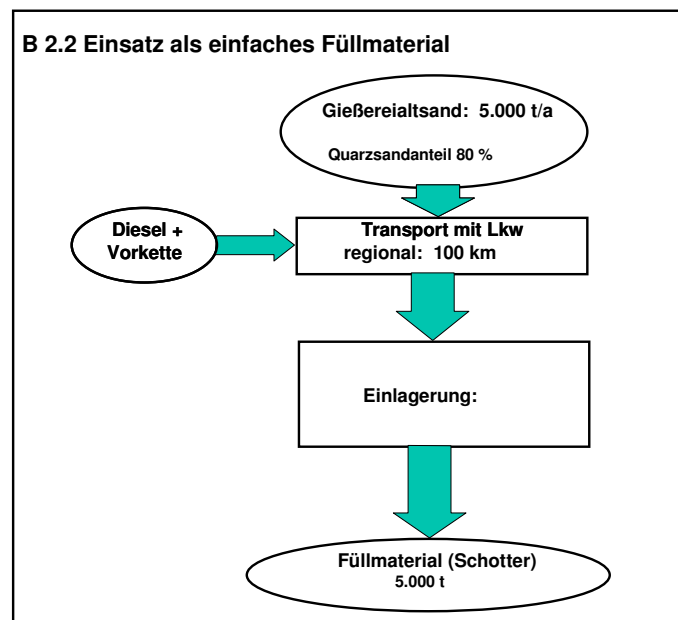


Abb. 4.2-4 Prozesskette des direkten Einsatzes von Gießereialsand als Füllmaterial und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

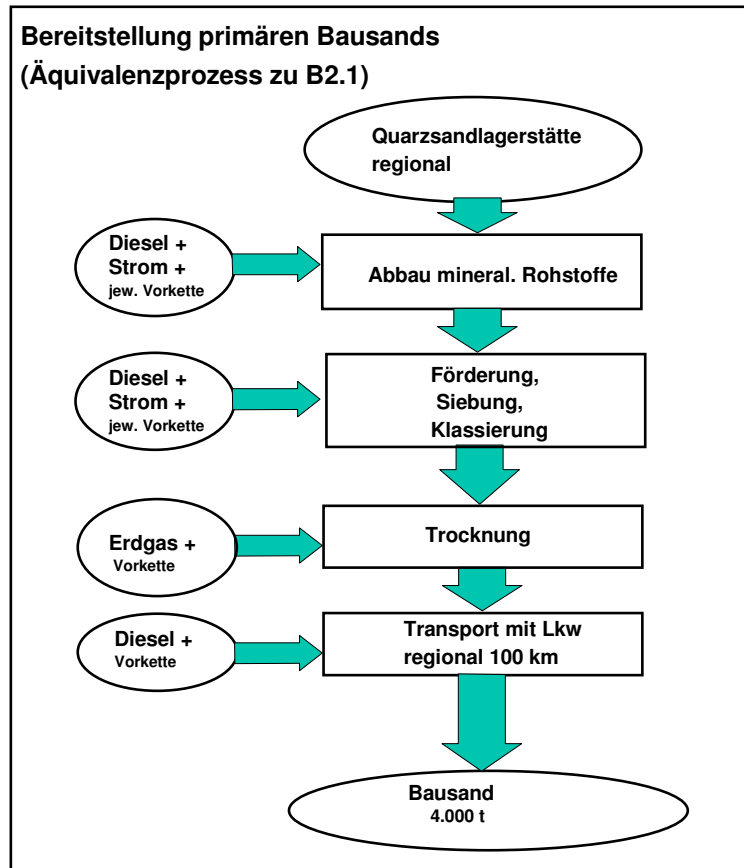


Abb. 4.2-5 Prozesskette des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung von Gießereialtsand zu Bausand und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

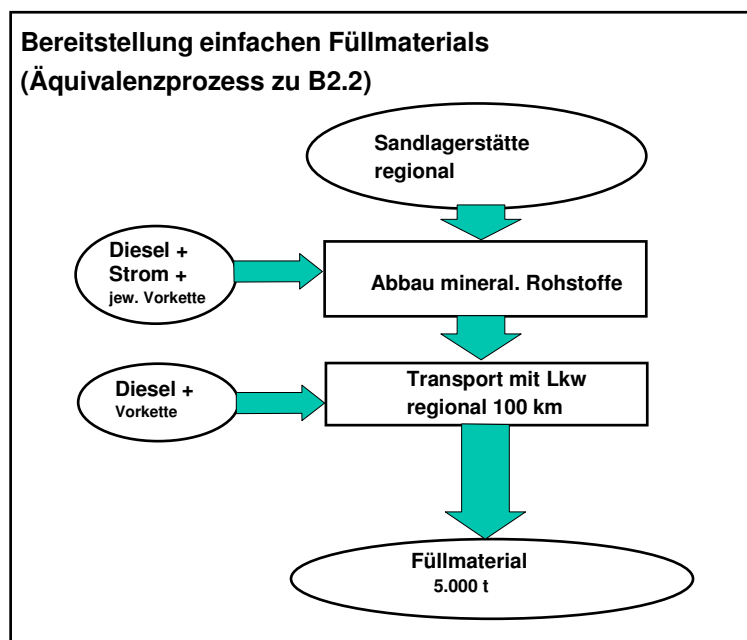


Abb. 4.2-6 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des direkten Einsatzes von Gießereialtsand als Füllmaterial und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

4.2.3 Verwendung bei der Zementherstellung

Beschreibung

Zemente, wie z.B. der Portlandzement, enthalten um die 20 % Siliziumdioxid (Quarz), welches durch entsprechende Mineralstoffe eingebracht wird. Aus diesem Grund bietet sich ein Einsatz der bis 95 % quarzhaltigen Gießereialtsande an. Daneben sind auch die Inhaltsstoffe Eisen (überwiegend in metallischer Form) wie auch tonbürtige Aluminiumoxide (Al_2O_3) notwendige Komponenten des Zementklinkers. Nicht geeignet sind mit Wasserglas gebundene Altsande.

Modellannahmen

Es wird davon ausgegangen, dass zum Einsatz von Gießereialtsand im Zementwerk lediglich ein Aufmahlprozess benötigt wird. Der Transport findet vom mittleren Neckarraum zu einem Zementwerk im Raum Ulm in 110 km Distanz statt. Dazu wird wiederum ein 40 t – Lkw bei voller Hin- und zu 50 % ausgelasteter Rückfahrt angenommen.

Für die Emissionsverhältnisse ist entscheidend, an welcher Stelle im Prozessablauf der Gießereialtsand aufgegeben wird. Werden die Sande über den Mahltrockner mit dem anderen Rohmaterial gemeinsam aufgegeben, so durchlaufen sie die langsame Erhitzung über den Vorwärmurm. Hierbei werden die enthaltenen PAH nicht zerstört und lassen einen hohen Anteil an Emissionen über den Abgasstrom erwarten.

Gute Praxiserfahrungen bestehen bei einer Aufgabe im Bereich des Vorwärmzyklons, vergleichsweise kurz vor dem Ofeneinlauf, wo die Temperaturen bereits im Bereich von 1.000 °C liegen. Messprogramme an Anlagen in Bayern, begleitet vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, ergaben, dass so eine vollständige Zerstörung der PAH erreicht wird.

Als Basisannahme wird davon ausgegangen, dass diese vollständige Zerstörung realisiert wird. Welche Auswirkungen eine teilweise Freisetzung der PAH mit sich führen kann, soll dennoch Beachtung finden.

Es wird davon ausgegangen, dass die im Gießereialtsand enthaltene Organik (mit 2,2 % angesetzt) bei ihrer thermischen Zersetzung im Prozess vollständig energetisch genutzt wird. Mitteilungen von Zementwerksbetreibern, die Gießereialtsand in der oben beschriebenen Weise einsetzen (Aufgabe im Zyklonvorwärmer), bestätigen, dass bei Zugabe des Sandes (in Kombination mit anderen Sekundärmaterialien aber ohne weiteren Zusatz an Brennstoffen) ein Temperaturanstieg beobachtbar sei. Ob aufgrund des vergleichsweise geringen Anteils im Mengenstrom des Klinkerbrennprozesses in gleicher Höhe tatsächlich Regelbrennstoff eingespart wird ist, ist schwer jedoch zu belegen. Welchen Einfluss eine Vernachlässigung dieses Nutzens in der Bilanz mit sich bringen würde, soll im Rahmen der Sensitivitätsanalyse diskutiert werden.

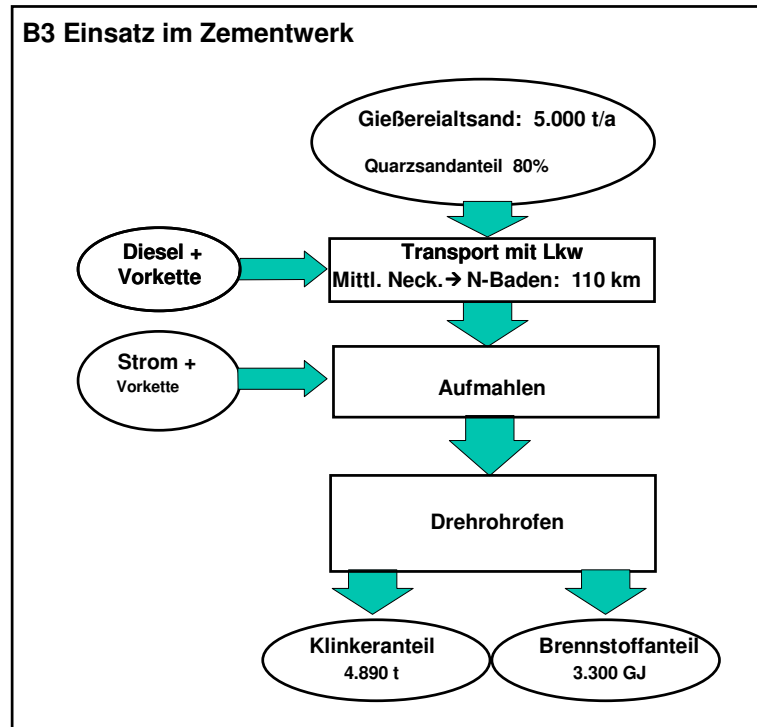


Abb. 4.2-7 Prozesskette des Einsatzes von Gießereisand im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Verschiedene Zementwerke setzen bereits Gießereisand als Ersatzstoff für natürliche Quarzsubstrate (Quarzsand und Ton) ein. Der Abbau und Verbrauch dieser natürlichen Rohstoffe wird dementsprechend eingespart.

Die ersetzten Quarzsandmengen werden mit einem Energieaufwand in Sandgruben abgebaut und aus 100 km Entfernung zum Zementwerk transportiert.

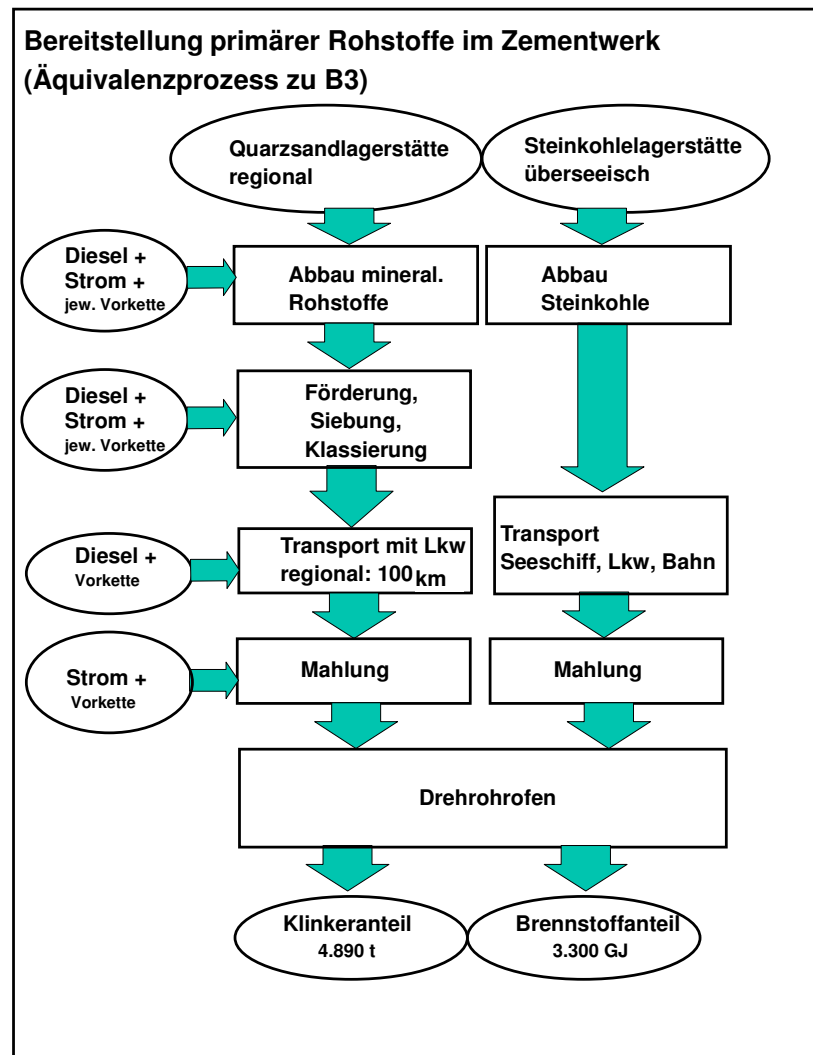


Abb. 4.2-8 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialtsand im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

4.2.4 Bergversatz

Beschreibung

Die Situation des Entsorgungswegs „Bergversatz“ wurde bereits in Kapitel 3.2.2. geschildert. Gießereialtsande sind in der Orientierungsliste der für den Versatz in Frage kommenden Abfälle (Anlage zum Erlass des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 02.08.1996) aufgeführt. Dieser Entsorgungsweg wurde im Jahre 1996 bereits für mehr als die Hälfte des Altsandaufkommens beschränkt. Baden-Württembergische Gießereialtsande werden sowohl in Kochendorf als auch in Salzbergwerken Thüringens eingebracht.

Die Sande werden mit anderen Abfallstoffen nach vorgegebener Rezeptur gemischt, um insgesamt die entsprechenden bauphysikalischen Eigenschaften zu erzielen. Der Einbau erfolgt überwiegend als Stapelversatz.

Modellannahmen

Als Transportentfernung nach Kochendorf werden 50 km („Nah-Variante“), für die „Fern-Variante“ nach Sondershausen in Thüringen 500 km angesetzt (in Frage kommt auch das Bergwerk Unterbreizbach). Die Unteroptionen gleichen sich in den Aufwendungen für die Versatzmaßnahme und für die Transportmittel (40 t Lkw) bei voller Hin- und leerer Rückfahrt.

Da in Sondershausen die Abraumhalden rekultiviert werden müssen und der Versatz mit bergfremden Materialien den Rückbau dieser Halden verhindert, müssen noch zusätzlich die Rekultivierungsaufwendungen eingerechnet werden. Hierzu ist der Antransport von Sekundärmaterial (angenommen werden 150 km; möglich sind erheblich größere Distanzen, da hier z.B. auch Klärschlamm aus den alten Bundesländern antransportiert wird) und die Aufbringung einzurechnen. Als Materialmenge werden 0,3 t pro t aufgehaldetem Abraumsalz gerechnet.

Demgegenüber werden durch die Rekultivierung (nach deren Fertigstellung) die Chlorasträge auf 12 % gemindert (siehe hierzu auch im Anhang B, Beschreibung zum Versatz unter Tage).

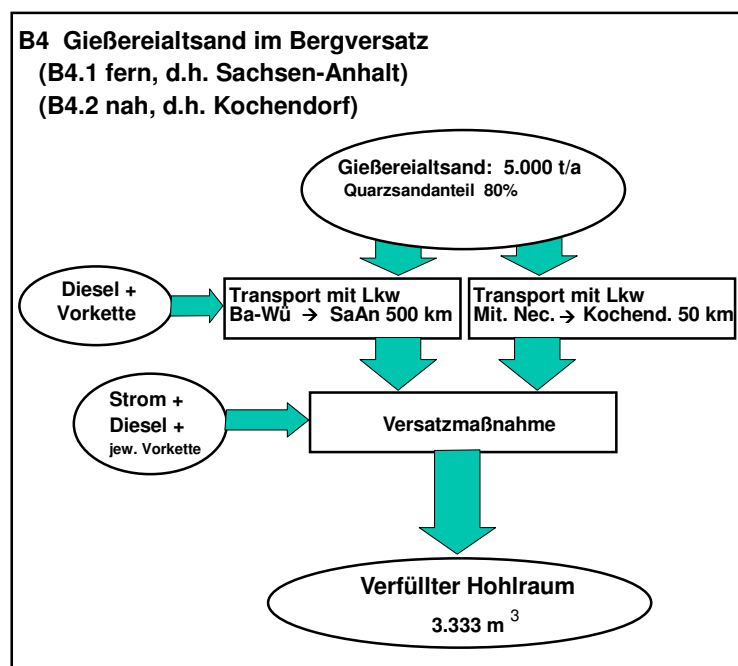


Abb. 4.2-9 Prozesskette des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Stehen keine Abfälle für den Versatz zur Verfügung, so muss Abraummaterial, das bei Kalibergwerken grundsätzlich in Form großer Halden ortsnah zur Verfügung steht, abgebaut und unter Tage gebracht werden. Bei Steinsalzbergwerken wie Kochendorf liegen keine Halden vor. Hier muss auf ebenfalls ortsnah zur Verfügung stehendes Material (z.B. Erdaushub) zurückgegriffen werden.

Der eingesparte Nutzen orientiert sich an dem durch die Gießereisandmenge von 5.000 t versetzten Volumen von 3.333 m³. Für den gutgeschriebenen Versatz wurde Abraummaterial aus der Grube selbst verwendet, das sich in unmittelbarer Grubennähe befindet. Das Aufnehmen des Materials wurde ähnlich dem Einbau mit normalem Ladegerät berechnet und für den Antransport eine Distanz von 10 km angenommen.

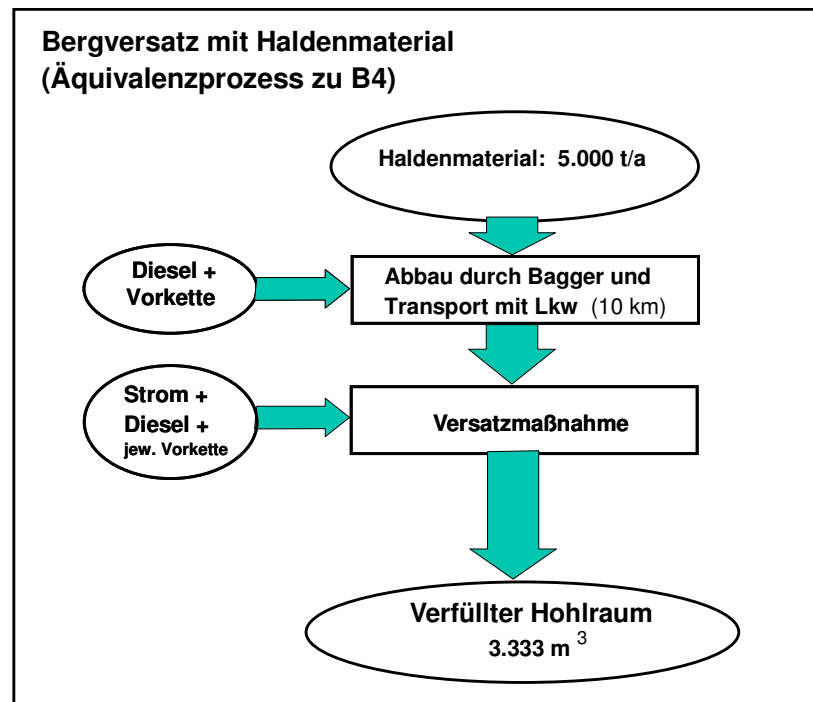


Abb. 4.2-10 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger.

4.2.5 Hausmülldeponie

Beschreibung

Gießereialsande erfüllen üblicherweise die Zuordnungskriterien nach TA Siedlungsabfall für eine Deponie der Klasse I. Die Deponierung auf Hausmülldeponien von Gießereialsand aus Eisenguss war bis 1992, bei Sand aus NE-Metall-Guss sogar bis 1994 der alleinige Entsorgungsweg in Baden-Württemberg. Im Jahr 1996 machte der Anteil deponierter Altsande nur noch 21 % (Eisen) bzw. 9 % (NE) aus.

Da die meisten entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften über Hausmülldeponien verfügen, kann eine dezentrale Beseitigung angenommen werden. Im Fallbeispiel ist für einen Abfallerzeuger die reale Entsorgungskonstellation abzubilden (Distanz: Gießerei ⇒ Deponie).

Modellannahmen

Es wurde davon ausgegangen, dass sich eine entsprechende Deponie in etwa 25 km Entfernung befindet. Durch Gießereialsand entstehen keine Deponiegase. Der zu behandelnde Sickerwasseranteil wird entsprechend dem Anteil an abgelagertem Volumen ermittelt. Es wird von einer Nachsorgedauer von 50 Jahren ausgegangen über die hinweg entstehendes Sickerwasser erfasst und behandelt werden muss.

Eine Gutschrift für die Beseitigung findet nicht statt. Von seiten der Deponiebetreiber werden diese Abfallstoffe zwar zu deponiebaulichen Zwecken (Fahrtrassen etc.) eingesetzt, was möglicherweise einen Grenzfall zur Verwertung darstellt. Da für diese Zwecke jedoch grundsätzlich nur Abfallstoffe (v.a. Schlacken und Aschen) eingesetzt werden, führt diese Art der „Verwertung“ zu keinem Nutzen im Sinne einer Rohstoffeinsparung. Von den Umweltauswirkungen her betrachtet, ist dieser Fall damit identisch mit der Beseitigung.

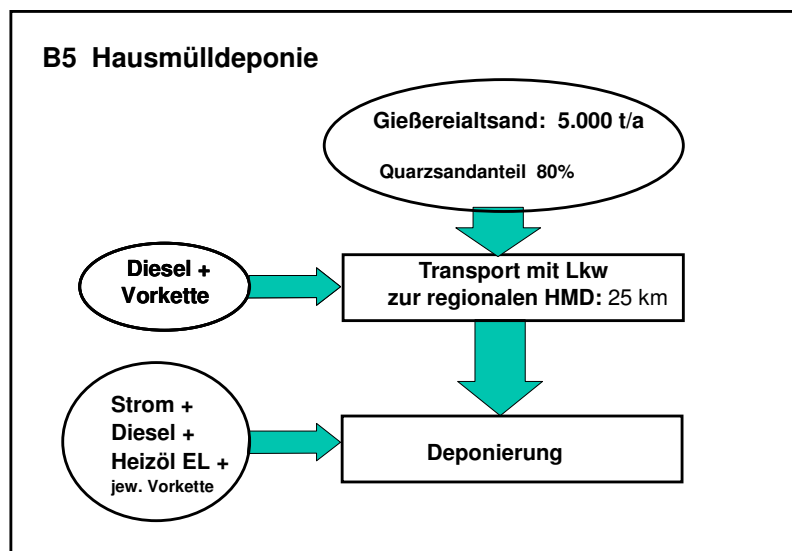


Abb. 4.2-11 Prozesskette der Ablagerung von Gießereialsand auf einer Hausmülldeponie und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

4.3 Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen

4.3.1 Ermittlung des KEA

Analog zu Kapitel 3.3 werden in Tab. 4.3-1 bis Tab. 4.3-9 jeweils für alle Entsorgungsoptionen und deren Äquivalenzprozesse die KEA-Werte tabellarisch ermittelt. Die Einzelbeiträge werden außerdem in der zusammenfassenden Darstellung in Abb. 4.3-1 aufgeführt.

Für die **thermische Regenerierung** (B1) stellt zunächst der 474 km weite Transport vom Anfallort im mittleren Neckarraum zur Aufbereitungsanlage in Nordrhein-Westfalen einen nicht unerheblichen Anteil zum KEA dar. Als Transportmittel wurde ein großer Lkw mit 40 t Gesamtgewicht gewählt, der Abfälle auf der Hinfahrt und aufbereitetes Material auf der Rückfahrt befördert. Der eigentliche Aufwand zur Aufbereitung ergibt sich aus den mechanischen Prozessen (Strom zur Mahlung, Eisenabscheidung, Förderung und Nachbearbeitung) und dem Erdgasbedarf für das Ausbrennen des Sandes im Wirbelschichtofen. Die Ausbeute der Aufbereitung wird mit 80 % an Gießereisand angenommen. Die übrigen abgetrennten Fraktionen werden als Bausand eingesetzt.

Der Nutzen, der durch die mechanisch-thermische Aufbereitung der Altsande entsteht, ist dem Nutzen durch Neusand in der entsprechenden Menge gleichzusetzen. Da Neusand aus einer Grube in Nordrhein-Westfalen gefördert wird, wurde dessen Gewinnung mit dem im Tagebau üblichen Räummaterial bestimmt (0,4 MJ/kg) und ein Transport von Frechen in den mittleren Neckarraum berücksichtigt. Die Distanz von 370 km wurde mit einem großen Lkw mit 40 t Gesamtgewicht bei voller Hin- und leerer Rückfahrt zurückgelegt.

Bei der Verwendung von Gießereialtsand **als Füllmaterial im Baubereich** ist von Bedeutung, ob die Altsande vor ihrem Einsatz aufbereitet, d.h. in aller Regel gesiebt und klassiert werden (B2.1), oder ohne jegliche Behandlung zum Verfüllen, z.B. bei Leitungen im Tiefbau (B2.2), verwendet werden. In der ersten Unteroption trägt ein längerer Transportweg (230 km gegenüber 100 km) und der Aufarbeitungsaufwand (Primärenergieaufwand 0,32 MJ/kg nach Herstellerangaben) zu einem entsprechend höheren KEA bei, der durch den Äquivalenzprozess nur in geringem Maße honoriert wird.

Die durch die aufbereiteten Gießereialtsande ersetzten Baumaterialien wie Kies, Schotter und Sand werden in einer Grube gewonnen. Dazu werden Bagger und Radlader mit einem spezifischen Energieverbrauch von 0,24 MJ/kg angenommen. Der Transport zu seinem Verwendungsort wurde analog der Entsorgungsoption mit pauschal 100 km mit einem 40 t Lkw und leerer Rückfahrt gerechnet.

Beim Einsatz des Gießereialtsands in der **Zementherstellung** (B3) als Rohstoff für Klinkermaterial wird davon ausgegangen, dass außer dem Antransport (110 km) lediglich ein Aufmahlprozess benötigt wird. Für den Mahlvorgang werden 0,48 MJ/kg angesetzt.

Die ersetzten Quarzsandmengen werden mit einem Energieaufwand von 0,24 MJ/kg abgebaut und zu dem Zementwerk transportiert. Bei gleichen Annahmen wie beim Abfall resultiert bei 100 km Transportweg ein Primärenergieaufwand von 600 GJ. Für den Inhalt an 2,2 % Kohlenstoff wird eine entsprechende Menge an Kohle als Brennstoff ersetzt. Bei 5.000 t Gießereialsand sind dies 110 t, bzw. 3.300 GJ Primärenergie. Daraus ist ersichtlich, dass die Brennstoffsubstitution bedeutender ist, als die Substitution von Quarzsand.

Beim **Bergversatz** wurden zwei verschiedene Standorte der zu verfüllenden Bergwerksschächte gewählt. In der ersten Unteroption (B4.1) wurde eine Entfernung von 500 km (Sondershausen in Thüringen), in der zweiten das 50 km entfernte Bergwerk in Kochendorf (B4.2) betrachtet. Beim Bergwerk Sondershausen ist noch die Rekultivierung der Halden zu berücksichtigen, ansonsten hängen die Energieaufwendungen alleine von der Transportentfernung ab.

Bei der Ablagerung auf **Hausmülldeponien** (B5) führen die vergleichsweise geringe Entfernung von 25 km und die niedrigen Einbauaufwendungen zu einem niedrigen Gesamtergebnis. Eine Gutschrift für die Beseitigung findet nicht statt.

Tab. 4.3-1 KEA-Ergebnisse der thermischen Regenerierung von Gießereialsand zu Gießereisand (B1), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

B1 Externe thermische Aufarbeitung

Systeminput: 5.000 t Gießereialsand mit 80 % Quarzsandanteil

System Systemoutput: 4.000 t Gießereisand / 700 t Bausand / 82,5 t Eisenschrott

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 474 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, einfach, voll ausgelastet)	0,818 MJ/tkm	5.000 t	1.939 GJ
Vorbehandlung (Strom, 14 kWh/t)	0,172 MJ/kg	5.000 t	862 GJ
Wirbelschichtofen (Erdgas, 17 m ³ /t)	0,672 MJ/kg	4.918 t	3.305 GJ
Nachbearbeitung (Strom 30 kWh/t)	0,369 MJ/kg	4.700 t	1.736 GJ
Transport 474 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, einfach, 89% ausgelastet)	0,845 MJ/tkm	4.000 t	1.601 GJ
Transport Bausand 100 km (Lkw G.gew. 40 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,98 MJ/tkm	700 t	69 GJ
Transport Fe-Schrott 400 km (Lkw G.gew. 40 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,98 MJ/tkm	82,5 t	32 GJ
Summe			9.544 GJ

Tab. 4.3-2 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der externen thermischen Regenerierung von Gießereisand zu Gießereisand (B1), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur externen thermischen Aufarbeitung					
Systeminput: 5.000 t Gießereisand mit 80 % Quarzsandanteil					
System Systemoutput: 4.000 t Gießereisand / 700 t Bausand / 82,5 t Eisenschrott					
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
Gießereisand				3.972	GJ
Sandabbau (Diesel 1,7kg/kg)	0,08	MJ/kg out	4.000 t	319	GJ
Förderung/Mahlung (Strom, 18 kWh/t)	0,22	MJ/kg	4.000 t	886	GJ
Trocknung (Erdgas 8 m3/t)	0,29	MJ/kg	4.000 t	1.176	GJ
Klassierung (Strom 0,3 kWh/t)	0,036	MJ/kg	4.000 t	148	GJ
Transport Lkw 370 km (hin ausgelastet, rück 50%) 40 t	0,98	MJ/tkm	4.000 t	1.443	GJ
Bausand	0,24	MJ/kg out	700 t	169	GJ
Eisen	29,8	MJ/kg out	82,5 t	2.458	GJ
Summe				6.600	GJ

Tab. 4.3-3 KEA-Ergebnisse der Aufbereitung von Gießereisand zu Bausand (B2.1) bzw. direkter Einsatz als Füllmaterial (B2.2), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

B2 Einsatz als Bausand					
Systeminput: 5.000 t Gießereisand mit 80 % Quarzsandanteil					
Systemoutput: 4.000 t Bausand (B2.1) bzw. 5.000 t Füllmaterial (B2.2)					
Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
B2.1 Aufbereiteter Bausand					
Transport 230 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	0,98	MJ/tkm	5.000 t	1.122	GJ
Brechen/Klassieren (Strom 25 kWh/t)	0,31	MJ/kg	5.000 t	1.539	GJ
Transport Bausand 100 km (Lkw G.gew. 40 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,98	MJ/tkm	4.000 t	390	GJ
Transport Abfall 30 km (Lkw G.gew. 40 t, hin: voll, rück: leer)	1,32	MJ/tkm	1.000 t	39,6	GJ
Deponie	0,131	MJ/kg	1.000 t	131	GJ
Summe B2.1				3.222	GJ
B2.2 unaufbereitetes Füllmaterial					
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	0,98	MJ/tkm	5.000 t	488	GJ
Summe B2.2				488	GJ

Tab. 4.3-4 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung von Gießereialsand zu Bausand (B2.1) bzw. des direkten Einsatzes als Füllmaterial (B2.2), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz als Bausand

Systemoutput: 4.000 t Bausand (B2.1) bzw. 5.000 t Füllmaterial (B2.2)

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
Bausand (B2.1)					
Sandabbau (Diesel 1,7 kg/kg)	0,08	MJ/kg out	4.000 t	319	GJ
Förderung/Mahlung (Strom 25 kWh/t)	0,064	MJ/kg	4.000 t	255	GJ
Transport Lkw 100 km (hin ausgelastet, rück 50%) 40 t	0,98	MJ/tkm	4.000 t	390	GJ
Summe				963	GJ
Füllmaterial (B2.2)					
Sand-/Kiesabbau (Diesel 1,7kg/kg)	0,08	MJ/kg out	5.000	398	GJ
Transport Lkw 100 km (hin ausgelastet, rück 50%) 40 t	0,98	MJ/tkm	5.000 t	488	GJ
Summe				886	GJ

Tab. 4.3-5 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk (B3), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Einsatz im Zementwerk

Systeminput: 5.000 t Gießereialsand mit 75 % Quarzsandanteil

Systemoutput: 3.750 t Quarzsandanteil, Prozessenergie für 985 t Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis	
Transport 110 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	0,98	MJ/tkm	5.000 t	536	GJ
Aufmahlen (Strom 25 kWh/t)	0,31	MJ/kg	5.000 t	1.539	GJ
Summe				2.075	GJ

Tab. 4.3-6 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Zementwerk (B3), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz im Zementwerk

Systemoutput: 3.750 t Quarzsandanteil, Prozessenergie für 985 t Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Sandabbau (Diesel 1,7 kg/kg)	0,08 MJ/kg	3.750 t	299 GJ
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	0,98 MJ/tkm	3.750 t	366 GJ
Aufmahlen (Strom 25 kWh/t)	0,31 MJ/kg	3.750 t	1.154 GJ
Steinkohlebereitstellung	27,80 MJ/kg	122 t	3.391 GJ
Aufmahlen Steinkohle (Strom)	0,40 MJ/kg	122 t	49 GJ
Summe			5.259 GJ

Tab. 4.3-7 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz (B4), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Bergversatz

Systeminput: 5.000 t Gießereialsand mit 80 % Quarzsandanteil

Systemoutput: 3.333 m³ verfüllter Hohlraum

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
4.1 Transport Lkw 500 km (zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück zu 50% ausgelastet)	0,98 MJ/tkm	5.000 t	2.438 GJ
4.2 Transport Lkw 50 km (zul. G.gew. 40 t, hin voll, rück zu 50% ausgelastet)	0,98 MJ/tkm	5.000 t	244 GJ
Versatzmaßnahme	0,064 MJ/kg	5.000 t	319 GJ
Summe 4.1 (500 km)			2.757 GJ
Summe 4.2 (50 km)			562 GJ

Tab. 4.3-8 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Gießereialsand im Bergversatz (B4), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zum Bergversatz

Systemoutput: 3.333 m³ verfüllter Hohlraum

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis	
Aufnehmen von Abraummaterial	0,08 MJ/kg	5.000 t	398	GJ
Transport Lkw 10 km (hin ausgelastet, rück leer) 40 t	1,16 MJ/tkm	5.000 t	58	GJ
Versatzmaßnahme	0,064 MJ/kg	5.000 t	319	GJ
Summe			775	GJ

Tab. 4.3-9 KEA-Ergebnisse der Ablagerung von Gießereialsand auf einer Hausmülldeponie (B5), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

B5 Hausmülldeponie

Systeminput: 5.000 t Gießereialsand mit 80 % Quarzsandanteil

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis	
Transport 25 km (Lkw zul. G.gew. 40 t, hin ausgelastet, rück leer)	1,16 MJ/tkm	5.000 t	145	GJ
Deponie	0,131 MJ/kg	5.000 t	647	GJ
Einbau	0,037 MJ/kg	5.000 t	184	GJ
Deponiebetrieb	0,0266 MJ/kg	5.000 t	133	GJ
Sickerwasser+ Nachsorge (50 Jahre)	2,04 MJ/m ²	167 m ²	340	GJ
Summe			802	GJ

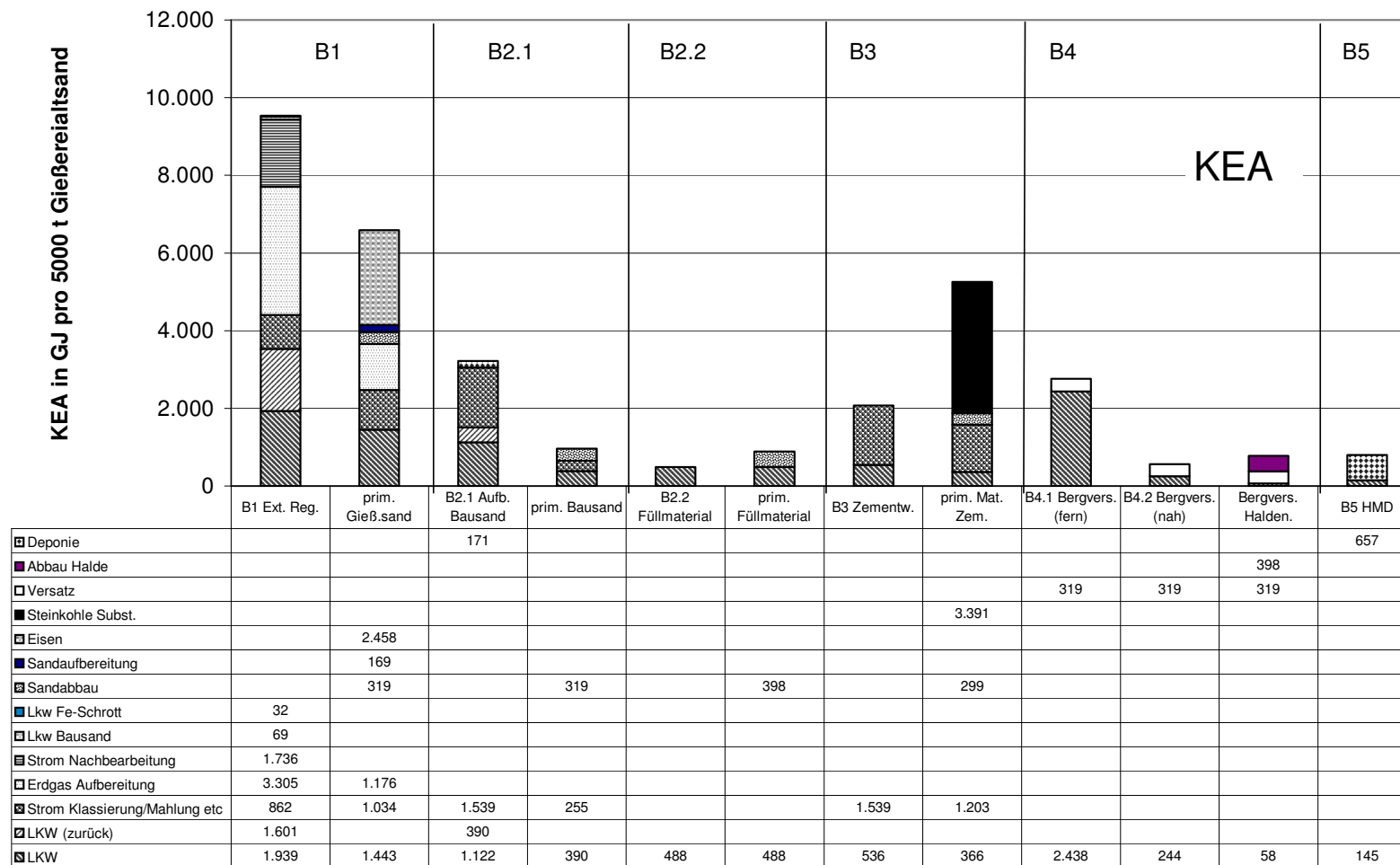


Abb. 4.3-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereisand und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

In Abb. 4.3-1 wird in der Gesamtübersicht ersichtlich, dass die Regenerierung zu Gießereisand (B1) diejenige Entsorgungsoption mit dem höchsten KEA ist. Die Aufbereitung mit Erdgas, der Lkw-Transport und die Klassierung sind die Prozesse, welche zu einem deutlich höheren KEA führen als bei den anderen Entsorgungen. Im Äquivalenzprozess nimmt die Klassierung nur einen geringen Stellenwert ein, der Transport stellt den entscheidenden Energieaufwand dar, zusammen mit dem Abbau des Sandes.

Der Einsatz des Gießereialtsandes als Bausand nach Aufbereitung (B2.1) wurde als Option mit dem zweithöchsten KEA ermittelt. Hier haben die Transportprozesse den höchsten Anteil des Energieverbrauchs. Die Klassierung des Sandes stellt ebenfalls einen energieintensiven Arbeitsprozess dar, die Deponierung von Resten ist eher unbedeutend. Der KEA für Transportprozesse im Äquivalenzprozess liegt etwa doppelt so hoch wie für die Aufmahlung, der Abbau des Sandes hat ungefähr den gleichen Stellenwert wie diese.

Mit einem „Netto-Verbrauch“ von knapp 2 TJ auf 5.000 t Sand folgt der Bergversatz mit weiter Distanz (B4.1). Hier ist ausschließlich der hohe Transportaufwand über die Distanz von 500 km ausschlaggebend. Beim Äquivalenzprozess dieser Option werden Transportentfernungen von lediglich 10 km für den Antransport von der Halde berechnet.

In der Reihenfolge der verschiedenen Entsorgungsoptionen nimmt die Hausmülldeponie (B5) eine mittlere Position ein. Sie verursacht einen KEA von 0,8 TJ.

Die Entsorgungsoption Bergversatz mit kurzer Distanz (B4.2) unterscheidet sich vor allem hinsichtlich der Transportentfernungen von B 4.1. Aufgrund der geringen Entfernung von 50 km liegt der Wert für den KEA bei etwa 20 % des Wertes der Option Bergversatz mit weiter Distanz. Der Äquivalenzprozess ist identisch mit dem der Option B 4.1.

Der Einsatz als Füllmaterial ohne Aufbereitung (B2.2) benötigt den zweitniedrigsten KEA. Gegenüber der Option B2.1 wird nur Energie für den Transport verbraucht. Im Äquivalenzprozess liegt der KEA höher, da zusätzlich der Sandabbau berechnet wird.

Der insgesamt günstigste KEA wird für den Einsatz in der Zementherstellung ermittelt. Nicht unerheblich sind die Transportprozesse, der Sandabbau ist eher von untergeordneter Bedeutung. Der „Netto-Verbrauch“ von –3,2 TJ ergibt sich dadurch, dass der sehr energieintensive Prozess der Steinkohle-Substitution des Äquivalenzprozesses gutgeschrieben werden kann, auch wenn das Aufmahlen des Sandes einen aufwendigen Prozess darstellt. Würde man den im Gießereialtsand vorhandenen Heizwert außer Acht lassen, so würde sich die Option Zementwerk auf Rang 2 zwischen den Optionen 2.2 und 4.2 positionieren.

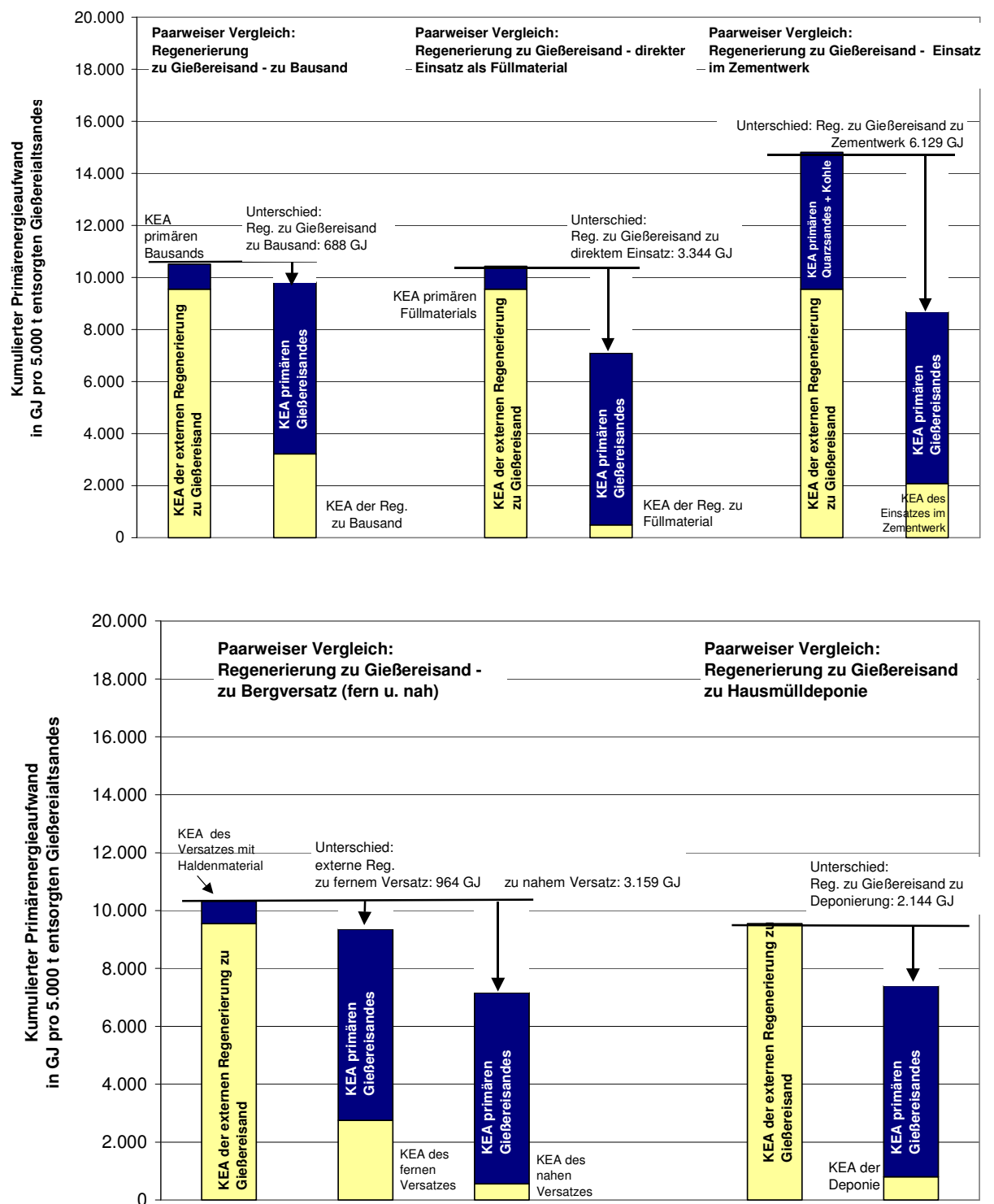


Abb. 4.3-2 Paarweise Vergleiche der thermischen Regenerierung von Gießereisand zu Gießereisand mit der Aufbereitung zu Bausand, dem direktem Einsatz als Füllmaterial und dem Einsatz im Zementwerk (oben) sowie dem Einsatz im Bergversatz und der Ablagerung auf einer Hausmülldeponie (unten).

4.3.2 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Beantwortung der Kontrollfragen ist wie folgt:

Kontrollfragen	B1 Regenerierung	B 2.1 Bausand	B 2.2 Bausand, o.A.
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Ev. bei der thermischen Aufbereitung der Altsande	Ev. durch Sickerwasser aus dem Sand (ger. Wahrscheinlichkeit)	Ev. durch Sickerwasser aus dem Füllmaterial
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Ja	Ja	Ja
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Ja, durch den ersetzten Prozess	Ja, durch den ersetzten Prozess	Ja, durch den ersetzten Prozess
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Möglicherweise sind die regenerierten Sande stärker schadstoffbelastet	Eventuell findet eine Schadstoffanreicherung im Boden statt	Eventuell findet eine Schadstoffanreicherung im Boden statt

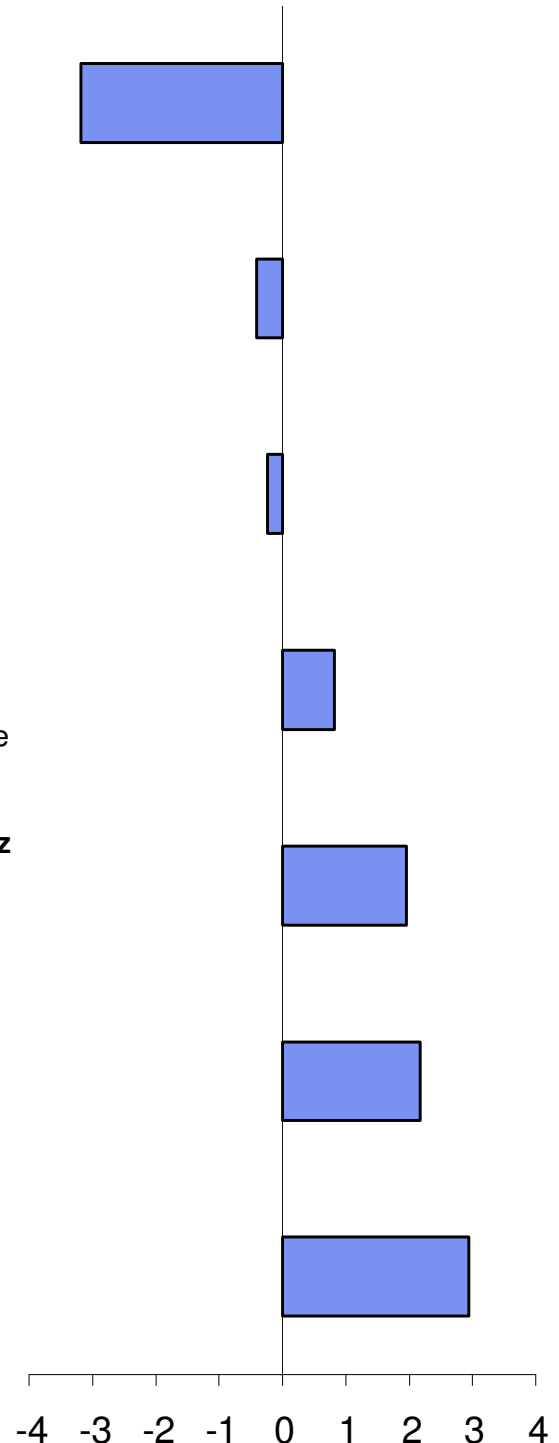
Kontrollfragen	B 3 Zementeinsatz	B 4 (1/2) Bergversatz	B 5 Deponierung
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	(Ev. durch ungenügende Zerstörung der PAH)	Ev. durch Sickerwässer (geringe Wahrscheinlichkeit)	Ev. durch Deponiesickerwässer (geringe Wahrscheinlichkeit)
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Ja	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Ja, durch den ersetzten Prozess	Nein	Nein
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Ev. findet eine Schadstoffanreicherung im Zement statt	Nein	Nein

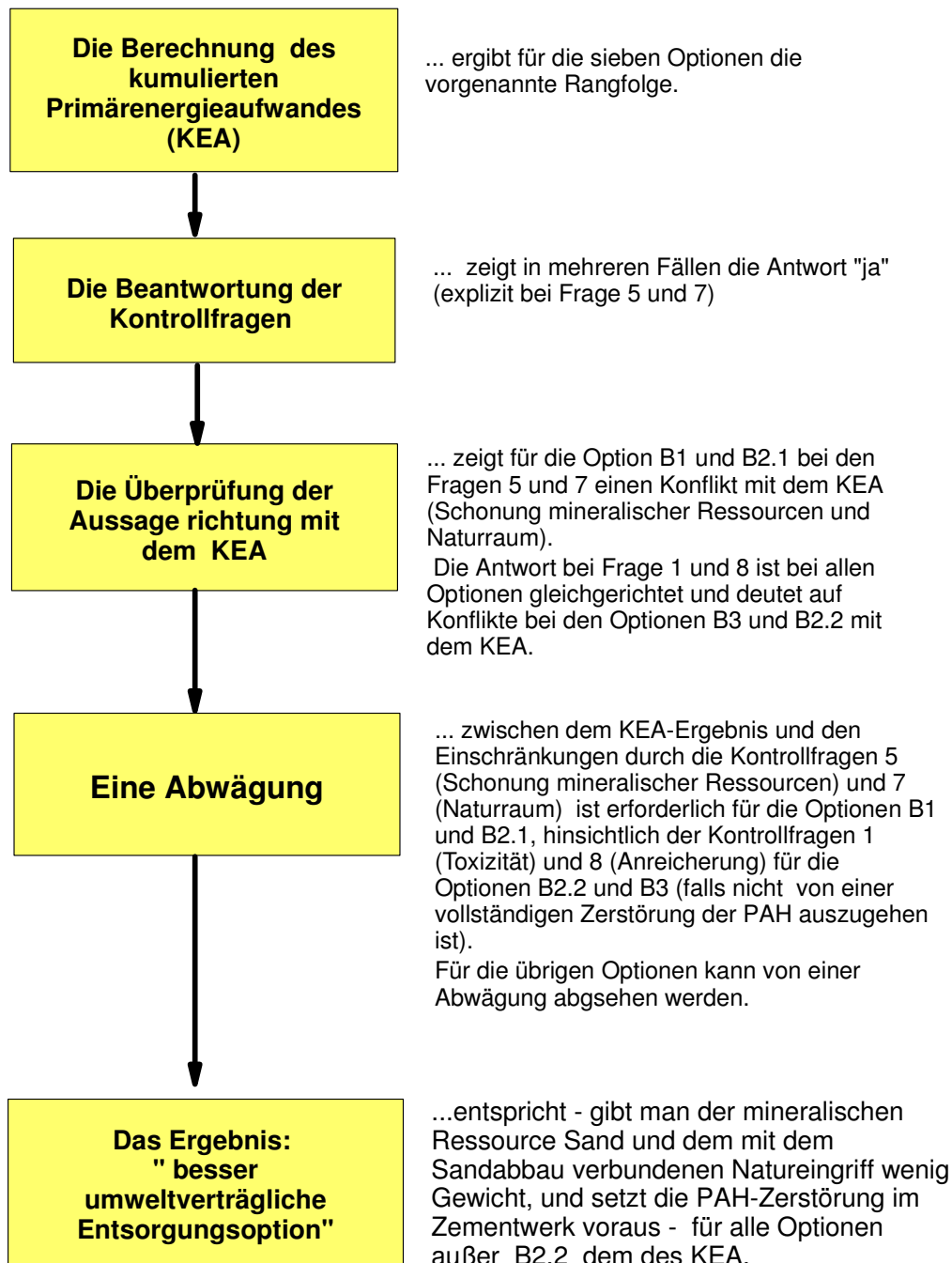
4.3.3 Ergebnis von KEA und Kontrollfragen

Die Auswertung erfolgt nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema.

1. Der KEA ergibt für die fünf Entsorgungsoptionen (mit 2 zusätzlichen Untervarianten) unter Berücksichtigung der jeweiligen Äquivalenzprozesse folgende Rangfolge:

1. **Einsatz im Zementwerk (B3)**
verursacht einen KEA von 2,08 GJ
bei einer Einsparung von 5,26 GJ
„Netto“: **-3,18 GJ**
2. **Einsatz als Bausand o. Vorbehandlung (B2.2)**
verursacht einen KEA von 0,488 GJ
bei einer Einsparung von 0,886 GJ
„Netto“: **-0,398 GJ**
3. **Bergversatz bei kurzer Transportdistanz (B4.2)**
verursacht einen KEA von 0,562 GJ
bei einer Einsparung von 0,775 GJ
„Netto“: **-0,213 GJ**
4. **Hausmülldeponie (B5)**
verursacht einen KEA von **0,802 GJ** (keine Einsparung)
5. **Bergversatz bei weiter Transportdistanz (B4.1)**
verursacht einen KEA von 2,76 GJ
bei einer Einsparung von 0,775 GJ
„Netto“: **1,99 GJ**
6. **Regenerierung zu Bausand (B2.1)**
verursacht einen KEA von 3,22 GJ
bei einer Einsparung von 0,963 GJ
„Netto“: **2,26 GJ**
7. **Ext. Regenerierung zu Gießereisand (B1)**
verursacht einen KEA von 9,55 GJ
bei einer Einsparung von 6,6 GJ
„Netto“: **2,95 GJ**





Insofern lässt sich feststellen, dass die Kontrollfragen bei der KEA-Rangfolge beim Einsatz von unaufbereitetem Bausand (B2.2) ein deutliches Fragezeichen aufwerfen. Ohne vertiefende Betrachtung der Emissionssituation beim Zementwerk verbleiben auch hier Unsicherheiten. Für die übrigen Optionen kann der KEA als Maßstab geltend gemacht werden – zwar nicht gänzlich uneingeschränkt, doch mit Unwägbarkeiten im eher überschaubaren Rahmen.

4.4 Wirkungsorientierte Bewertung (Ökobilanz)

Wurden vorangehend die Entsorgungssysteme lediglich nach dem einen Summenparameter KEA sowie einer Reihe rein qualitativer Kontrollfragen bewertet, so erfolgt nun eine Ausdehnung auf die im Rahmen von Ökobilanzen üblichen Wirkungskategorien. Während Zielsetzung und Systemgrenze praktisch gleich bleiben, wird die Anzahl der Sachbilanzparameter stark erweitert. Es werden die Wirkungskriterien gemäß DIN NAGUS bzw. UBA-Liste herangezogen, und es wird eine abschließende Bewertungslogik zur Unterstützung einer verbal-argumentativen Abwägung eingeführt.

4.4.1 Auswertungen auf Sachbilanzebene

Nach der ISO 14043 bedarf eine Ökobilanz bei der Auswertung einer Analyse, welche Prozesse in welchem Maße zum letztendlichen Ergebnis führen. Dadurch wird das Ergebnis insgesamt transparent. Es bietet sich an, einen Teil dieser Auswertung auf der Ebene der Sachbilanz durchzuführen, da noch keine Aggregationen stattfinden und die Zusammenhänge zwischen Stoffen und Prozessen einfach darzustellen sind.

In diesem Sinn wird im Folgenden eine sogenannte Subsystemanalyse durchgeführt, bei der für einzelne Stoffe abgebildet wird, welchen Anteil die Einzelprozesse am Gesamtumsatz (Emission) haben.

In den Abb. 4.4-1 und Abb. 4.4-2 werden die Stoffe CO₂ und NO_x analysiert.

CO₂: Es zeigt sich ein dem KEA vergleichbares Bild mit Ausnahme bei der Entsorgungsoption B3 (Einsatz in der Zementherstellung). Hier liegen die CO₂-Emissionen höher als im Äquivalenzprozess. Dies lässt sich durch den hohen Kohlestoffanteil der im Gießereialsand vorhandenen Organik erklären. Die größte Bedeutung im Äquivalenzprozess hat das mit Steinkohle befeuerte Zementwerk, was sich auf ein ungünstigeres Kohlenstoff/Heizwert-Verhältnis der Kohle gegenüber anderen Energieträgern (günstiger allerdings gegenüber der Organik im Gießereialsand) zurückführen lässt.

NO_x: Die Reihenfolge der verschiedenen Entsorgungsoptionen ist die gleiche wie beim KEA. Auch hier ist (erwartungsgemäß) die Bedeutung der Transportprozesse sehr hoch. Auffällig hoch ist bei der Regeneration zu Gießereisand (B1) der Prozess der Regenerierung, welcher die mit Abstand höchsten NO_x-Emissionen verursacht.

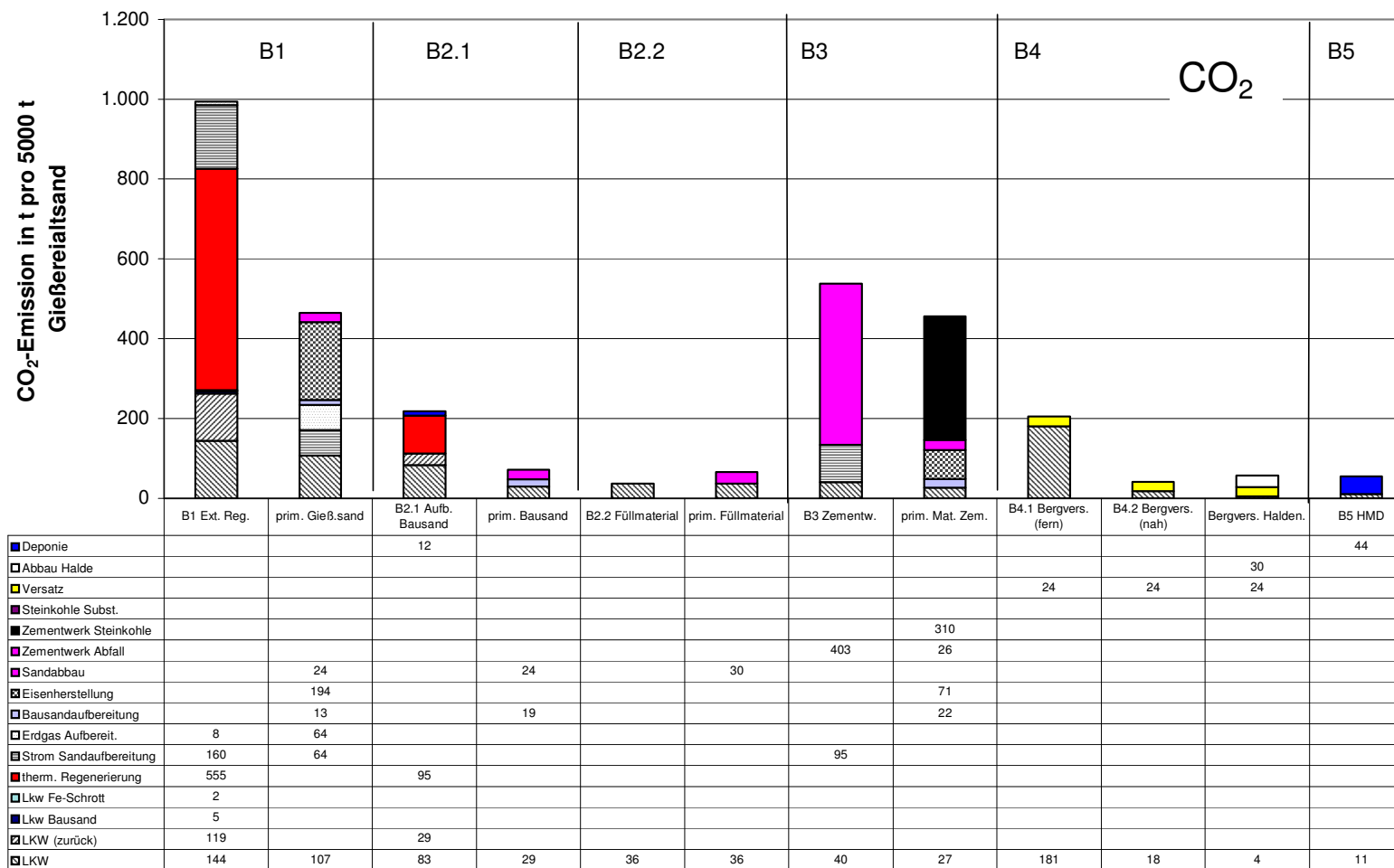


Abb. 4.4-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereisand und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter fossiles CO₂ (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

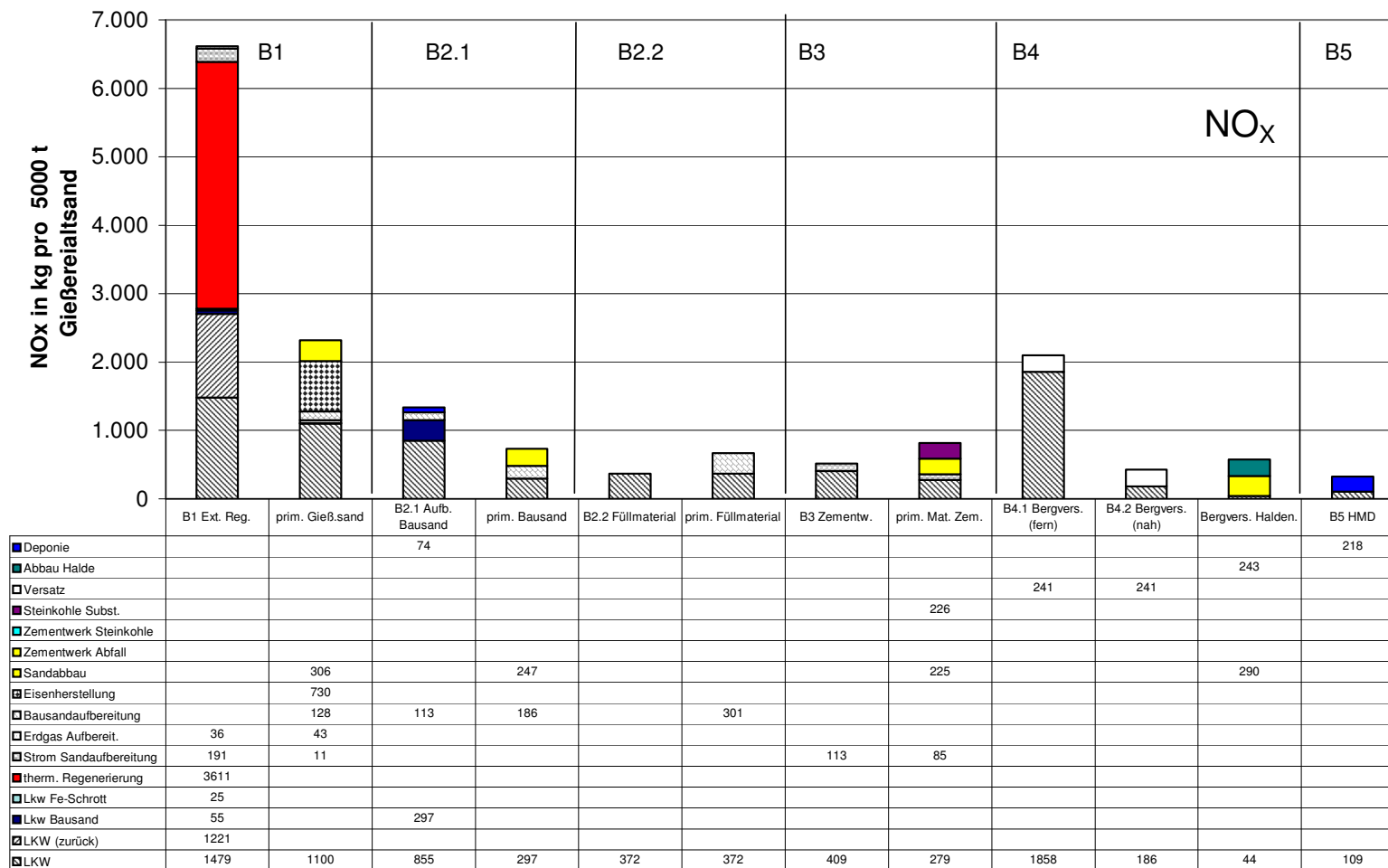


Abb. 4.4-2 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Gießereisand und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO_x
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffalbalken entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

4.4.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Für folgende Wirkungskriterien werden die Sachbilanzergebnisse zusammengefasst und für die betrachteten Entsorgungsoptionen grafisch dargestellt:

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential),
- Versauerung,
- Sommersmog (als Stickstoff-korrigiertes Ozonbildungspotenzial NCPOCP),
- Nährstoffeintrag über Wasser,
- Nährstoffeintrag über Luft,
- Krebsrisikopotenzial (als Repräsentant für Humantoxizität),
- Eintrag von PAH in Gewässer und Boden (als Repräsentant für Ökotoxizität),
- „Ressourcenbeanspruchung“ repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen – d. h. fossilen und nuklearen – Primärenergieträgern (auf der Grundlage der Heizwerte bzw. der Abbrandrate bei Nuklearenbrennstoffen).

Tab. 4.4-1 fasst alle für die Wirkungsabschätzung relevanten Wirkungsindikatoren-ergebnisse für alle Optionen und deren Äquivalenzprozesse zusammen. Wie in Kapitel 2.3 ausführlich erläutert, kann bei Ökobilanzen im abfallwirtschaftlichen Kontext eine Nutzengleichheit der Vergleichsoptionen nur durch Einbeziehung der primären Produktionssysteme für die Produkte der Abfallentsorgung erreicht werden. Um einerseits eine möglichst hohe Transparenz, andererseits eine möglichst gute Überschaubarkeit der Ökobilanzergebnisse zu gewährleisten, erfolgt die Verknüpfung von Entsorgungs- und Äquivalenzsystem auf der Basis der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Das dabei beschrittene Vorgehen soll kurz erläutert werden:

- Zunächst werden die Sachbilanzergebnisse innerhalb jeweils jedes Entsorgungsszenarios sowie innerhalb jedes entsprechenden Äquivalenzsystems wirkungsbezogen aggregiert. Auf dieser Ebene lässt sich z.B. beurteilen, ob innerhalb eines Kriteriums die Entsorgung zu mehr oder zu weniger Umweltbelastung als das Äquivalenzsystem führt.
- Im zweiten Schritt werden paarweise Vergleiche von einer mit jeweils allen anderen Verwertungsoptionen durchgeführt. Dabei wird nach dem Prinzip der sogenannten „Überkreuz-Schlechtschrift“ vorgegangen: Der einen Entsorgungsoption wird das Äquivalenzsystem des Vergleichspartners zugerechnet und umgekehrt (gleiches Vorgehen wie in Kapitel 2.3 oder Abb. 3.3-2).
- Aus den paarweisen Vergleichen lässt sich die Rangfolge der Optionen in jedem Wirkungskriterium feststellen. Es lässt sich dabei darstellen, um welchen Betrag an Wirkungsäquivalenten die eine Option günstiger ist als die andere.

Tab. 4.4-1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Optionen und Äquivalenzprozesse

		B1		B2.1		B2.2		B3		B4.1	B4.2	B5	
		Ext. Regen.	Äquivalenz- prozess	Bausand	Äquivalenz- prozess	Füllmaterial o. Aufb.	Äquivalenz- prozess	Zementwerk	Äquivalenz- prozess	Versatz fern	Versatz nah		Äquivalenz- prozess
Treibhauseffekt													
Kohlendioxid	t CO ₂ -Äq.	994	465	219	71,5	36,2	65,7	538	456	205	41,7	57,5	55,2
Methan	t CO ₂ -Äq.	20,2	9,67	6,21	0,335	0,178	0,311	5,5	37,9	0,998	0,196	0,261	1,73
Distickstoffmonoxid	t CO ₂ -Äq.	8,4	4,01	3,63	0,871	1,07	1,08	1,36	1,15	5,35	0,543	0,147	0,558
Summe	t CO₂-Äq.	1.020	478	229	72,7	37,4	67,1	545	495	211	42,5	57,9	57,4
Sommersmog													
Benzol	kg Eth.-Äq.	0,899	0,409	0,402	0,12	0,124	0,139	0,149	0,104	0,631	0,0737	0,0405	0,0425
Formaldehyd	kg Eth.-Äq.	7,19	3,12	3,22	0,805	1,01	1,01	1,65	0,755	5,03	0,503	0,114	0,285
Methan	kg Eth.-Äq.	6,74	3,22	2,07	0,112	0,0594	0,104	1,83	12,6	0,333	0,0652	0,0871	0,578
NMVOC unspez.	kg Eth.-Äq.	137	101	59,5	45,4	18,1	39,6	21,1	34,4	108	26,2	40,7	7,28
POCP	kg Eth.-Äq.	152	108	65,1	46,5	1,93	4,08	24,7	47,9	114	570	41	8,18
NOx	kg	6.620	2.320	1.340	730	372	672	522	815	2100	426	585	327
NCPOCP	kg NCPOCP	1.000	501	295	184	26,8	52,4	114	198	488	107	155	51,7
Versauerung													
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	22,6	12,4	14,2	0,00723	0,00903	0,00903	13,3	10,5	0,0452	0,00452	0,00108	4,01
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	5,65	3,12	3,55	-	-	-	3,35	2,62	-	-	-	1,01
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	1.820	1.270	531	62,2	31,5	57,2	525	762	178	36,3	50	146
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	4.630	1.620	938	511	260	471	365	571	1.470	298	409	229
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,0255	0,346	2,25	0,309	0,386	7,87	1,38	1,04	1,93	0,193	-	0,404
Summe	kg SO₂-Äq.	6.490	2.910	1.490	574	292	536	908	1.350	1.650	335	459	380

		B1		B2.1		B2.2		B3		B4.1	B4.2	B5	
		Ext. Regen.	Äquivalenz- prozess	Bausand	Äquivalenz- prozess	Füllmaterial o. Aufb.	Äquivalenz- prozess	Zementwerk	Äquivalenz- prozess	Versatz fern	Versatz nah	Äquivalenz- prozess	Deponie
Eutrophierung (Luft)													
Stickstoffdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	860	301	174	94,9	48,3	87,4	67,9	106	273	55,4	76	28,3
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,829	0,346	0,413	0,0568	0,071	0,071	0,255	0,191	0,355	0,0355	0,00847	0,0532
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	861	302	175	95	48,4	87,5	68,1	106	273	55,5	76	28,4
Eutrophierung (Wasser)													
CSB	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	-	-	6,15	-	-	-	-	-	-	-	-	30,7
N-Verbindungen	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	-	0,567	707	-	1.640	-	-	-	-	-	-	260
P-Verbindungen	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,09
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	-	0,567	713	-	1.640	-	-	-	-	-	-	295
Krebsrisikopotenzial													
Arsen	kg As-Äq.	0,905	0,0149	0,00127	0,000507	0,000257	0,000466	0,00071	0,00141	0,00145	0,000296	0,000408	0,000208
Cadmium	kg As-Äq.	0,381	0,00291	0,000932	0,000533	0,00027	0,00049	0,000874	0,000853	0,00153	0,000311	0,000429	0,000187
Chrom	kg As-Äq.	0,253	0,00738	0,000451	0,000163	0,0000729	0,0000729	0,00141	0,00108	0,000423	0,0000948	0,00014	0,0000722
Nickel	kg As-Äq.	0,0606	0,012	0,00449	0,00272	0,00124	0,00244	0,00193	0,0254	0,00718	0,00158	0,0023	0,000956
Dioxine/Furane	kg As-Äq.	0,000123	0,0000506	0,0000669	0,00000625	0,00000701	0,00000746	0,0000498	0,0000558	0,0000354	0,00000386	0,00000164	0,0000149
Benzo(a)pyren	kg As-Äq.	18,9	0,00543	0,00549	0,00146	0,00172	0,00178	0,0019	0,00285	0,00867	0,000907	0,000307	0,000541
PCB	kg As-Äq.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,79E-12
Summe	kg As-Äq.	20,5	0,0426	0,0127	0,00539	0,00358	0,00526	0,00687	0,0316	0,0193	0,00319	0,00358	0,00198
Endliche Ressourcen													
foss. Primärenergietr.	GJ	8.680	6.100	2.680	963	488	886	1.560	4.860	2.760	562	775	648
nukl. Primärenergietr.	GJ	820	409	515				486	380				146
Summe	GJ	9.500	6.510	3.190	963	488	886	2.050	5.240	2.760	562	775	794

4.4.2.1 Treibhauseffekt

Aus den nachfolgenden Abbildungen zeigt sich eine weitgehend mit dem KEA-Ergebnis vergleichbare Rangfolge. Eine deutliche Abweichung zeichnet sich allerdings für die Option B3 Zementwerk ab: Statt wie beim KEA auf den ersten Rang rückt die Option auf den dritten Rang hinter den Bergversatz (nah) zurück. Das ist darauf zurückzuführen, dass der im Gießereialsand enthaltene nahezu elementare Kohlenstoff bei seiner Verbrennung mehr CO_2 freisetzt als die energetisch äquivalente Steinkohlemenge. Dies liegt in den unterschiedlichen Kohlenstoff/Wasserstoff-Verhältnissen der beiden Materialien begründet.

Diese Problematik würde sich im übrigen verschärfen, wäre eine Energietränergutschrift für die thermische Umsetzung des Kohlenstoffs nicht in vollem Umfang gerechtfertigt (siehe auch in Kapitel 4.4.3.2 Sensitivitätsanalyse).

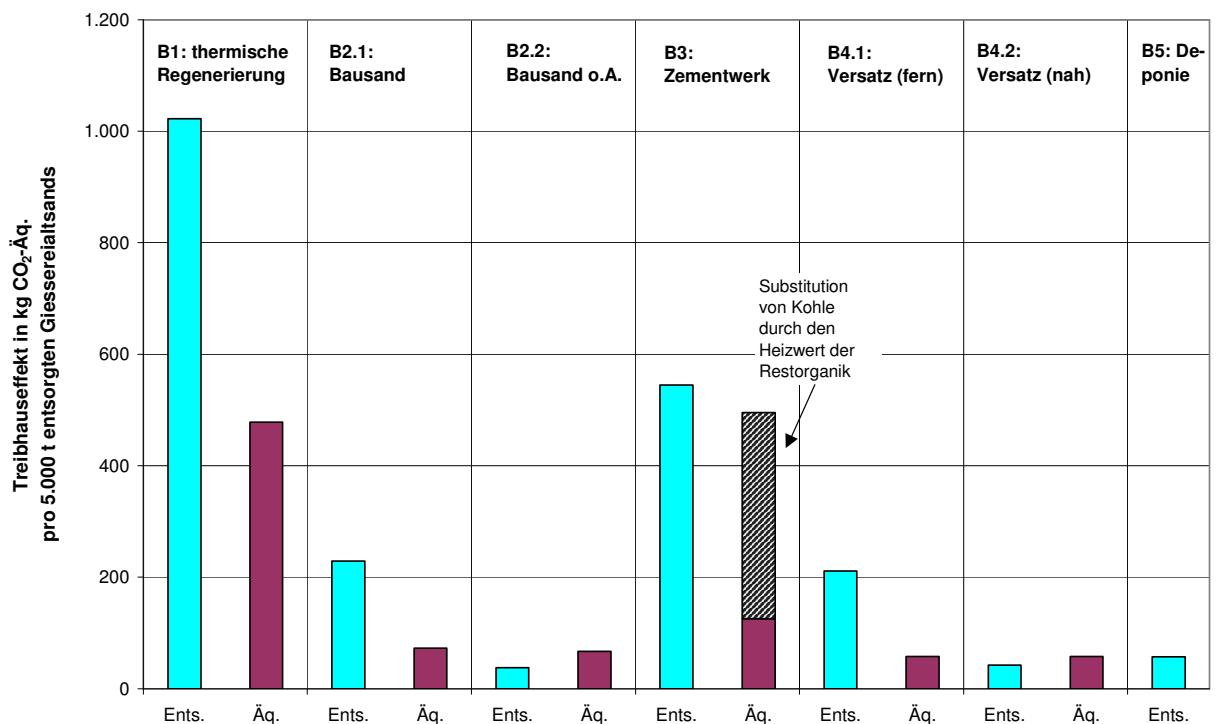


Abb. 4.4-3 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

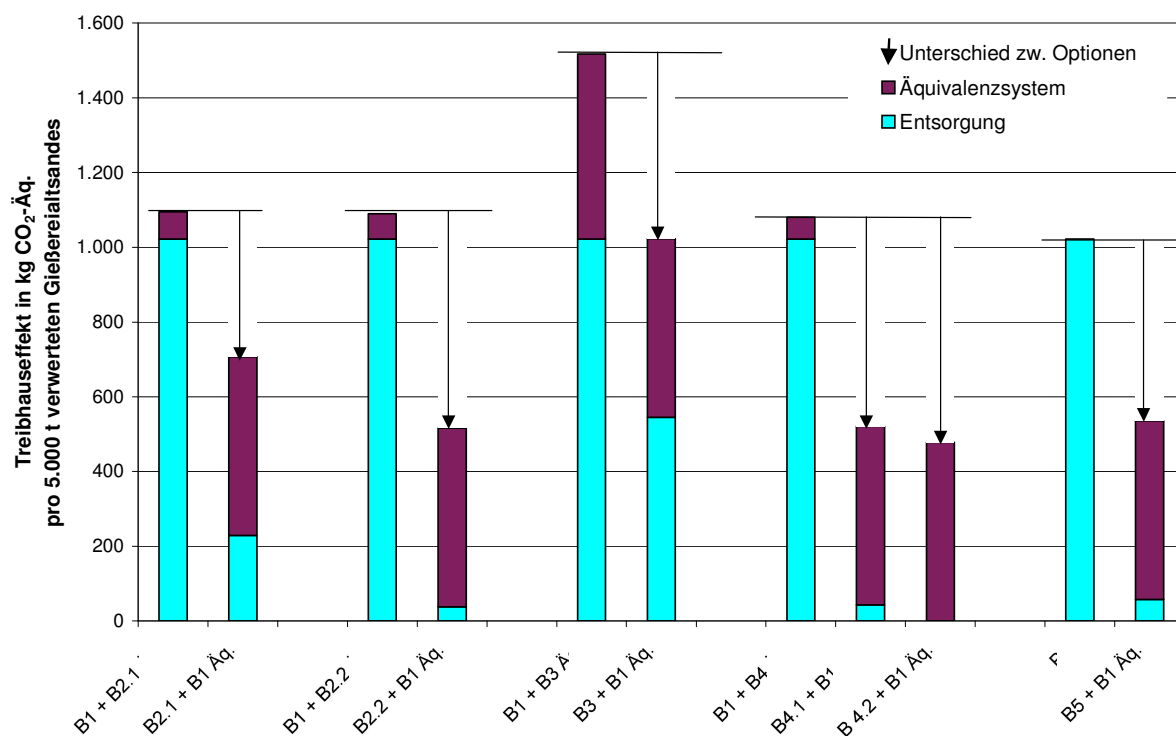


Abb. 4.4-4 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

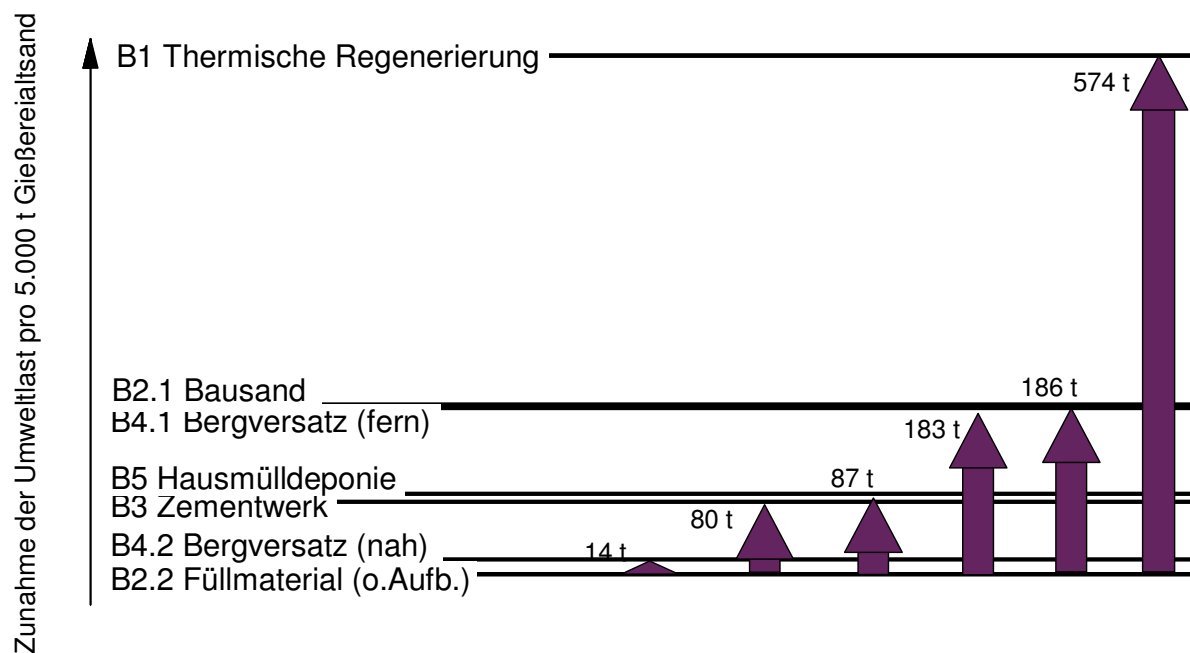


Abb. 4.4-5 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

4.4.2.2 Fotooxidantienbildung

Dieses Kriterium resultiert aus den Emissionen von NO_x und den als Fotooxidantien wirkenden organischen Gasen (hier v.a. NMVOC aus Dieseemissionen und Methan). Aus diesem Grund stellen sich die transportintensiven Optionen bei diesem Kriterium ungünstiger dar. Abweichend von der KEA-Rangfolge platziert sich der Bergversatz mit weiter Transportdistanz (B4.1) deutlich hinter der Aufbereitung zu Bausand (B2.1).

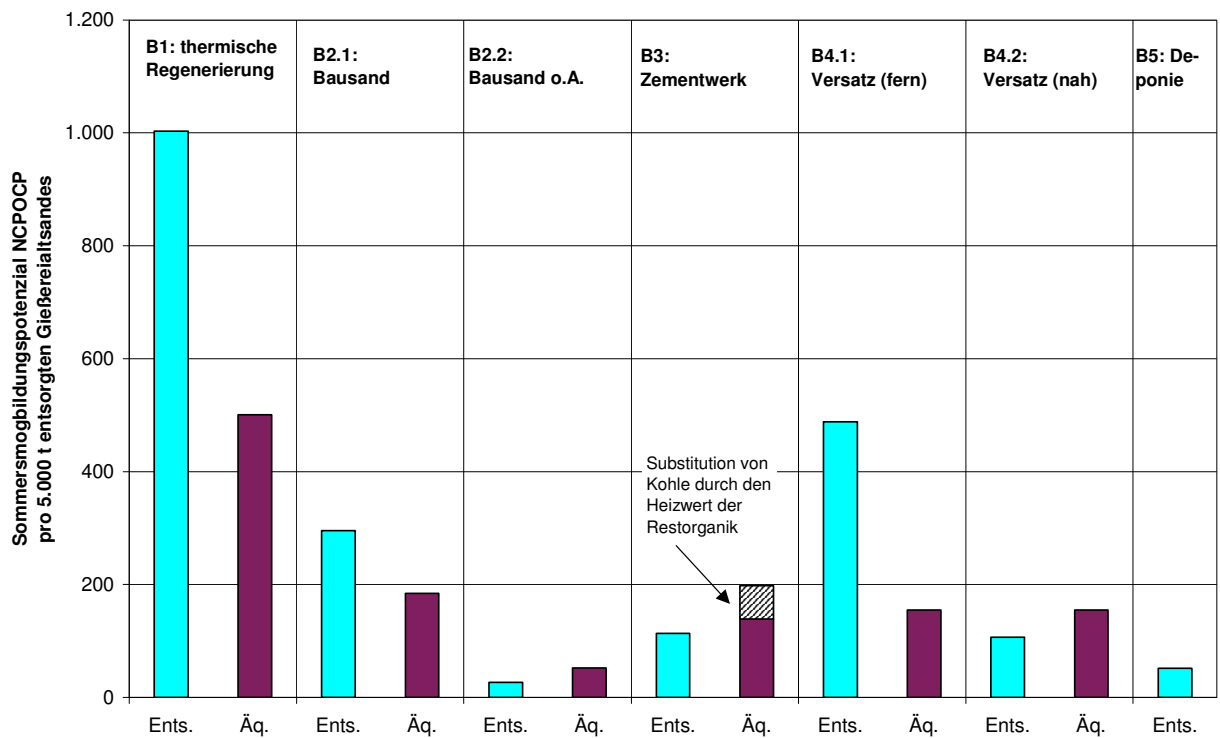


Abb. 4.4-6 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach den Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

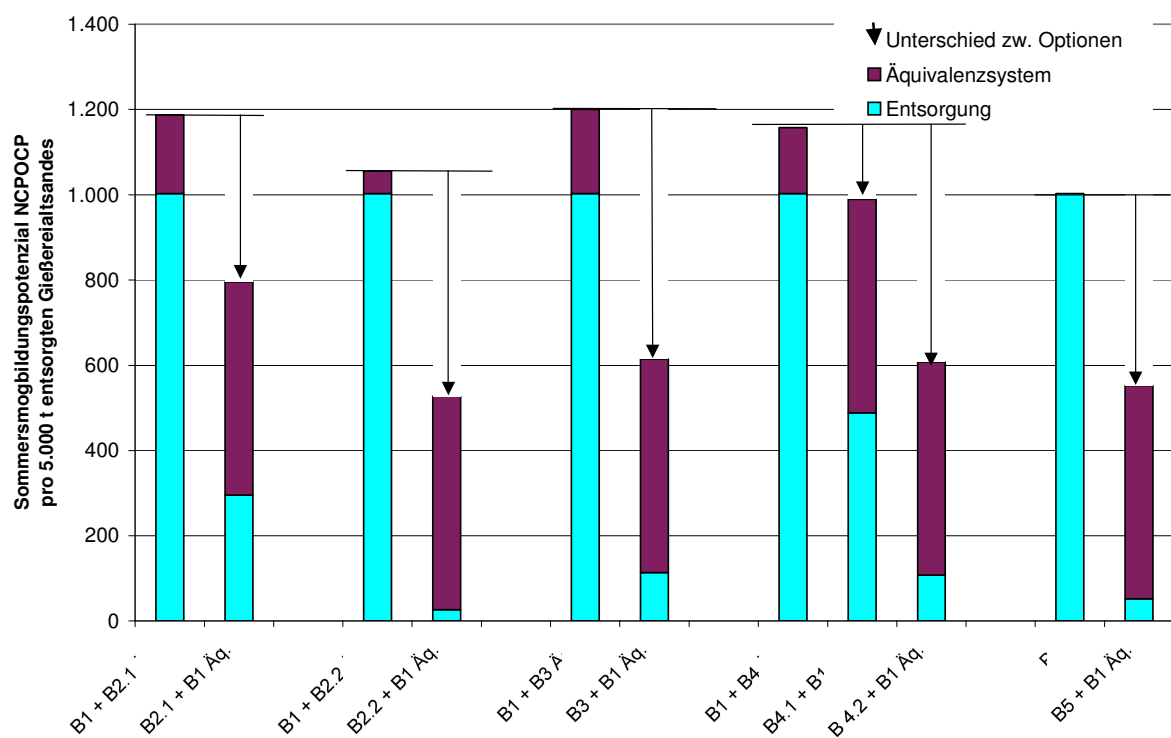


Abb. 4.4-7 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

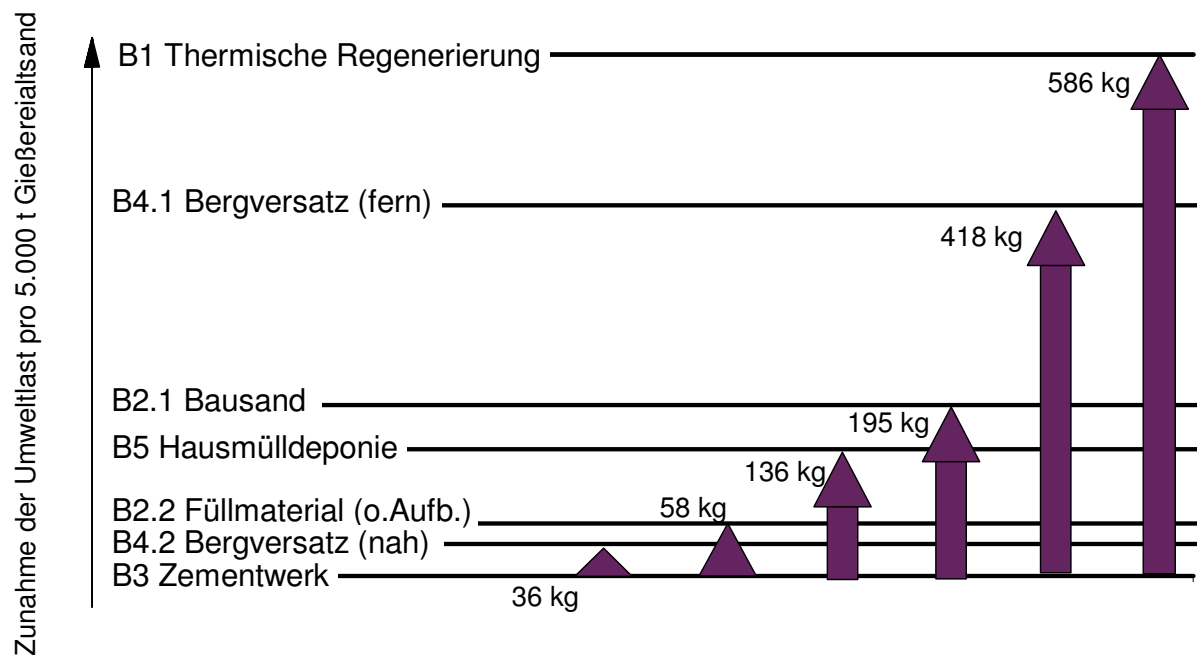


Abb. 4.4-8 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

4.4.2.3 Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Dieses Kriterium wird unterteilt in die terrestrisch wirksamen Emissionen (via Luftpfad) und die aquatisch wirksamen Einleitungen in Fließgewässer.

Die *terrestrische* Eutrophierung resultiert ausschließlich aus der Emission an NO_x und verhält sich nahezu identisch mit dem KEA. Die Umkehr der Reihenfolge von Zementwerk (B3) und unaufbereitetem Füllmaterial (B2.2) findet auf der Ebene sehr geringer Unterschiede statt.

Im Wirkungskriterium *aquatische* Eutrophierung (im Wesentlichen durch stickstoff- und phosphorhaltige Abwässer bestimmt) ergibt sich eine vollkommen anders lautende Rangfolge: Hier liegen die Bausand-Optionen klar im Nachteil, wobei der unaufbereitete Sand (B2.2) in etwa dreimal mehr freisetzt als der aufbereitete (B2.1). Demgegenüber ist der - langfristig angenommene - Austritt von Wasser aus dem im Versatz eingelagerten Abfall, ebenso wie Restemissionen aus der Sickerwasseraufbereitung der Deponie, vernachlässigbar. Nahezu abwasserfrei sind die Optionen „thermische Regenerierung“ und „Zementwerk“.

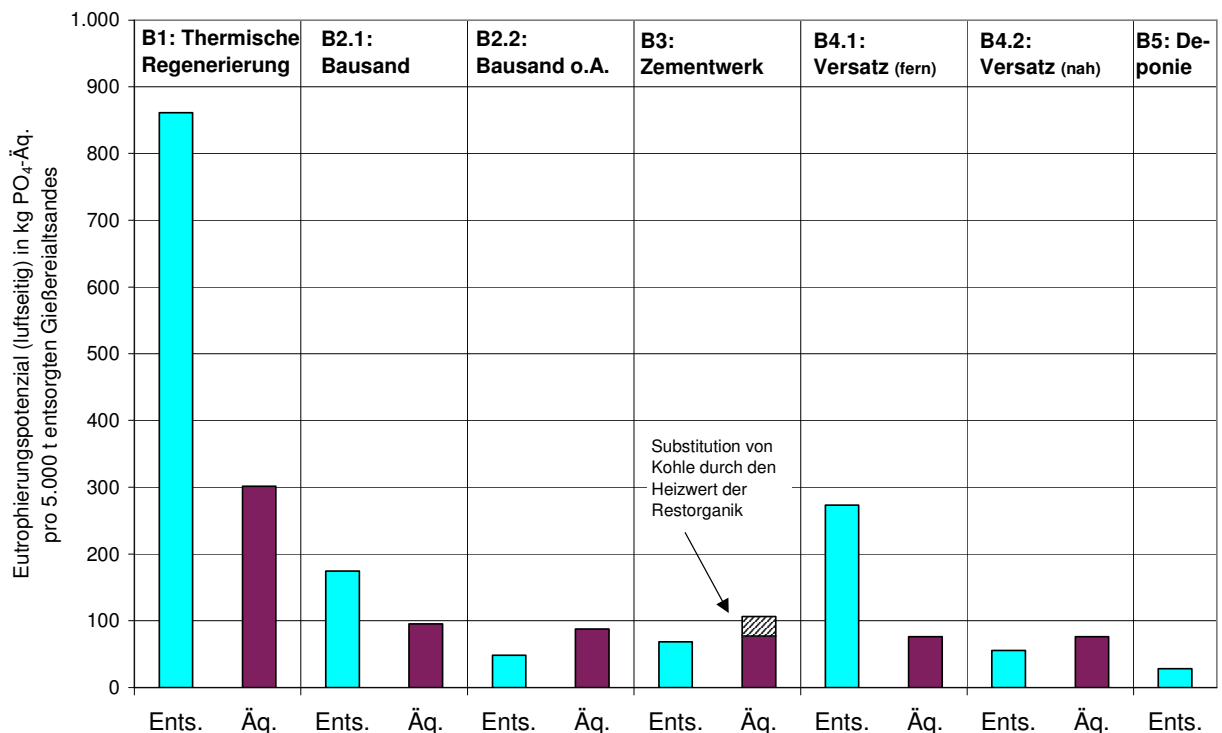


Abb. 4.4-9 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

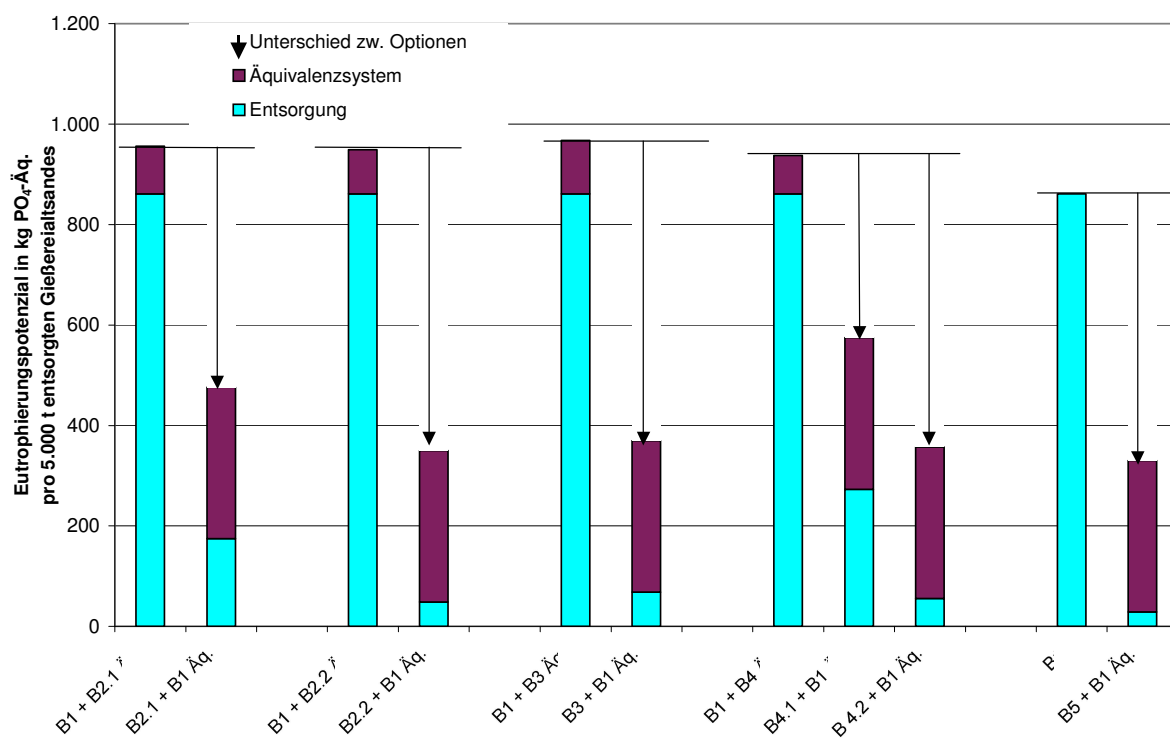


Abb. 4.4-10 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

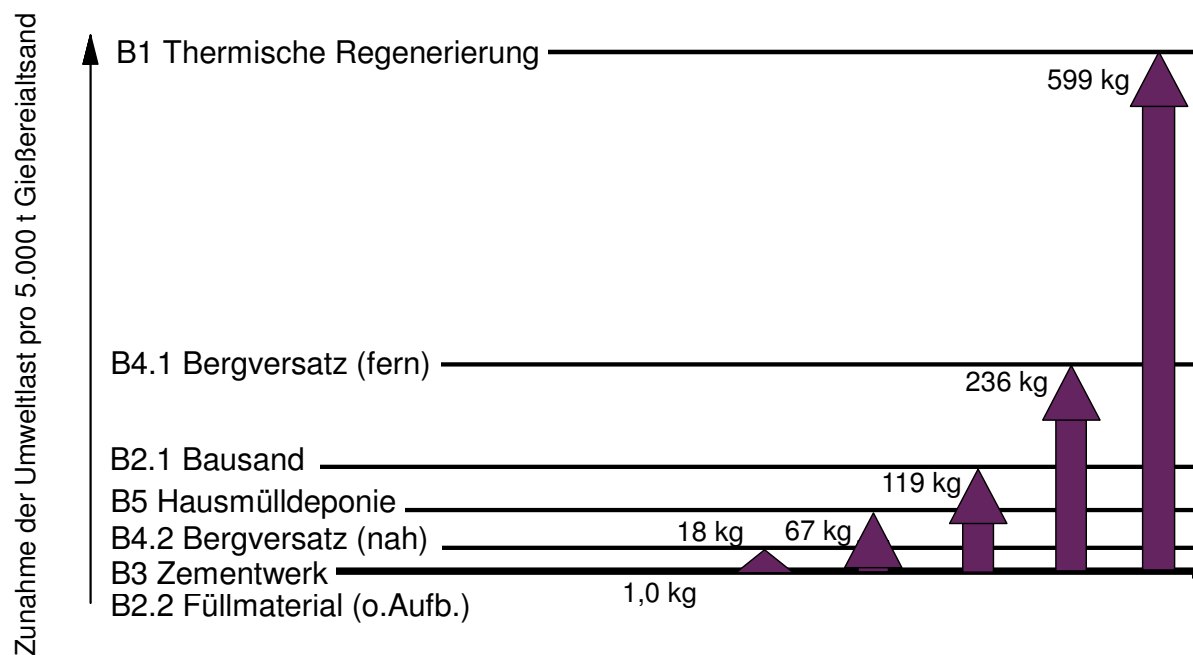


Abb. 4.4-11 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

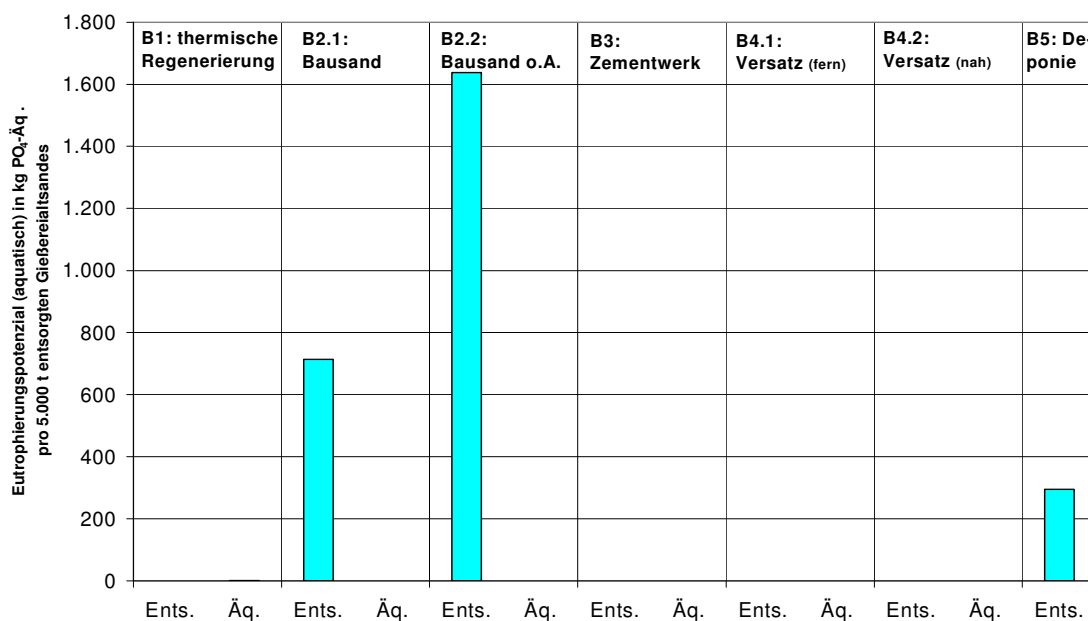


Abb. 4.4-12 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

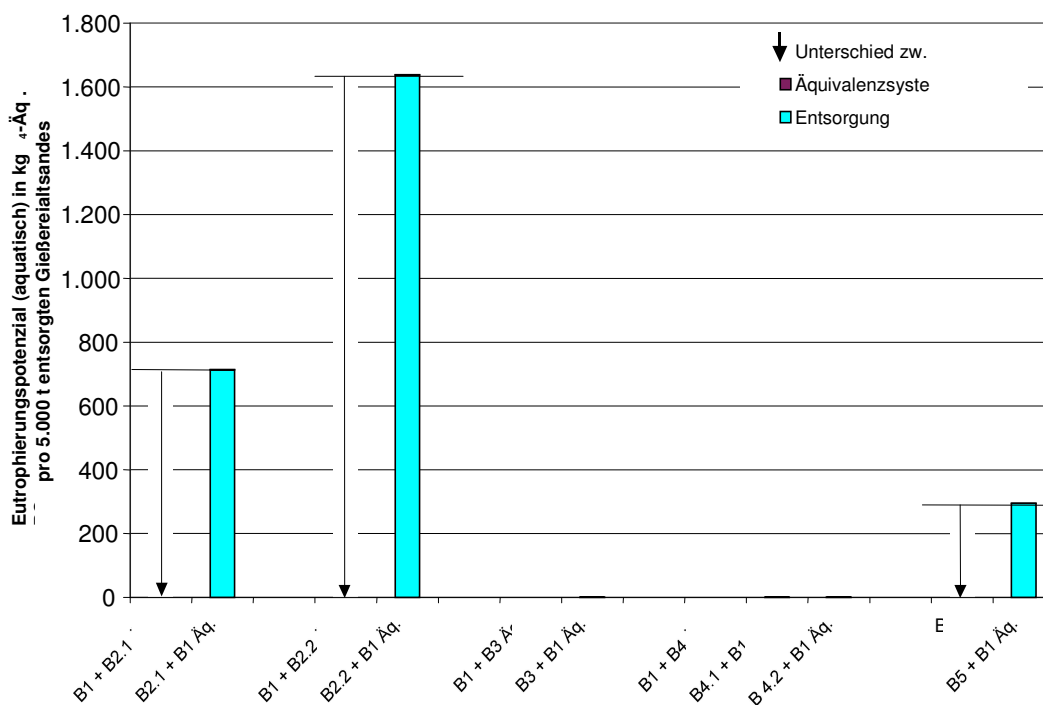


Abb. 4.4-13 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

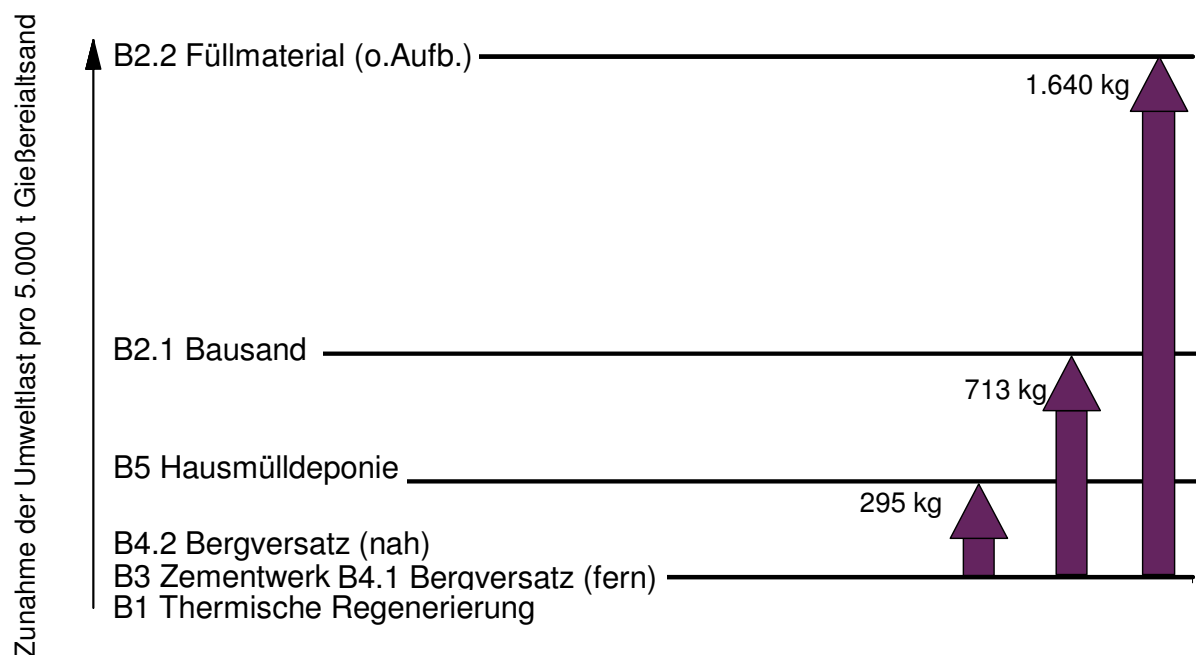


Abb. 4.4-14 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

4.4.2.4 Versauerung

Das Versauerungspotenzial wird bei den hier betrachteten Optionen vor allem durch Schwefeldioxid (SO_2) und NO_x verursacht. Andere saure Gase sind von untergeordneter Bedeutung.

Hier lautet die Rangfolge gleich wie beim KEA. Die Emissionen verhalten sich konform mit dem Primärenergieverbrauch.

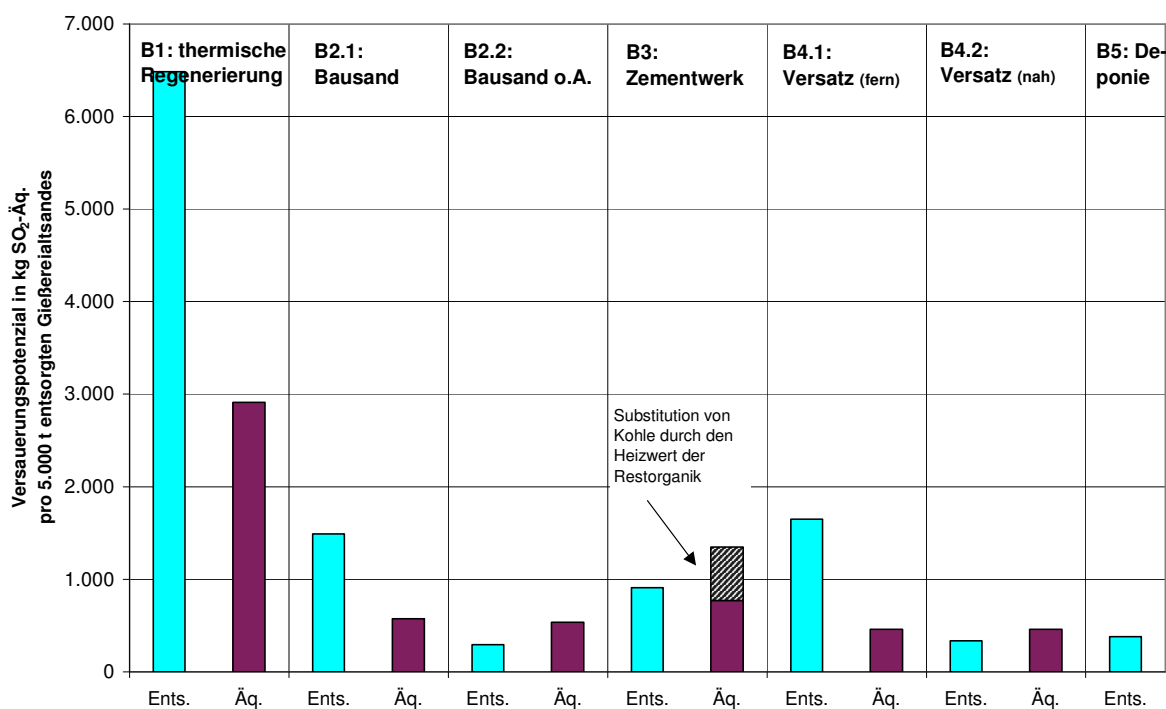


Abb. 4.4-15 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

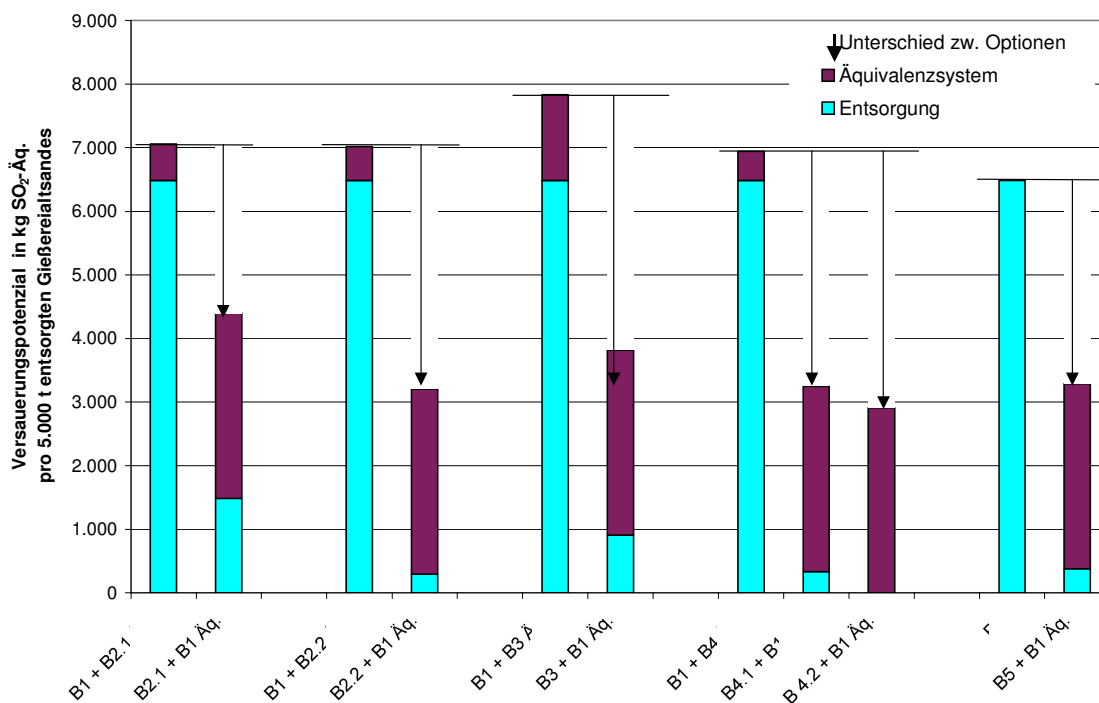


Abb. 4.4-16 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

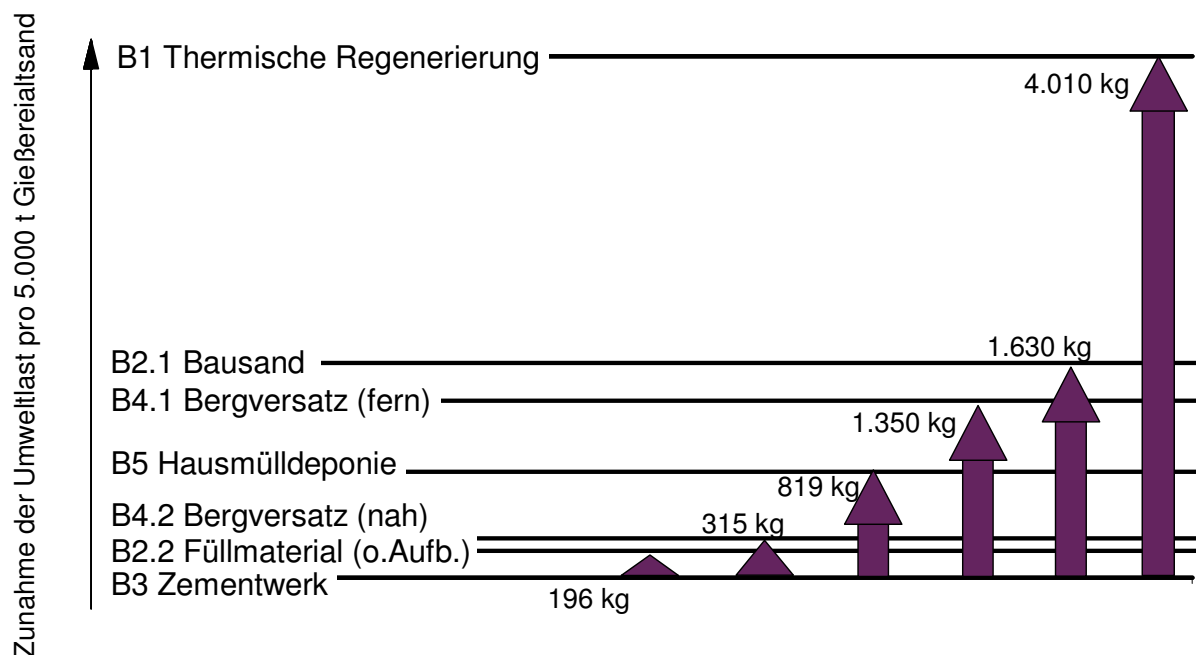


Abb. 4.4-17 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

4.4.2.5 Toxische Schädigung

An dieser Stelle werden die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität im Zusammenhang dargestellt. Beide Kriterien werden nach UBA [1995] anhand nicht aggregierter Einzelstoffe beurteilt. Für die Wirkungskategorie Humantoxizität wird die Summe kanzerogener Stoffe (als Wirkungsäquivalente von Arsen) als ein gewichtiger Repräsentant angesehen. Für die Ökotoxizität kann die Emission von PAH in Gewässersysteme (hierunter wird auch Grundwasser gefasst) als relevanter Parameter angesehen werden.

Beide Parameter zeigen ein jeweils vom KEA her betrachtet sehr unterschiedliches Bild: Das *Krebsrisikopotenzial* wird durch die luftseitige Freisetzung von PAH (Benz(o)pyren als Leitsubstanz zur Beurteilung der Kanzerogenität der PAH insgesamt) allein durch die „thermische Regenerierung“ dominiert. Der hier angesetzte Wert beruht zwar in Ermangelung realer Messwerte auf dem Genehmigungswert, verdeutlicht allerdings die Ergebnistendenz. Eine diesbezügliche Diskussion wird in Kapitel 4.4.3.2 Sensitivitätsanalyse geführt.

Bei den aquatischen PAH-Emissionen zeigt sich erwartungsgemäß ein mit der aquatischen Eutrophierung einhergehendes Bild, nach welchem die Entsorgung als Bausand (insbesondere B2.2) erheblich ungünstiger abschneidet als alle übrigen Optionen.

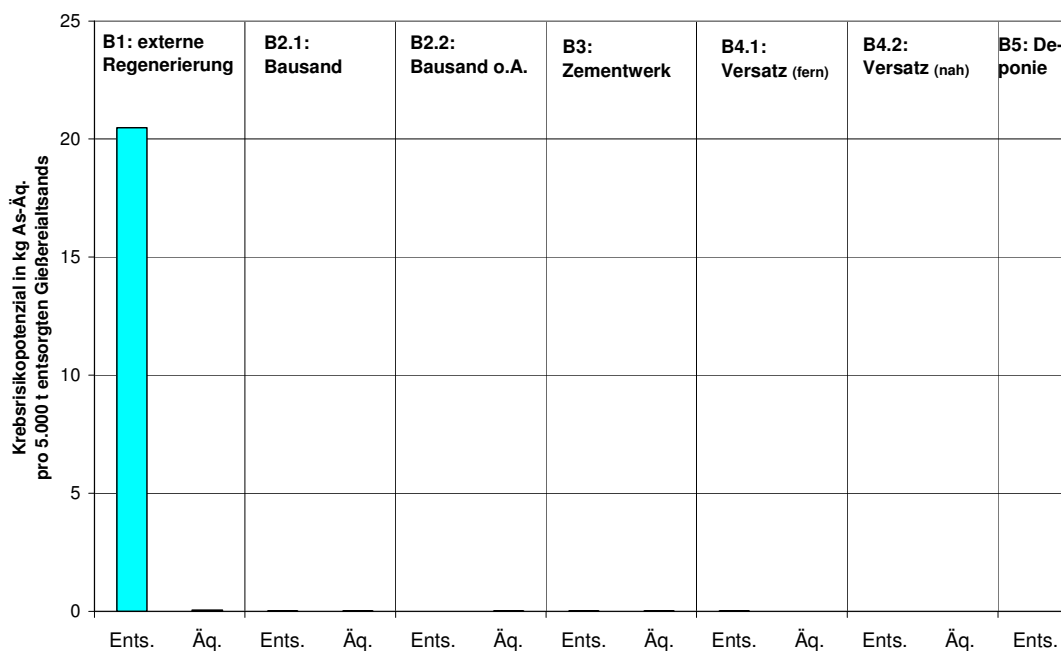


Abb. 4.4-18 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

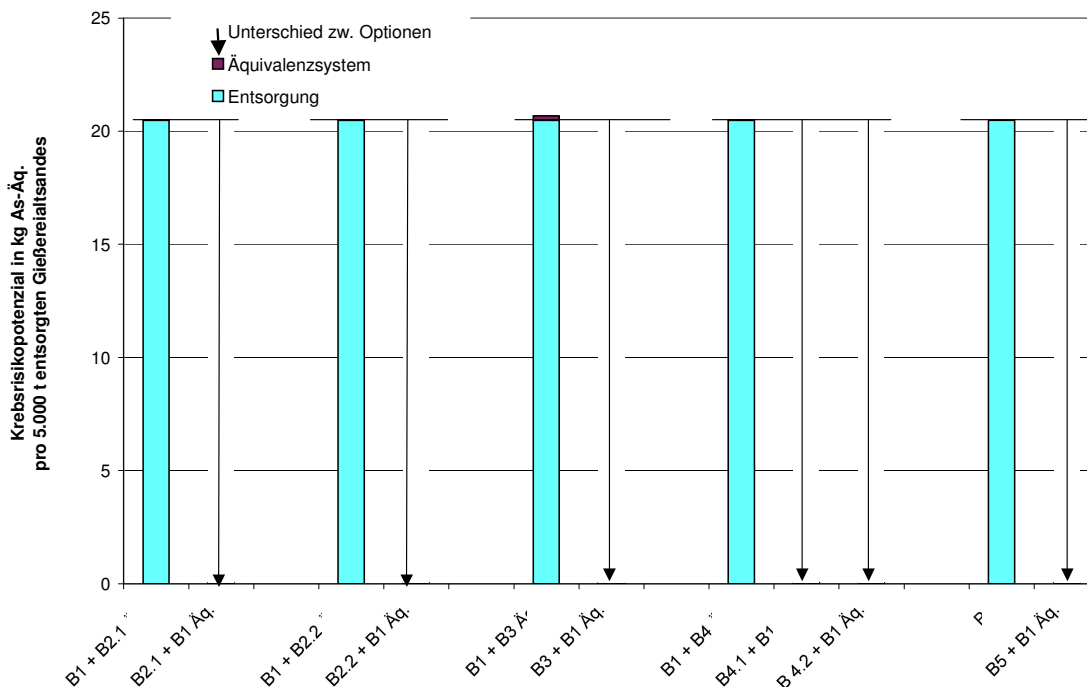


Abb. 4.4-19 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

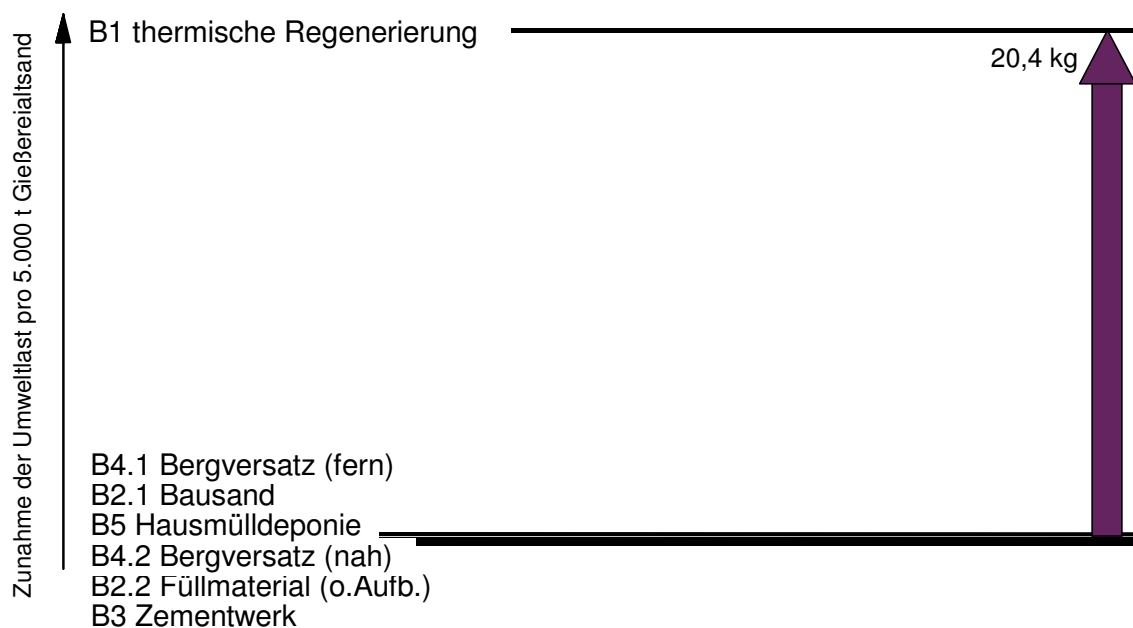


Abb. 4.4-20 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

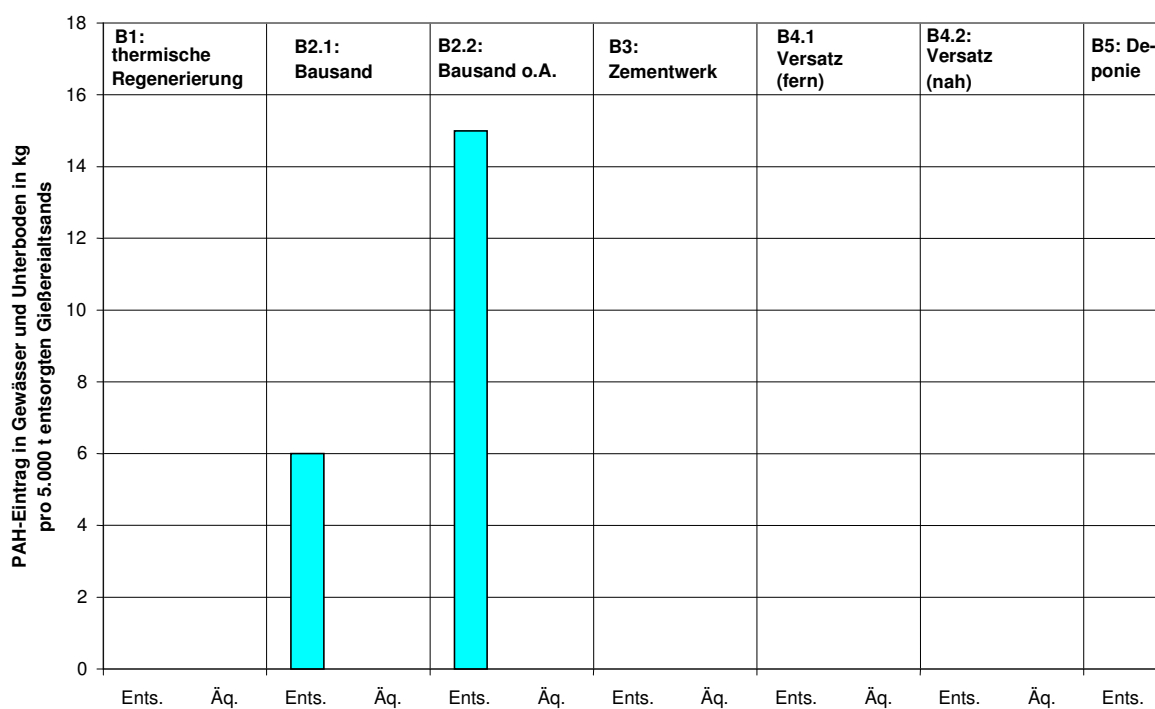


Abb. 4.4-21 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen

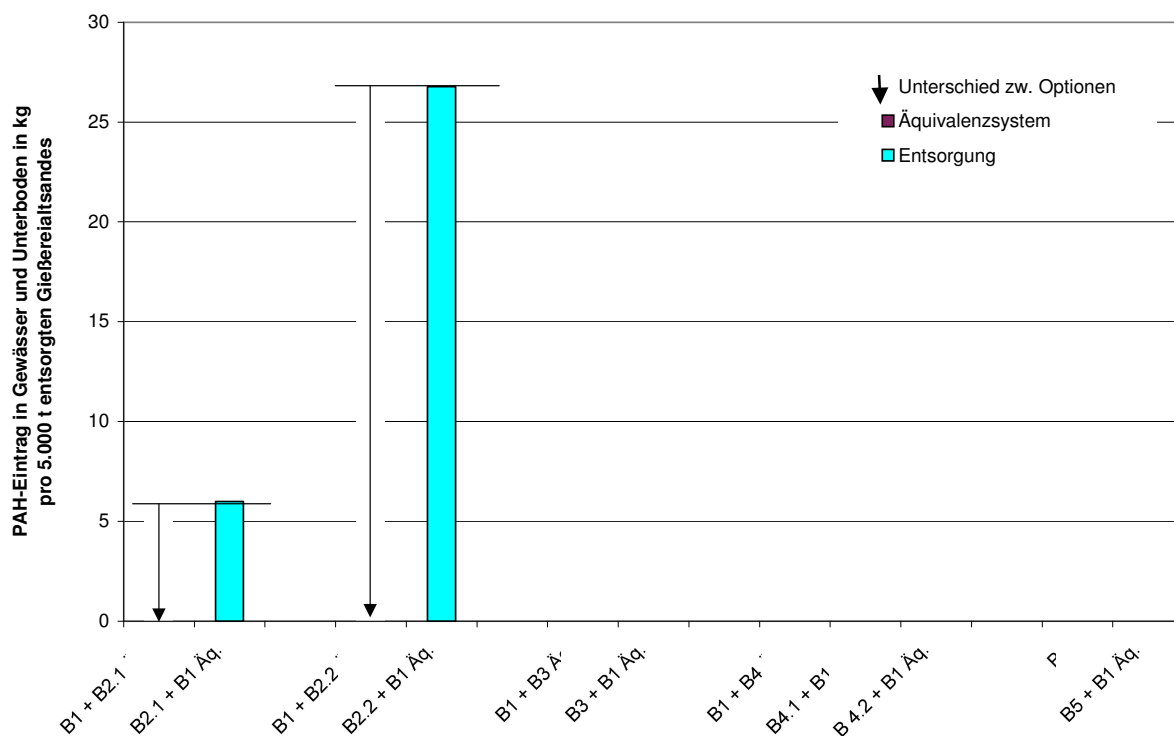


Abb. 4.4-22 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen

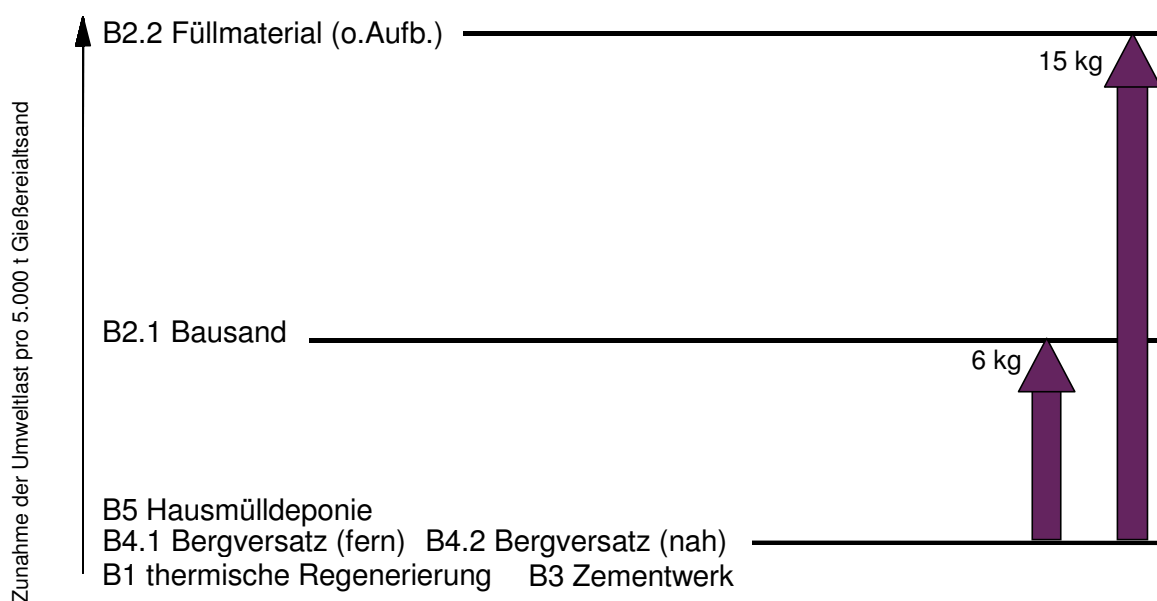


Abb. 4.4-23 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch aquatische PAH-Emissionen

4.4.2.6 Ressourcenbedarf

Als Repräsentant für das Kriterium Ressourcenbedarf wird der Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern – berechnet in GJ – verwendet. Hier zeigt sich – erwartungsgemäß – eine klare Übereinstimmung mit dem KEA.

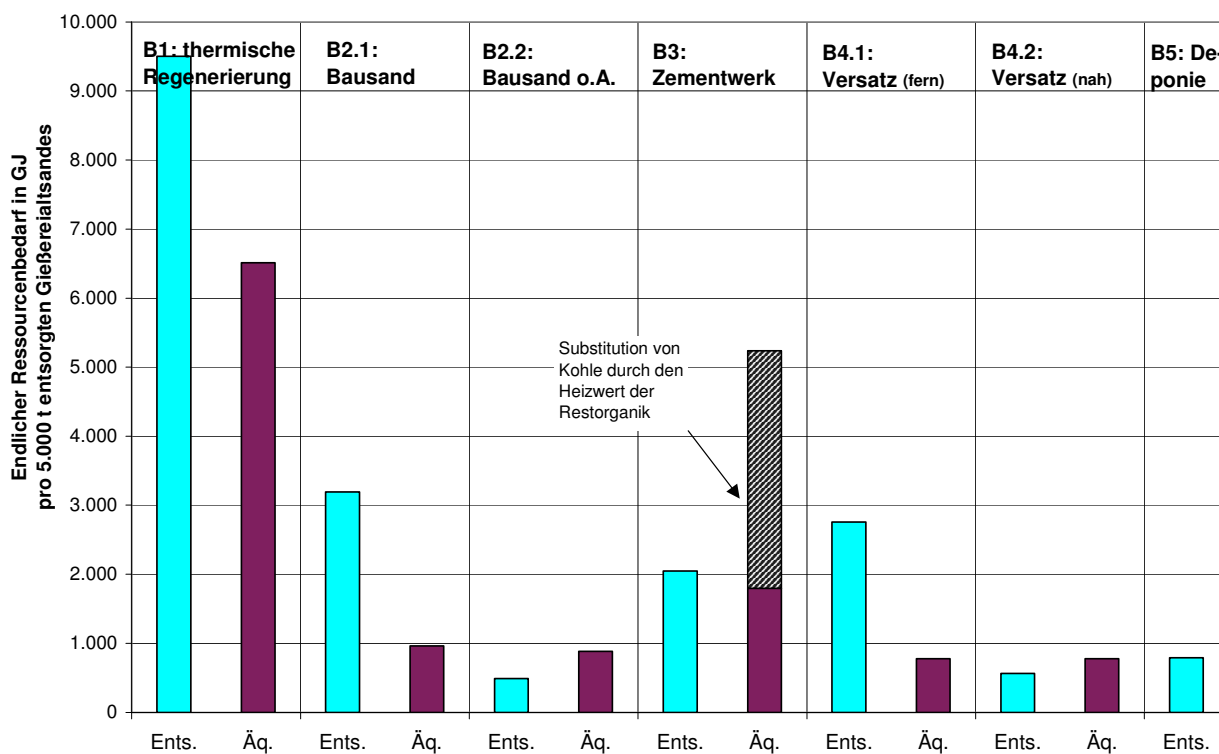


Abb. 4.4-24 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)

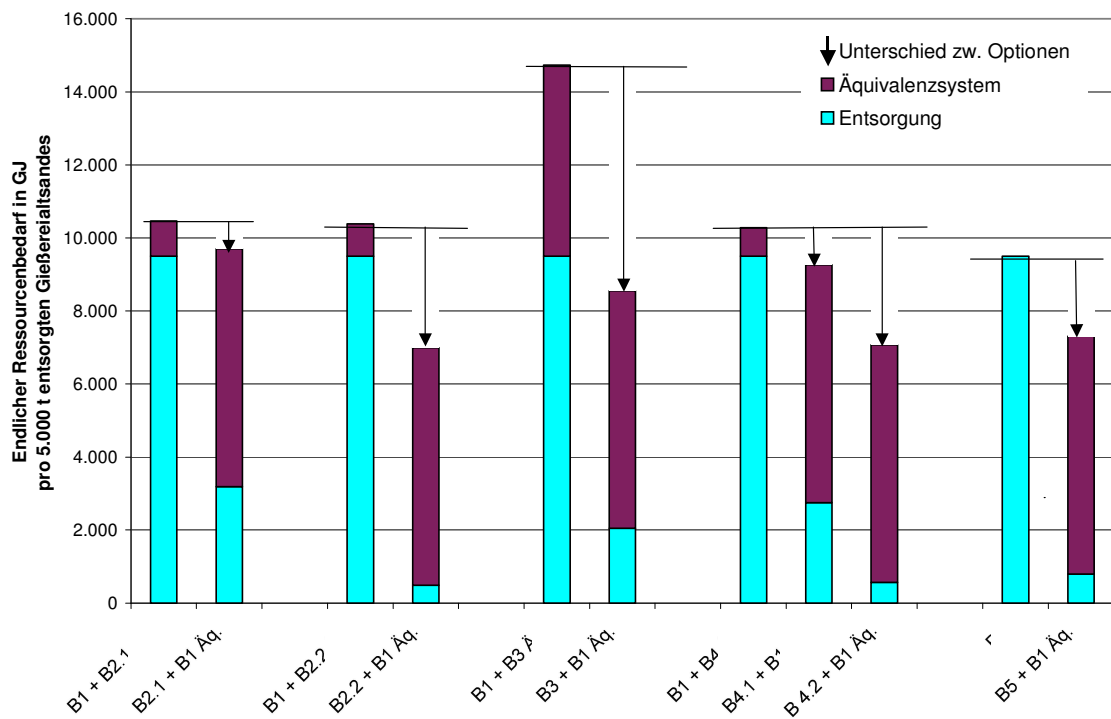


Abb. 4.4-25 Paarweiser Vergleich der thermischen Regenerierung jeweils mit den anderen Entsorgungsoptionen („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)

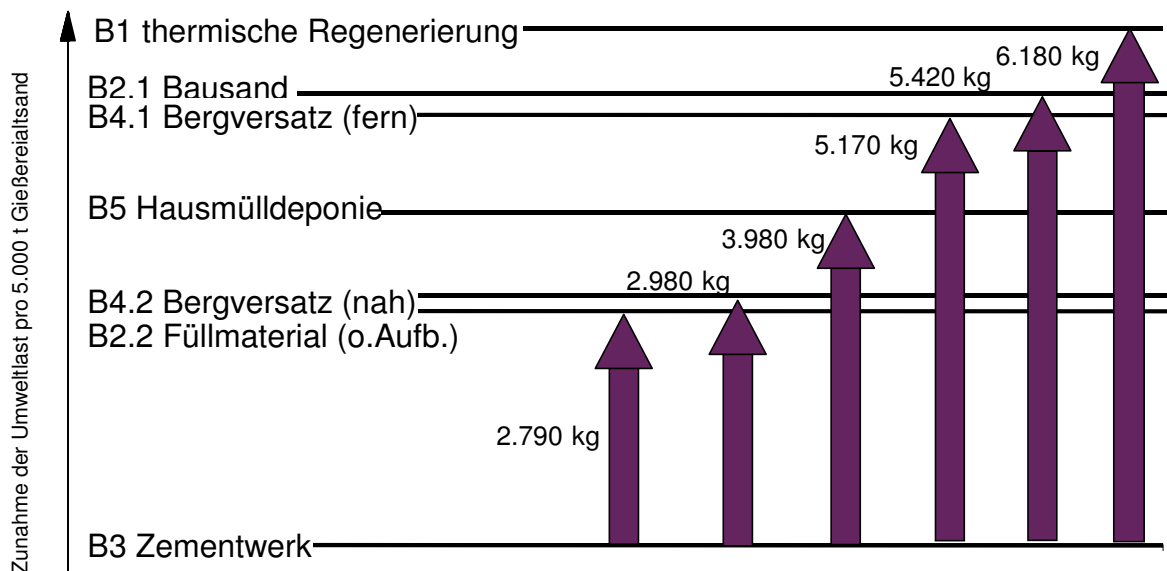


Abb. 4.4-26 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (in GJ)

4.4.2.7 Rückschlüsse aus den einzelnen Wirkungskategorien

Es zeigt sich, dass die aus dem KEA resultierende Rangfolge:

1. Einsatz im Zementwerk (B3)
2. Einsatz als Bausand ohne Vorbehandlung (B2.2)
3. Bergversatz bei kurzer Transportdistanz (B4.2)
4. Hausmülldeponie (B5)
5. Bergversatz bei weiter Transportdistanz (B4.1)
6. Regenerierung zu Bausand (B2.1)
7. Thermische Regenerierung zu Gießereisand (B1)

sich exakt in den Wirkungskriterien „Versauerung“ und „Ressourcenverbrauch“ widerspiegelt. Dieser Rangfolge folgen im Wesentlichen auch die Kriterien „Treibhauseffekt“, „Sommersmog“, „terrestrische Eutrophierung“ und „Krebsrisikopotenzial“ mit jeweils ein bis zwei Abweichungen:

- Beim Treibhauseffekt rückt die Zementoption (B3) vom ersten auf den dritten Rang zurück.
- Die Rangfolge B2.1 vor B4.1 gilt auch für die Kriterien „Sommersmog“, „terrestrische Eutrophierung“ und „Krebsrisikopotenzial“ (wobei aufgrund des deutlichen Abstands der thermischen Regenerierung zu allen übrigen Optionen, diese nahezu keine Unterschiede untereinander aufweisen).
- Beim „Sommersmog“ tauschen außerdem B2.2 („unaufbereitetes Füllmaterial“) und B4.2 („Bergversatz bei kurzer Transportdistanz“) die Ränge.
- Bei der „terrestrischen Eutrophierung“ rückt außerdem die Option B2.2 vor den Einsatz im Zementwerk (B3).

Vom KEA stark abweichend sind die Rangfolgen bei „aquatischer Eutrophierung“ und aquatischer PAH-Emissionen: Hier positioniert sich die Option 2.2 deutlich am Ende der Rangfolgen, hinter der „Aufbereitung zu Bausand“ (B2.1) und der Hausmülldeponie (B5). Die übrigen Optionen belegen quasi gleichauf den ersten Rang.

Es zeigen sich somit auf der Ebene der Wirkungsabschätzung zwar deutliche Tendenzen in Richtung KEA-Rangfolge. Insgesamt lässt sich jedoch kein eindeutiger Vorteil für eine der Optionen belegen. Die Ergebnisse verhalten sich, wie zu sehen, im Einzelfall gegenläufig. Um dennoch einen unter Umständen vorhandenen ökologischen Vorteil der einen oder anderen Optionen identifizieren zu können, sind weitergehende Schritte im Verlauf der nachfolgenden „Auswertung“ erforderlich. „Optionale Elemente“ im Sinne der ISO 14042 können dabei eine „Normierung“ der Wirkungsgrößen (ausgedrückt als „spezifischer Beitrag“) und eine „Ordnung“ der Kriterien nach ihrer „ökologischen Bedeutung“ sein. Die Anwendung dieser Bewertungshilfen unterliegt selbstredend stark subjektiven Werthaltungen und kann keinen allgemeingültigen Charakter haben. Sie wurde im Kapitel 2.5 erläutert.

4.4.3 Auswertung der Ökobilanz

4.4.3.1 Rangfolge nach spezifischem Beitrag (Normierung) und ökologischer Bedeutung (Ordnung)

Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Folgenden gemäß dem Vorschlag der ISO 14042 anhand der Bewertungselemente **Normierung** und Darstellung der spezifischen Beiträge sowie **Ordnung** der Kriterien nach der ihnen zugemessenen ökologischen Bedeutung weiter aufbereitet. Hieraus sollen aus den verschiedenen divergierenden Vor- und Nachteilen der einzelnen Optionen die „gewichtigeren“ identifiziert werden. Es wurde bereits mehrfach darauf hingewiesen, dass hier zwangsläufig subjektive Werthaltungen zu Grunde liegen.

Die Normierung erlaubt eine Zusammenstellung aller Einzelergebnisse der Wirkungskategorien in einer Skala. Als Größeneinheit werden dabei die Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) verwendet (Siehe Kapitel 2.5.2). Skaliert werden dabei jeweils die „Netto-Wirkungen“ (Wirkungspotenzial des Entsorgungssystems minus Wirkungspotenzial des Äquivalenzsystems). Die Normierung bildet das quantitative Element bei der Bewertung.

Demgegenüber stellt die Ordnung bzw. ökologische Bedeutung der Wirkungskriterien das qualitative Element der Bewertung dar. In Tab. 4.4-2 wird die Auswertung aller Optionen und Wirkungskriterien zusammengestellt.

Die tabellarische Darstellung lässt zunächst zwei eindeutige Feststellungen zu:

1. Die Option „Zementwerk“ weist in keinem Kriterium wesentliche Nachteile (Größenordnung EDW) auf, so dass ihr – analog zum KEA – auch bei der wirkungsbezogenen Ökobilanz insgesamt der erste Rang zukommt.
2. Die (zahlreichen) Nachteile der thermischen Regenerierung sind auch nach Normierung so eindeutig, dass ihr – ebenfalls analog zum KEA – auch bei der wirkungsbezogenen Ökobilanz insgesamt der letzte Rang zukommt.

Die Einstufung der übrigen Optionen bedarf einer differenzierteren Betrachtung:

Im direkten Vergleich untereinander lassen sich die Optionen „Bergversatz, nah“ (B4.2), „Hausmülldeponie“ (B5) und „Bergversatz, fern“ (B4.1) in die mit dem KEA identische Rangfolge bringen. Der Unterschied zwischen den beiden Letzteren ist allerdings als sehr gering anzusehen.

Die beiden „Bausandoptionen“ (B2.1 und B2.2) benötigen den größten Abwägungsaufwand. Die Option mit Aufbereitung (B2.1) zeigt insgesamt weitgehend Gleichrangigkeit mit dem Bergversatz (fern, B4.1), wobei die verbleibenden Verunreinigungen im aufbereiteten Altsand deutliche Abstriche bei den „aquatischen“ Kriterien mit sich führen. Damit kann die Option B2.1 hinter B4.1 eingeordnet werden. Nicht auswertbar sind die PAH-Einträge in den Boden mit dem Gefährdungspotenzial für Grundwasser u.a., da hier weder ein spezifischer Beitrag errechenbar ist, noch eine Einstufung des UBA zur ökologischen Bedeutung vorliegt.

Tab. 4.4-2 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW).

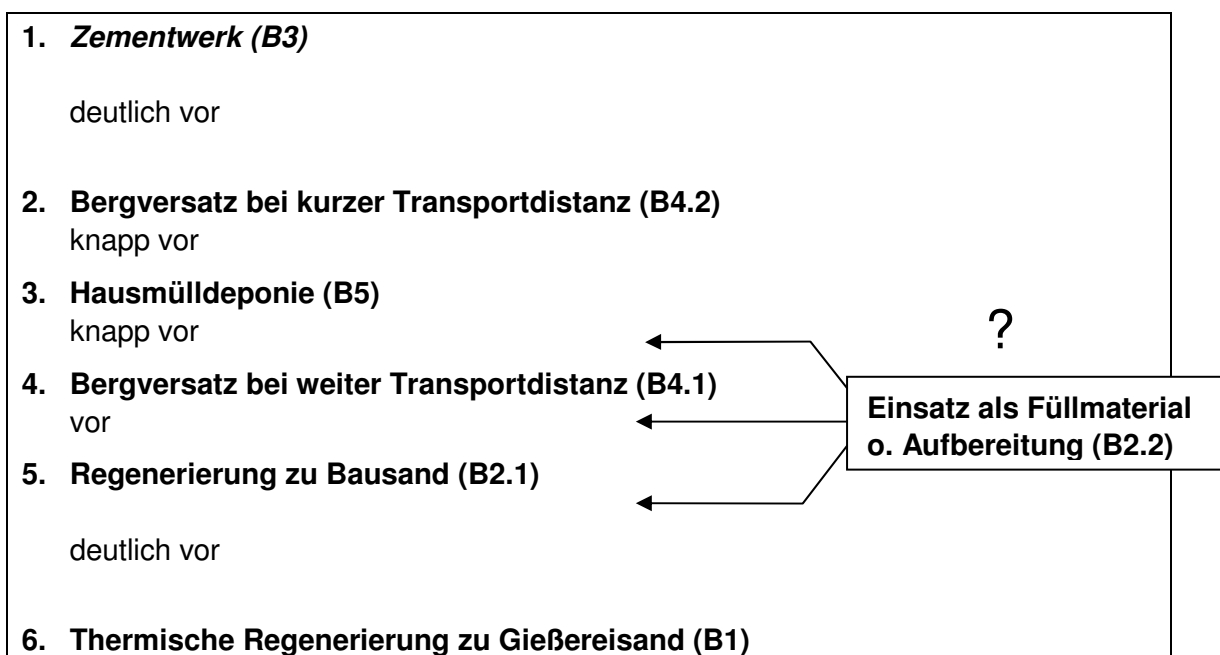
Indikator	Therm. Reg.	Prim. Gießereisand	Bausand	Prim-Bausand	Füllmaterial	Prim. Füllmat.	Zementwerk	Prim. Rohstoff	Versatz (fern)	Versatz (nah)	Versatz (Haldenm.)	Hausmülldeponie
Sehr große ökologische Bedeutung												
Treibhauseffekt	78	36	17	5,5	2,8	5,1	41	38	16	3,2	4,4	4,4
	44		14		⊕		6		14	1,1		6,6
Krebsrisikopotenzial	3.500	7,4	2,2	0,93	0,62	0,91	1,2	5,5	3,3	0,55	0,62	0,34
	3.500		5,6		4,0		⊕		7,0	4,2		4,6
Große ökologische Bedeutung												
Eutrophierung, terr.	170	60	34	19	9,5	17	13	21	54	11	15	5,6
	120		23		⊕		0,21		47	12		13
Versauerung	120	52	27	10	5,2	9,6	16	24	30	6	8,2	6,8
	72		24		3,5		⊕		29	5,6		15
Mittlere ökologische Bedeutung												
Sommersmog	70	35	21	13	1,9	3,7	8	14	34	11	7,5	3,6
	41		14		4,1		⊕		29	2,5		9,5
Eutrophierung, aquat.	0	0,073	84	0	210	0	0	0	0	0	0	38
	⊕		91		210		0,073		0,073	0,073		38
Endliche Energieträger	60	41	20	6,1	3,1	5,6	13	33	17	3,5	4,9	5
	39		34		18		⊕		33	19		25

Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben. Am Anfang jeweils jeder zweiten Zeile ist die „ökologische Bedeutung“ der jeweiligen Kategorien/Indikatoren nochmals dargelegt. Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 1.000 EDW (schwarz), mehr als 100 (dunkelgrau), mehr als 10 EDW (mittelgrau) und mehr als 1 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.

Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen, Werte kleiner 10^{-3} EDW wurden mit 0 gleichgesetzt

Beim direkten Einsatz von Gießereialsand als Füllmaterial (B2.2) spreizen sich die Verhältnisse auf: Die KEA-analogen Kriterien weisen bessere Ergebnisse als bei B2.1 (insgesamt allerdings nicht um mehr als 40 EDW Unterschied) auf. Die aquatische Eutrophierung führt zu Unterschieden von um die 130 EDW zugunsten von B2.1. Eine eindeutige Einordnung dieser Option ist daher kaum möglich. Je nach Werthaltung ließe sich ein Rang vor, zwischen oder hinter den Optionen B4.1 und B2.1 jeweils begründen.

Unter dem Vorbehalt der generellen Subjektivität lässt sich damit folgende Rangfolge begründen:



4.4.3.2 Sensitivitätsanalyse

Die ISO 14043 schreibt explizit die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse als Bestandteil der Auswertung vor. Es ist daher die Frage zu stellen, welche Faktoren ausschlaggebend für das Ergebnis und wie stark abgesichert diese Faktoren sind. Im Folgenden werden eine Reihe möglicherweise sensibler Faktoren entsprechend überprüft.

PAH-Emissionen der thermischen Prozesse Regenerierung und Zementwerk

Von allen betrachteten Wirkungseffekten weist das toxische Potenzial der durch die **thermische Regenerierung** (B1) freigesetzten kanzerogenen Stoffe die höchste Signifikanz auf (spezifischer Beitrag + ökologische Bedeutung). Ausgangspunkt ist dabei die Annahme einer Freisetzung von 6 % der im Gießereialsand enthaltenen PAH und damit auch Benzo(a)pyren. Mangels Messwert wurde dies auf dem Genehmigungswert einer (ehemals betriebenen) Anlage in Nordrhein-Westfalen begründet. Grundsätzlich könnte dieser Nachteil durch eine entsprechend geeignete Abgasreinigung und/oder eine Optimierung des Ausbrandes im Wirbelschichtofen abgeschwächt werden. Um das Emissionsniveau der Vergleichsoptionen in etwa zu erreichen, bedarf es allerdings einer Minderung der PAH um mindestens den Faktor 5000 (Emissionsrate von

<0,001%). Die Gesamtbewertung der Option gegenüber den Alternativen würde sich dennoch nur geringfügig verbessern, da alle übrigen Nachteile (eventuell außer Versauerung, da durch zusätzliche Filter auch SO₂ zurückgehalten würde) davon unberührt blieben.

Die umgekehrte Situation besteht bei der Option **Zementwerk** (B3). Hier wurde eine vollständige Zerstörung bzw. gegenüber dem mit Primärroh- und –brennstoffen betriebenen Prozess keine Veränderung der PAH-Emissionen angenommen (siehe Kapitel 4.2.3). Voraussetzung ist dabei allerdings eine kontrollierte Zugabe des Gießereialsandes in den Vorwärmturm – eine Betriebsweise, wie sie von verschiedenen Anlagen in Baden-Württemberg und Bayern praktiziert wird.

Ganz anders wäre die Sachlage, würde man den Gießereialsand im kalten Zustand mit dem Rohmehl vermischen und die Aufwärmkaskade durchlaufen lassen. Dann wäre davon auszugehen, dass ein erheblicher Anteil der PAH bis zum Erreichen der heißen Zone des Ofensystems bereits mit dem entgegenlaufenden Abgasstrom ausgetragen würde. Für die Bewertung der Zementoption wäre dies u.U. der kritische Faktor, der alle übrigen Vorteile (inklusive KEA) überlagern würde. Das zu erwartende Krebsrisikopotenzial läge vermutlich in der Größenordnung wie bei der thermischen Regenerierung.

Berücksichtigung von Partikelemissionen (Dieselruß) bei der Aggregation zum Krebsrisikopotenzial

In Kapitel 2.4.3.6 wurde bei der Beschreibung der Grundlagen der Berechnung des Krebsrisikopotenzials darauf hingewiesen, dass Dieselrußpartikel, die vom Länderausschuss Immissionsschutz (LAI) hinsichtlich Kanzerogenität besonders problematisiert werden, hier nicht mit einbezogen sind. Vielmehr wird die umfassende Stoffliste der IRIS-Datenbank der U.S. Umweltbehörde EPA [2000] zu Grunde gelegt, nach welcher bislang kein hinreichender Verdacht auf eine Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln besteht.

Die möglichen Unsicherheiten, die sich durch eine Außerachtlassung der Partikel hinsichtlich des Ergebnisses der Ökobilanz ergeben können, sollen an dieser Stelle eingeschätzt werden. Hierzu wird für alle hier berechneten Emissionen an Dieselrußpartikeln der Einheitsrisikofaktor des LAI ($7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\mu\text{g}$) angerechnet. Ebenso wurde für die Ermittlung des spezifischen Beitrags die Gesamtemission an Dieselrußpartikeln zur Bildung der EDW für das Krebsrisikopotenzial einbezogen.

In Abb. 4.4-27 sind die auf dieser Basis errechneten zusätzlichen Anteile der Dieselrußpartikel dargestellt. Am erheblichen Unterschied der thermischen Regenerierung (B1) gegenüber den anderen Optionen ändert sich – trotz Verringerung um mehr als einen Faktor 2 – hierdurch nichts. Vergleicht man alle anderen Optionen untereinander, so würde allerdings der Dieselruß zur bestimmenden Größe für das Krebsrisikopotenzial werden. Die Option „Versatz mit weiter Transportdistanz (B4.1)“ würde sich nochmals deutlicher von den anderen Optionen absetzen. Den vordersten Rang würde die Option „Bausand ohne Aufbereitung“ (B2.2) einnehmen.

Führt man die Normierung unter Einbezug der Dieselpartikel durch (der Einwohnerdurchschnittswert läge dann um den Faktor 2,3 höher), so ergibt sich trotz einer verän-

dernten Rangfolge der Entsorgungsoptionen bezüglich ihres Krebsrisikopotenzials (siehe unten dargestellte Rangfolgen) keine wesentliche Veränderung im Ergebnis der Gesamtbetrachtung (siehe Tab. 4.4-3). Es lassen sich folgende Trends erkennen:

- Für Option B4.1 macht sich die Berücksichtigung von Dieselruß am deutlichsten bemerkbar: Hier führen die durch die weiten Transporte (500 m) bedingten Dieselrußemissionen zu einer erkennbaren Verschlechterung des Gesamtbildes, was zu einem Platztausch in der Rangfolge mit B2.1 führen würde.
- Auch die Zementoption (B3), die in der Basisbetrachtung klar am besten abschneidet, würde aufgrund der angesetzten 110 km Transport Abstriche erhalten und sehr dicht mit dem ortsnahen (50 km) Versatz (B4.2) zusammenrücken. Hier ließe sich dann je nach Werthaltung eine Gleichrangigkeit begründen.
- Der Unterschied zwischen B4.2 und B5 schmilzt zusammen, so dass sich nahezu ein „Patt“ bei Kriterien mit „sehr großer Bedeutung“ ergibt. Ansonsten bleibt ein Übergewicht an Vorteilen beim „Versatz (nah)“.

Da dieses Abfallbeispiel insgesamt sehr stark von den Transportprozessen beeinflusst ist, spiegelt sich der Einzelstoffindikator Dieselruß weitgehend in den Basisergebnissen - mit einer Vertiefung von Nachteilen bei Optionen mit weiten Transportstrecken - wider.

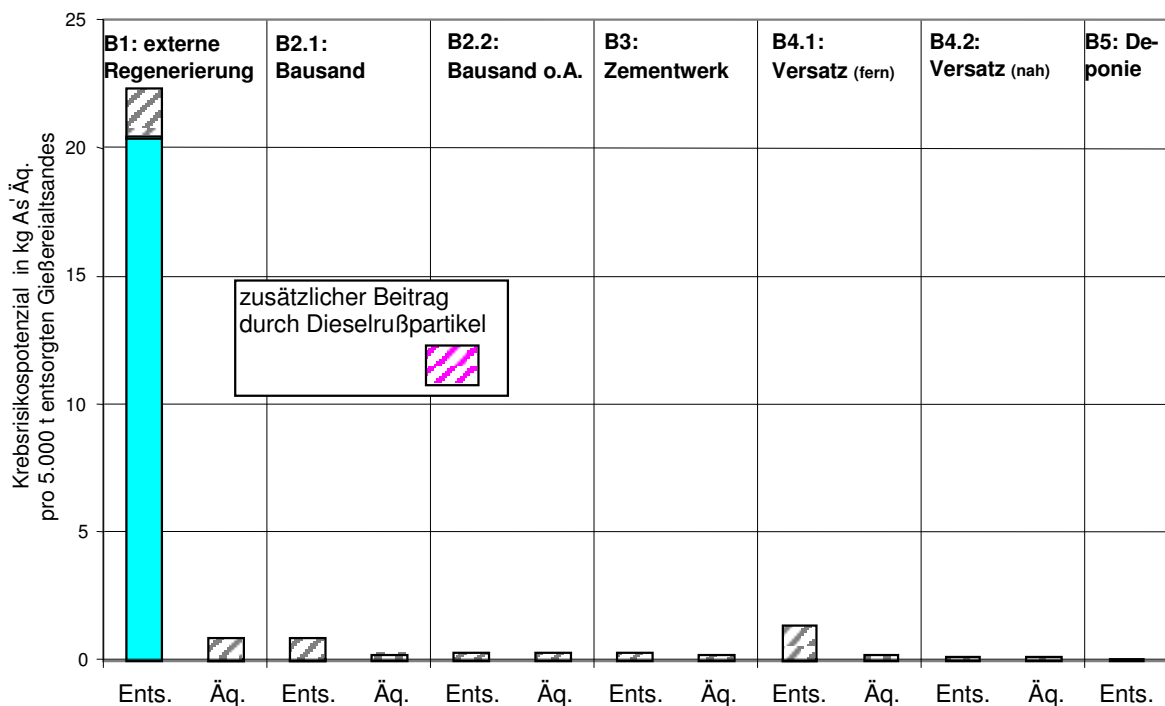


Abb. 4.4-27 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln

Tab. 4.4-3 Auswirkung einer Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln im Krebsrisikopotenzial auf die Normierung – in EDW.

	B1		B2.1		B2.2		B3		B4.1	B4.2		B5
	Ents.	Äq.	Ents.	Äq.	Ents.	Äq.	Ents.	Äq.	Ents.	Ents.	Äq.	Ents.
A	3.500	7,4	2,2	0,93	0,62	0,91	1,2	5,5	3,3	0,84	0,55	0,36
B	3.500		5,6		4,0		⊕		7,0	4,2		4,6
C	1.700	64	20	16	20	20	22	15	99	10	4,4	1,4
D	1.600		3,9		⊕		7		95	5,7		1,5

Erläuterung: A, B: Basisbetrachtung siehe auch Tab. 4.4-2, C, D: Berücksichtigung Dieselrußpartikel

In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben. Am Anfang jeweils jeder zweiten Zeile ist die „ökologische Bedeutung“ der jeweiligen Kategorien/Indikatoren nochmals dargelegt. Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 1.000 EDW (schwarz), mehr als 100 (dunkelgrau), mehr als 10 EDW (mittelgrau) und mehr als 1 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.

Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen

Nutzung des Energieinhalts des im Gießereialsand enthaltenen Kohlenstoffs im Zementwerk

Bei der Basisbilanzierung wurde davon ausgegangen, dass die bei der Verbrennung des im Gießereialsand enthaltenen Kohlenstoffs frei werdende Wärme dem Prozess insgesamt zu Gute kommt, so dass eine Einsparung einer entsprechenden Menge an Energieträgern anzusetzen ist. Dies setzt voraus, dass der kohlenstoffhaltige Gießereialsand den emissionstechnischen Erfordernissen entsprechend unmittelbar in Brennstoffverbrennungszonen eingebracht wird. In den Abbildungen des Kapitels 4.4.2 wurde der darauf zurückzuführende Anteil jeweils entsprechend markiert.

Wäre der reale technische Nutzen des Heizwerts im Gießereialsand nicht in vollem Umfang gegeben, so hätte dies auf die Bewertung der Option erhebliche Konsequenzen: Im KEA, wie auch in den Kriterien Sommersmog, terrestrische Eutrophierung, Versauerung und fossile Ressourcen würde das Zementwerk vom ersten Rang verdrängt, bliebe jedoch jeweils noch vor der Deponie (B5) platziert. Beim Treibhauseffekt wäre der Einfluss weitaus gravierender: Mit einer Erhöhung des spezifischen Beitrags um 27 EDW würde die Option hier auf den vorletzten Platz zurückfallen.

Es zeigt sich damit, dass die Annahme über die energetische Anrechnung des im Gießereialsand enthaltenen Kohlenstoffs von entscheidendem Einfluss auf die Beurteilung dieser Option ist.

4.5 Vergleich der Ökobilanz- und KEA-Ergebnisse

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass - mit Ausnahme des Einsatzes als Füllmaterial ohne Aufbereitung (B2.2) – für alle Optionen die Rangbildung nach KEA und nach ökobilanzieller Bewertung identisch ist.

Bei der Beurteilung der Option B2.2 wird man in der KEA-Methode auf den bestehenden Bewertungskonflikt bei der Beantwortung der Kontrollfragen aufmerksam gemacht.

Die breitere Datenbasis der Ökobilanz (inkl. der Bewertungshilfen Normierung und Ordnung) erlaubt dennoch keine klare Einordnung der Option B2.2. Die ortsunspezifische Ökobilanzmethode führt hier gegenüber den qualitativen Kontrollfragen zu keiner höheren Differenzierung des Ergebnisses.

Um die Umweltwirkung dieser Option sachgerecht beurteilen zu können, bedarf es einer ortsbezogenen Risikoanalyse, die komplexe Langzeitverhalten der im Gießereialtsand enthaltenen und in den Boden eingetragenen Schadstoffe prognostizieren kann. Die stoffstrombezogene Ökobilanz ist hierzu nicht das geeignete Instrument.

5 Abfallbeispiel: Lösemittel

5.1 Charakterisierung des Abfalls

5.1.1 Allgemeines

Nach Inkrafttreten der novellierten 2. BImSchV im Frühjahr 1991, haben zahlreiche Unternehmen den Einsatz von halogenhaltigen Lösemitteln, etwa Per (Tetrachlorethen) oder Tri (Trichlorethan), eingestellt und sind zum Einsatz wässriger oder organischer nichthalogener Lösemittel übergegangen. Betroffen waren besonders Industrien aus den Bereichen Chemie, Textil, Metallentfettung und Druck. Sowohl die nichthalogenierten als auch die halogenierten Lösemittel haben gute Löseeigenschaften für Lacke, Öle, Fette, Farben, Wachse, Harze, Pigmente und Kautschuke. Die nichthalogenierten Lösemittel kommen beispielsweise bei der Oberflächenentfettung komplizierter Teile zum Einsatz, bei denen die Anwendung von wässrigen Lösemitteln oft nicht möglich ist. Die Substitution der halogenierten Lösemittel hat zu einer Verbesserung im Bereich der betrieblichen Gesundheits- und Umweltverträglichkeit geführt.

Die TA Abfall empfiehlt für die ausgewählten Lösemittelabfälle die Entsorgung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV). Handelt es sich um ein Gemisch mit Wasser, so wird dort eine Behandlung in einer chemisch-physikalischen Behandlungsanlage (CPB) vorgeschlagen.

5.1.2 Herkunft und Mengen

Mit der neuen Abfallnomenklatur des Europäischen Abfallartenkatalogs (EAK) werden die Abfälle primär nach der Herkunft geordnet, wobei der stoffliche Zusammenhang nicht mehr erkennbar ist. Als mengenmäßig bedeutsam sind hier insbesondere anzusehen:

- Abfälle aus der Metallentfettung und Maschinenwartung (EAK-Schlüssel 14 01 03 /05 /07),
- Abfälle aus der Elektronikindustrie (EAK-Schlüssel 14 03 03/05),
- „Lackverdünner“ aus der Behälterreinigung der lackherstellenden und lackverwendenden Betriebe (EAK-Schlüssel 07 03 04, 08 01 09).

Die Entsorgung orientiert sich jedoch, so sie, wie im Falle der Destillation, auf die stofflichen Eigenschaften abstellt, auch nach wie vor weiter an der alten LAGA-Nomenklatur. Für die vorliegende Falluntersuchung ist es ebenso angebracht, den stofflichen Bezug zu wahren. Um hier das vielfältige Spektrum der nicht halogenierten Lösemittelabfälle möglichst weit abzudecken, werden vier Einzelabfälle (Toluol, Waschbenzin, Kaltreiniger und Lösemittel-Wassergemisch) separat betrachtet.

Wie Tabelle 5.1-1 zeigt, sind die Mengen an **toluolhaltigem** Abfall sehr gering. Sie haben im Jahr 1994 ihr Maximum mit 4,05 t. Zu den Jahren 1992 und 1993 sind keine Angaben vorhanden. Toluol ist ein sehr spezielles, für ganz bestimmte Anwendungen

in der chemischen Industrie geeignetes Lösemittel. Außerdem wird es in der Oberflächenbehandlung und in der Petrochemie eingesetzt.

Tab. 5.1-1 Die Mengen der betrachteten Lösemittelabfälle in Baden-Württemberg für die Jahre 1994 und 1995 in Tonnen

Lösemittel	Schlüssel nach LAGA	1995 Menge in t	1994 Menge in t
Toluol	553 25	0,2	4,05
Waschbenzin	553 26	1.083	831
Kaltreiniger	553 57	204	141
Glykol-Wassergemisch	553 74	1.489	1.919

Die anfallenden Mengen an **Waschbenzin**-Abfall sind in den betrachteten Jahren relativ stabil. Sie schwanken in den Jahren 1991 bis 1994 um 900 t. Beim Waschbenzin liegt das Maximum im Jahr 1995 mit 1.083 t. Waschbenzin ist ein universell einsetzbares Lösemittel und hat daher ein weites Einsatzgebiet.

Die **Kaltreiniger** liegen in allen Jahren um die 150 t, wobei sie im Jahr 1995 auf 205 t ansteigen. Sie werden meist in der Oberflächenbehandlung von Metall- und Kunststoffflächen verwendet.

Das Aufkommen des **Lösemittel-Wassergemischs** zeigt die größten Änderungen. Hier steigen die Werte in den Jahren 1991 bis 1994 kontinuierlich an bis sie im Jahre 1994 ihr Maximum mit 1919 t erreichen. Im Jahre 1995 sinkt die Menge wieder auf 1.491 t. Bei dieser Gruppe handelt es sich um verschiedene Lösemittel aus diversen Anwendungsbereichen. Im Rahmen dieser Arbeit soll ein Glykol-Wassergemisch betrachtet werden.

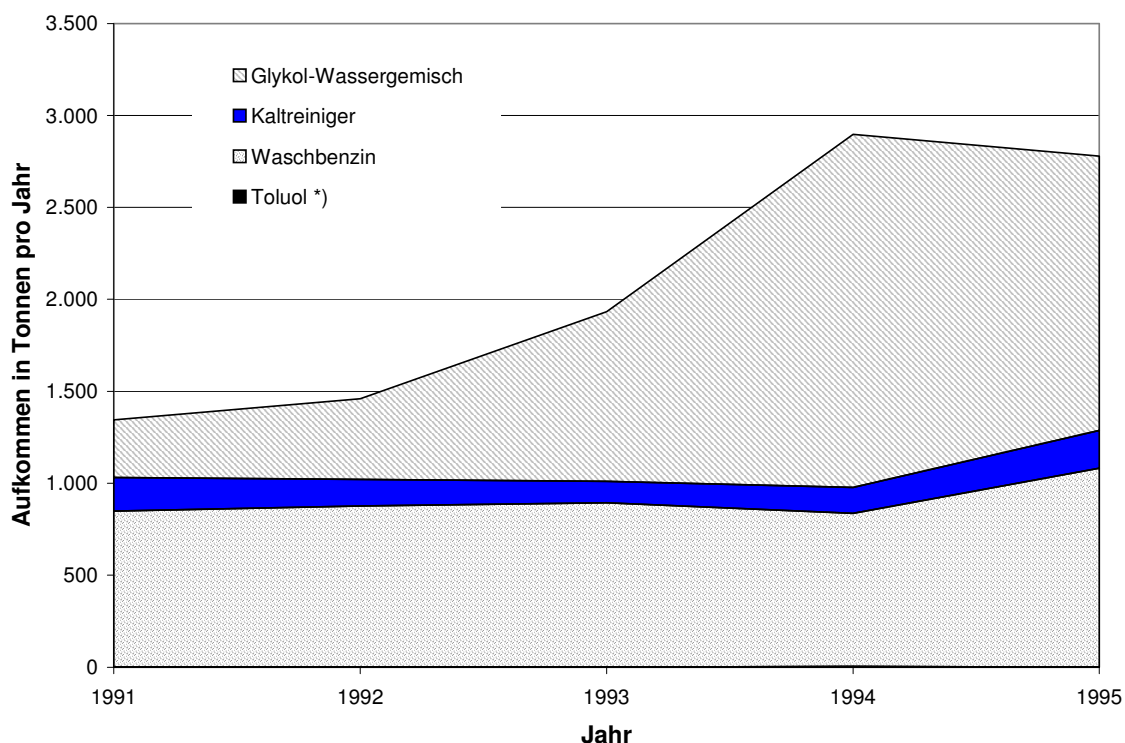


Abb. 5.1-1 Entwicklung der Mengen der ausgewählten nichthalogenierten Lösemittel in Baden-Württemberg

*) Die Toluolmengen sind im Vergleich zu den anderen Lösemittelabfällen zu gering, um in der Grafik in Erscheinung zu treten.

5.1.3 Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfälle für die Falluntersuchung

Wie bereits im vorherigen Kapitel vorgestellt, werden in der vorliegenden Falluntersuchung vier verschiedene nichthalogenierte Lösemittelabfälle betrachtet.

5.1.3.1 Toluol

Toluol ist ein Benzolderivat, d. h. es ist eine aromatische Verbindung. Es gehört zur Gruppe Benzol, Toluol und Xylol, kurz BTX genannt. Toluol ist sowohl human- als auch ökotoxisch. Für Toluol ist ein MAK-Wert von 50 ppm (190 mg/m^3) definiert und die Wassergefährdungsklasse WGK 2 (wassergefährdend) festgelegt. Dieses Lösemittel wurde aufgrund seiner toxischen Eigenschaften in die Betrachtung aufgenommen.

1994 wurden 1.185.000 t Toluol in der BRD hergestellt [Fabri u.a. 1996]. Davon werden ca. 100.000 t für den Lösungsmittelsektor produziert, außerdem beträgt der Toluolgehalt in Normalbenzin bis zu 9 % und in Superbenzin bis zu 15 % [Moll 1987]. Toluol dient als Ausgangsprodukt zur Synthese von Benzol, der Xylole, Trinitrotoluol (TNT) und vieler anderer Stoffe.

Herstellung

Die Hauptressource ist seit den 30er Jahren das Erdöl [Folkins 1994]. Als solches wird es von der Gewinnung zur Raffinerie befördert. Dort wird es fraktionierte destilliert. Die BTX befinden sich vorwiegend in der Naphtha(schwer)-fraktion. Die Weiterverarbeitung dieser Fraktion erfolgt bei einer Temperatur von ca. 500°C, einem Druck von 2,5 bis 7 MPa und der Anwesenheit von Katalysatoren. Aus dem dabei entstehenden Reformat werden die BTX mit Hilfe eines Lösungsmittels, beispielsweise flüssiges Schwefeldioxid SO₂, herausgelöst und können dann in einem letzten Schritt durch nochmalige fraktionierte Destillation getrennt werden. Benzol verlässt bei etwa 80°C als erste dieser Substanzen die Destillationsblase dann folgt bei 110°C Toluol und zuletzt das Isomerengemisch der Xylole bei einem Siedepunkt von 140°C.

5.1.3.2 Waschbenzin

Der hier zu betrachtende waschbenzinhaltige Abfall lässt sich nicht genau einer Gruppe von Benzinen zuordnen. So wurde eine Zuordnung gewählt, die sich nach dem Verwendungszweck richtet. In der Lack- und Farbindustrie wird die Fraktion Lösungsbenzin genannt und hat einen Siedebereich von 80 bis 125°C. Die andere Fraktion wird Waschbenzin oder auch Testbenzin genannt und kommt aus der chemischen Industrie mit einem Siedebereich von 100 bis 140°C [Borucki u.a. 1988]. Diese beiden Fraktionen werden hier zu Waschbenzin zusammengefasst und haben somit einen Siedebereich von 80 bis 140°C. Bei Waschbenzin handelt es sich um eine Mischung verschiedener aliphatischer (geradkettiger und verzweigter) kurzer Kohlenwasserstoffe.

Waschbenzin wird in die VbF Gefahrenklasse A1 (A1-Produkt) eingeteilt. Außerdem ist es in die Wassergefährdungsklasse WGK 2 (wassergefährdend) eingestuft [UBA 1994].

Herstellung

Nach der Gewinnung und dem Transport zur Raffinerie durch Tankschiffe, Pipelines oder Kesselwagen der Bahn wird das Erdöl durch fraktionierte Destillation in seine Bestandteile zerlegt. Die Destillation findet in Kolonnen statt, die bis 400°C unter Atmosphärendruck betrieben werden. Die Benzinfraktion (leichtes Naphtha) wird bei 40 bis 140°C gewonnen. Bei dem betrachteten Waschbenzin handelt es sich um ein Benzin, das in der Raffinerie nicht entschwefelt oder sonstigen Veredelungsprozessen unterzogen wurde. Es ist nicht als Motorenbrennstoff geeignet.

5.1.3.3 Kaltreiniger

Die Benennung „Kaltreiniger“ wurde gewählt, da diese nichthalogenierten Lösungsmittel in der Oberflächenentfettung von Metall- und Kunststoffteilen „kalt“ angewendet werden. Kaltreiniger sind Gemische, die aus mehreren verschiedenen langkettigen Kohlenwasserstoffen zusammengesetzt sind. Sie bestehen aus n-, iso- und cyclo-Paraffinen mit einer Kettenlänge von C₁₁ bis C₁₃ und zählen zu den AIII-Produkten. Als AIII-Produkt zeichnen sie sich durch einen hohen Flammpunkt und eine hohe Verdunstungszahl aus. Der Siedebereich der hier betrachteten Kaltreiniger liegt zwischen 195 und 235°C. Damit gehören sie zu den Hochsiedern.

Das hier beschriebene AIII-Produkt besitzt keinen MAK-Wert, da es sich um ein Gemisch handelt. Seit 1992 liegt jedoch ein TRK-Grenzwert vor, der für entaromatisierte KW-Gemische 350 ml/m^3 (ppm) beträgt [UBA 1994]. Die betrachteten Kaltreiniger sind in die Wassergefährdungsklasse WGK 1 (schwach wassergefährdend) eingestuft, da die Paraffine schwer abbaubar sind.

Herstellung

Genau wie das Waschbenzin werden die Kaltreiniger oder auch die Paraffine in der Raffinerie hergestellt. Nach der Gewinnung des Erdöls und dessen Transport zu einer bundesdeutschen Raffinerie wird das Erdöl zunächst entsalzt und dann bei atmosphärischem Druck und einer Temperatur von ca. 400°C einer ersten Destillation unterzogen. Die Paraffine verbleiben in dem sogenannten atmosphärischen Rückstand und werden in einer zweiten Destillation, diesmal unter Vakuum, im Wachsdestillat konzentriert. Aus dem Wachsdestillat müssen die Paraffine extrahiert (Trennung von Aromaten) und im Kälteverfahren auskristallisiert (Trennung von verzweigten Ketten¹⁶) werden.

Um die Paraffine dann als Kaltreiniger bzw. als Reinigungsmittel in der Oberflächenreinigung der Metallindustrie zu verwenden, ist es nötig, die spezifizierten Zusammensetzungen herzustellen und eventuell spezielle Additive, wie Stabilisatoren, hinzuzufügen.

5.1.3.4 Lösemittel-Wassergemisch

Für das hier betrachtete Fallbeispiel wird ein Gemisch von Glykol mit Wasser Lösemittel-Wassergemisch zu Grunde gelegt. Bei Glykol oder auch Ethylenglykol handelt es sich um einen zweiwertigen Alkohol. Ein Glykol-Wassergemisch wird häufig als Gefrierschutzmittel für Motorenkühlwasser verwendet. Durch seine Polarität ist Glykol beliebig mit Wasser mischbar. Damit wird es in die VbF-Gefahrenklasse B eingeteilt. Glykol ist eine farblose, viskose und bei oraler Aufnahme giftige Flüssigkeit. Glykol hat einen MAK-Wert von 10 ppm beziehungsweise 26 mg/m^3 . Allerdings ist es keiner Wassergefährdungsklasse WGK zugeordnet.

Herstellung

Auch für die Herstellung von Glykol ist der Ausgangsstoff Erdöl. Aus der in der Raffinerie erzeugten Naphtha-Fraktion wird in der chemischen Industrie durch Steamcracken Ethen hergestellt. Aus diesem Grundstoff wird großtechnisch Glykol gewonnen. Das Ethen wird bei 250 bis 280°C und einem Druck von $1,2$ bis $1,5 \text{ MPa}$ über einem Silberkatalysator zu Ethylenoxid oxidiert. Im nächsten Schritt wird das Ethylenoxid mit Wasser bei 200°C zur Reaktion gebracht. Dabei entsteht Glykol [Schröter u.a. 1985]. Um dann die Kühlerflüssigkeit herzustellen, wird Glykol mit der entsprechenden Menge Wasser gemischt und werden Additive zum Korrosionsschutz hinzugefügt.

¹⁶ Diese stellen das Basisöl für die Schmierstoffherstellung dar.

5.1.4 Beschreibung und Spezifikation des Abfalls der Falluntersuchung

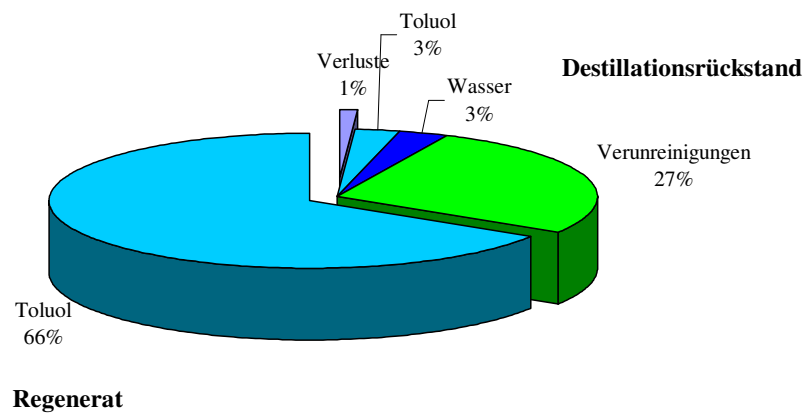
Die Zusammensetzung der betrachteten Lösemittelabfälle kann im Einzelfall erhebliche Schwankungen aufweisen. Überdies sind diesbezügliche Primärdaten sehr schwer zugänglich. Kröger [1999] stellt von den Unternehmen Christoph Dürr GmbH, Lauda-Königshofen, Buchen Umweltservice GmbH, Goch und Baufeld-Chemie, München, zur Verfügung gestellte Daten zusammen (siehe Tab. 5.1-2).

Tab. 5.1-2 Zusammensetzung der Lösemittelabfälle (mittlere Situation nach Kröger [1999], Auswertung von Primärdaten von Aufarbeitungsunternehmen)

		Toluol	Waschbenzin	Kaltreiniger	Glykol-/ Wassergemisch ^{b)}
Lösemittelanteil	Gew. %	70	80	80	70
Wasser	Gew. %	3	4	2	15
Öle/Fette/Feststoffe	Gew. %	27	16	18	15
Schwefel ^{a)}	Gew. %	-----	-----	2,8	-----
Chlor ^{a)}	Gew. %	-----	-----	2,8	-----
sonst. Halogene ^{a)}	Gew. %	-----	-----	0,094	-----
Blei ^{a)}	mg/kg	-----	-----	14	-----
Cadmium ^{a)}	mg/kg	-----	-----	0,24	-----
Quecksilber ^{a)}	mg/kg	-----	-----	0,024	-----
sonst. Schwermetalle ^{a)}	mg/kg	-----	-----	80	-----
Heizwert	MJ/kg	36,4	38,3	37,4	17,4
a) Die Primärdaten lassen für diese Inhaltsstoffe keine belastbare Differenzierung zwischen den einzelnen Lösemittelarten zu.					
b) Das Glykol-Wassergemisch fällt nach Nutzung mit einem mittleren Glykol-Anteil von 30 % an und wird in einem ersten Aufbreitungsschritt durch Eindampfung auf 70 % Glykol eingeeengt. Die Angaben zur Zusammensetzung beziehen sich auf den vorbehandelten Lösemittelabfall.					

Abbildung 5.1-2 zeigt beispielhaft die Zusammensetzung des nichthalogenierten Lösemittelabfalls Toluol. Von den 70 % im Abfall enthaltenen Toluol sind 66 % durch Destillation rückgewinnbar. Insgesamt 33 % verbleiben im Falle einer Destillation als Rückstand. Dieser Destillationsrückstand besteht zu 80 % aus den nichtdestillierbaren Verunreinigungen und zu jeweils 10 % aus Wasser und Toluol. Die mit einem Prozent angegebenen Verluste beziehen sich auf die Destillation.

Waschbenzin- und Kaltreinigerabfälle haben hiervon leicht abweichende Zusammensetzungen. Der Anteil Lösemittel liegt hier bei 80 %. Glykol-Wassergemische, speziell aus der Anwendung als Kühlflüssigkeiten, fallen im Mittel mit einem Glykol-Anteil von 30 % an. Für eine Entsorgung, gleich welcher Art, ist in jedem Falle eine Aufkonzentrierung des Glykolgehalts erforderlich, die in der Regel in einer CPB-Anlage durch Verdampfen des überwiegenden Anteils des Wassers erfolgt. Als Endkonzentration werden dabei 70 % Glykol erzielt (siehe Tab. 5.1-2).



ifeu

Abb. 5.1-2 Mittlere Stoffanteile in toluolhaltigen Lösemittelabfällen

5.2 Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen

Die im Folgenden dargestellten Festlegungen werden für alle in der Untersuchung betrachteten Lösemittelsysteme gleichermaßen zu Grunde gelegt. Als Ausgangspunkt wird ein fiktiver Betrieb in der Nähe von Stuttgart angenommen. Die Lage und Abfallmenge sowie andere angenommene Randbedingungen entsprechen realen Betrieben.

Dem Betrieb stehen folgende zu bewertende Entsorgungswege zur Verfügung:

- Destillation und Wiederverwendung,
- Zufeuerung im Zementwerk,
- Verbrennung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV).

Neben den energiebezogenen Kennwerten zur Bestimmung des KEA müssen alle zur Durchführung der wirkungsbezogenen Ökobilanz notwendigen Daten erhoben und die stofflichen Gesamtaufwendungen und -emissionen des betrachteten Systems modelliert werden. Hierzu werden die Prozessketten in Form eines Stoffstromnetzes modelliert. Zur Unterstützung dient die Software Umberto®, in deren Datenbank bereits mehrere hier benötigte Prozessmodule enthalten sind: Vorketten zu Energieträgern, Energieumwandlungsprozesse, Transport- und Entsorgungsvorgänge können daraus abgerufen werden.

Darüber hinaus waren im Rahmen dieser Arbeit eine Reihe spezifischer Prozessdaten zu recherchieren. Insbesondere die Raffination der gebrauchten Lösemittel erforderte eine originäre Datenerhebung und Prozessmodellierung [Kröger 1999].

Die in Tab. 5.2-1 zusammengefassten Entsorgungsoptionen und die durch sie ersetzten Äquivalenzprozesse sowie die getroffenen Modellannahmen werden im Folgenden kurz beschrieben.

Tab. 5.2-1 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Lösemittelentsorgung und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
C1	Destillation und Wiederverwendung (Verbrennung der Destillationsrückstände in einer SAV)	Einsparung von neuem Lösemittel und damit der Herstellung (Einspeisung von Strom in das Netz)
C2	Zufeuerung im Zementwerk	Einsparung des Primärbrennstoffes Steinkohle
C3	SAV	Auskopplung von Fernwärme

Da es sich hier um vier verschiedene Lösemittelabfälle handelt, wird den einzelnen Abfällen noch ein Buchstabe zugeordnet:

a Toluol,

- b Waschbenzin,
- c Kaltreiniger,
- d Lösemittel-Wassergemisch (glykolhaltig).

(Bsp.: Option C2c: Einsatz von Kaltreiniger im Zementwerk)

5.2.1 Destillation und Wiederverwendung

Beschreibung

Eine Destillation umfasst das Verdampfen der niedriger siedenden Gemischkomponenten aus dem Flüssigkeitsgemisch durch Erhitzen und Wiederkondensieren des entstandenen Dampfes. Die Trennung der Substanzgemische hängt in erster Linie von den Konzentrationen der einzelnen Substanzen im Dampf und in der flüssigen Phase ab.

Die Anlage zur einfachen Destillation besteht im Wesentlichen aus der Destillationsblase mit Rühranlage (häufig auch Rührwerksblase genannt), dem Kondensator, dem Destillatkühler und der Vorlage. Destillations- bzw. Rührwerksblasen werden aufgrund ihrer einfachen Bauweise und hohen Betriebssicherheit vielfältig zur Trennung von nichthalogenierten Lösemittelabfällen eingesetzt:

- im Chargenbetrieb und zur Trennung kleinerer Mengen,
- bei oftmaligem Wechsel und
- starken Konzentrationsschwankungen der Einsatzgemische,
- zur Vorreinigung stark verschmutzter Lösemittel.

Bei diesen Anwendungen wird die Anlage meistens mit einem Vakuum von etwa 100 mbar gefahren [Märker 1998, UBA 1994].

Bei der einfachen Destillation von nichthalogenierten Lösemittelabfällen geht es darum, das Lösemittel von den Verunreinigungen zu trennen. Die Verunreinigungen bestehen, je nach Anwendungsbereich bzw. Herkunft des Abfalls, aus einem Gemisch von Schmierölen, Fetten, Harzen oder auch Feststoffen, wie Farbpigmenten oder Metall- und Kunststoffspänen. Die Verunreinigungen haben einen Gesamtanteil am Abfall von 10 bis 30 % und verbleiben nach der Destillation in der Regel als höher siedende Komponente als Sumpf in der Destillationsblase. Das nichthalogenierte Lösemittel oder Lösemittelgemisch kann nicht 100 %ig als Regenerat zurückgewonnen werden. Der Destillationsrückstand enthält 5 bis 25 % nicht destilliertes Lösemittel und wird in einer Sonderabfallverbrennungsanlage entsorgt.

Die Hälfte der gewonnenen Regenerate wird vom Destillationsbetrieb unmittelbar an den Abfallerzeuger zurückgegeben (Lohndestillation), z.T. auch an andere Kunden im gleichen Lösemittelanwendungsbereich vermarktet (closed loop recycling). Die andere Hälfte entspricht nicht mehr den Qualitäten der Ausgangsprodukte (Downcycling). Sie wird vom Destillationsbetrieb „übernommen“ (Übernahmedestillation), d.h. er vermarktet die gewonnenen Regenerate in Eigenregie für verschiedene Anwendungszwecke (beispielsweise als Reinigungsmittel) oder verwendet sie für den Eigenbedarf [UBA 1994].

Die Zufuhr der Wärmeenergie für die Destillation erfolgt bei 63 % der bundesdeutschen Destillationsbetriebe mit Dampf (Temperaturniveau: 180 °C) [Märker u.a. 1998].

Die nichthalogenierten Lösemittelabfälle werden beispielsweise über Sammelstellen oder beim Großverbraucher bundesweit von Speditionen eingesammelt und mit Spezial-Lkw (gekühlte Fass- und Tankwagen) zum Destillationsbetrieb gebracht. Dort werden sie anhand des Begleitscheines geprüft und mit einer betriebsinternen oder auch externen Analytik untersucht. Mit Hilfe der Analyseergebnisse und den Angaben vom Begleitschein kann der Destillationsbetrieb den angelieferten Abfall in seine Betriebslogistik einplanen. Lösemittelabfälle, die zur Lohndestillation bestimmt sind, werden chargenweise destilliert. Fallen bei der Übernahmedestillation kleine Mengen gleichartiger Lösemittelabfälle an, so können diese vor der Aufarbeitung zusammengefasst werden, sodass ein vermarktbare Regenerat gewonnen werden kann [Märker u.a. 1998].

Modellannahmen

Für die Destillation wurde ein Verwerterbetrieb in Nordrhein-Westfalen ausgewählt, der 494 km zur Anfallstelle des Abfalls entfernt ist. Zum Antransport wurde ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht gewählt und eine volle Auslastung angenommen. Bei Lohndestillation erfolgt der Rücktransport mit dem gleichen Fahrzeug über die gleiche Distanz mit entsprechend geminderter Auslastung (bei Toluol 66 %, bei Kaltreiniger 74%).

In Abb. 5.2-1 wird die der Modellierung zu Grunde gelegte Prozesskette als einfaches Schema dargestellt. Die Darstellung erfolgt, wie auch für die weiteren Entsorgungs- und Äquivalenzprozesse, beispielhaft anhand der toluolhaltigen Lösemittelabfälle.

Eine Abweichung von der Modellstruktur in Abb. 5.2-1 ergibt sich bei Waschbenzin und Glykol: Da es sich bei diesen beiden Abfällen nicht um eine Lohndestillation handelt, fällt der Rücktransport „Lkw NRW → BaWü“ hier weg.

Der Destillationsbetrieb ist nach der 4. BImSchV Nr. 4.8 Spalte 1 genehmigt. Damit gilt für ihn die TA Luft. Die Anlage ist für einen Volumenstrom von 6.000 m³/h genehmigt. Für die Berechnung wurde für VOC bzw. NMVOC (organische Lösemittel) eine Emissionskonzentration von 10 mg/m³ angenommen.

Der **waschbenzin**haltige Abfall wird nach der Prüfung, ob ein verkaufsfähiges Regenerat gewonnen werden kann, destilliert. Ist es nicht möglich ein „gutes“ Regenerat zu gewinnen, wird der Abfall beispielsweise an eine Raffinerie weitergegeben (dieser Fall wird hier nicht weiter untersucht). Die Qualitätsanforderungen an das Regenerat sind nicht so hoch zu stellen, wie beispielsweise beim Toluol.

Beim **glykol**haltigen Abfall muss zunächst – unabhängig von dem anschließenden Entsorgungsweg – eine Vorbehandlung zur Abtrennung des enthaltenen Wassers stattfinden. Dies geschieht häufig durch eine Dünnschichtdestillation [Märker u.a. 1998]. Für alle drei Optionen wird daher diese Vorbehandlung (Einengung von 30 % Glykol-Gehalt auf 70 %) in die Modellierung einbezogen. Da davon ausgegangen wird, dass das Destillationsunternehmen diese Vorbehandlung selbst durchführt, wird im

Szenario C1d ein Transport des 30 %igen Lösemittelabfalls bis zu diesem 494 km entfernten Unternehmen angesetzt. Bei den beiden anderen Optionen wird dagegen von einem Transport zu einer in 30 km Entfernung liegenden CPB-Anlage ausgegangen, von wo aus der auf 70 % konzentrierte Lösemittelabfall über 124 km zu einem Zementwerk bzw. direkt 718 km mit der Bahn zur SAV transportiert wird.

Bei der Destillation wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass sich alle Schadstoffe vollständig im Destillationsrückstand befinden. Die Beschreibung der Destillationstechnik sowie deren Modellierung in Detail findet sich in Anhang B, Kapitel 4.

Für die Entsorgung der Destillationsrückstände wird eine Verbrennung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage berücksichtigt. Hier wird von der in 105 km zum Destillationsunternehmen entfernten Anlage des RZR Herten ausgegangen. Die Modellierung erfolgt in gleicher Weise wie bei der Anlage der AVG Hamburg (siehe Kapitel 5.2.3), wobei beim RZR anstelle von Fernwärme Strom erzeugt und an das Netz abgegeben wird (netto 8 % der Feuerungswärmeleistung).

Für den Transport der Lösemittelabfälle wird (abgesehen von der Anlieferung zur AVG nach Hamburg) grundsätzlich ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht angesetzt. Für die Hinfahrt wird generell eine 100 %ige Auslastung angenommen. Für die Rückfahrt wird bei der Lohndestillation jeweils eine der Recyclingausbeute entsprechenden Auslastung angesetzt. Ansonsten wird davon ausgegangen, dass die Rückfahrt zu 50 % mit anderen Gütern erfolgt (Mix aus Werks- und Speditionsverkehr), d.h. dem Entsorgungssystem nur zur Hälfte angelastet wird.

Die in Tab. 5.2-2 genannten Regeneratmengen werden vom Destillationsbetrieb entweder - bei der Lohndestillation - zum Anwender zurücktransportiert (Toluol und Kaltreiniger) oder – bei der Übernahme – vermarktet bzw. für den Eigenbedarf verwendet (Waschbenzin und Glykol). Als durchschnittliche jährliche Abfallmenge eines Betriebs werden für die Lösemittelarten Kaltreiniger, Waschbenzin und Glykol-Wassergemisch (nach Einengung auf 70 % Glykol) 10 t angesetzt, für Toluol 1 t, da dieses in weit geringeren Mengen Anwendung findet.

Tab. 5.2-2 Die destillativ zurückgewonnenen Mengen der einzelnen Lösemittel (Die Destillationsverluste schlagen jeweils mit 1 % zu Buche.)

Lösemittel	Einsatzmenge (Bezugsgröße) in t	Regeneratmenge in t	Destillationsrückst. in t und GJ (H_u)
Toluol	1	0,66	0,33 9,18
Waschbenzin	10	7,7	2,2 55,8
Kaltreiniger	10	7,4	2,5 73,5
Glykol-Wassergemisch ^{a)}	10	6,3	3,6 100
a) Angabe hier nach Einengung auf 70 % Glykol. Die vorzubehandelnde Ausgangsmenge liegt bei 23,33 t mit 30 % Glykol.			

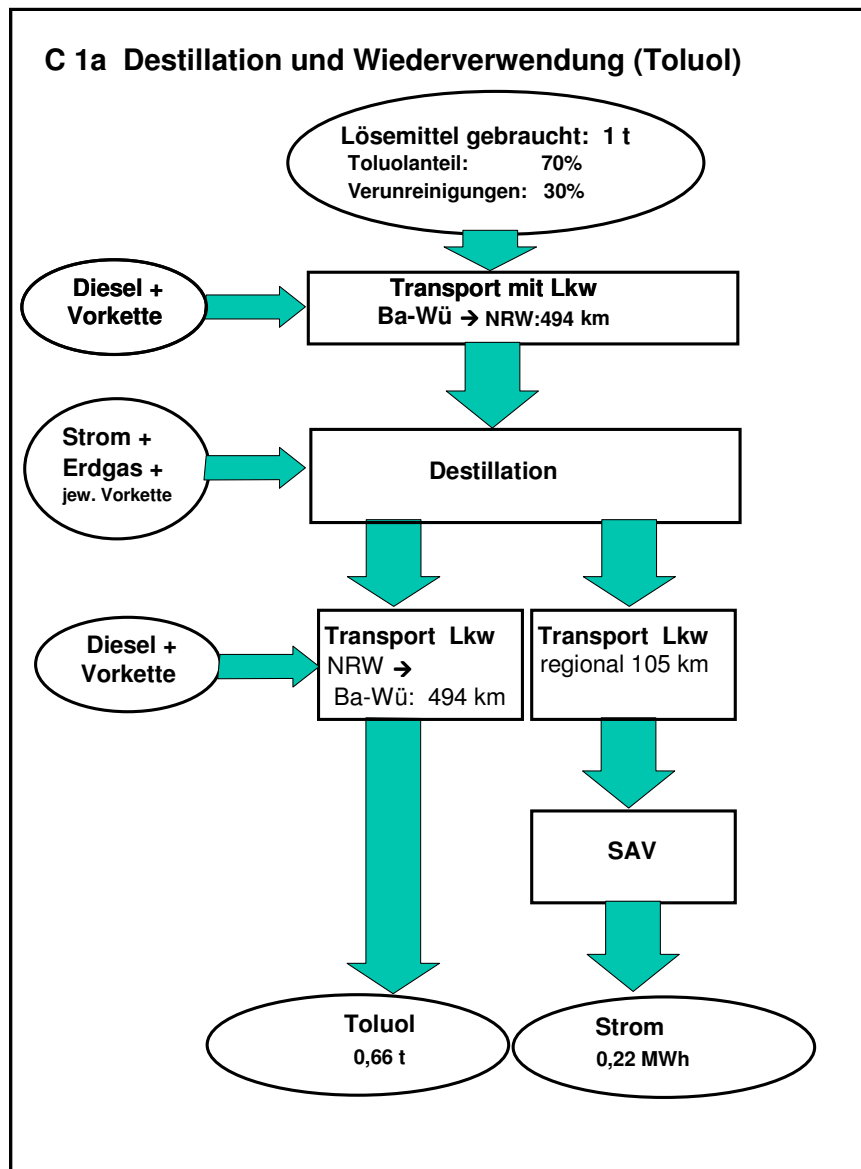


Abb. 5.2-1 Prozesskette der Destillation toluolhaltiger Lösemittelabfälle zu Toluol und für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Die Regenerierung und der Wiedereinsatz von Altlösemitteln ersetzt in entsprechender Menge und Qualität primäre, auf Mineralölbasis in der (petro-)chemischen Industrie hergestellte Produkte. Die Beschreibungen zur primären Herstellung der Lösemittel befinden sich in den Kapiteln 5.1.3.1 bis 5.1.3.4.

Für die Stromerzeugung in der SAV durch Verbrennung der Destillationsrückstände wird die äquivalente Menge an Netzstrom (mittlerer Mix im deutschen Stromnetz) in Anrechnung gebracht.

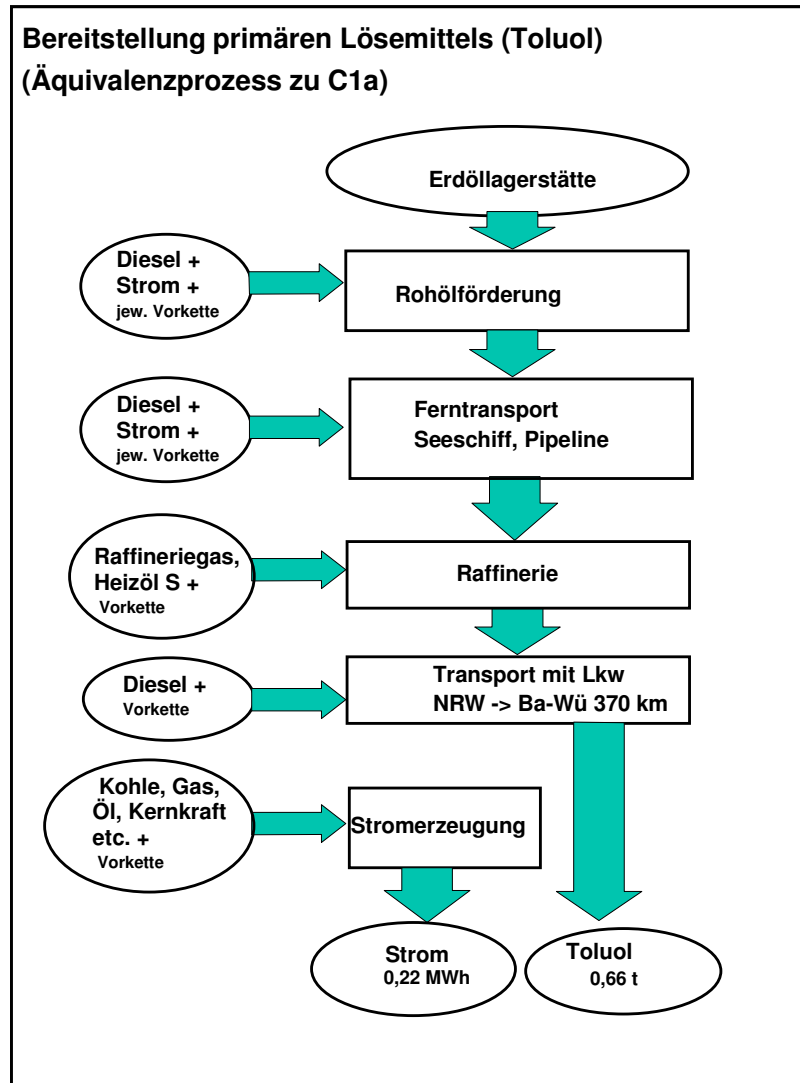


Abb. 5.2-2 Prozesskette der primären Herstellung von Toluol und für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

5.2.2 Zufeuerung im Zementwerk

Beschreibung

Der Hauptrohstoff für die Zementherstellung ist der Kalksteinmergel oder auch die Einzelkomponenten Kalkstein und Ton. Das Rohmaterial wird in Mühlen (z. B. Walzenmühlen) zu Feinmehl vermahlen. Durch Dosiereinrichtungen an den Mühlen wird die prozentuale Zusammensetzung des Zements eingestellt. In den Mühlen wird auch die Trocknung des Mehles mit Heißgas durchgeführt. Das Rohstoff-Feinmehl wird im Zementofen zu Zementklinker gebrannt. In der BRD handelt es sich meist um Drehrohröfen mit einer Länge von 150 bis 200 m und einem inneren Durchmesser von bis zu 6 m. Die Sintertemperatur beträgt 1.400 bis 1.450 °C. Das Gut durchläuft das Drehrohr im Verlauf von 10 bis 20 Minuten. Die eigentliche Klinkerbildung findet am Ende des Ofens in der Sinterzone im heißesten Bereich des Ofens statt. Hier befindet sich die

Feuerung. Diese hat als Primärbrennstoff meist Stein- oder Braunkohle und seltener Petrolkoks, Heizöl oder Erdgas. Als Sekundärbrennstoffe werden heute auch Altreifen, Gummimehl, Altöle, nichthalogenierte Lösemittelrückstände, Papierreste und neuerdings auch Leichtstoffverpackungen eingesetzt. Am unteren Ende des Ofens wird der Klinker abgenommen und schnell abgekühlt. Verlässt der Klinker die Kühlung wird er noch gemahlen und, je nach Produktspezifikation, mit Zusätzen wie z. B. Gips versehen.

Der Energiebedarf zur Herstellung von einer Tonne Portlandzement beträgt ca. 1.000 kWh, das entspricht 3,6 GJ [Konrad 1994]. Nach Angaben des Vereins deutscher Zementwerke VDZ liegt der Energiebedarf zur Herstellung von einer Tonne Zement bei 3,35 GJ für deutsche Zementwerke. Dieser Wert ist auch im Berechnungsmodul zugrunde gelegt. Jedes Zementwerk hat eigene behördliche Genehmigungen, was den Einsatz verschiedener Primär- und Sekundärbrennstoffe betrifft.

Modellannahmen

Für diese Option wird ein Transport der Lösemittelabfälle zu einem 124 km entfernten Zementwerk angenommen. Es wird ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht mit einer vollen Auslastung auf der Hinfahrt und 50 % Auslastung auf der Rückfahrt angesetzt.

Zur Berechnung der Freisetzung von Schadstoffen aus den Abfällen werden die von Winkler [1997] genannten Emissionsfaktoren herangezogen (siehe Anhang B, Kapitel 6). Diese beziehen sich ausschließlich auf Schwermetalle, Schwefel und Chlor. Was die organischen Schadstoffe betrifft, so wird angenommen, dass aufgrund der hohen Feuerungstemperaturen eine nahezu vollständige Zerstörung erfolgt und im Grunde keine Unterschiede hinsichtlich Sekundär- und Regelbrennstoffen bestehen.

Äquivalenzprozess

Der eingesparte Nutzen entspricht der mit der Wärmemenge der eingesetzten Lösemittelmenge verbundenen Prozessenergie, die im Zementdrehofen zum Brennen von Klinker benötigt wird. Ein Zementwerk verwendet in der Regel als Primärbrennstoff Steinkohle. Diese wird hier durch den Einsatz des nichthalogenierten Lösemittelabfalls entsprechend dem Heizwert substituiert.

5.2.3 Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV)

Beschreibung

Da das Bundesland Baden-Württemberg einen langfristigen Vertrag zur Entsorgung von überwachungsbedürftigen Abfällen mit der Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV) der Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH AVG der Freien und Hansestadt Hamburg hat, wird diese Anlage hier kurz beschrieben.

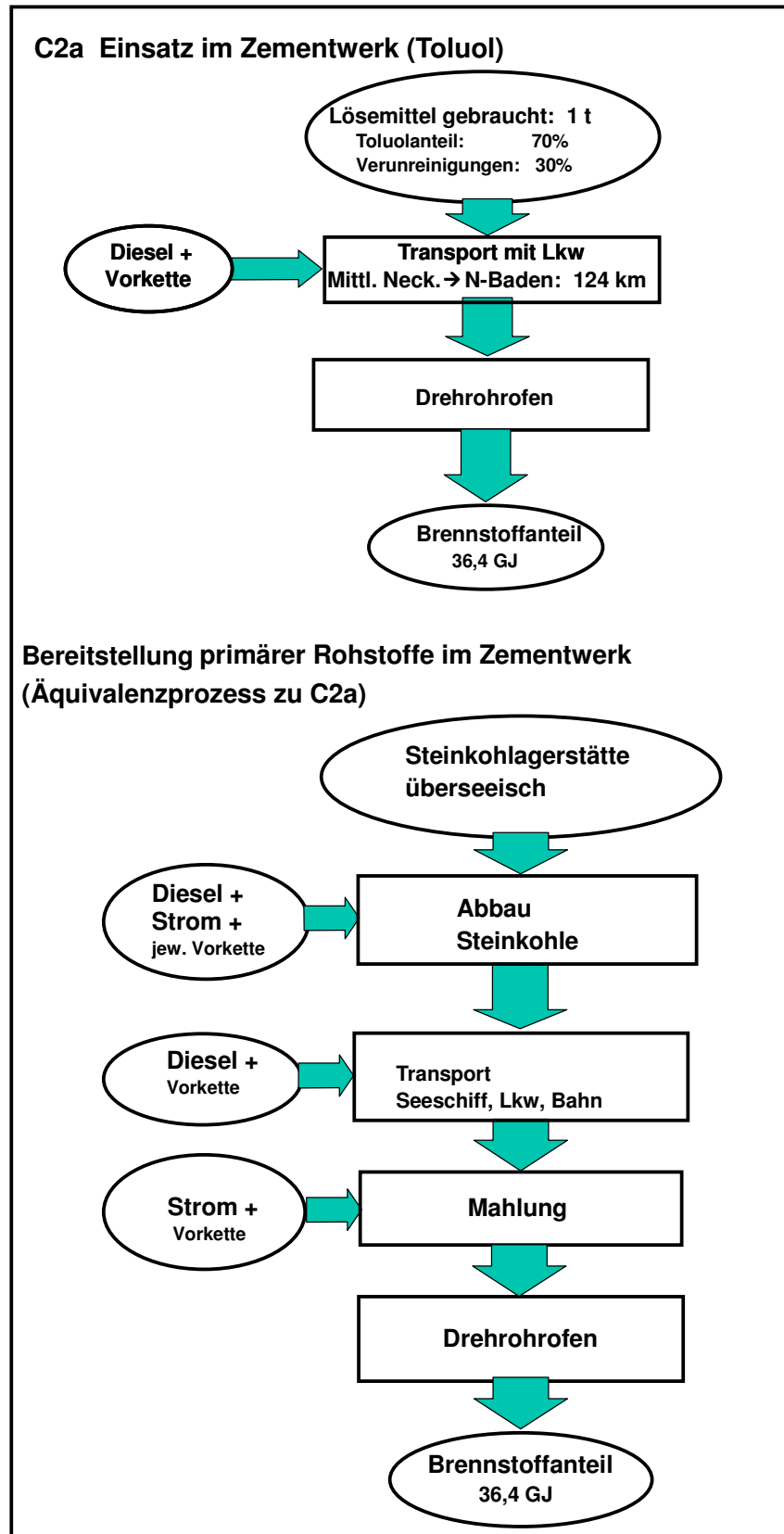


Abb. 5.2-3 Prozesskette des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle (oben) sowie von primären Brennstoffen (unten) im Zementwerk und für die KEA-Berechnung jeweils zu berücksichtigende Energieträger

Die Anlage hat eine Gesamtkapazität von 113.000 t/a. Es werden von der Hausmüll-entsorgung ausgenommene Gewerbe- und Sonderabfälle aus Hamburg und den Nachbarbundesländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen verbrannt. Die Anlage ist untergliedert in einen Annahme- und Lagerbereich und in zwei unabhängig voneinander betriebene Verbrennungs- und Abgasreinigungslinien. Sie ist nach der 17. BlmSchV genehmigt. Die Abfälle werden je nach Konsistenz den beiden Drehrohr-öfen zugeführt. Die nötige Primärluft wird aus dem Bunker angesaugt und im Gleichstrom durch den Ofen geführt. Die entstandenen Rauchgase gelangen in die Nachbrennkammer. Hier werden Sekundärluft und flüssige, heizwertreiche Abfälle oder Heizöl eingebracht, um diese zu verbrennen und die nötige Hitze von 1.200 °C für den völligen Ausbrand zu gewährleisten. Die Rauchgase gelangen in den Kessel, wo sie Dampf erzeugen, der zur Wärmenutzung dient. Die anschließende Rauchgasreinigung besteht aus folgenden Anlagen:

- dreistufiger Elektrofilter zur Staubabscheidung,
- HCl-Wäscher zur Abscheidung von Chlor- und Fluorwasserstoff,
- SO₂-Absorber,
- Aktivkohlefilter zur Abscheidung von organischen Verbindungen und Schwermetallen,
- Entstickungsanlage (SCR).

Modellannahmen

Der Antransport der nichthalogenierten Lösemittel erfolgt zum Teil (ca. 22 km) mit einem mittelgroßen LKW mit 23 t Gesamtgewicht bei einer 75 %igen Auslastung der Hin- und einer leeren Rückfahrt und zum anderen Teil (718 km) mit der Bahn.

Die Modellierung der Schadstoffemissionen erfolgt auf der Basis der relativen Abscheideleistung des Rauchgasreinigungssystems sowie des stofflichen Inventars der Lösemittelabfälle, wobei folgende zwei Prinzipien zu Grunde gelegt werden: Es wird grundsätzlich zwischen den feuerungsbedingten und den inputbedingten Abgasstoffen unterschieden.

- Bei den feuerungsbedingten Stoffen (z.B. CO, NO_x aber auch Dioxine und andere Organika) wird die insgesamt freigesetzte Fracht zwischen den Brennstoffen danach aufgeteilt, welcher wieviel Abgasvolumen verursacht. Praktisch erfolgt dies anhand einer Verbrennungsrechnung (siehe hierzu Anhang B, Kapitel 10).
- Bei den inputbedingten Stoffen (SO₂, HCl oder Schwermetalle) wird, ausgehend vom Inventar des Abfalls, der in den Abgasweg übertretende Anteil der Schadstoffe und deren Abscheideverhalten in der Abgasreinigung zu Grunde gelegt.

Die für die Abscheidung notwendige Betriebsmittelmenge (z.B. Kalkhydrat für die Absorption) wird ebenso aus der für das jeweilige Schadstoffinventar erforderlichen Menge errechnet.

Da bei einer SAV üblicherweise in der Nachbrennkammer Heizöl zugefeuert wird, bedarf es auch einer plausiblen Zurechnung dieser Zusatzenergie. Hierbei wird folgendermaßen vorgegangen: Die thermische Auslegung der Nachbrennkammer liegt bei

25 MJ/kg Abfallinput. Da bei allen SAV in Deutschland derzeit aufgrund der niedrigen Heizwerte der angedienten Abfälle dieser Wert nur durch erhebliche Zufeuerung erreichbar ist, wird jedem Abfall mit weniger als 25 MJ/kg Heizwert die Differenz mittels Heizöl angerechnet. Konsequenz: Ein Abfall mit 27 MJ/kg bedarf keiner Zusatzfeuerung, ein Abfall mit 23 MJ/kg verursacht dagegen einen zusätzlichen Heizölbedarf von 0,047 kg pro kg Abfall (= 2 MJ/kg zusätzlich). Es bedarf allerdings der Prüfung des Einflusses dieser Festlegung auf die Ergebnisse.

Äquivalenzprozess

Die Sonderabfallverbrennungsanlage der AVG in Hamburg verfügt über eine Wärmenutzung und produziert über den Eigenbedarf hinaus Nutzwärme, die sie als Fernwärme an Dritte abgibt. Die „auszukoppelnde“ Wärme wird mit 30 % der durch die Verbrennung der Abfälle (zuzüglich der Wärme aus eventueller Heizölzufeuerung) erzielten Wärme angenommen [nach Umweltbehörde 1994]. Diese wird als Prozess- oder Raumwärme genutzt.

Im Äquivalenzprozess wird ein mit Steinkohle befeuertes Heizwerk, inklusive der Brennstoffvorkette frei Anlage, angesetzt (typische Situation in Hamburg). Diese für die SAV günstige Substitutionssituation soll jedoch auch mit dem schlechteren Fall, einer aus Kraft-Wärme-gekoppelten Heizkraftwerken gewonnenen Fernwärme, verglichen werden.

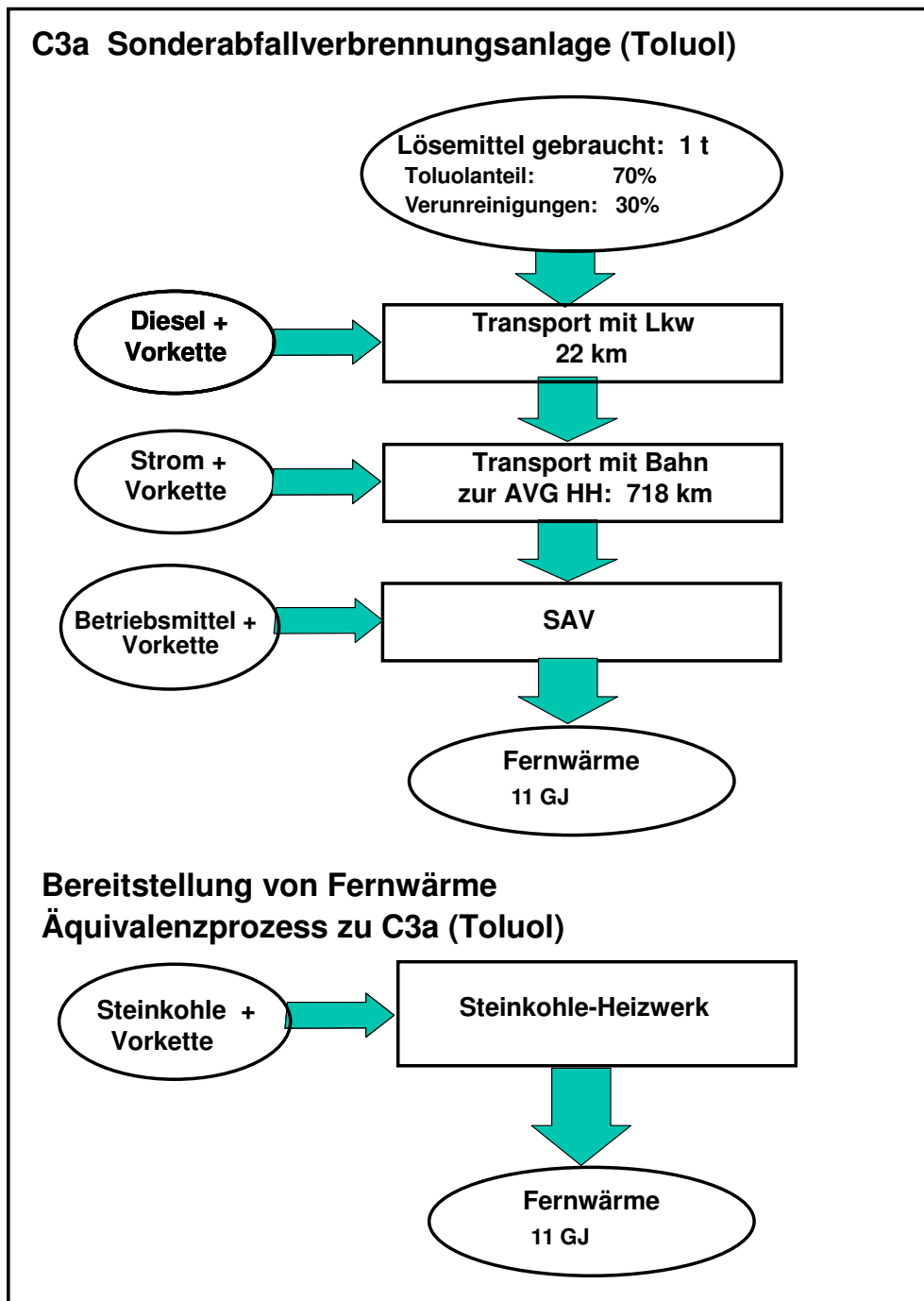


Abb. 5.2-4 Prozesskette des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV (oben) und die Erzeugung von Fernwärme in äquivalenter Höhe auf konventionelle Weise (unten) sowie für die KEA-Berechnung jeweils zu berücksichtigende Energieträger

5.3 Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen

Im Folgenden werden nun jeweils getrennt nach den vier verschiedenen Lösemittelabfällen die KEA-Aufwendungen für die drei Entsorgungswege und deren Äquivalenzprozesse errechnet. Dies erfolgt anhand der Tabellen Tab. 5.3-1 bis Tab. 5.3-6 (Toluol), Tab. 5.3-7 bis Tab. 5.3-12 (Waschbenzin), Tab. 5.3-13 bis Tab. 5.3-18 (Kaltreiniger) und Tab. 5.3-19 bis Tab. 5.3-24 (Glykol-Wassergemisch). Die Werte der Tabellen werden für den optischen Vergleich für jeden Abfall nochmals gemeinsam in einer Grafik dargestellt.

Die **Destillation und Wiederverwendung** weist von den Entsorgungsoptionen den höchsten KEA auf, da hier eine stoffliche Aufarbeitung stattfindet, die Energie benötigt. Der KEA pro Tonne Lösemittel reicht hier von 2,18 GJ (Waschbenzin) bis 4,37 GJ (Glykol). Die beiden Entsorgungsoptionen **Zuheizung im Zementwerk** und **Verbrennung in der SAV** führen nur durch die Transporte einen Primärenergieverbrauch (KEA) mit sich – mit der Ausnahme des Einsatzes von Glykol-Wassergemisch in der SAV: Der vergleichsweise geringe Heizwert dieses Abfalls erfordert eine Zusatzheizung (Heizöl EL). Diese bedingt jedoch einen deutlich höheren Energieaufwand (9,2 GJ pro t Lösemittel) als z.B. der Destillationsprozess beansprucht.

Im Äquivalenzprozess zur **Destillation** wird der Energieaufwand zur Herstellung der Lösemittel berechnet. Der KEA pro Tonne Lösemittel reicht hier von 35 GJ (Waschbenzin) bis 48 GJ (Glykol).

Der Äquivalenzprozess des **Zementwerkes** zeigt eine klare Abhängigkeit vom Heizwert. Während der Heizwert der Lösemittelabfälle relativ hoch ist (ca. 35 MJ/kg, außer Glykol 17,4 MJ/kg) beträgt der Heizwert der substituierten Steinkohle ca. 28 MJ/kg. Die Menge der substituierten Steinkohle wird damit relativ hoch und damit auch der KEA im Äquivalenzprozess der Lösemittelabfälle Toluol, Waschbenzin und Kaltreiniger.

Bei der **Sonderabfallverbrennungsanlage** kann nach Abzug des Bedarfs für den Energiebedarf der Anlage, noch 30 % der Feuerungswärme (d.h. des Heizwerts der Abfälle) als Fernwärme an Dritte „ausgekoppelt“ werden.

5.3.1 Ermittlung des KEA

5.3.1.1 Toluol

Tab. 5.3-1 KEA-Ergebnisse der Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen zu Toluol (C1a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C1a Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen zu Toluol

Systeminput: 1 t mit 70 % Toluol, 30% Verunreinigung

Systemoutput: 0,66 t Toluol und 0,22 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, einfach, voll ausgelastet)	0,76 MJ/tkm	1,0 t	0,37 GJ
Destillation	1,07 MJ/kg	1,0 t	1,07 GJ
Prozesswärme (Erdgas)	0,64 MJ/kg		0,64 GJ
Strom	0,43 MJ/kg		0,43 GJ
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, einfach, 66% ausgelastet)	0,85 MJ/tkm	0,66 t	0,28 GJ
Transp. Dest.rückst. 105 km (Lkw G.gew. 23 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	1,03 MJ/tkm	0,33 t	0,036 GJ
Verbrennung SAV	1,49 MJ/kg	0,33 t	0,49 GJ
Calciumhydrat (0,32 kg/kg Abfall)	1,00 MJ/kg		0,33 GJ
Herdofenkoks (0,02 kg/kg Abfall)	0,43 MJ/kg		0,14 GJ
Ammoniumhydroxid (0,003 kg/kg Abfall)	0,05 MJ/kg		0,02 GJ
Summe			2,24 GJ

Tab. 5.3-2 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen zu Toluol (C1a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Destillation von toluolhaltigen Lösemittelabfällen

Systemoutput: 0,66 t Toluol und 0,22 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput	KEA-Ergebnis
Herstellung Toluol (Rohöl - Produkt)	64,9 MJ/kg	0,66 t	42,8 GJ
Transport Toluol (700 km Bahn, 22 km Lkw)	0,63 MJ/tkm	0,66 t	0,30 GJ
Strom aus bundesdeutschem Netz	12,3 MJ/kWh	0,22 MWh	2,7 GJ
Summe			45,9 GJ

Tab. 5.3-3 KEA-Ergebnisse des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk (C2a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C2a Einsatz von toluolhaltigen Lösemittelabfällen im Zementwerk

Systeminput: 1 t gebrauchte Lösemittel mit 70 % Toluol

Systemoutput: 36,4 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 124 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück zu 50 % ausgelastet)	0,91 MJ/tkm	1,0 t	0,11 GJ
Summe			0,11 GJ

Tab. 5.3-4 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk (C1a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz toluolhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk

Systemoutput: 36,4 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Kohlebereitstellung (deutscher Mix)	29,7 MJ/kg	1,29t	38,3 GJ
Summe			38,3 GJ

Tab. 5.3-5 KEA-Ergebnisse des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV (C3a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C3a Verbrennung von toluolhaltigen Lösemittelabfällen in der SAV

Systeminput: 1 t gebrauchte Lösemittel mit 70 % Toluol

Systemoutput: 11 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 22 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,41 MJ/tkm	1 t	0,03 GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	1 t	0,27 GJ
Verbrennung SAV	0,83 MJ/kg	1 t	0,83 GJ
Calciumhydrat (0,106 kg/kg Abfall)	0,34 MJ/kg		0,34 GJ
Herdofenkoks (0,02 kg/kg Abfall)	0,43 MJ/kg		0,43 GJ
Ammoniumhydroxid (0,0037 kg/kg Abfall)	0,07 MJ/kg		0,07 GJ
Summe			1,13 GJ

Tab. 5.3-6 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV (C3a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Verbrennung toluolhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV

Systemoutput: 11 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput KEA-Ergebnis		
Heizwerk (Steinkohle)	1,25MJ/MJ	11GJ	13,8	GJ
<i>(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix</i>	<i>0,33MJ/MJ</i>	<i>11GJ</i>	<i>3,6</i>	<i>GJ)</i>
Summe			13,8	GJ

Vergleicht man die Optionen miteinander, so ergibt sich folgendes Bild:

- C1a Die **Destillation der toluolhaltigen Lösemittelabfälle zur Rückgewinnung von Toluol** verursacht einen KEA von **2,24 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der äquivalenten Menge an primärem Toluol von **45,9 GJ** gegenüber.
- C2a Der **Einsatz im Zementwerk** verursacht einen KEA von **0,11 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der Prozesswärmemenge aus Steinkohle von **38,3 GJ** gegenüber.
- C3a Die **Verbrennung in einer SAV** verursacht einen KEA von **1,13 GJ**, dem steht bei der Bereitstellung von Fernwärme in gleicher Menge auf primärem Wege ein Verbrauch von **13,8 GJ** gegenüber.

Die Rangfolge der Optionen untereinander lässt sich, wie in Kapitel 2.3.3 beschrieben, durch Gutschrift des ersetzten Prozesses oder durch kreuzweise Anlastung des „nicht ersetzten“ Prozesses im paarweisen Vergleich durchführen. Das Ergebnis wird durch die Wahl der Methodik dabei nicht beeinflusst. In Abb. 5.3-2 wird die zweite Möglichkeit grafisch dargestellt. Darin zeigt sich, dass die **Destillation und der Wiedereinsatz von Toluol** den insgesamt geringsten KEA aufweist (respektive die insgesamt höchste Entlastung bewirkt), während die **Verbrennung in der SAV** relativ deutlich hinter den Alternativoptionen liegt.

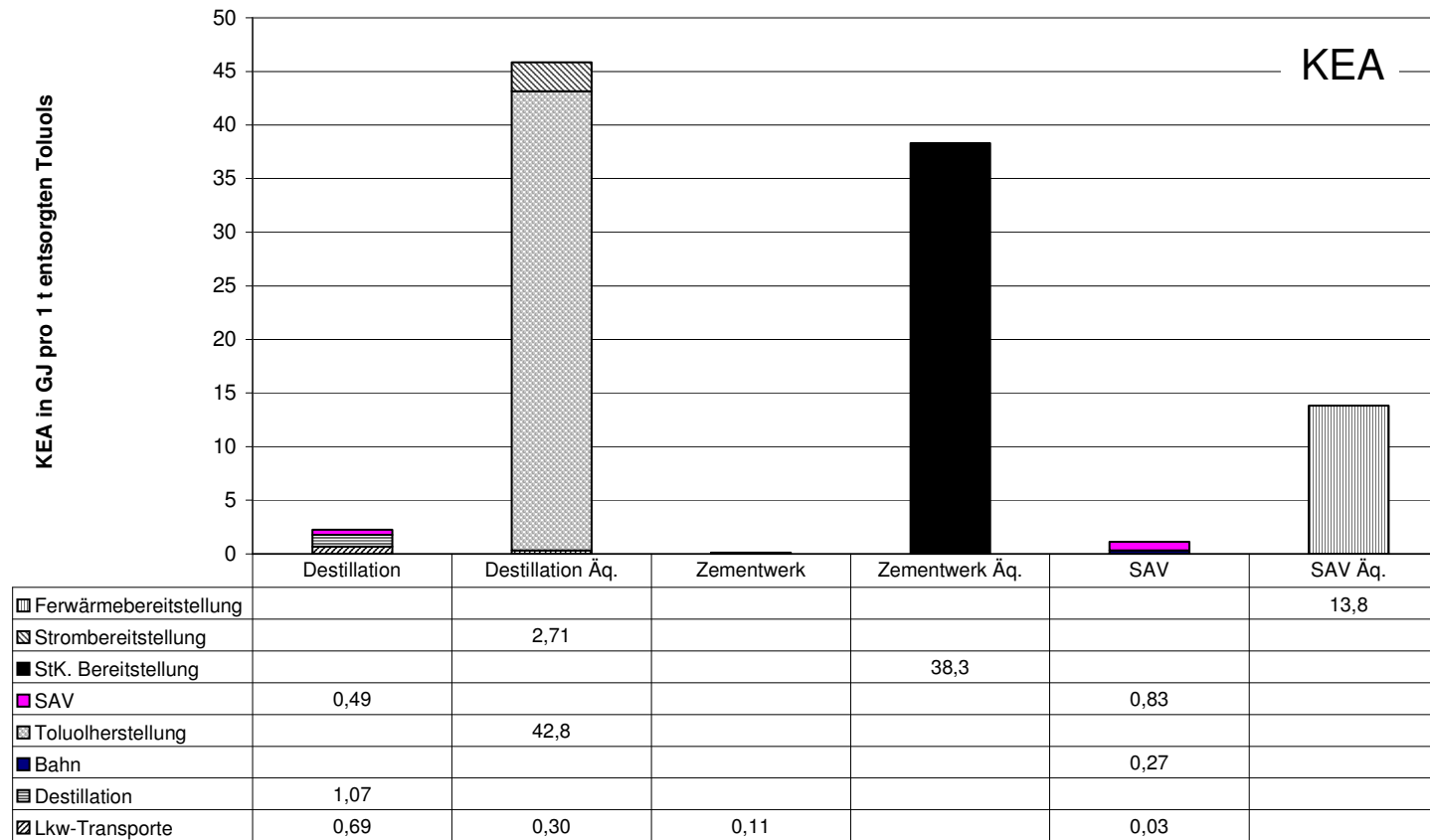


Abb. 5.3-1 Darstellung des kumulierten Primärenergiebedarfs am Beispiel der Entsorgung von 1 t Toluol
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

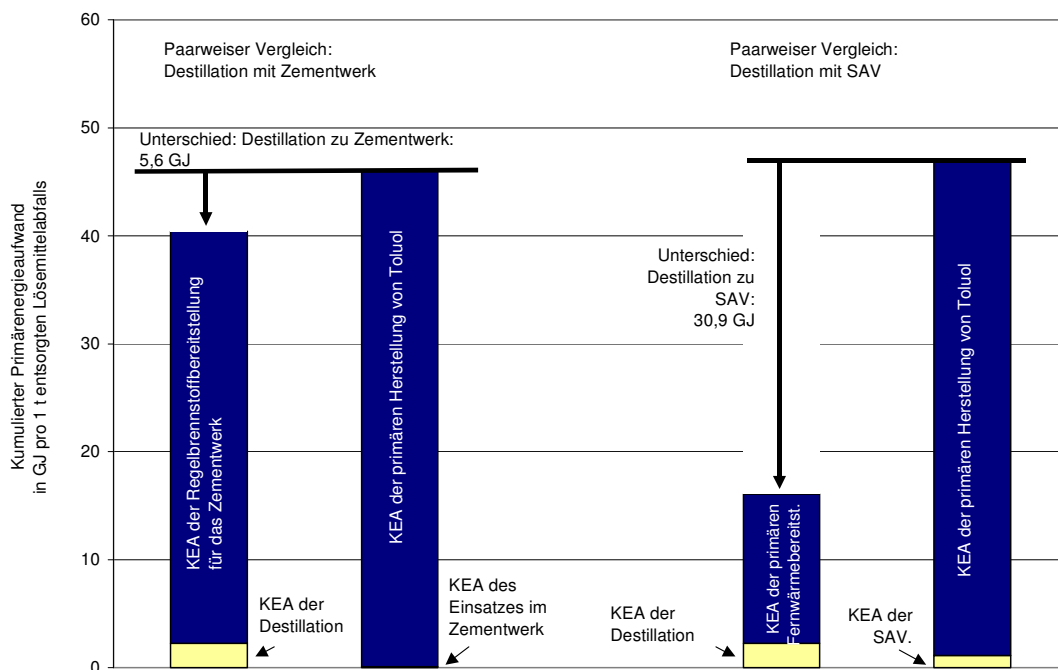


Abb. 5.3-2 Paarweise Vergleiche der Destillation zu Toluol mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage

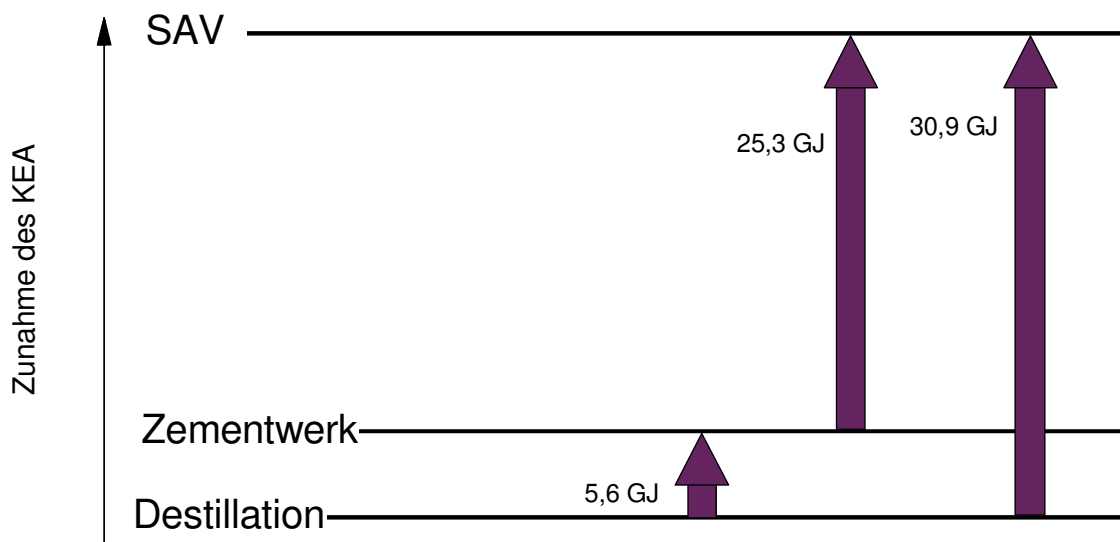


Abb. 5.3-3 Rangfolge der Entsorgungsoptionen für toluolhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA

5.3.1.2 Waschbenzin

Tab. 5.3-7 KEA-Ergebnisse der Destillation von Lösemittelabfällen zu Waschbenzin (C1b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C1b Destillation von benzinhaltigen Lösemittelabfällen zu Waschbenzin

Systeminput: 10 t mit 80 % Waschbenzin, 20% Verunreinigung

Systemoutput: 7,7 t Waschbenzin und 1,35 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 75% ausgelastet)	0,82 MJ/tkm	10 t	4,1 GJ
Destillation	1,29 MJ/kg	10 t	12,9 GJ
Prozesswärme (Erdgas)	0,77 MJ/kg		7,7 GJ
Strom	0,52 MJ/kg		5,2 GJ
Transp. Dest.rückst. 105 km (Lkw G.gew. 23 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,94 MJ/tkm	2,2 t	0,2 GJ
Verbrennung SAV	1,99 MJ/kg	2,2 t	4,4 GJ
Summe			21,5 GJ

Tab. 5.3-8 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Lösemittelabfällen zu Waschbenzin (C1b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Destillation von benzinhaltigen Lösemittelabfällen

Systemoutput: 7,7 t Waschbenzin und 1,35 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput	KEA-Ergebnis
Herstellung Waschbenzin(Rohöl - Produkt)	45,7 MJ/kg	7,7 t	352 GJ
Transport Waschbenzin (700 km Bahn, 22 km Lkw)	0,63 MJ/tkm	7,7 t	3,5 GJ
Strom aus bundesdeutschem Netz	12,3 MJ/kWh	1,35 MWh	16,6 GJ
Summe			372 GJ

Tab. 5.3-9 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C2b Einsatz von benzinhaltigen Lösemittelabfällen im Zementwerk

Systeminput: 10 t gebrauchte Lösemittel mit 80 % Benzin

Systemoutput: 383 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 124 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück zu 50 % ausgelastet)	0,91 MJ/tkm	10 t	1,1 GJ
Summe			1,1 GJ

Tab. 5.3-10 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz benzinhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk

Systemoutput: 383 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Kohlebereitstellung (deutscher Mix)	29,7 MJ/kg	13,6 t	403 GJ
Summe			403 GJ

Tab. 5.3-11 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C3b Verbrennung von benzinhaltigen Lösemittelabfällen in der SAV

Systeminput: 10 t gebrauchte Lösemittel mit 80 % Toluol

Systemoutput: 115 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 22 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,41 MJ/tkm	10 t	0,3 GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	10 t	2,7 GJ
Verbrennung SAV	0,84 MJ/kg	10 t	8,4 GJ
Summe			11,4 GJ

Tab. 5.3-12 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3b), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zur Verbrennung benzinhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV

Systemoutput: 115 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput KEA-Ergebnis	
Heizwerk (Steinkohle)	1,25MJ/kg	115GJ	144 GJ
(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix)	0,33MJ/kg	115GJ	38 GJ)
Summe			144 GJ

Vergleicht man die Optionen miteinander, so ergibt sich folgendes Bild:

- C1b Die **Destillation der benzinhaltigen Lösemittelabfälle zur Rückgewinnung von Waschbenzin** verursacht einen KEA von **21,5 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der äquivalenten Menge an primärem **Waschbenzin** von **372 GJ** gegenüber.
- C2b Der **Einsatz im Zementwerk** verursacht einen KEA von **1,1 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der Prozesswärmemenge aus Steinkohle von **403 GJ** gegenüber.
- C3b Die **Verbrennung in einer SAV** verursacht einen KEA von **11,4 GJ**, dem steht bei der Bereitstellung von Fernwärme in gleicher Menge auf primärem Wege ein Verbrauch von **144 GJ** gegenüber.

Durch paarweise Vergleiche der Optionen ergibt sich, dass der **Einsatz im Zementwerk** den insgesamt geringsten KEA aufweist (respektive die insgesamt höchste Entlastung bewirkt), während die **Verbrennung in der SAV** relativ deutlich hinter den Alternativenoptionen liegt.

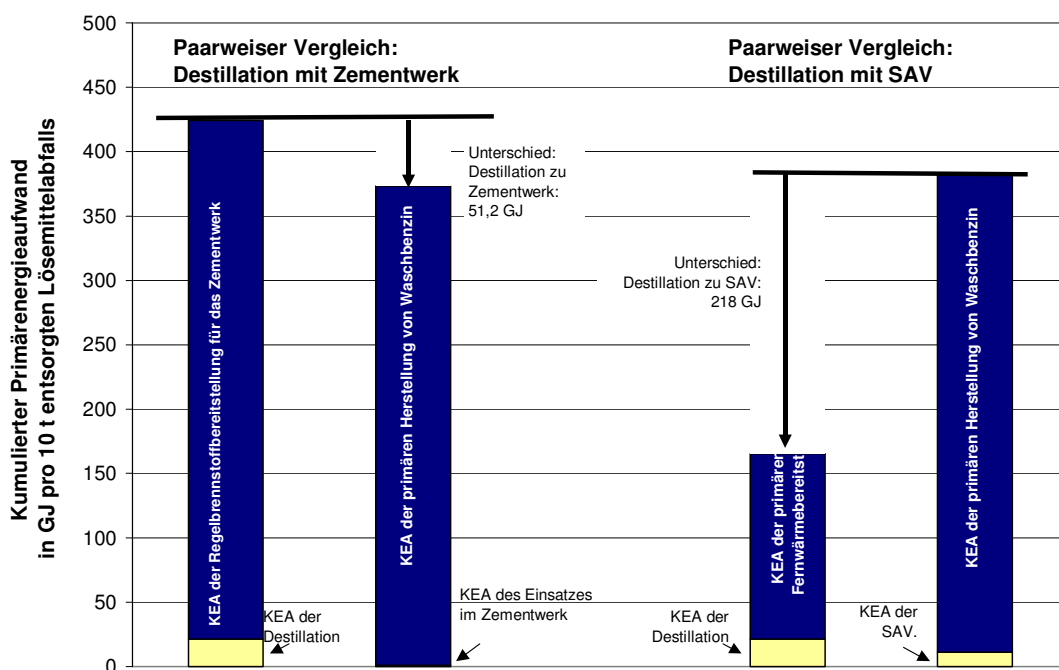


Abb. 5.3-4 Paarweise Vergleiche der Destillation zu Waschbenzin mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der SAV

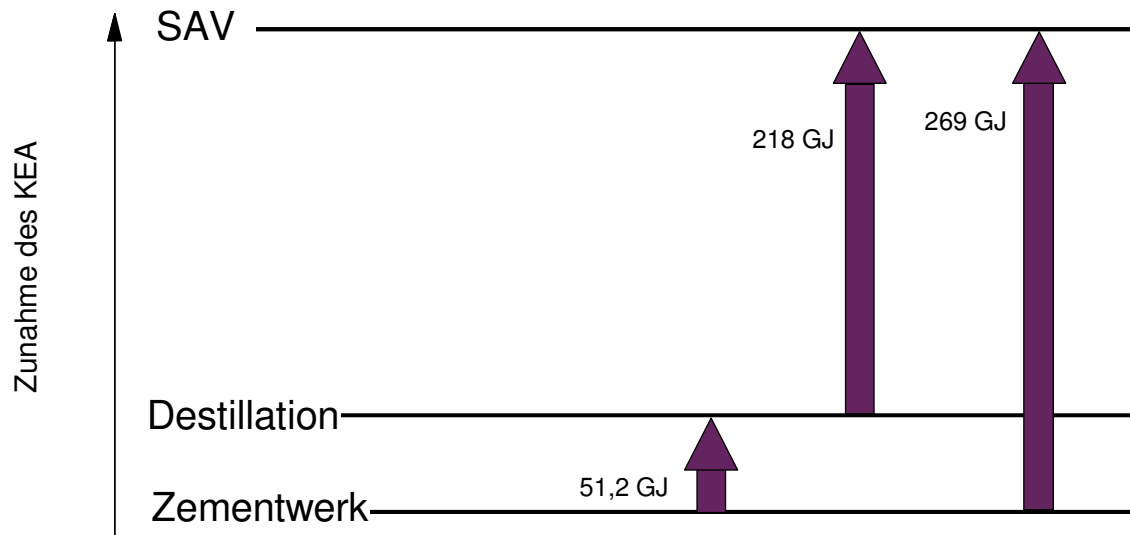


Abb. 5.3-5 Rangfolge der Entsorgungsoptionen für waschbenzinhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA

5.3.1.3 Kaltreiniger

Tab. 5.3-13 KEA-Ergebnisse der Destillation von Lösemittelabfällen zu Kaltreiniger (C1c), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

C1c Destillation von paraffinhaltigen Lösemittelabfällen zu Kaltreiniger

Systeminput: 10 t mit 80 % n-Paraffin, 20% Verunreinigung

Systemoutput: 7,4 t Kaltreiniger und 1,78 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, einfach, voll ausgelastet)	0,76 MJ/tkm	10 t	3,7 GJ
Destillation	1,18 MJ/kg	10 t	11,8 GJ
Prozesswärme (Erdgas)	0,7 MJ/kg		7,0 GJ
Strom	0,48 MJ/kg		4,8 GJ
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, einfach, 74% ausgelastet)	0,82 MJ/tkm	7,4 t	3,0 GJ
Transp. Dest.rückst. 105 km (Lkw G.gew. 23 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,94 MJ/tkm	2,5 t	0,25 GJ
Verbrennung SAV	1,83 MJ/kg	2,5 t	4,6 GJ
Summe			23,4 GJ

Tab. 5.3-14 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Lösemittelabfällen zu Kaltreiniger (C1c), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zur Destillation von paraffinhaltigen Lösemittelabfällen

Systemoutput: 7,4 t Kaltreiniger und 1,78 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput	KEA-Ergebnis
Herstellung Toluol (Rohöl - Produkt)	52,4 MJ/kg	7,4 t	387 GJ
Transport Toluol (700 km Bahn, 22 km Lkw)	0,63 MJ/tkm	7,4 t	3,4 GJ
Strom aus bundesdeutschem Netz	12,3 MJ/kWh	1,78 MWh	22 GJ
Summe			413 GJ

Tab. 5.3-15 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C2c Einsatz von paraffinhaltigen Lösemittelabfällen im Zementwerk

Systeminput: 10 t mit 80 % n-Paraffin, 20% Verunreinigung

Systemoutput: 374 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 124 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück zu 50 % ausgelastet)	0,91 MJ/tkm	10 t	1,1 GJ
Summe			1,1 GJ

Tab. 5.3-16 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen im Zementwerk (C2c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz paraffinhaltiger Lösemittelabfälle im Zementwerk

Systemoutput: 374 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Kohlebereitstellung (deutscher Mix)	29,7 MJ/kg	13,2 t	392 GJ
Summe			392 GJ

Tab. 5.3-17 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C3c Verbrennung von paraffinhaltigen Lösemittelabfällen in der SAV

Systeminput: 10 t mit 80 % n-Paraffin, 20% Verunreinigung

Systemoutput: 112 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 22 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,41 MJ/tkm	10 t	0,3 GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	10 t	2,7 GJ
Verbrennung SAV	0,84 MJ/kg	10 t	8,4 GJ
Summe			11,4 GJ

Tab. 5.3-18 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittelabfällen in der SAV (C3c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Verbrennung paraffinhaltiger Lösemittelabfälle in der SAV

Systemoutput: 112 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput KEA-Ergebnis	
Heizwerk (Steinkohle)	1,25MJ/kg	112GJ	140 GJ
<i>(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix)</i>	<i>0,33MJ/kg</i>	<i>112GJ</i>	<i>37 GJ)</i>
Summe			140 GJ

Vergleicht man die Optionen miteinander, so ergibt sich folgendes Bild:

- C1c Die **Destillation der paraffinhaltigen Lösemittelabfälle zur Rückgewinnung von Kaltreiniger** verursacht einen KEA von **23,4 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der äquivalenten Menge an primärem Toluol von **413 GJ** gegenüber.
- C2c Der **Einsatz im Zementwerk** verursacht einen KEA von **1,1 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der Prozesswärmemenge aus Steinkohle von **392 GJ** gegenüber.
- C3c Die **Verbrennung in einer SAV** verursacht einen KEA von **11,4 GJ**, dem steht bei der Bereitstellung von Fernwärme in gleicher Menge auf primärem Wege ein Verbrauch von **140 GJ** gegenüber.

Durch paarweise Vergleiche der Optionen ergibt sich, dass der **Einsatz im Zementwerk** und die **Destillation und der Wiedereinsatz von Kaltreiniger** nahezu gleich abschneiden (mit sehr geringem Vorteil der Zementoption), während die **Verbrennung in der SAV** relativ deutlich hinter den Alternativoptionen liegt.

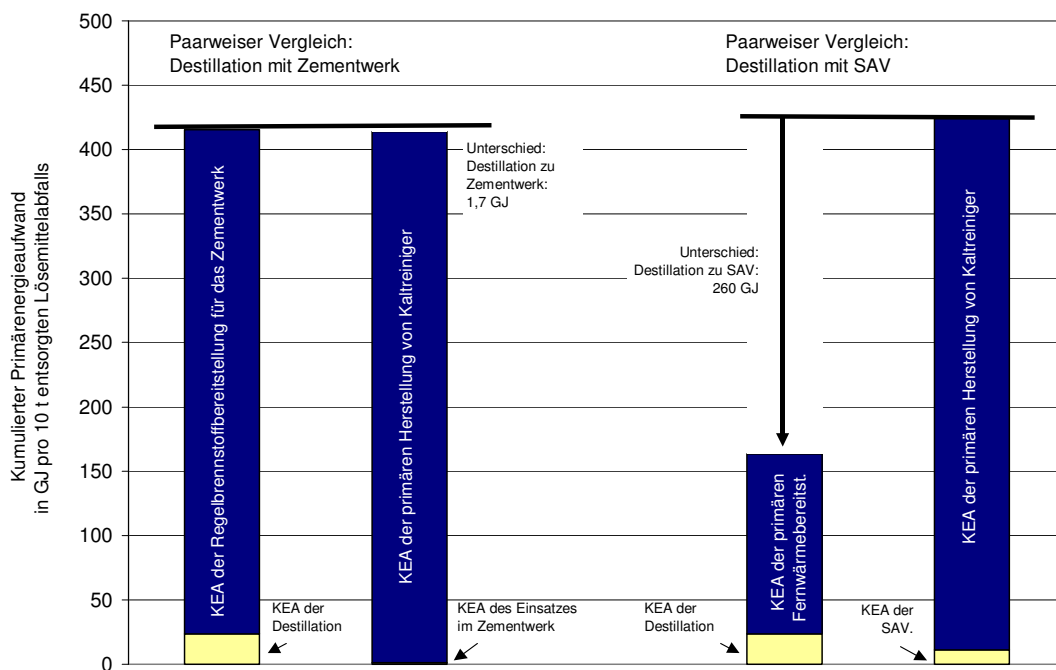


Abb. 5.3-6 Paarweise Vergleiche der Destillation zu Kaltreiniger mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der SAV

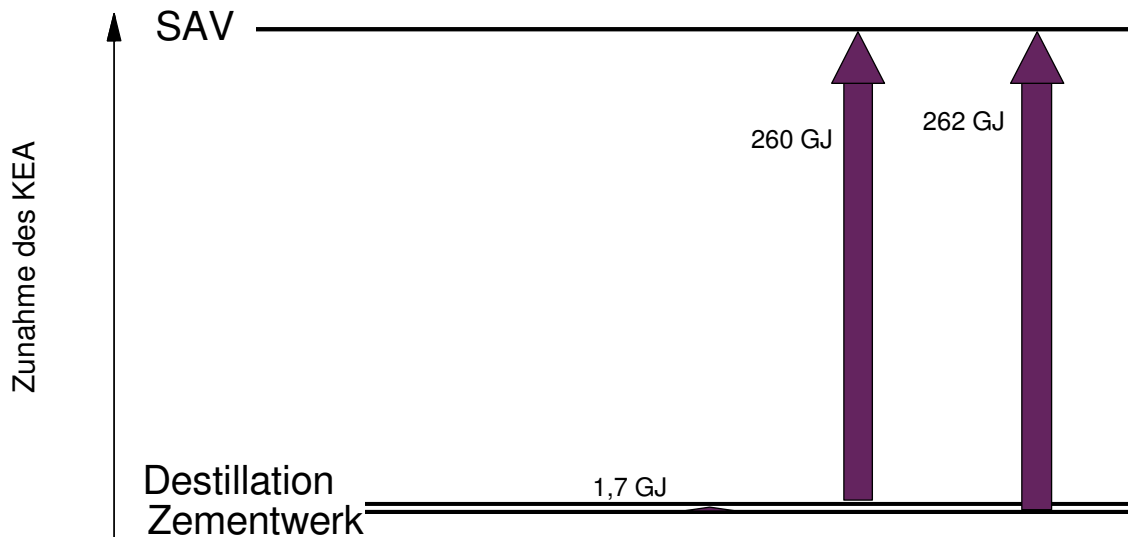


Abb. 5.3-7 Rangfolge der Entsorgungsoptionen für paraffinhaltige Lösemittelabfälle nach dem KEA

5.3.1.4 Glykolhaltiges Lösemittel-Wassergemisch

Tab. 5.3-19 KEA-Ergebnisse der Destillation von Glykol aus Lösemittel-Wassergemischen (C1d), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

C1d Destillation von Lösemittel-Wassergemischen zu Glykol

Systeminput: 23,33 t mit 30 % Glykol, 63,5 % Wasser und 6,5% sonstige Verunreinigungen

Systemoutput: 6,3 t Glykol und 1,44 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 494 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 75% ausgelastet)	0,82	MJ/tkm	23,33 t	9,45 GJ
Vordestillation (Erdgas)	1,8	MJ/kg	23,33 t	42,0 GJ
Destillation	3,73	MJ/kg	10 t	37,3 GJ
<i>Prozesswärme (Erdgas)</i>	2,23	MJ/kg		22,3 GJ
<i>Strom</i>	1,5	MJ/kg		15,0 GJ
Transp. Dest.rückst. 105 km (Lkw G.gew. 23 t, hin: voll, rück 50% ausgelastet)	0,94	MJ/kg	2,1 t	0,2 GJ
Verbrennung SAV	1,03	MJ/kg	2,1 t	2,2 GJ
Summe				91,1 GJ

Tab. 5.3-20 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Destillation von Glykol aus Lösemittel-Wassergemischen (C1d), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Destillation von Lösemittel-Wassergemischen zu Glykol

Systemoutput: 6,3 t Glykol und 1,44 MWh Strom

Prozess (Modul)	spez. KEA		Moduloutput	KEA-Ergebnis
Herstellung Glykol (Rohöl/Erdgas - Produkt)	76,1	MJ/kg	6,3 t	480 GJ
Transport Glykol (700 km Bahn, 22 km Lkw)	0,63	MJ/tkm	6,3 t	2,9 GJ
Strom aus bundesdeutschem Netz	12,3	MJ/kWh	1,44 MWh	17,8 GJ
Summe				500 GJ

Tab. 5.3-21 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk (C2d), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

C2d Einsatz von Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk

Systeminput: 23,33 t mit 30 % Glykol, 63,5 % Wasser und 6,5% sonstige Verunreinigungen

Systemoutput: 278 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 30 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück leer)	1,41 MJ/tkm	23,33t	1,0 GJ
Vordestillation (Erdgas)	1,8 MJ/kg	23,33 t	42,0 GJ
Transport 124 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück zu 50 % ausgelastet)	0,91 MJ/tkm	10 t	1,1 GJ
Summe			44,1 GJ

Tab. 5.3-22 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk (C2d), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zum Einsatz Lösemittel-Wassergemischen im Zementwerk

Systemoutput: 278 GJ Prozesswärme zum Brennen von Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Kohlebereitstellung (deutscher Mix)	29,7 MJ/kg	6,43t	191 GJ
Summe			191 GJ

Tab. 5.3-23 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen in der SAV (C3d), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

C3d Verbrennung von Lösemittel-Wassergemischen in der SAV

Systeminput: 23,33 t mit 30 % Glykol, 63,5 % Wasser und 6,5% sonstige Verunreinigungen

Systemoutput: 76,2 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 30 km (Lkw zul. G.gew. 20 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,41 MJ/tkm	23,33t	1,0 GJ
Vordestillation (Erdgas)	1,8 MJ/kg	23,33 t	42,0 GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	10 t	2,7 GJ
Verbrennung SAV	9,17 MJ/kg	10 t	91,7 GJ

Calciumhydrat (0,106 kg/kg Abfall)	0,34MJ/kg	3,4GJ
Herdofenkoks (0,02 kg/kg Abfall)	0,43MJ/kg	4,3GJ
Ammoniumhydroxid (0,0037 kg/kg Abfall)	0,04MJ/kg	0,4GJ
Heizöl EL zur Stützfeuerung (0,177 kg/kg Abfall)	8,35MJ/kg	83,5GJ

Summe		137,3 GJ

Tab. 5.3-24 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Lösemittel-Wassergemischen in der SAV (C3d), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zur Verbrennung von Lösemittel-Wassergemischen in d. SAV

Systemoutput: 76,2 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput	KEA-Ergebnis
Heizwerk (Steinkohle)	1,25MJ/kg	76,2GJ	95,4 GJ
(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix)	0,33MJ/kg	76,2GJ	24 GJ)
Summe			95,4 GJ

Vergleicht man die Optionen miteinander, so ergibt sich folgendes Bild:

- C1d Die **Destillation der glykolhaltigen Lösemittel-Wassergemische zur Rückgewinnung von Glykol** verursacht einen KEA von **91,1 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der äquivalenten Menge an primärem **Glykol** (und Strom) von **500 GJ** gegenüber.
- C2d Der **Einsatz im Zementwerk** verursacht einen KEA von **44,1 GJ**, dem steht ein Verbrauch bei der Erzeugung der Prozesswärmemenge aus Steinkohle von **191 GJ** gegenüber.
- C3d Die **Verbrennung in einer SAV** verursacht einen KEA von **137,3 GJ**, dem steht bei der Bereitstellung von Fernwärme in gleicher Menge auf primärem Wege ein Verbrauch von **95,4 GJ** gegenüber.

Durch paarweise Vergleiche der Optionen ergibt sich, dass die **Destillation und Rückgewinnung von Glykol** mit deutlich geringerem KEA (respektive deutlich höherer Umweltentlastung) vor den beiden Alternativen steht, wobei die **Verbrennung in der SAV** aufgrund des vergleichsweise geringen Heizwerts des Lösemittel-Wassergemisches (Bedarf an Stützfeuerung) sich ebenfalls deutlich hinter der Zementwerkoption positioniert.

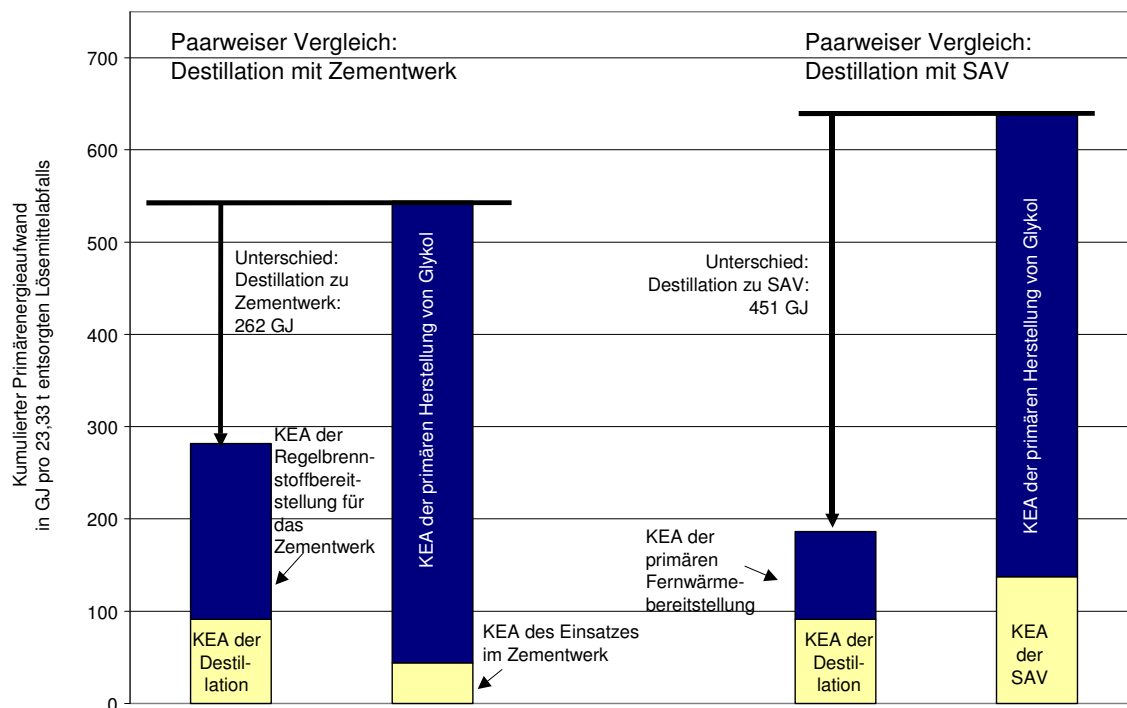


Abb. 5.3-8 Paarweise Vergleiche der Destillation glykolhaltiger Lösemittel-Wassergemische zu Glykol mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage

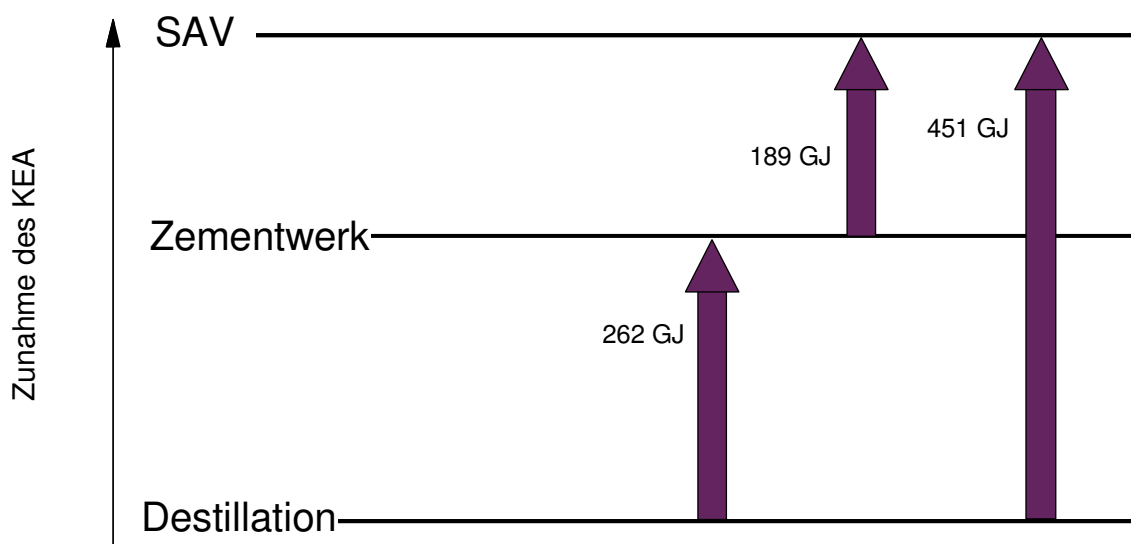


Abb. 5.3-9 Rangfolge der Entsorgungsoptionen für glykolhaltige Lösemittel-Wassergemische nach dem KEA

5.3.2 Sensitive Einflüsse auf den KEA

In zwei Fällen wurde auf Annahmen zurückgegriffen, die nicht auf „harten Basisdaten“ beruhen und u.U. von Einfluss auf das Ergebnis sind. Beide ranken sich um die Option SAV: So wurde erstens angenommen, die erzeugte Fernwärme ersetzt im Hamburger Wärmenetz die primäre Erzeugung mittels eines Steinkohleheizwerks, was einen insgesamt günstigen Fall für die SAV-Option darstellt. Wesentlich ungünstiger wäre hier die Substitution von Fernwärme aus Kraft-Wärme-gekoppelten Heizkraftwerken, weil dort ein höherer Teil des Energieträgereinsatzes der Stromerzeugung zugerechnet wird.

Des weiteren wird der Verbrennung des Lösemittel-Wasser-Gemisches eine Zusatzfeuerung angelastet (Heizwert mit 17,4 MJ/kg weit unter den 25 MJ/kg Anlagenauslegung).

In beiden Fällen sind die Annahmen jedoch ohne Einfluss auf die Rangbildung, da im ersten Fall die Option SAV (die durchgängig den hintersten Rang belegt) noch ungünstiger abschneiden würde. Im zweiten Fall würde auch ein Verzicht auf die Anrechnung von Heizöl als Zufeuerung die Positionierung der Option nicht verändern.

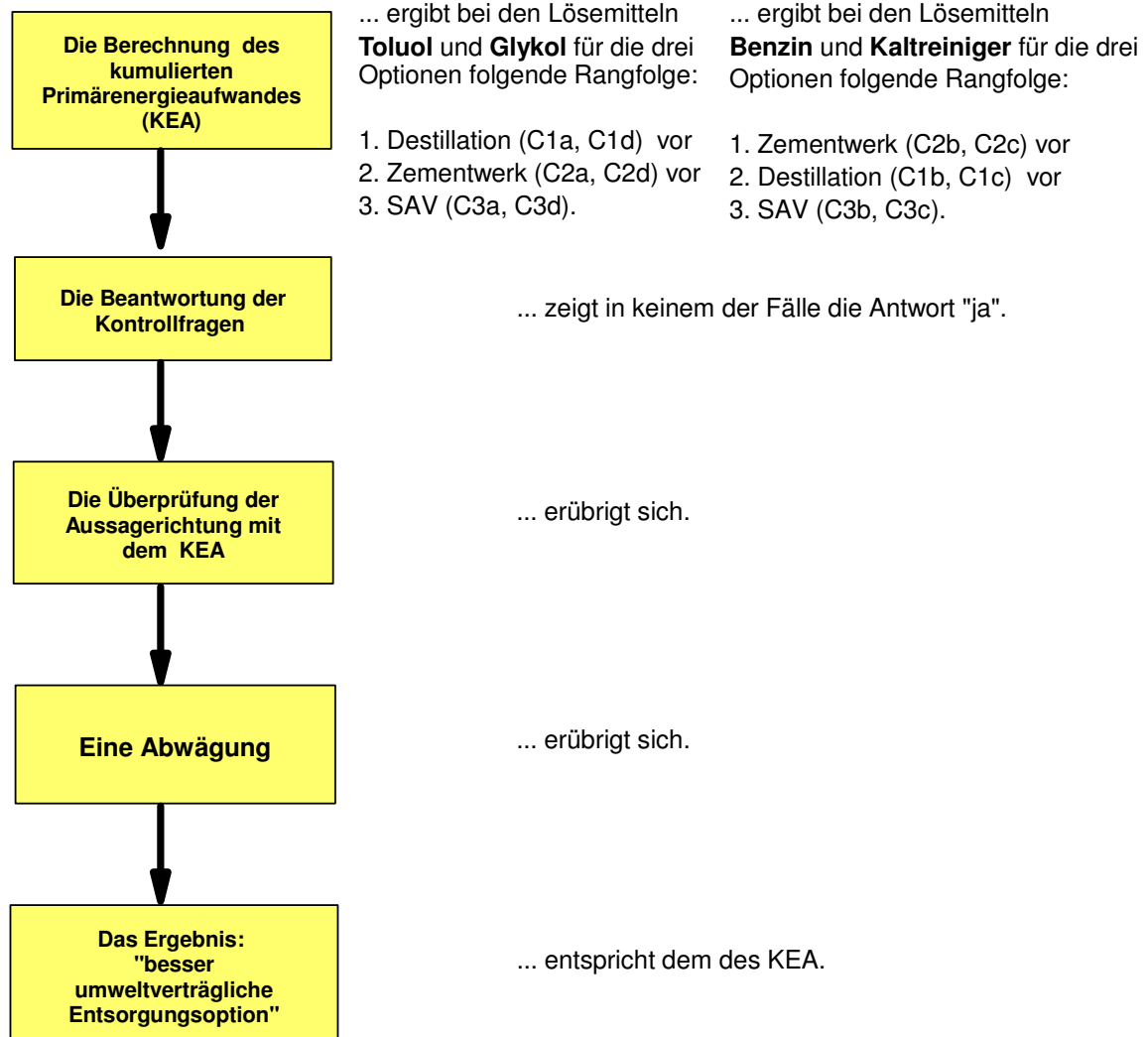
5.3.3 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Kontrollfragen lassen sich wie folgt beantworten:

Kontrollfragen	Destillation	Zementwerk	SAV
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Nein	Nein	Nein
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Nein	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Nein	Nein	Nein
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Möglicherweise im rückgewonnenen Regenerat	Nein	Nein

5.3.4 Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“

Die Auswertung erfolgt nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema.



Insgesamt bedeutet dies, dass der KEA hier ohne Einschränkung angewendet werden kann.

5.4 Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)

Wurden vorangehend die zu untersuchenden Entsorgungssysteme lediglich nach dem einen Summenparameter KEA sowie einer Reihe rein qualitativer Kontrollfragen bewertet, so erfolgt nun eine Ausdehnung auf die im Rahmen von Ökobilanzen üblichen Wirkungskategorien. Während Zielsetzung und Systemgrenze praktisch gleich bleiben, wird die Anzahl der Sachbilanzparameter stark erweitert. Es werden die Wirkungskriterien gemäß DIN NAGUS bzw. der UBA-Liste herangezogen, und es wird eine abschließende Bewertungslogik zur Unterstützung einer verbal-argumentativen Abwägung eingeführt.

5.4.1 Auswertungen auf Sachbilanzebene

Nach der ISO 14043 bedarf eine Ökobilanz bei der Auswertung einer Analyse, welche Prozesse in welchem Maße zum letztendlichen Ergebnis führen. Dadurch wird das Ergebnis insgesamt transparent. Es bietet sich an, einen Teil dieser Auswertung auf der Ebene der Sachbilanz durchzuführen, da noch keine Aggregationen stattfinden und damit die Zusammenhänge zwischen Stoffen und Prozessen einfach darzustellen sind.

Der Übersichtlichkeit halber wird im Folgenden für das Teilbeispiel „Toluolabfall“ eine sogenannte Subsystemanalyse durchgeführt, bei der für einzelne Stoffe abgebildet wird, welchen Anteil die Einzelprozesse am Gesamtumsatz (Emission) haben. Die dabei dargestellten Verhältnisse lassen sich im Großen und Ganzen auch auf die anderen betrachteten Lösemittel übertragen, für die daher auf eine Einzeldarstellung verzichtet wird.

In den Abb. 5.4-1 bis Abb. 5.4-2 werden die Stoffe CO₂ und NO_x für die Entsorgungsoptionen von toluolhaltigem Lösemittelabfall analysiert.

CO₂: Die größten Mengen des Treibhausgases CO₂ entstehen bei den Verbrennungsprozessen in der SAV und im Zementwerk. Die SAV, in welcher der Destillationsrückstand entsorgt wird, emittiert aufgrund der kleineren Einsatzmenge weniger CO₂ als die beiden anderen Entsorgungsoptionen, die die gleichen Mengen CO₂ emittieren. Im Äquivalenzprozess zur SAV werden nur 10 % der erzeugten Wärme ausgekoppelt, dadurch entsprechend wenig Kohle substituiert.

NO_x: Hier ist (erwartungsgemäß) eine hohe Bedeutung der Transportprozesse zu erkennen. Die Destillation beinhaltet die meisten und längsten (LKW)-Transporte und schneidet trotzdem relativ gut ab, da die NO_x-Emissionen der Herstellung des Lösemittels sehr hoch sind. Auch bei der Entsorgung des Lösemittels in der SAV entsteht viel Stickoxid.

NO_x aus der Verbrennung im Zementwerk wird hier in der Modellierung nicht erfasst, da bei unterschiedlichen Brennstoffe bei gleicher Heizwertmenge auch eine gleiche NO_x-Fracht vorausgesetzt wird. Entsorgung und Äquivalenzprozess führen danach zu gleichen Emissionen.

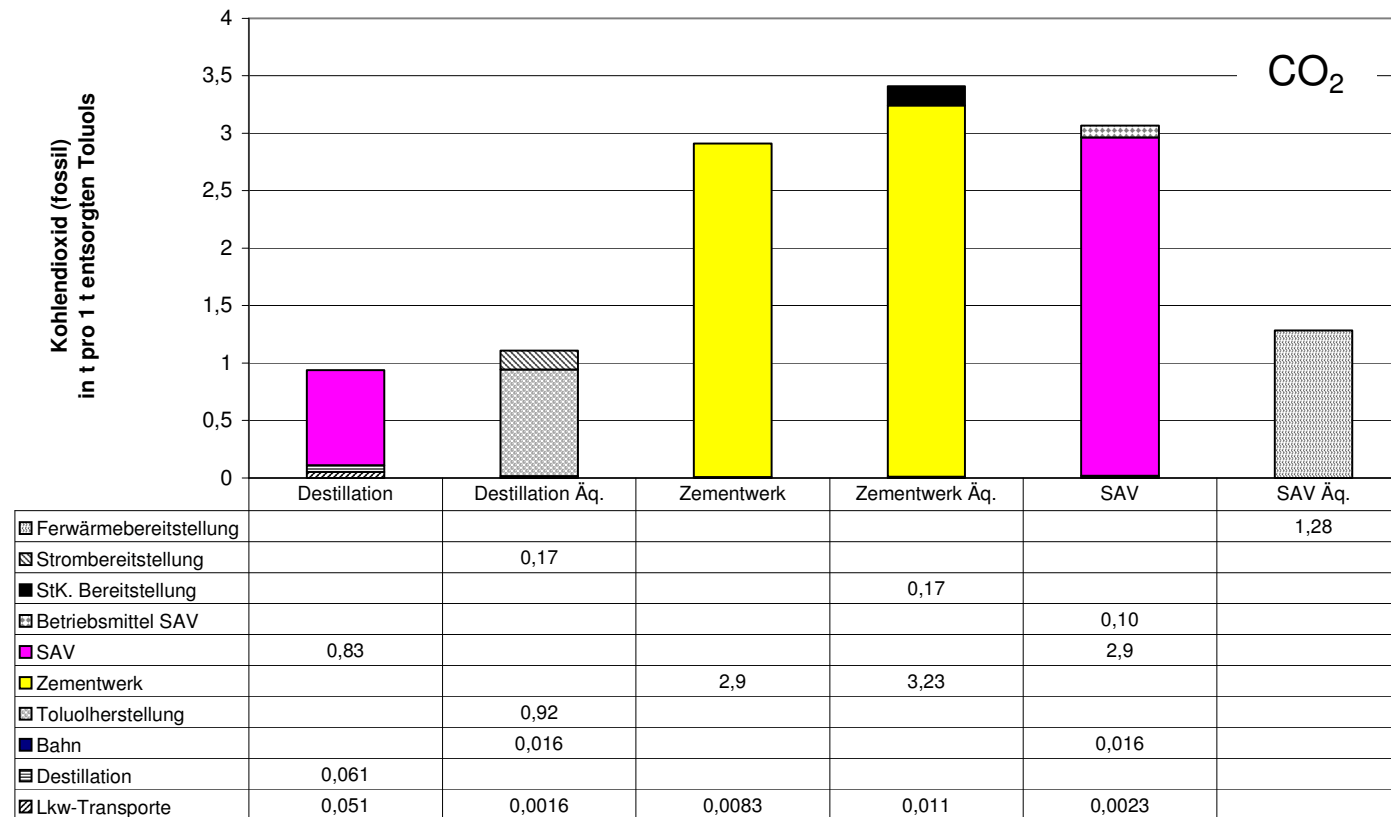


Abb. 5.4-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Toluol und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter CO₂
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

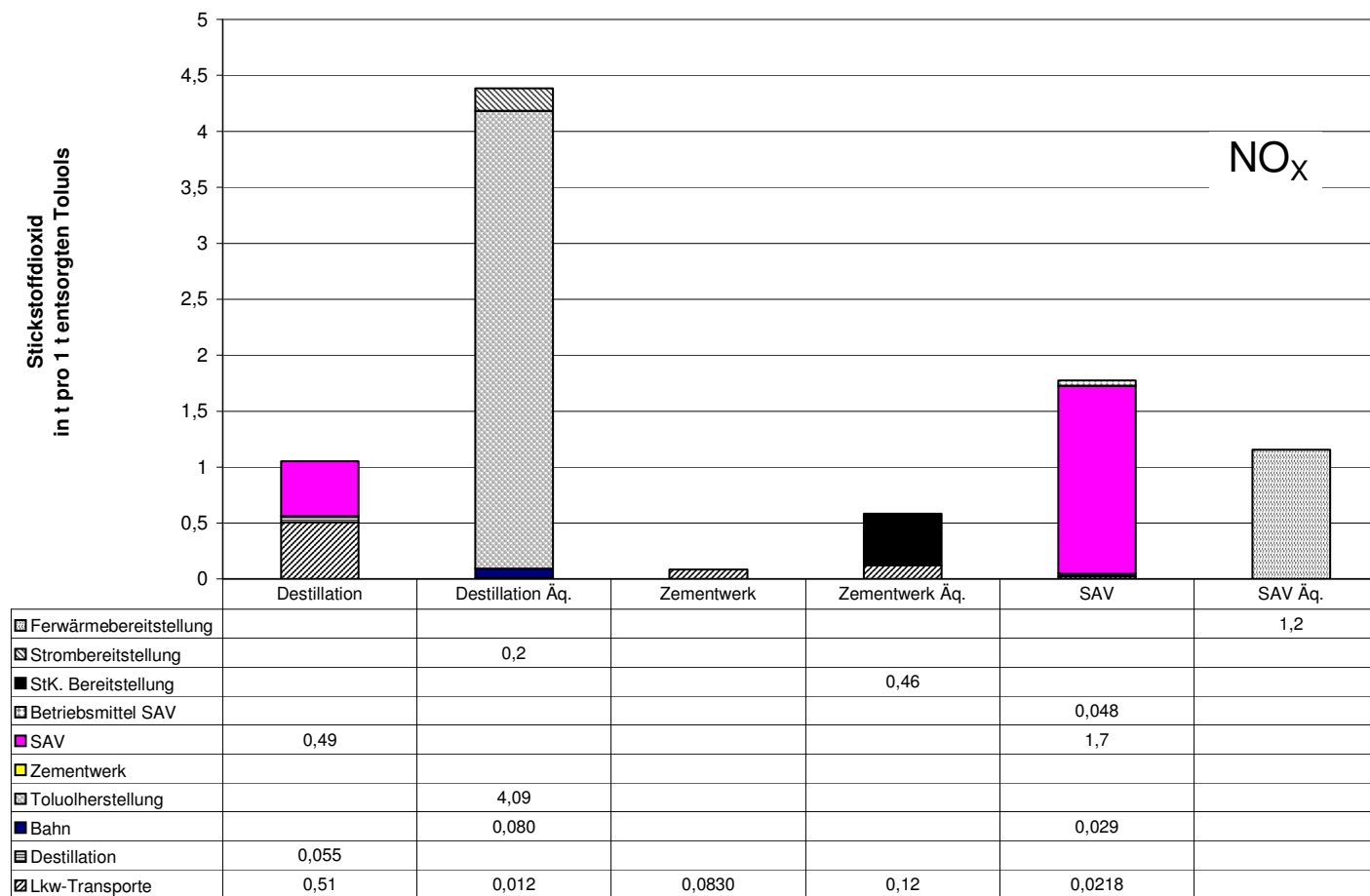


Abb. 5.4-2 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für Toluol und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO_x
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

5.4.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden nun die Sachbilanzergebnisse nach der in Kapitel 2.4 beschriebenen wirkungsbezogenen Vorgehensweise aggregiert. Dabei werden folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential)¹⁷,
- Sommersmog (als Stickstoff-korrigiertes Ozonbildungspotenzial NCPOCP),
- Versauerung,
- Nährstoffeintrag über Luft in den Boden (terrestrische Eutrophierung),
- Krebsrisikopotenzial (als Repräsentant für Humantoxizität),
- „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen – d. h. fossilen und nuklearen – Primärenergieträgern (auf der Grundlage der Heizwerte bzw. der Abbrandrate bei Nuklearbrennstoffen).

Tab. 5.4-1 fasst alle für die Wirkungsabschätzung relevanten Wirkungsindikatorergebnisse für alle Optionen und deren Äquivalenzprozesse zusammen. Wie in Kapitel 2.3 ausführlich erläutert, kann bei Ökobilanzen im abfallwirtschaftlichen Kontext eine Nutzengleichheit der Vergleichsoptionen nur durch Einbeziehung der primären Produktionssysteme für die Produkte der Abfallentsorgung erreicht werden. Um einerseits eine möglichst hohe Transparenz, andererseits eine möglichst gute Überschaubarkeit der Ökobilanzergebnisse zu gewährleisten, erfolgt die Verknüpfung von Entsorgungs- und Äquivalenzsystem auf der Basis der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Das dabei beschrittene Vorgehen soll kurz erläutert werden:

- Zunächst werden die Sachbilanzergebnisse innerhalb jeweils jedes Entsorgungsszenarios sowie innerhalb jedes entsprechenden Äquivalenzsystems wirkungsbezogen aggregiert. Auf dieser Ebene lässt sich z.B. beurteilen, ob innerhalb eines Kriteriums die Entsorgung zu mehr oder zu weniger Umweltbelastung als das Äquivalenzsystem führt.
- Im zweiten Schritt werden paarweise Vergleiche von einer mit jeweils den beiden anderen Entsorgungsoptionen durchgeführt. Dabei wird nach dem Prinzip der so genannten „Überkreuz-Schlechtschrift“ vorgegangen: Der einen Entsorgungsoption wird das Äquivalenzsystem des Vergleichspartners zugerechnet und umgekehrt (gleiches Vorgehen wie in Abb. 5.3-2).
- Aus den paarweisen Vergleichen lässt sich die Rangfolge der Optionen in jedem Wirkungskriterium feststellen. Es lässt sich dabei darstellen, um welchen Betrag an Wirkungsäquivalenten die eine Optionen günstiger ist als die andere.

Um die Darstellung möglichst kompakt zu gestalten, werden die Wirkungskategorien jeweils parallel auf alle vier Lösemittelarten angewendet.

¹⁷ Aufgrund der unterschiedlichen mittleren Aufenthaltsdauer der verschiedenen Treibhausgase werden die Wirkungskoeffizienten auf einen Betrachtungsraum von 100 Jahren (dies ist die mittlere Aufenthaltsdauer von CO₂ in der Atmosphäre) bezogen.

Tab. 5.4-1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Toluol** enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 1 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

TOLUOL		C1a		C2a		C3a	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	938	1.110	2.910	3.410	3.070	1.280
Methan	kg CO ₂ -Äq.	3,7	105	0,0405	378	1,03	137
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	4,93	0,496	0,246	1,12	5,04	202
Summe	kg CO₂-Äq.	947	1.210	2.910	3.790	3.070	1.620
Sommersmog							
Benzol	kg Ethen-Äq.	0,000157	0,000139	0,0000248		0,0000203	0,0013
Formaldehyd	kg Ethen-Äq.	0,00118		0,000197		0,00152	
Methan	kg Ethen-Äq.	0,00123	0,0349	0,0000135	0,126	0,000344	0,0456
NMVOC unspez.	kg Ethen-Äq.	0,0229	0,355	0,00354	0,0156	0,00331	0,142
POCP	kg Ethen-Äq.	0,0255	0,39	0,00377	0,142	0,00052	0,0189
NOx	kg	1,05	4,38	0,083	0,583	1,77	1,16
NCPOCP	kg NCPOCP	0,164	1,31	0,0177	0,287	0,0304	0,148
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,0114	0,0275	0,0249	0,00113	0,0104	0,32
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,000966	0,00592	0,00015	0,0000206	0,000626	0,015
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	0,241	3,37	0,573	1,33	0,163	1,42
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	0,738	3,07	0,0581	0,408	1,24	0,809
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,0302	0,0502	0,0000889		0,108	0,00000331
Summe	kg SO₂-Äq.	1,02	6,52	0,656	1,74	1,52	2,56

TOLUOL		C1a		C2a		C3a	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickstoffdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,00555	0,00924	0,0108	0,0758	0,231	0,15
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,137	0,57	0,0000164		0,0199	0,000000609
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	0,143	0,579	0,0108	0,0758	0,251	0,15
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	mg As-Äq.	0,529	9,64	0,0791	0,771	0,0392	276
Cadmium	mg As-Äq.	0,45	8,92	0,112	0,054	0,0371	5,83
Chrom	mg As-Äq.	0,182	3,37	0,156	0,108	0,0248	92,4
Nickel	mg As-Äq.	2,11	25,1	0,315	0,054	0,111	29,2
Dioxine/Furane	mg As-Äq.	0,411	0,0958	0,00162		1,11	2,91
Benzo(a)pyren	mg As-Äq.	2,53	0,512	0,397		0,434	3,8
PCB	mg As-Äq.	0,000708				0,0026	
Summe	mg As-Äq.	6,21	47,6	1,06	0,987	1,76	410
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	2,1	44,7	0,112	38,3	1,04	13,8
nukleare Primärenergieträger	GJ	0,136	1,06			0,0912	0,00265
Summe	GJ	2,24	45,8	0,112	38,3	1,13	13,8

Tab. 5.4-2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Waschbenzin** enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 10 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

WASCHBENZIN		C1b		C2b		C3b	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	6.050	5.410	27.500	35.900	29.000	13.400
Methan	kg CO ₂ -Äq.	42,8	309	0,405	3990	10,4	1430
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	41,5	54,7	2,46	11,8	51,5	2110
Summe	kg CO₂-Äq.	6.140	5.770	27.500	39.900	29.100	16.900
Sommersmog							
Benzol	kg Ethen-Äq.	0,00103	0,000313	0,000248		0,000204	0,0136
Formaldehyd	kg Ethen-Äq.	0,00754	0,000823	0,00197		0,00153	
Methan	kg Ethen-Äq.	0,287	0,103	0,000135	1,33	0,00347	0,475
NMVOG unspez.	kg Ethen-Äq.	0,13	3	0,0354	0,111	0,0333	0,148
POCP	kg Ethen-Äq.	0,426	3,11	0,0377	1,44	0,0385	0,637
Nox	kg	6,83	11,5	0,83	4,86	19,1	12
NCPOCP	kg NCPOCP	1,71	5,97	0,177	2,65	0,858	2,77
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,121	0,171	0,249	0,0119	0,104	3,33
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,0116	0,0449	0,0015	0,000217	0,00626	0,156
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	2,47	33,9	5,73	13,9	1,64	14,8
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	4,78	8,02	0,581	3,4	13,4	8,43
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,177	0,0176	0,000889		1,17	0,0000345
Summe	kg SO₂-Äq.	7,56	42,2	6,56	17,3	16,3	26,7

WASCHBENZIN		C1b		C2b		C3b	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickstoffdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,888	1,49	0,108	0,632	2,49	1,57
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0327	0,00324	0,000164		0,215	0,00000634
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	0,921	1,49	0,108	0,632	2,7	1,57
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	mg As-Äq.	4,25	38	0,791	8,14	0,392	2.870
Cadmium	mg As-Äq.	3,18	33,6	1,12	0,57	0,371	60,8
Chrom	mg As-Äq.	1,56	13,5	1,56	1,14	0,248	963
Nickel	mg As-Äq.	41,5	98,5	3,15	0,57	1,11	304
Dioxine/Furane	mg As-Äq.	2,97	0,543	0,0162	0	11,9	30,3
Benzo(a)pyren	mg As-Äq.	15,8	2,83	3,97	0	4,57	39,5
PCB	mg As-Äq.	0,00411	0	0	0	0,276	0
Summe	mg As-Äq.	69,3	187	10,6	10,4	18,8	4.270
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	19,8	365	1,12	403	10,4	144
nukleare Primärenergieträger	GJ	1,64	6,61			0,912	0,0276
Summe	GJ	21,4	371	1,12	403	11,3	144

Tab. 5.4-3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Paraffin (Kaltreiniger)** enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 10 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

KALTREINIGER		C1c		C2c		C3c	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	7.420	9.430	28.200	34.900	29.800	13.000
Methan	kg CO ₂ -Äq.	40,6	347	0,405	3.890	10,4	1.390
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	48,5	140	2,46	11,5	51,7	2.050
Summe	kg CO₂-Äq.	7.510	9.920	28.200	38.800	29.900	16.500
Sommersmog							
Benzol	kg Ethen-Äq.	0,0016	0,000246	0,000248		0,000204	0,0132
Formaldehyd	kg Ethen-Äq.	0,012	0,00049	0,00197		0,00153	
Methan	kg Ethen-Äq.	0,0135	0,116	0,000135	1,3	0,00347	0,463
NMVOC unspez.	kg Ethen-Äq.	0,469	3,47	0,0354	0,119	0,0333	0,145
POCP	kg Ethen-Äq.	0,496	3,59	0,0377	1,41	0,0385	0,621
NOx	kg	9,58	17,2	0,83	4,74	19,3	11,7
NCPOCP	kg NCPOCP	2,18	7,86	0,177	2,59	0,861	2,7
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,118	0,304	0,249	0,0116	0,104	3,25
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,0108	0,0637	0,0015	0,000211	0,00629	0,152
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	2,55	51	5,73	13,5	1,64	14,4
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	6,71	12,1	0,581	3,32	13,5	8,21
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,229	0,0435	0,000889		1,18	0,0000336
Summe	kg SO₂-Äq.	9,61	63,5	6,56	16,9	16,4	26

KALTREINIGER		C1c		C2c		C3c	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickstoffdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	1,25	2,24	0,108	0,616	2,5	1,52
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0422	0,008	0,000164		0,216	0,00000618
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	1,29	2,25	0,108	0,616	2,72	1,52
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	mg As-Äq.	5,54	198	0,791	7,93	0,392	2.800
Cadmium	mg As-Äq.	4,64	170	1,12	0,555	0,371	59,2
Chrom	mg As-Äq.	1,91	72,2	1,56	1,11	0,248	938
Nickel	mg As-Äq.	21,9	563	3,15	0,555	1,11	296
Dioxine/Furane	mg As-Äq.	3,47	1	0,0162	0	12	29,5
Benzo(a)pyren	mg As-Äq.	25,7	13,3	3,97	0	4,59	38,5
PCB	mg As-Äq.	0,00531	0	0	0	0,0283	0
Summe	mg As-Äq.	63,1	1.020	10,6	10,1	18,7	4.160
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	21,8	402	1,12	392	10,4	140
nukleare Primärenergieträger	GJ	1,51	9,77			0,912	0,0268
Summe	GJ	23,3	412	1,12	392	11,3	140

Tab. 5.4-4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Glykol** enthaltende Lösemittelabfälle (Bezug: 23,3 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

GLYKOL		C1d		C2d		C3d	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	9.700	22.800	15.700	17.000	23.500	8.870
Methan	kg CO ₂ -Äq.	246	416	125	1.890	163	945
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	56,3	63,2	18	5,58	63,1	1.400
Summe	kg CO₂-Äq.	10.000	23.300	15.900	18.900	23.700	11.200
Sommersmog							
Benzol	kg Ethen-Äq.	0,245	0,00498	0,0868		0,368	0,009
Formaldehyd	kg Ethen-Äq.	1,64	0,000418	0,564		0,326	
Methan	kg Ethen-Äq.	8,21	0,139	4,17	0,63	5,42	0,315
NMVOC unspez.	kg Ethen-Äq.	29,7	60,9	3,62	0,0524	5,25	0,0983
POCP	kg Ethen-Äq.	13,3	61	8,45	0,683	11,4	0,422
NOx	kg	7,76	75,5	3,07	2,3	16,2	7,98
NCPOCP	kg NCPOCP	10,2	67,9	5,09	1,25	13,6	1,84
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,169	1,07	0,249	0,00566	0,105	2,21
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,0329	0,23	0,0015	0,000103	0,00629	0,103
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	4,88	100	5,8	6,59	5,54	9,8
Stickstoffdioxid	kg SO ₂ -Äq.	9,31	52,9	2,15	1,61	11,3	5,58
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,18	0,142	0,00167		0,706	0,0000228
Summe	kg SO₂-Äq.	14,6	154	8,2	8,2	17,7	17,7

GLYKOL		C1d		C2d		C3d	
		Destillation	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickstoffdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	1,73	9,82	0,399	0,3	2,1	1,04
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0331	0,0262	0,000307		0,13	0,0000042
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	1,76	9,85	0,4	0,3	2,23	1,04
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	mg As-Äq.	13,6	1.340	4,13	3,86	47,5	1.900
Cadmium	mg As-Äq.	10,5	1.420	4,61	0,27	50	40,3
Chrom	mg As-Äq.	5,02	462	2,72	0,538	16,6	638
Nickel	mg As-Äq.	274	3.980	166	0,27	414	201
Dioxine/Furane	mg As-Äq.	2,47	2,95	0,0363	0	7,79	20,1
Benzo(a)pyren	mg As-Äq.	35,8	77,3	8,21	0	18,3	26,2
PCB	mg As-Äq.	0,00393	0	0	0	0,276	0
Summe	mg As-Äq.	341	7.290	186	4,94	554	2.830
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	86,1	457	43,1	191	136	95,4
nukleare Primärenergieträger	GJ	4,75	40,2			0,912	0,0183
Summe	GJ	90,8	498	43,1	191	137	95,4

Treibhauseffekt

Mit Blick auf die Rangfolgen zeigt sich, dass ein Einsatz der Lösemittelabfälle im Zementwerk tendenziell unter Treibhausaspekten die günstigste Option darstellt, mit Ausnahme der Glykol enthaltenden Abfälle. Ausschlaggebend ist dabei jeweils die dem Heizwert äquivalente Substitution von Steinkohle mit dem vergleichsweise ungünstigen Kohlenstoff/Heizwert-Verhältnis. Dies wiegt schwerer als der Benefit durch eine stoffliche Substitution von Toluol, Waschbenzin und Kaltreiniger.

Bei Glykol ist die Sachlage anders: Dieser Stoff besitzt einen vergleichsweise geringen Heizwert, substituiert daher im Vergleich eine geringere Menge an Steinkohle. Seine Herstellung ist jedoch im Vergleich zu den anderen Stoffen sehr energieaufwändig und dabei CO₂-intensiv.

Im Falle von Glykol ist damit eine klare Übereinstimmung des Treibhauseffekts mit dem KEA gegeben. Die Diskrepanz bei Toluol beruht auf den oben genannten Zusammenhängen.

Die SAV schneidet im Ergebnis für den Treibhauseffekt bei allen betrachteten Lösemittelabfällen analog zur KEA-Rangfolge ab. Zwar wird auch hier eine Substitution des Energieträgers Steinkohle (Fernwärmeheizwerk) angesetzt, doch ist bei der Sonderabfallverbrennung gegenüber den beiden Alternativen die Energieausbeute niedriger.

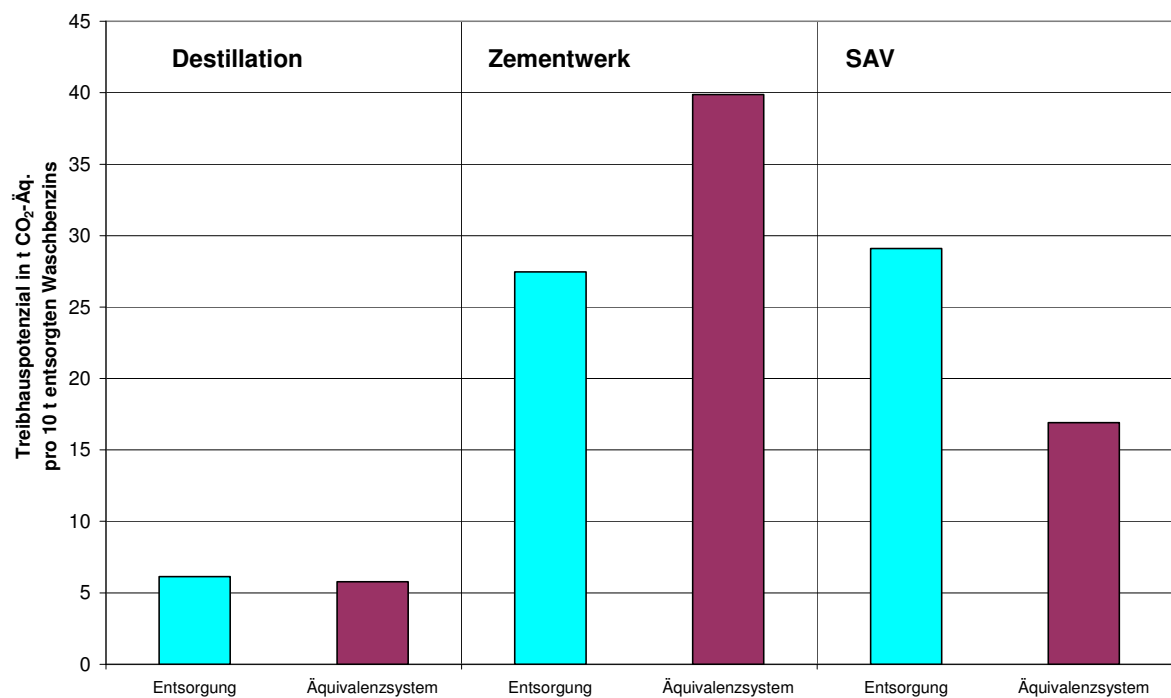
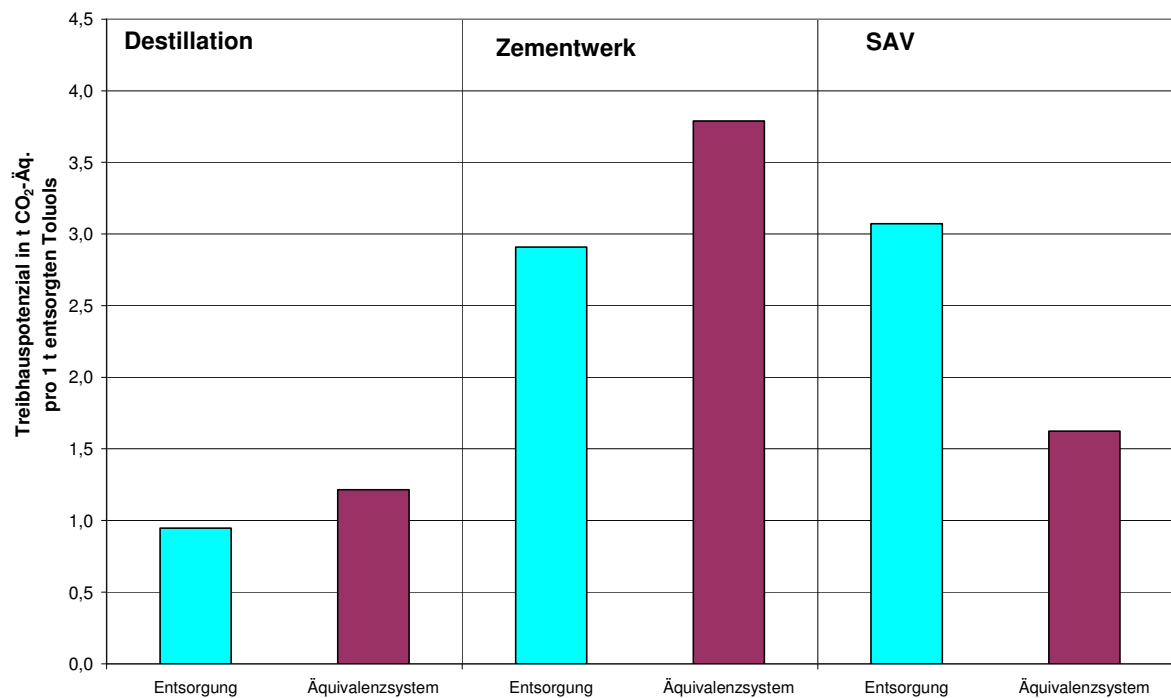


Abb. 5.4-3 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

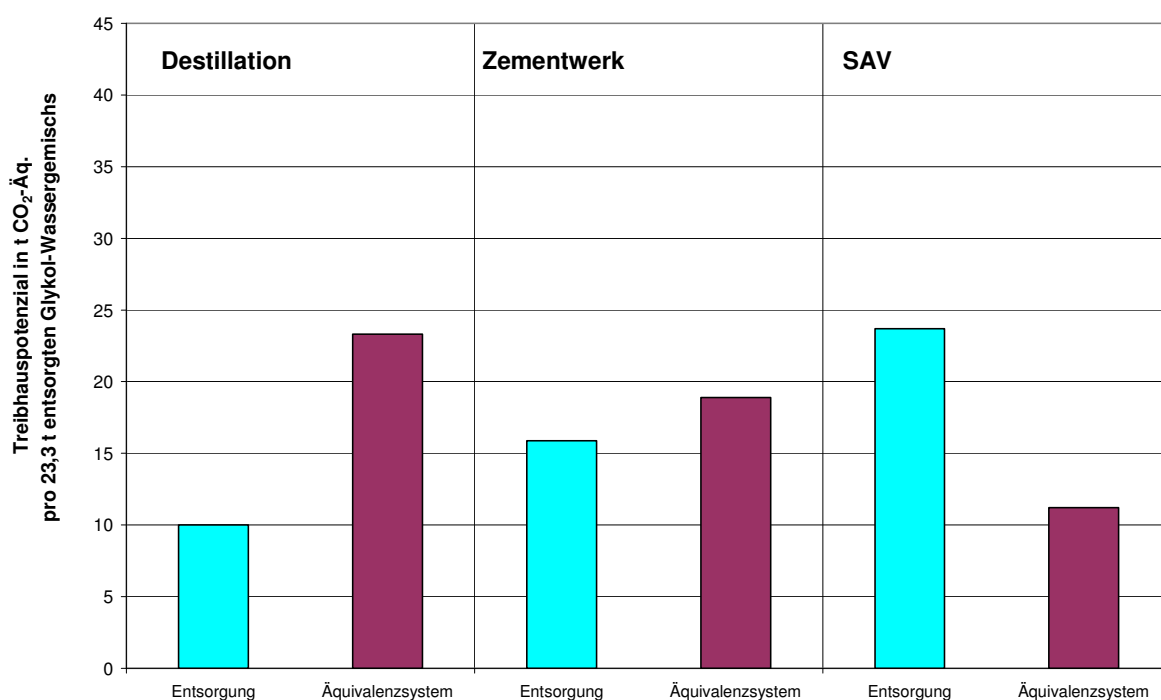
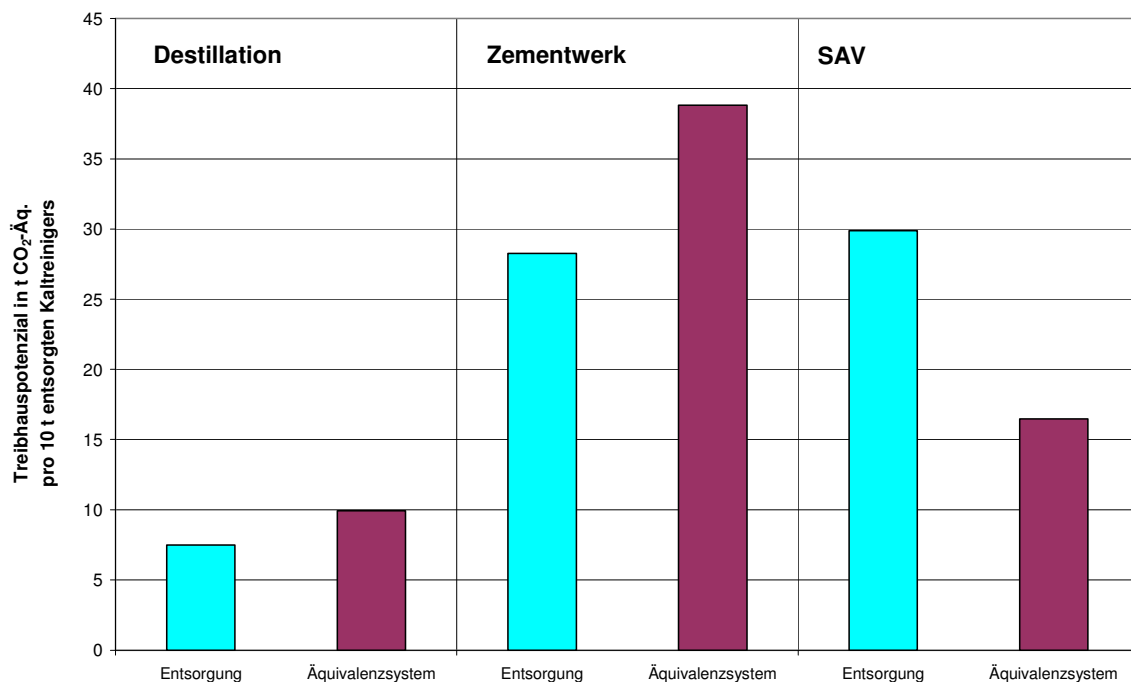


Abb. 5.4-4 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

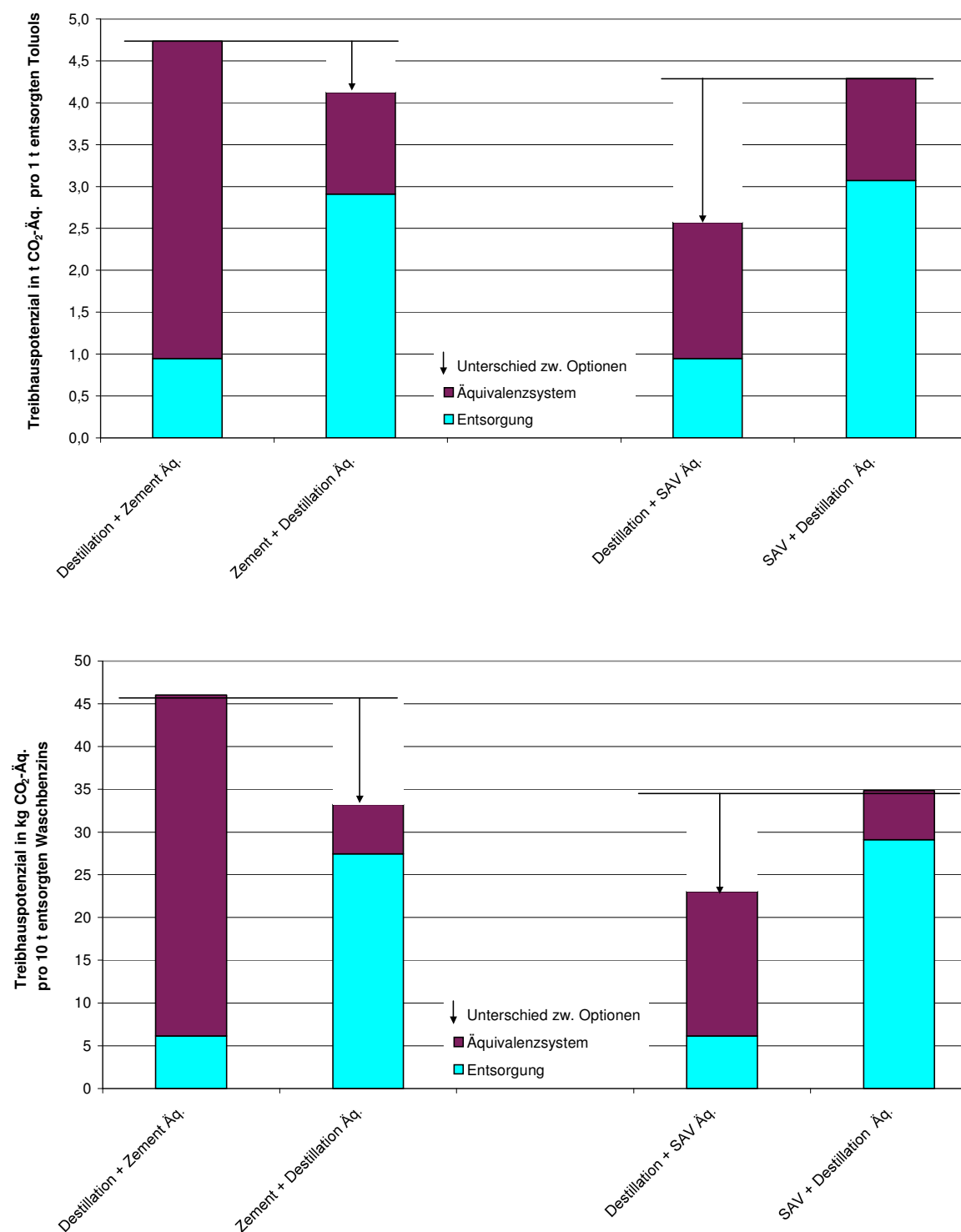


Abb. 5.4-5 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

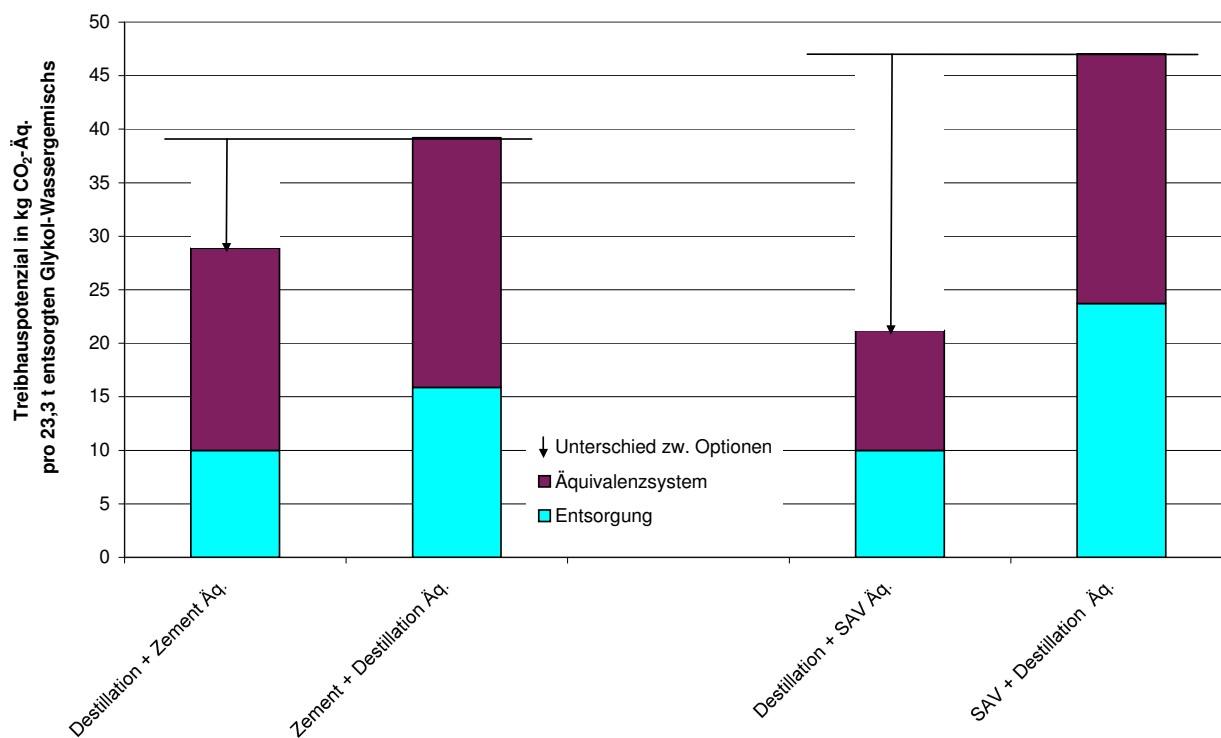
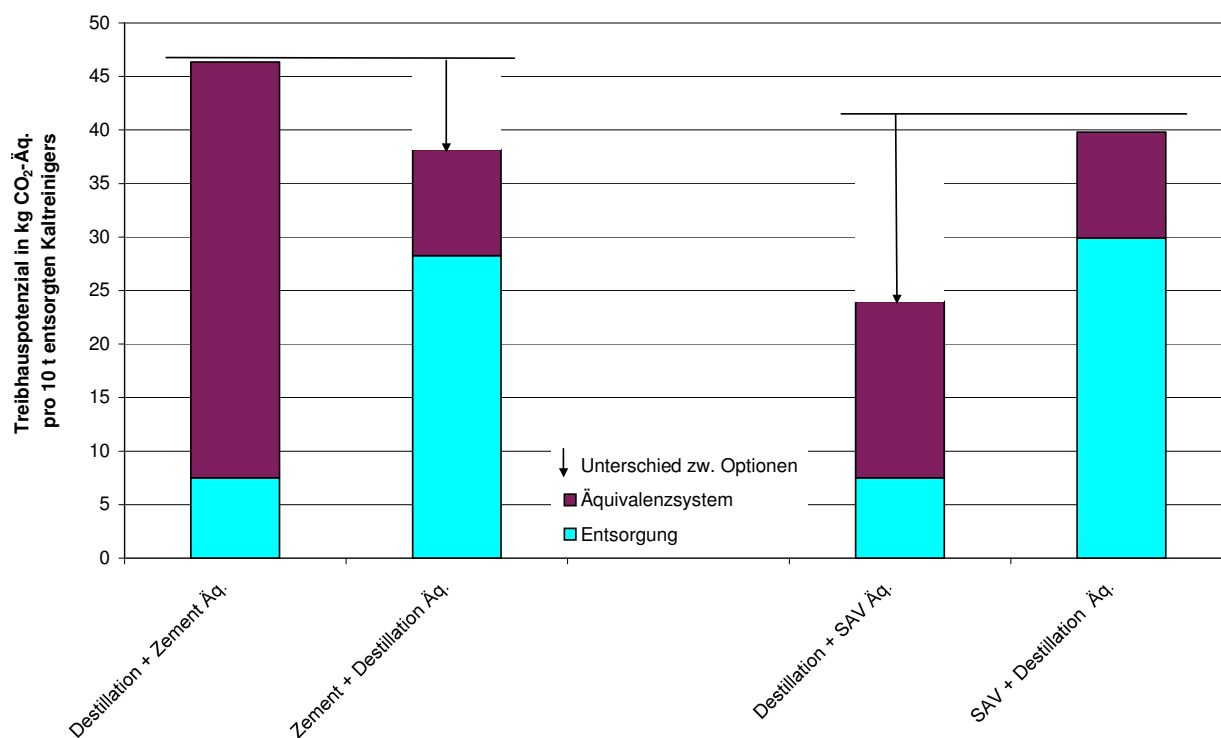


Abb. 5.4-6 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

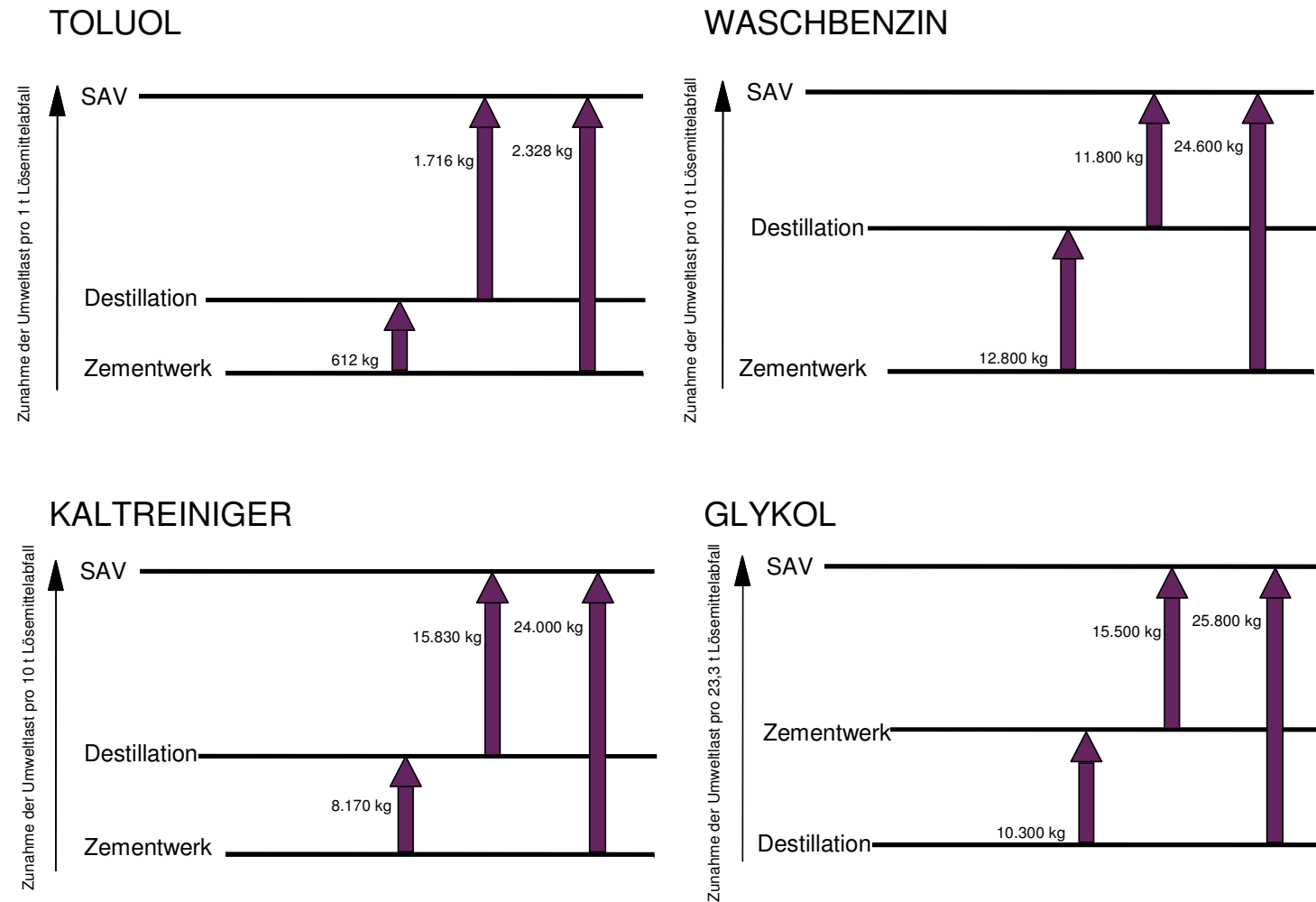


Abb. 5.4-7 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

Fotooxidantienbildung

Dieses Kriterium resultiert aus den Emissionen von NO_x und den als Fotooxidantien wirkenden organischen Gasen (VOC bzw. NMVOC).

Die Rangfolge lautet bei diesem Kriterium durchgängig :

Destillation vor Zementwerk und SAV.

Sie ist damit im Falle von Toluol und Glykol identisch mit der des KEA. Im Falle von Waschbenzin (und auch bei Kaltreiniger, wobei hier die Optionen Destillation und Zementwerk praktisch gleichrangig sind) kehrt sich die KEA-Rangfolge von Zementwerk und Destillation um. Insgesamt verhalten sich die Einsparungen an fotooxidativ wirkenden Gasen bei der stofflichen Verwertung des Lösemittelabfalls weit überproportional zu den energetischen Verhältnissen, was daran liegt, dass die primäre Herstellung der Lösemittelsubstanzen mit vergleichsweise hohen Emissionen an organischen Gasen verbunden ist. Besonders auffällig ist dieser Aspekt bei Glykol.

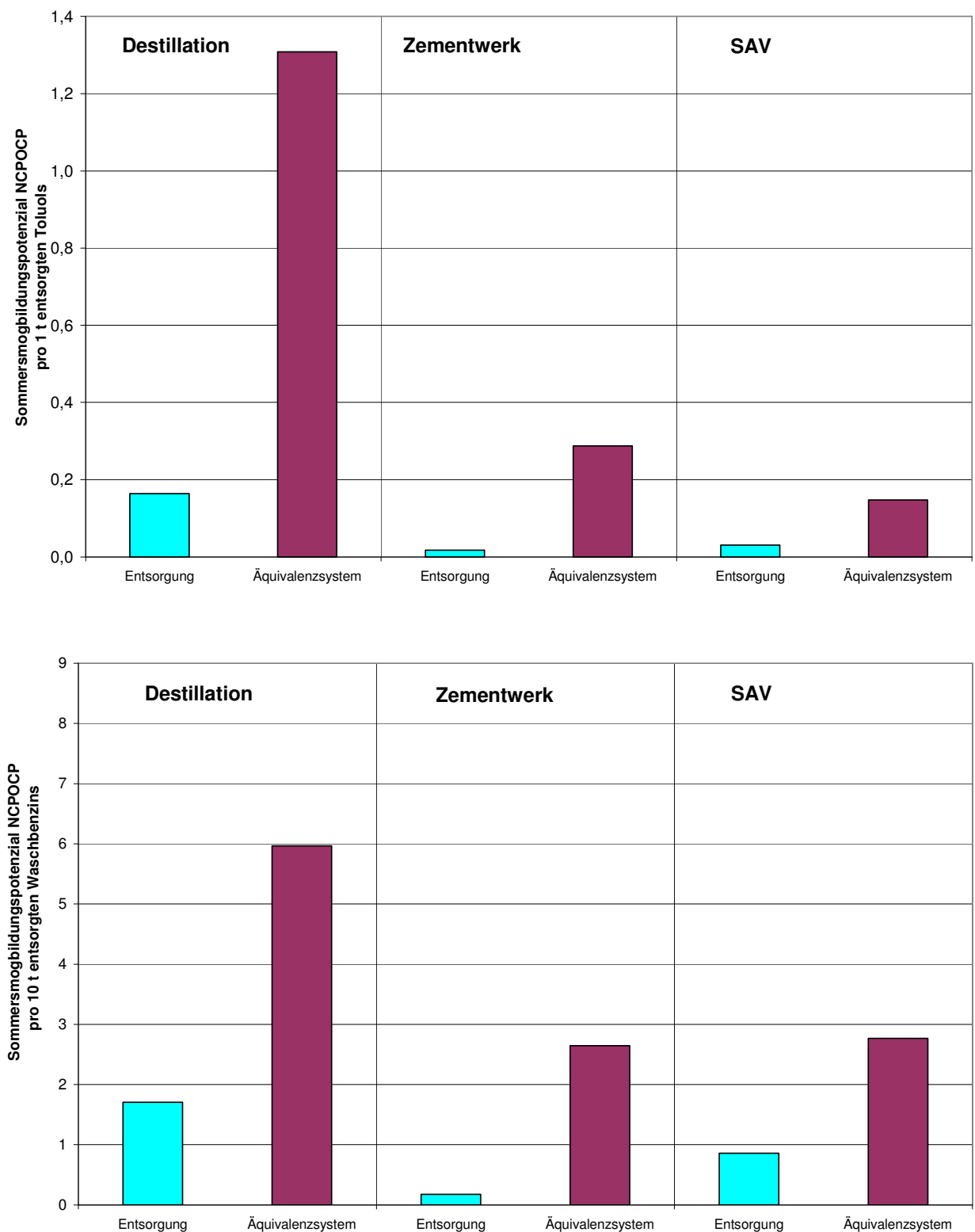


Abb. 5.4-8 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

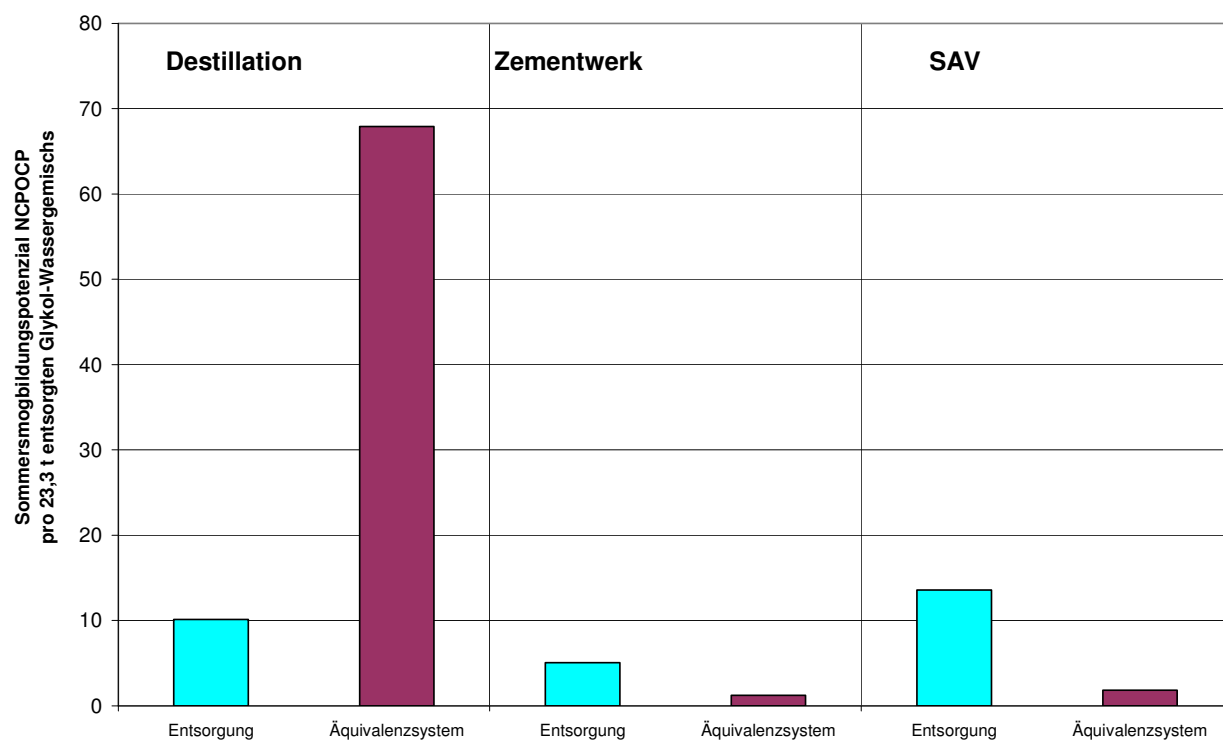
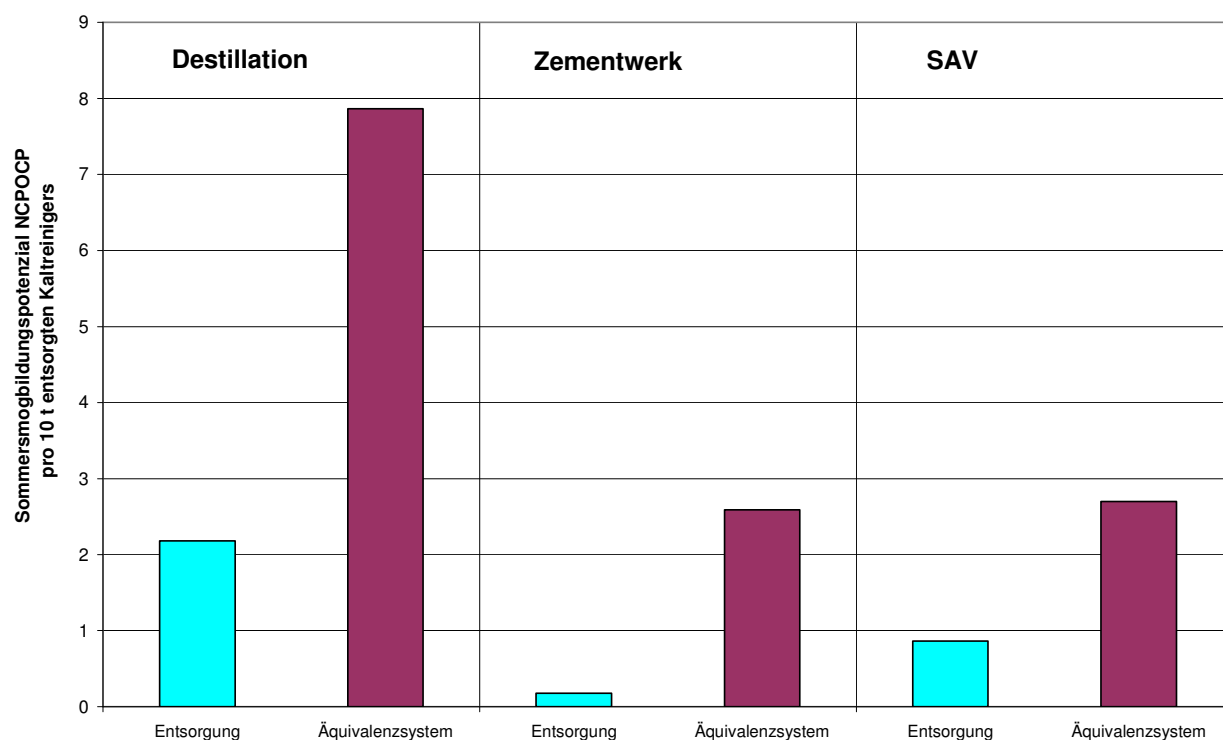


Abb. 5.4-9 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

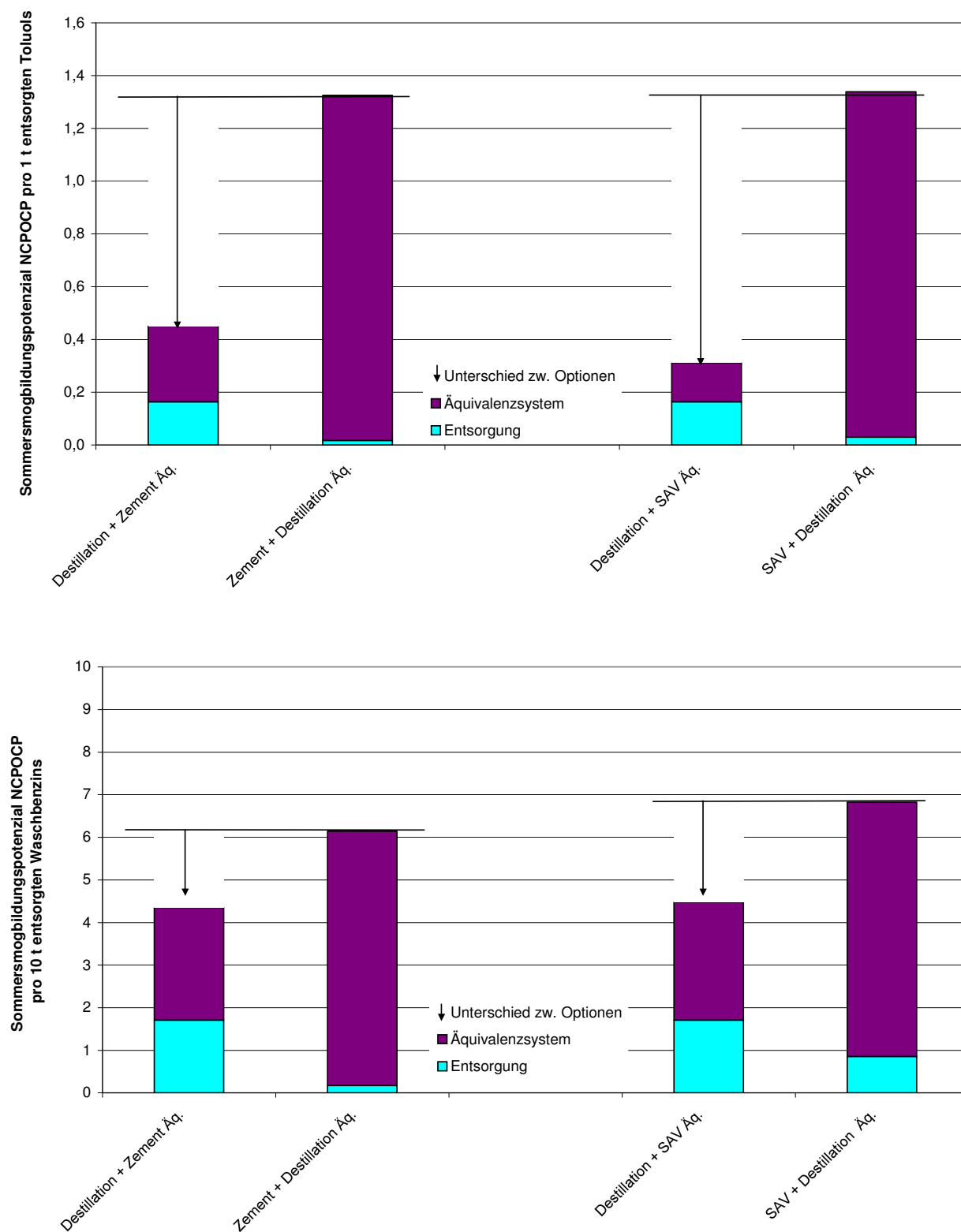


Abb. 5.4-10 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

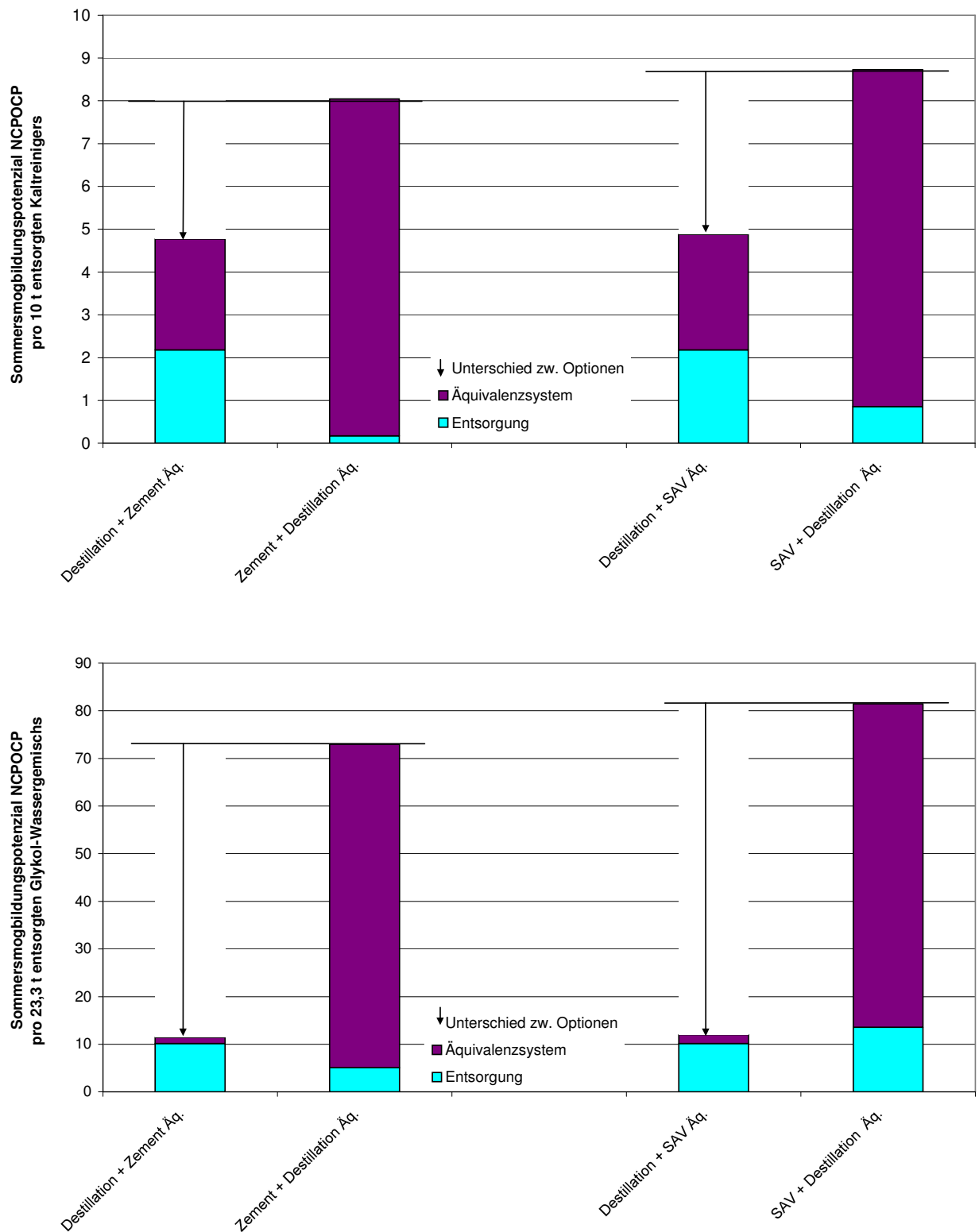


Abb. 5.4-11 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

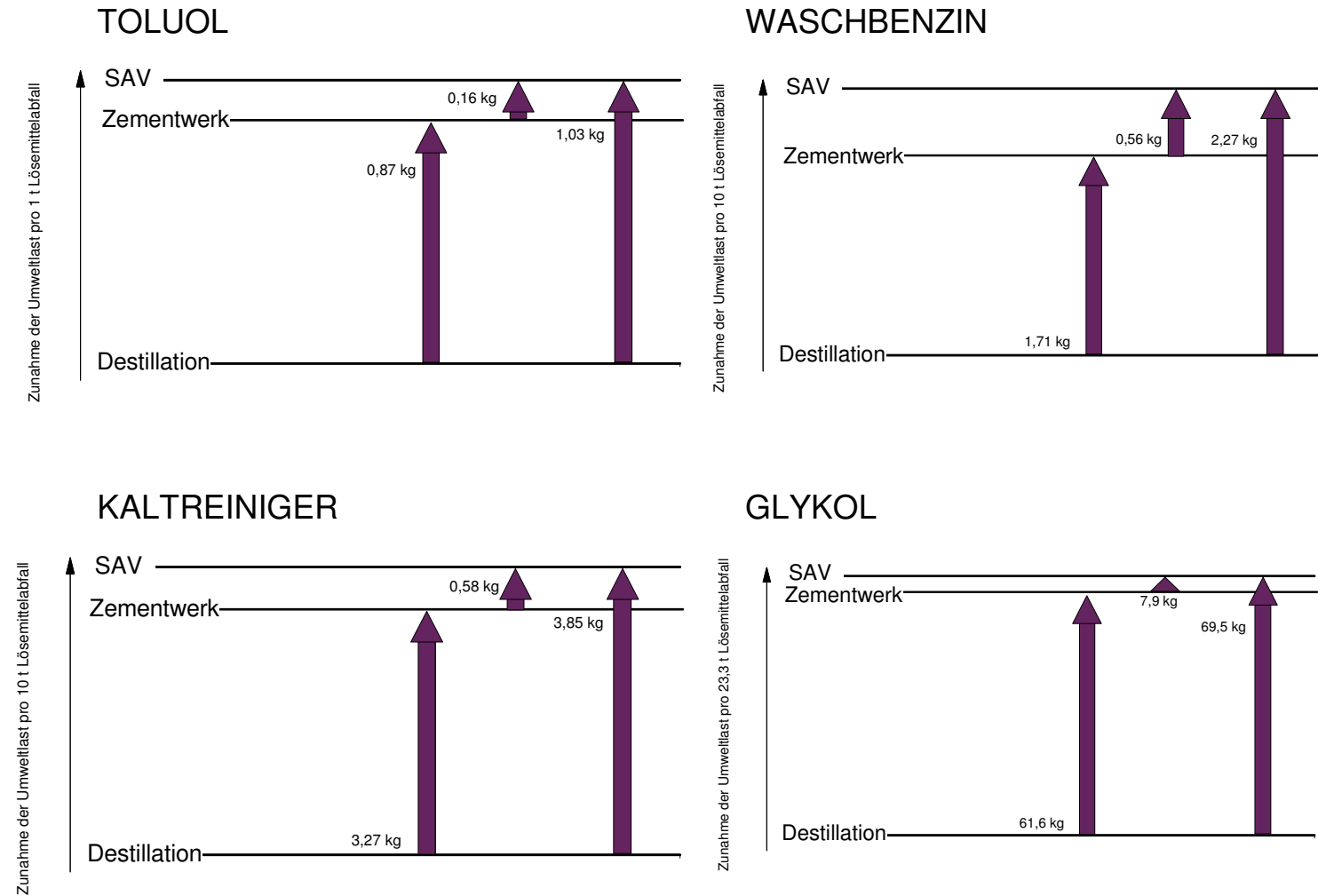


Abb. 5.4-12 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Bei der Entsorgung von Lösemittelabfällen sind lediglich die terrestrisch wirksamen Emissionen (via Luftpfad) relevant, da sowohl die Destillation, als auch das Zementwerk und die SAV quasi abwasserfreie Verfahren sind.

Das *terrestrische* Eutrophierungspotenzial wiederum resultiert ausschließlich aus der Emission an NO_x . Ammoniak ist in diesen Fällen ohne Bedeutung. Die Verhältnisse sind nahezu gleich wie beim Sommersmogpotenzial. Die Transportemissionen liefern bei der Destillation einen signifikanten Beitrag, spielen insgesamt jedoch keine entscheidende Rolle (siehe auch Abb. 5.4-2), da die Destillation aufgrund der emissionsintensiven Äquivalenzprozesse (Herstellung der Lösemittel) durchgängig den ersten Rang einnimmt.

Bei Toluol und Glykol entspricht die Rangfolge nach dem Kriterium „terrestrische Eutrophierung“ der KEA-Rangfolge. Bei Waschbenzin und Kaltreiniger kehrt sich hier die Rangfolge zwischen Destillation und Zementwerk um, wobei für Waschbenzin – bei diesem Kriterium wie beim KEA – nur ein sehr geringer Unterschied zwischen diesen beiden Optionen besteht.

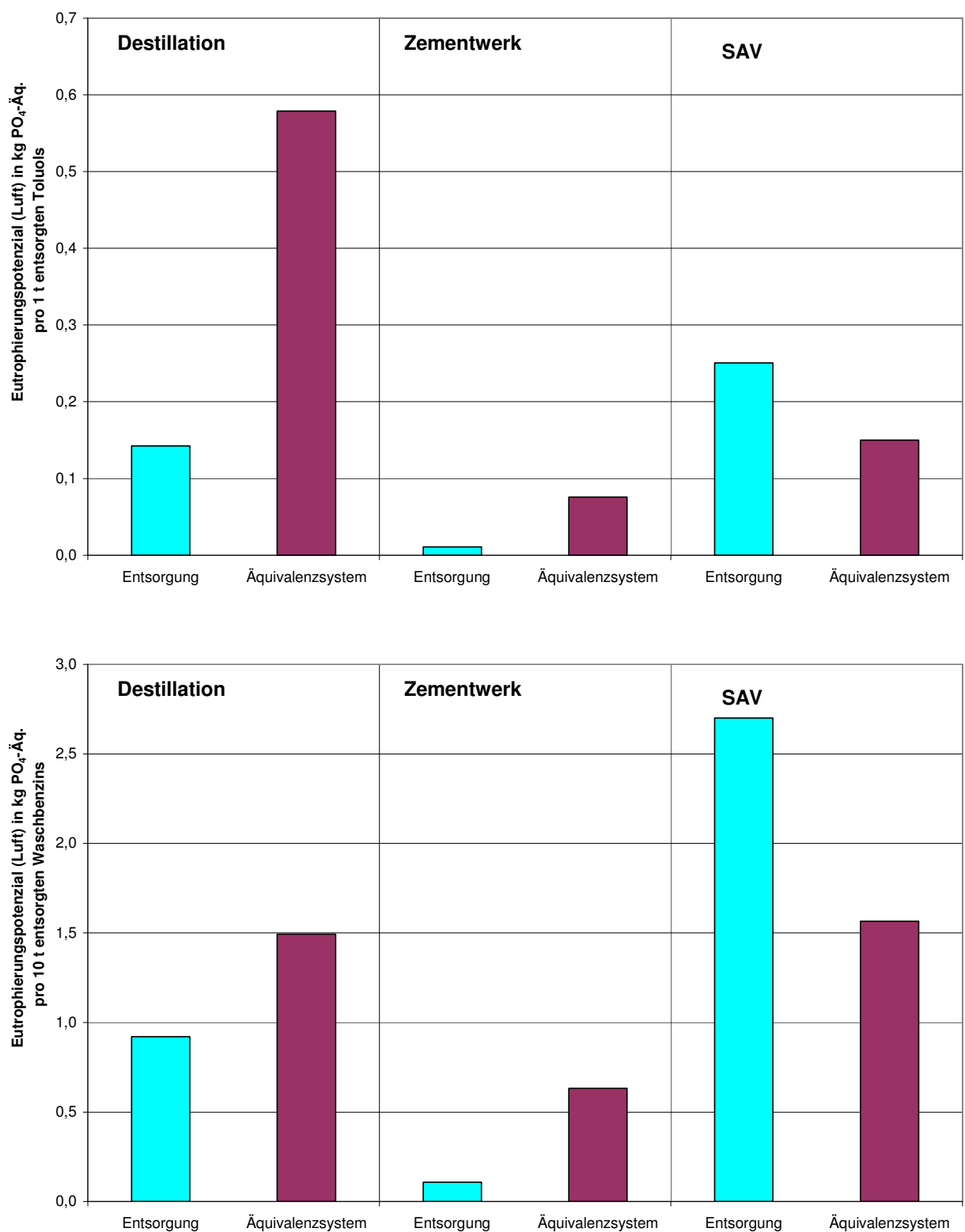


Abb. 5.4-13 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

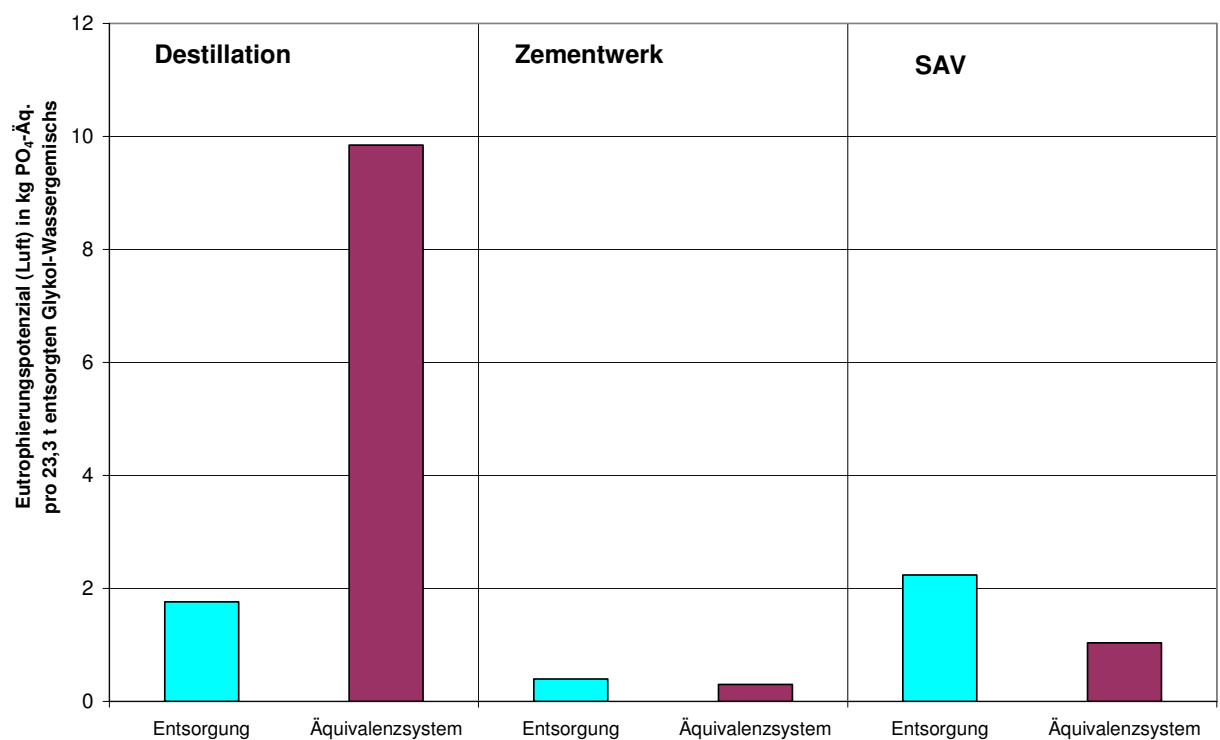
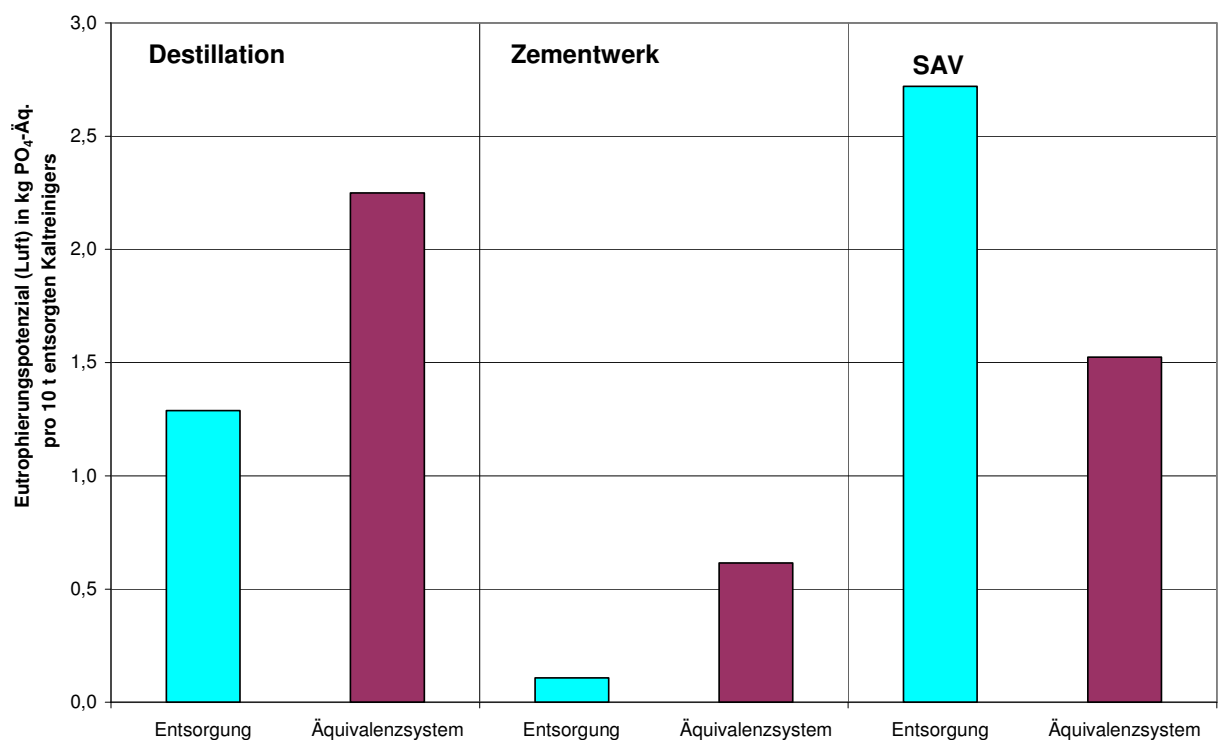


Abb. 5.4-14 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

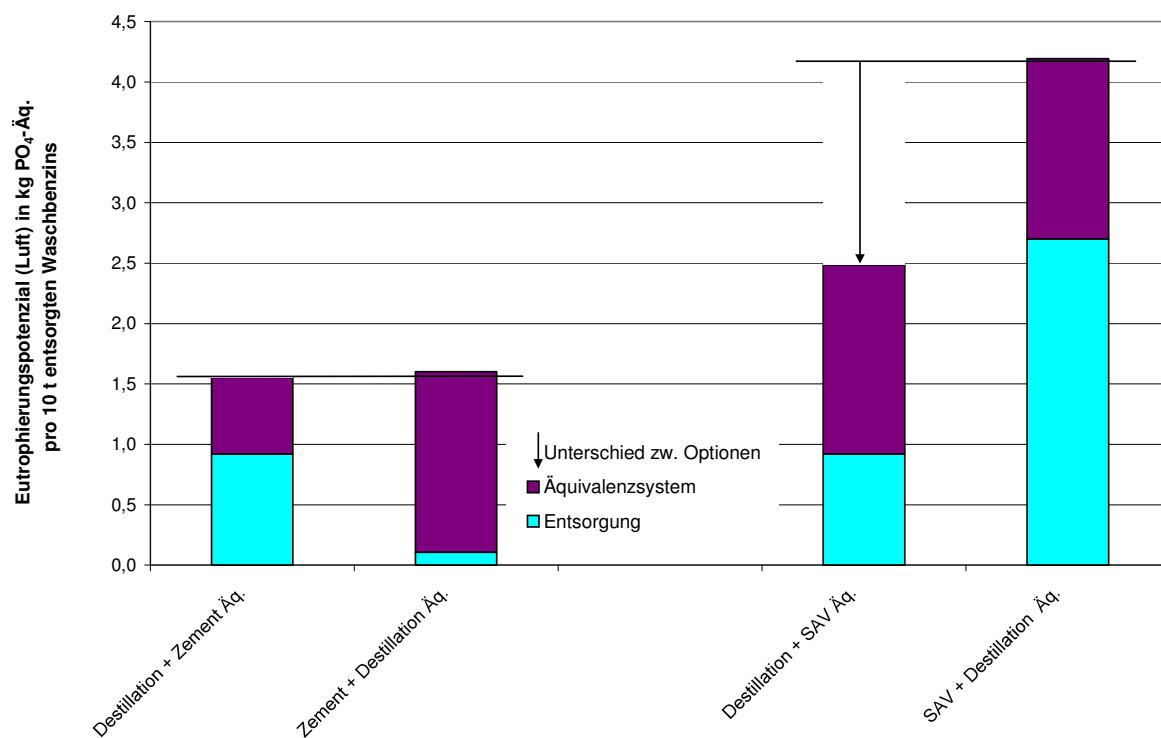
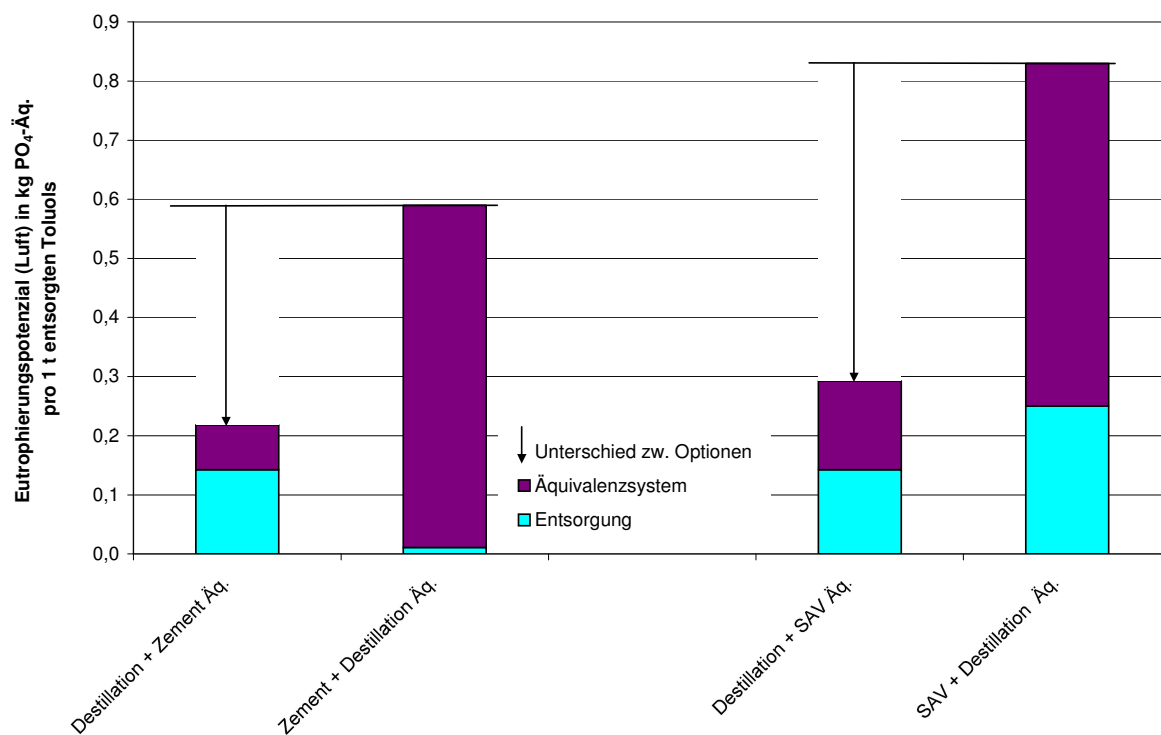


Abb. 5.4-15 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

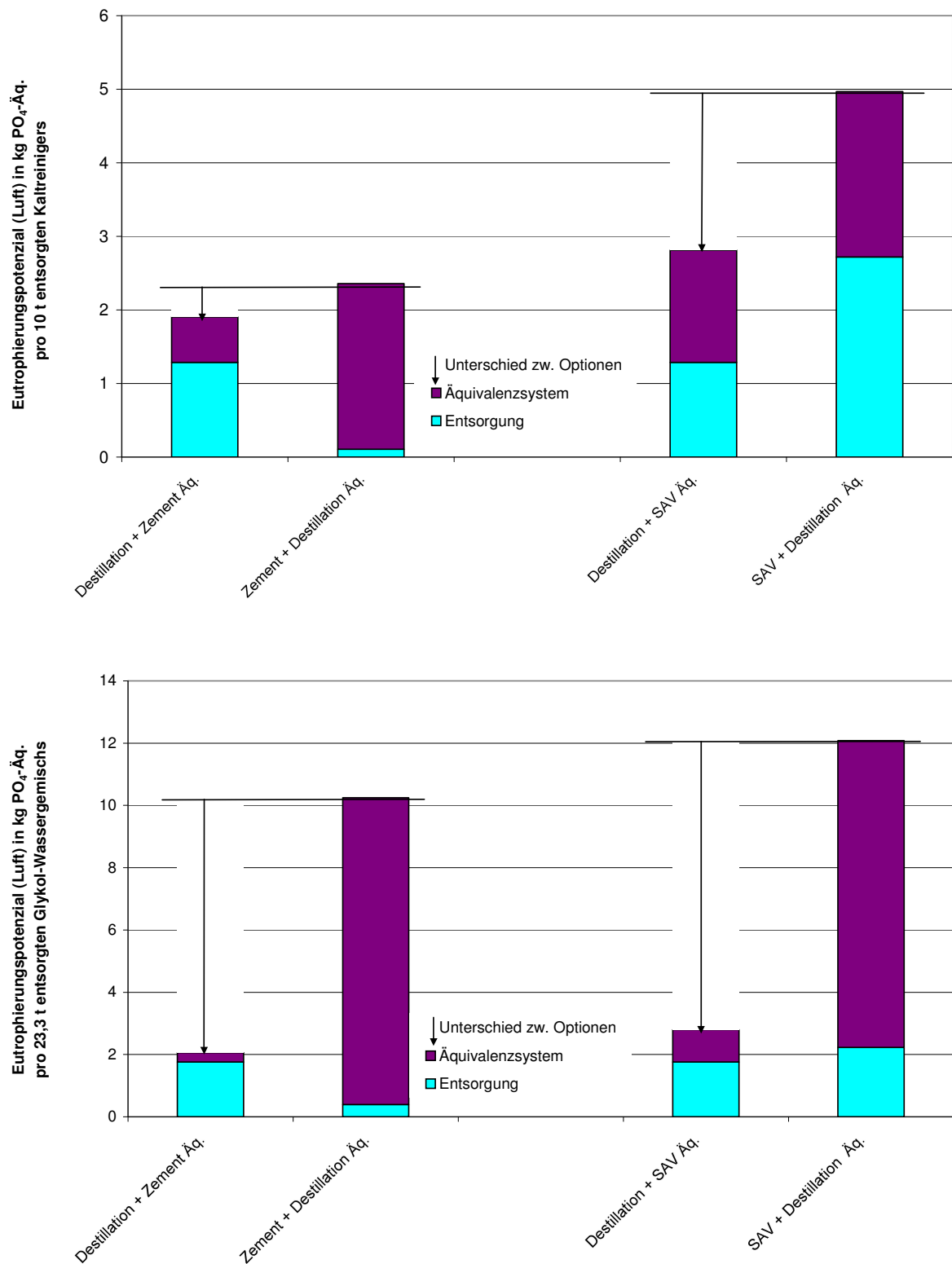


Abb. 5.4-16 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

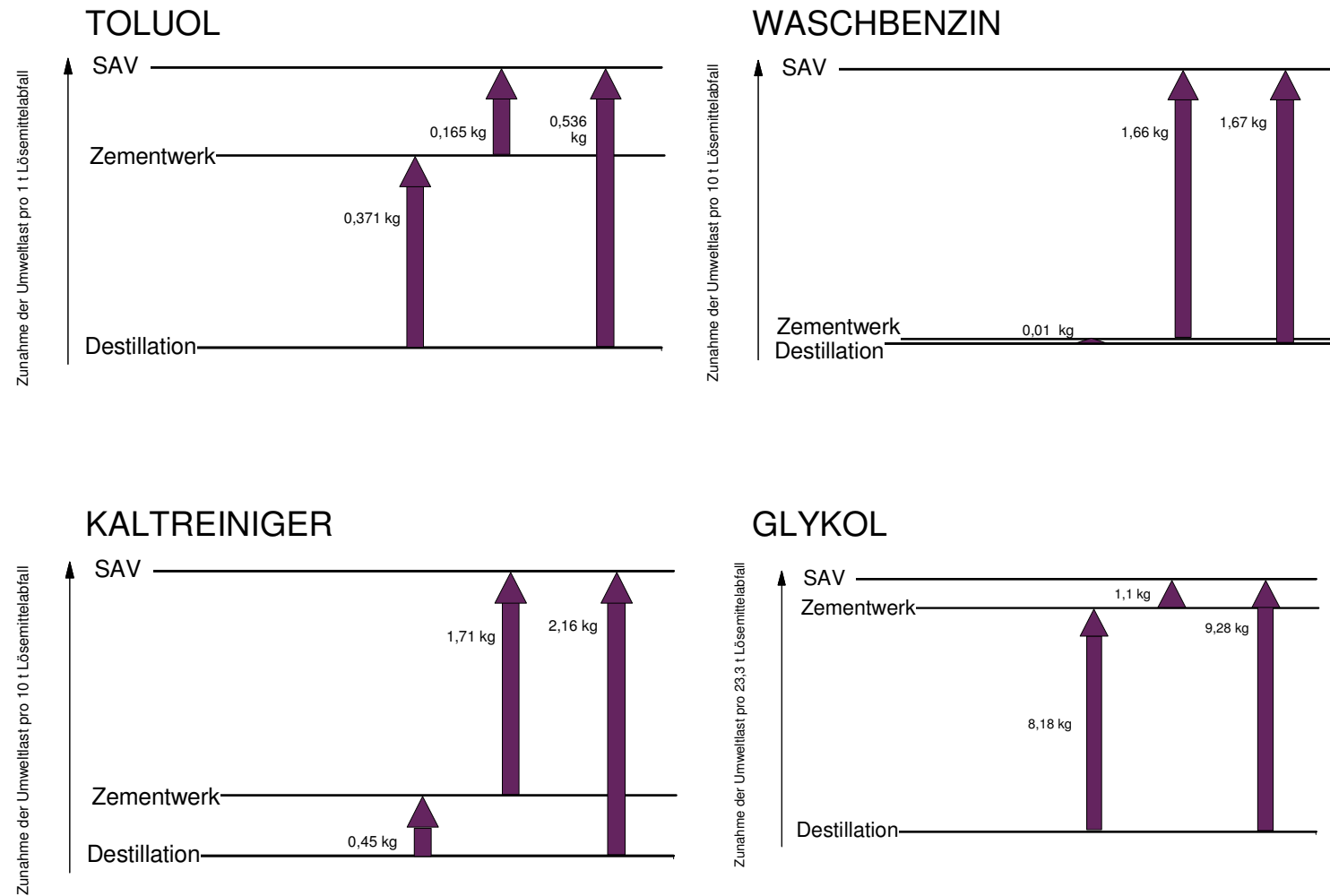


Abb. 5.4-17 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

Versauerung

Das Versauerungspotenzial wird bei den hier betrachteten Optionen vor allem durch Schwefeldioxid (SO_2) und Stickstoffoxide (NO_x) verursacht. Im vorliegenden Fall dominiert dabei eindeutig das SO_2 . Andere saure Gase sind von untergeordneter Bedeutung.

Sieht man von der Gleichrangigkeit von Zementwerk und SAV bei den Glykol-Wassergemischen ab, lautet auch hier die Rangfolge durchgängig: Destillation vor Zementwerk vor SAV, wobei die Destillation sich weit von den beiden Alternativen distanziert. Ausschlaggebend ist hier, dass jede der substituierten Lösemittelsubstanzen bei der primären Herstellung hohe spezifische SO_2 -Emissionen verursacht.

Damit besteht bei den Beispielen Waschbenzin und Kaltreiniger eine klare Umkehr der Rangfolge zwischen Zementwerk und Destillation gegenüber der KEA-Rangfolge.

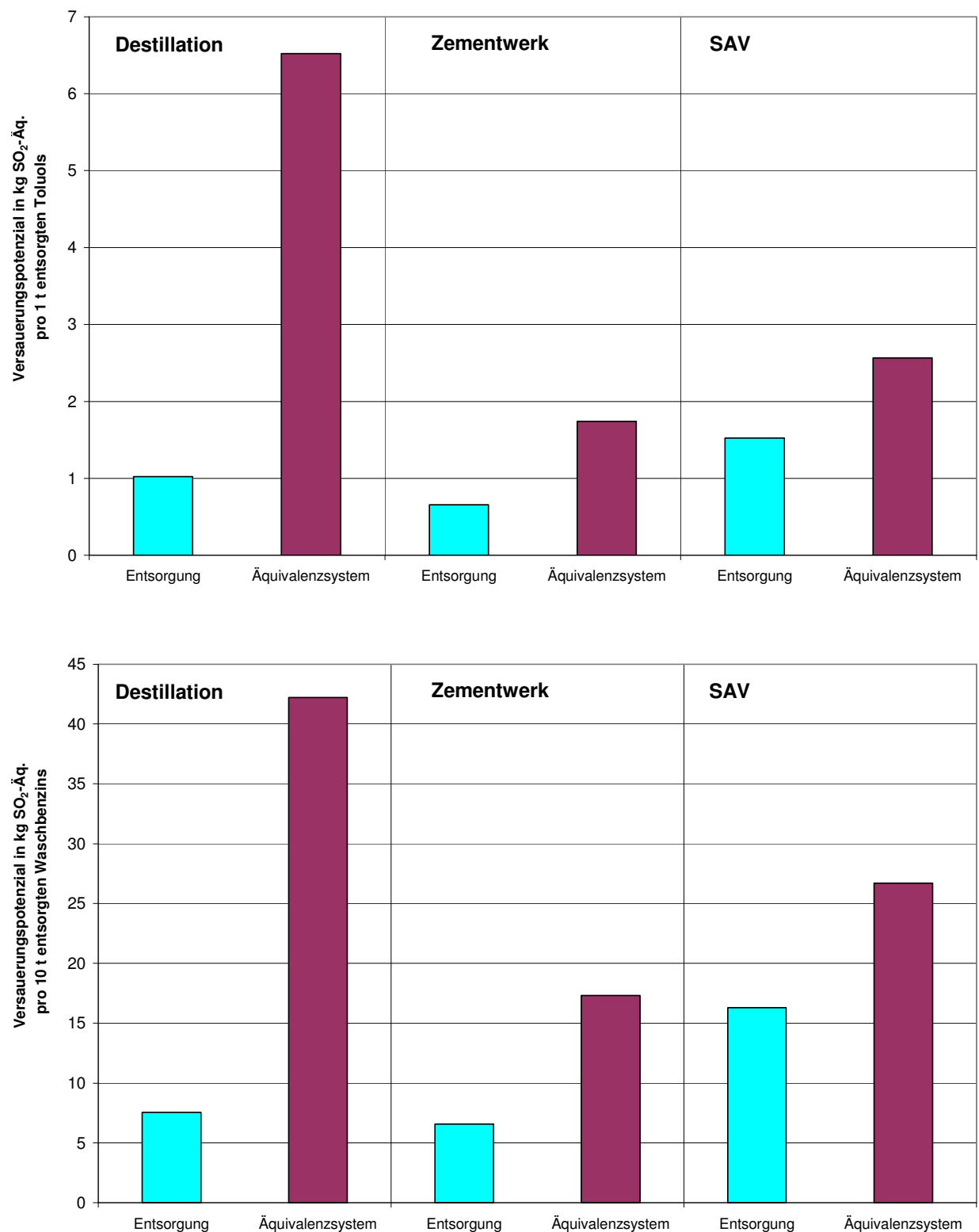


Abb. 5.4-18 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

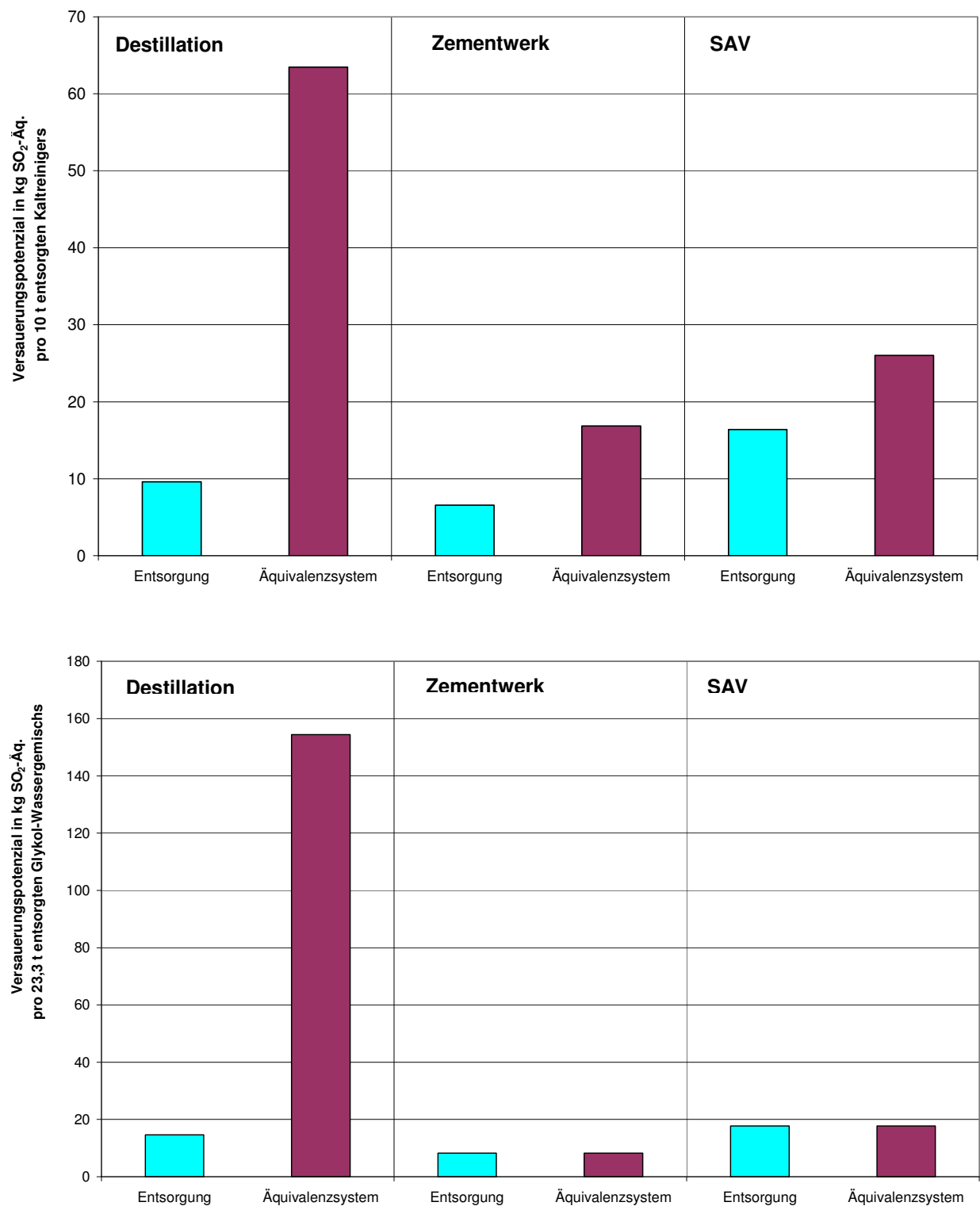


Abb. 5.4-19 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

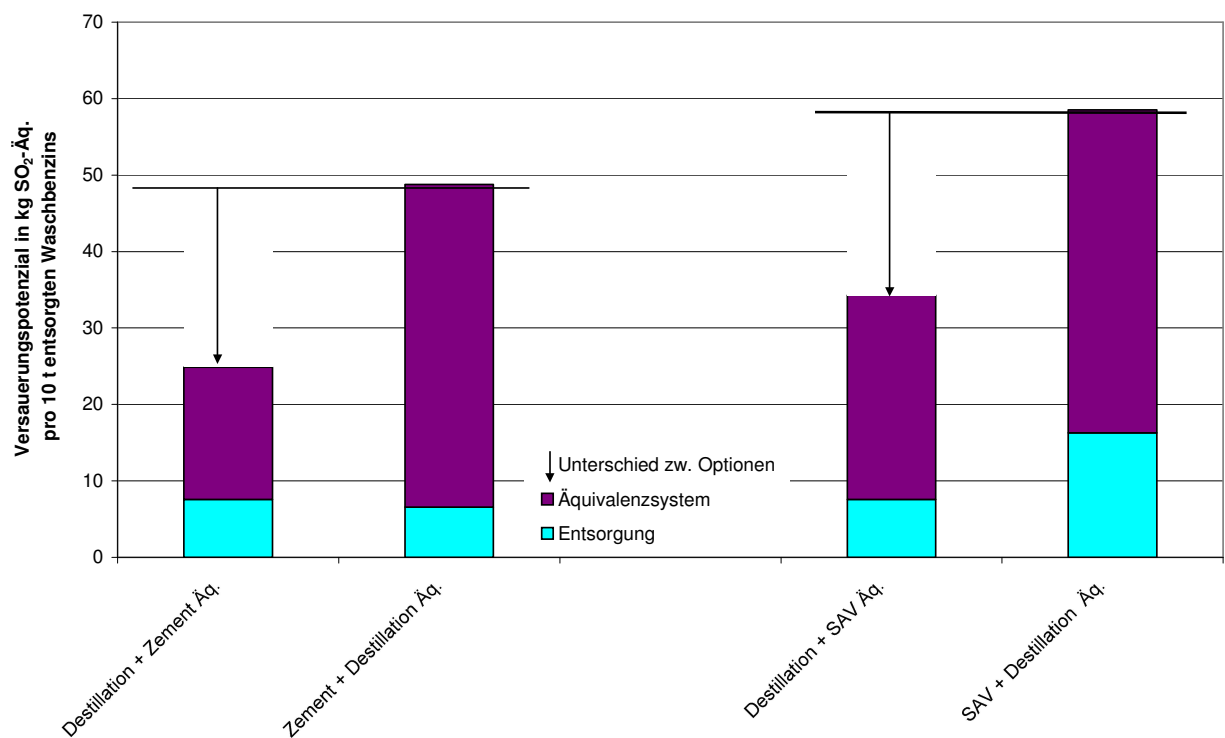
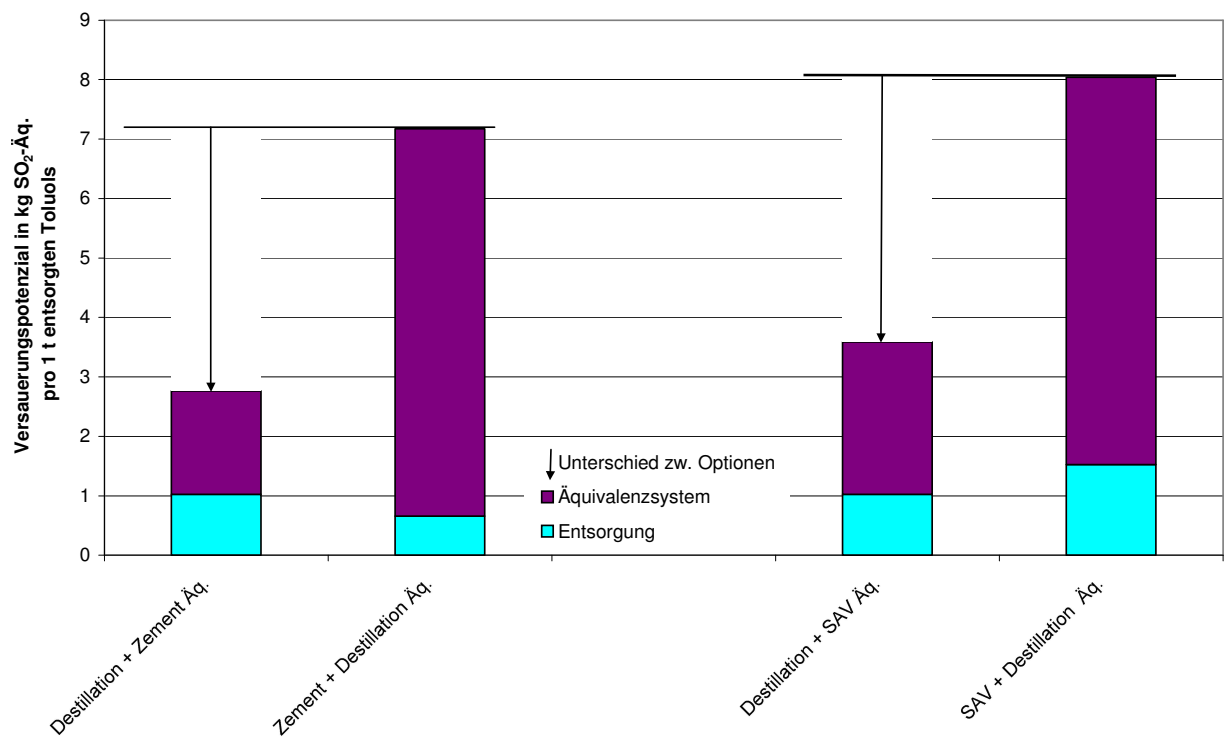


Abb. 5.4-20 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

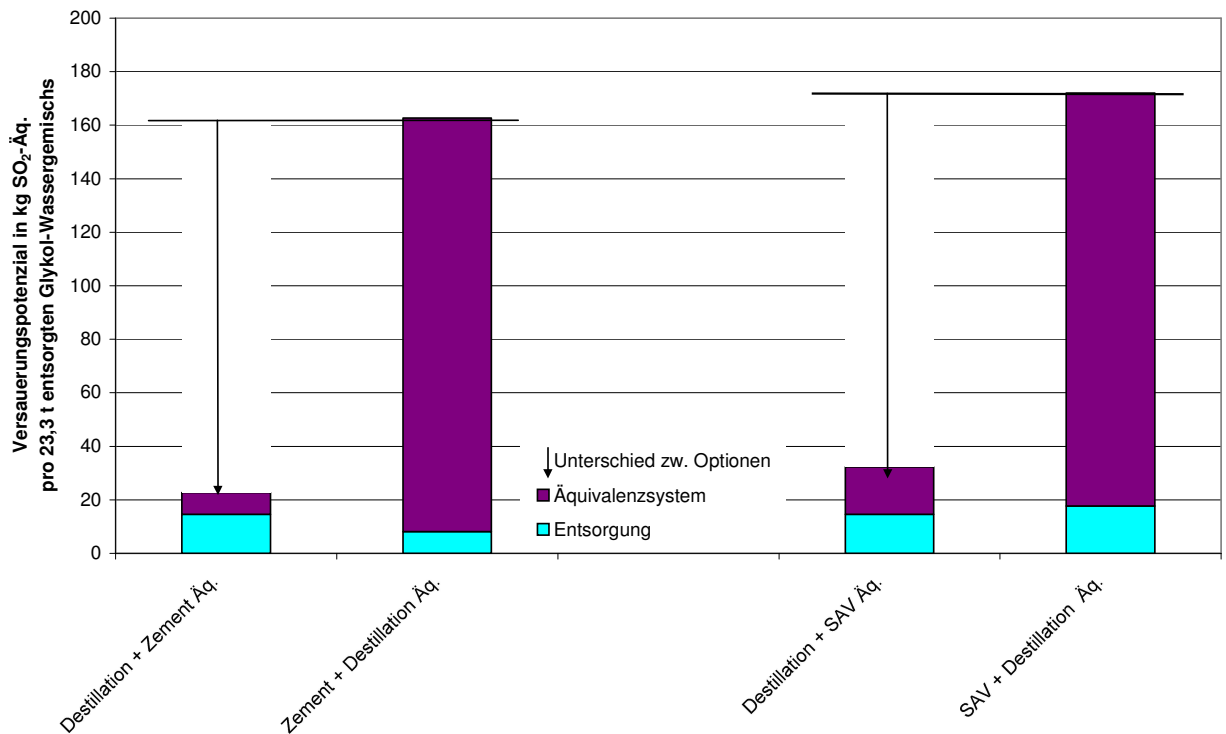
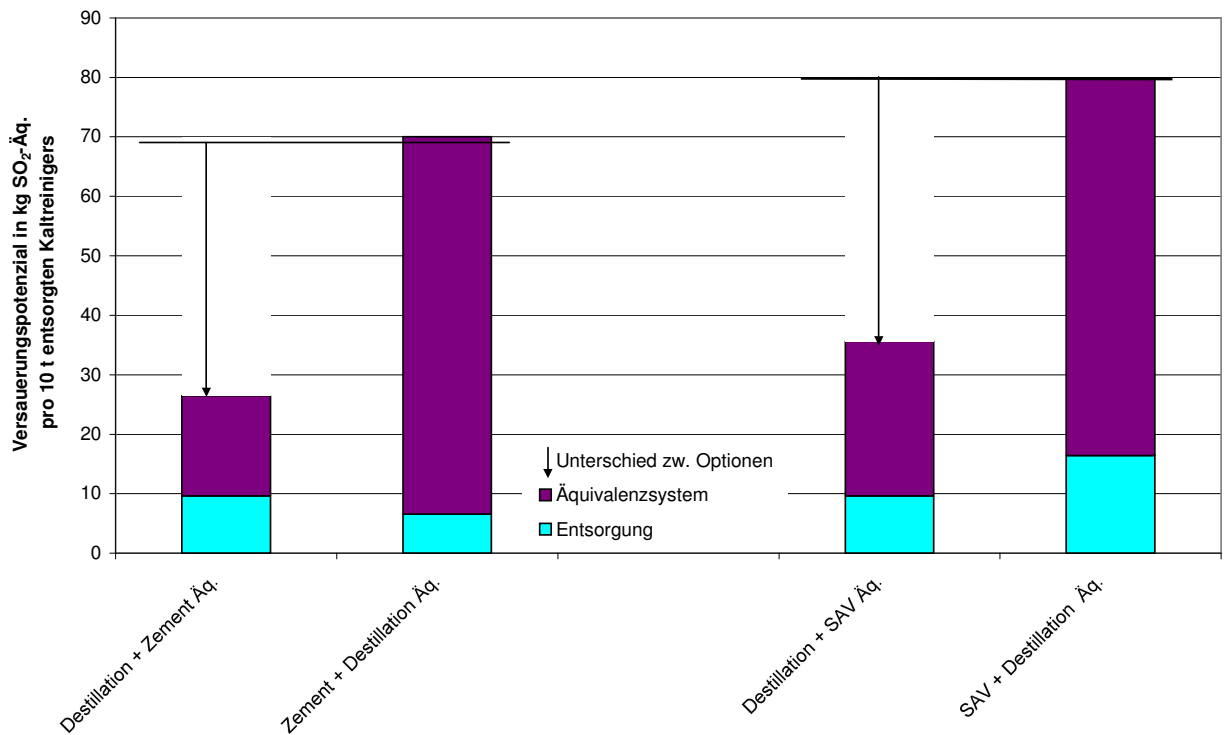


Abb. 5.4-21 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

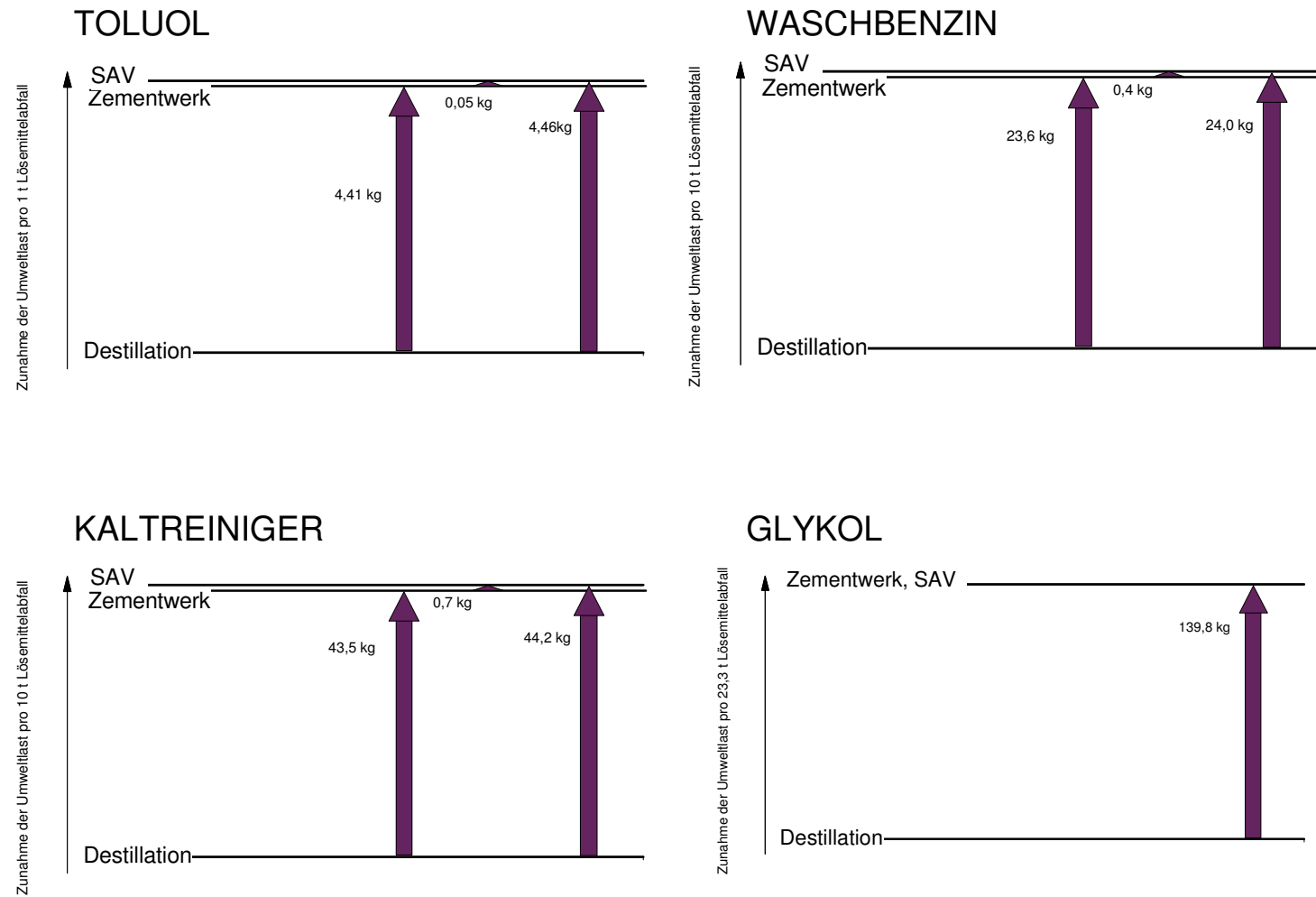


Abb. 5.4-22 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

Toxische Schädigung

Für die Wirkungskategorie Humantoxizität stellt die Emission persistenter kanzerogener Stoffe (als Wirkungsäquivalente von Arsen) einen bedeutenden Indikator dar.

Im Ergebnis zeigt sich beim Vergleich der einzelnen Abfallbeispiele ein differenziertes Bild: Die SAV belegt bei allen Abfällen, außer bei Glykol, den ersten Rang. Dies ist eine Folge der Annahme, dass die in der SAV erzeugte Überschussenergie Fernwärme eines Steinkohleheizwerks substituiert. Die für das Kohleheizwerk verwendeten Emissionsraten entstammen Literaturangaben nach Frischknecht [1994]. Es ist denkbar, dass die Fernwärmeerzeugung in Hamburg mit geringeren Emissionen verbunden ist und sich der Abstand der SAV (diese weist sehr geringe eigene Emissionen auf) zu den anderen Optionen relativiert.

Dass die Zementoption hier durchgängig am ungünstigsten abschneidet, ist keine Folge hoher spezifischer Emissionen, sondern fehlender „Substitutionen“ (kein Einfluss des Brennstoffs auf kanzerogene Organika, wie z.B. Dioxine, und nur sehr geringe Emissionsraten für schwer flüchtige Schwermetalle, aus Lösemittel, wie aus Kohle).

Beim Beispiel Glykol positioniert sich wiederum die Destillation auf dem ersten Rang, wobei hier der hohe Energiebedarf für die Glykolherstellung in Verbindung mit dem zu hohem Anteil der auf schwerem Heizöl beruhenden Energiebereitstellung der Mineralöl- und petrochemischen Industrie (Nickelemissionen) den Ausschlag gibt.

Abgesehen von der vom Energieaufwand induzierten Lage bei Glykol, verhält sich die Rangfolge bei diesem Kriterium mehr oder weniger entkoppelt vom KEA-Ergebnis.

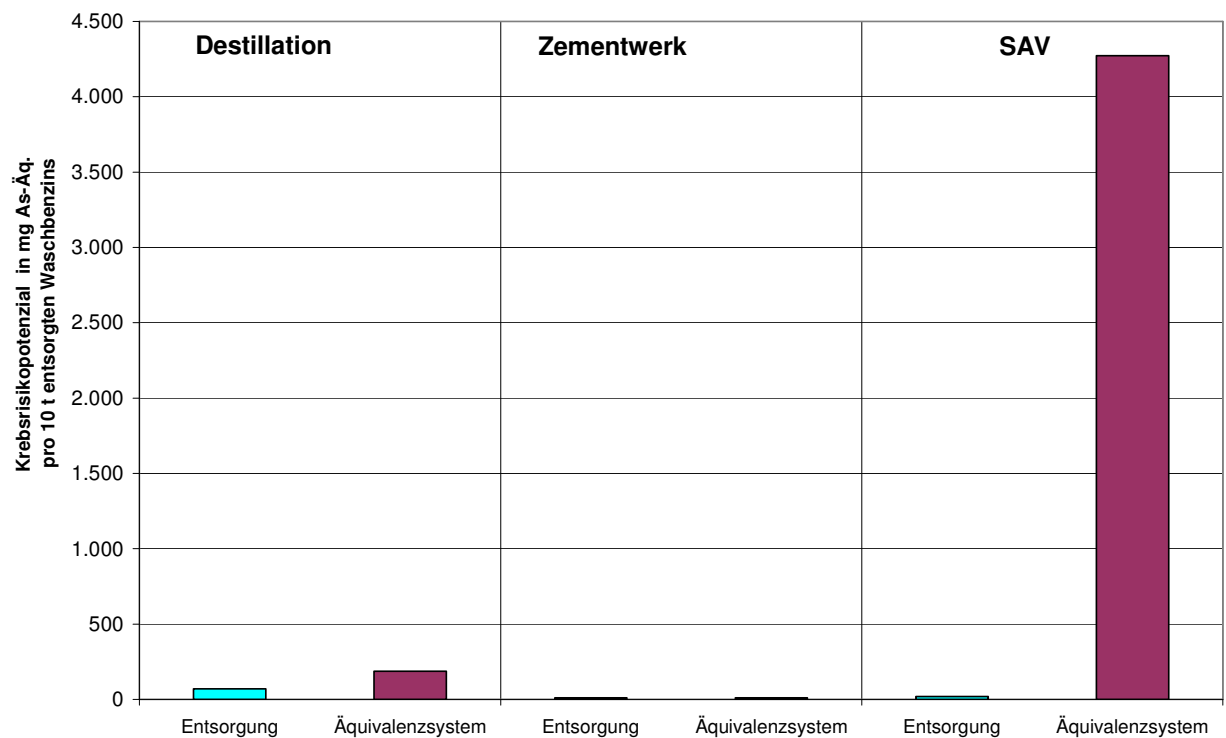
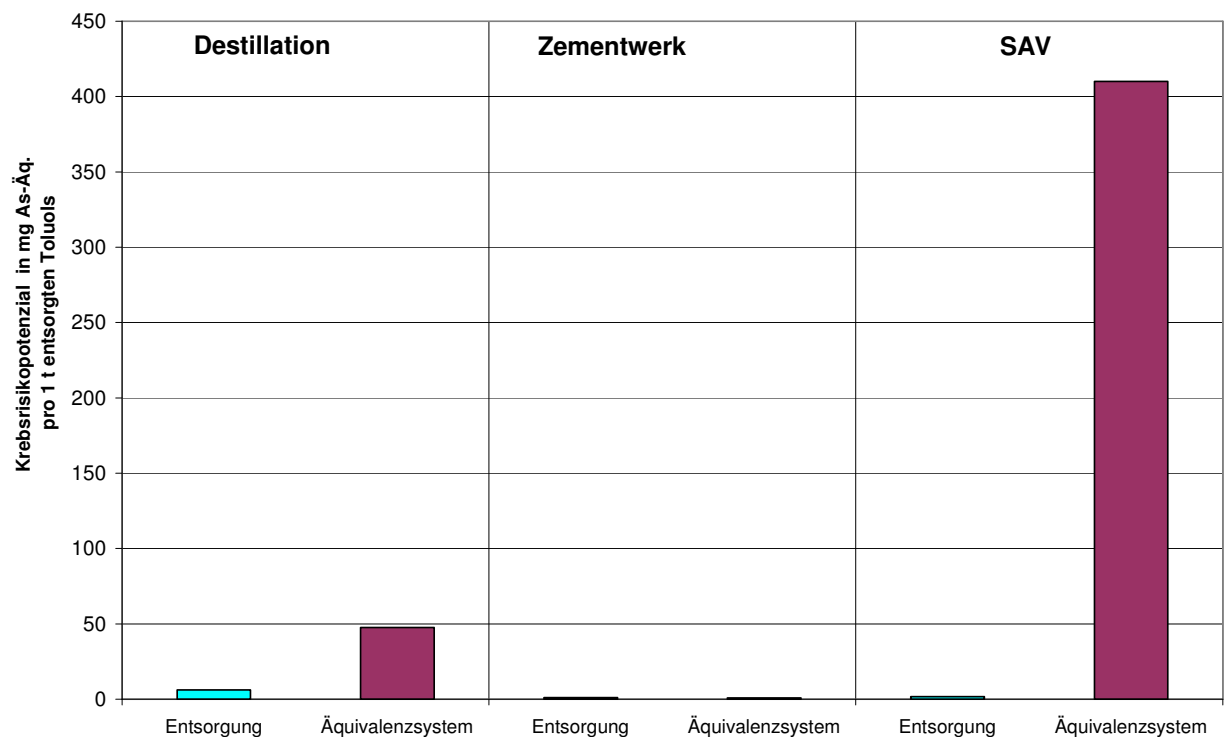


Abb. 5.4-23 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

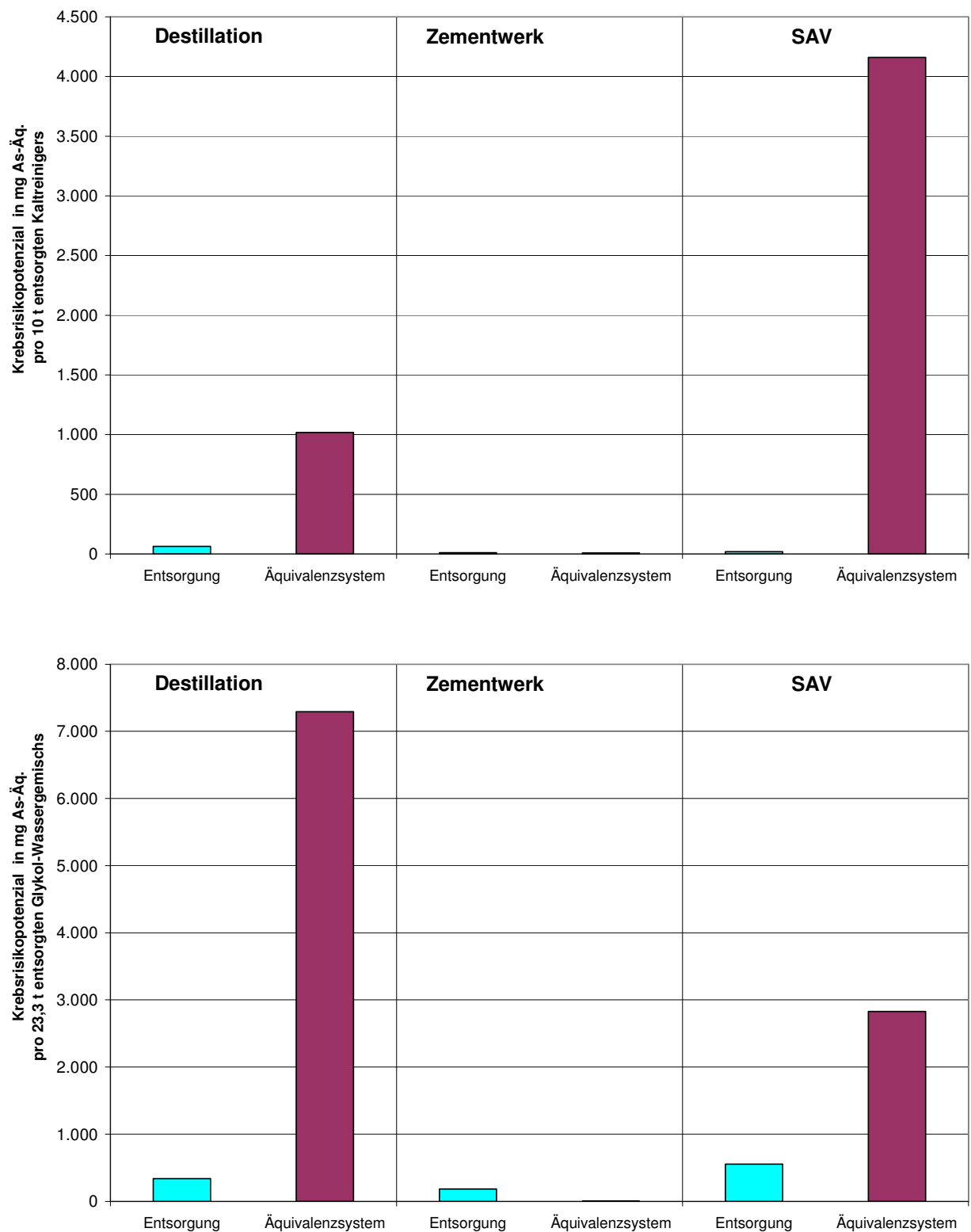


Abb. 5.4-24 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

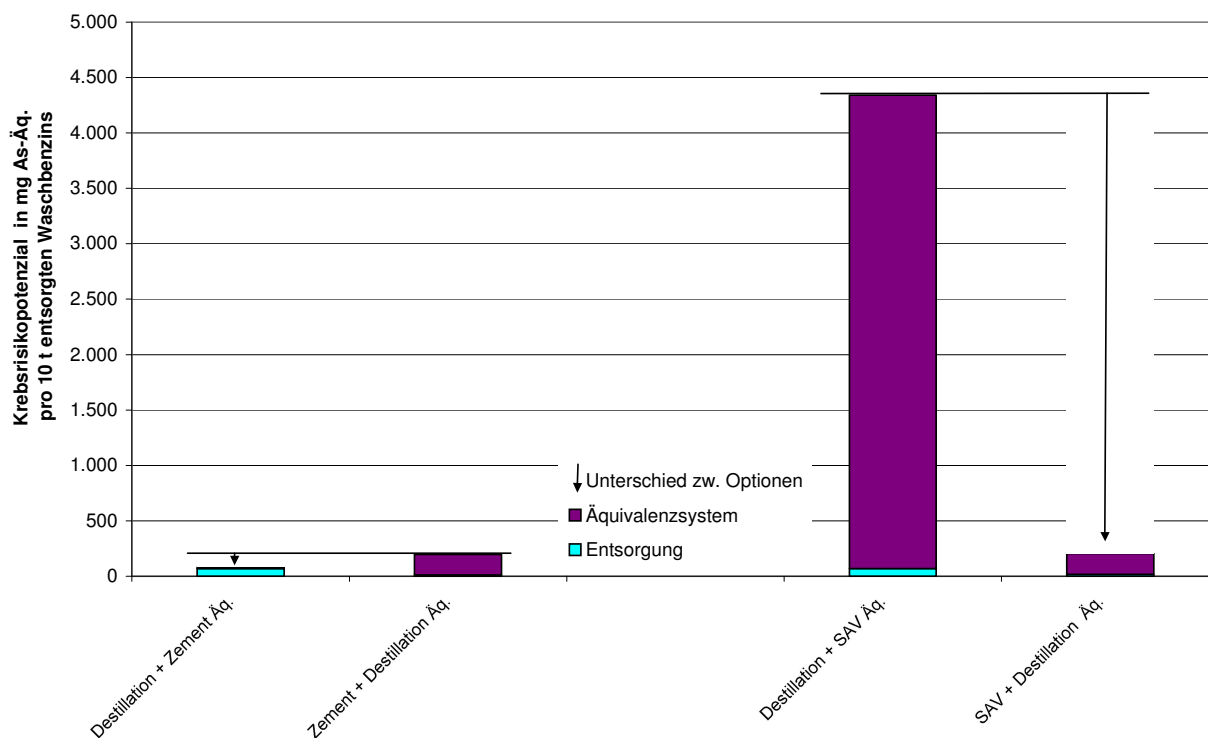
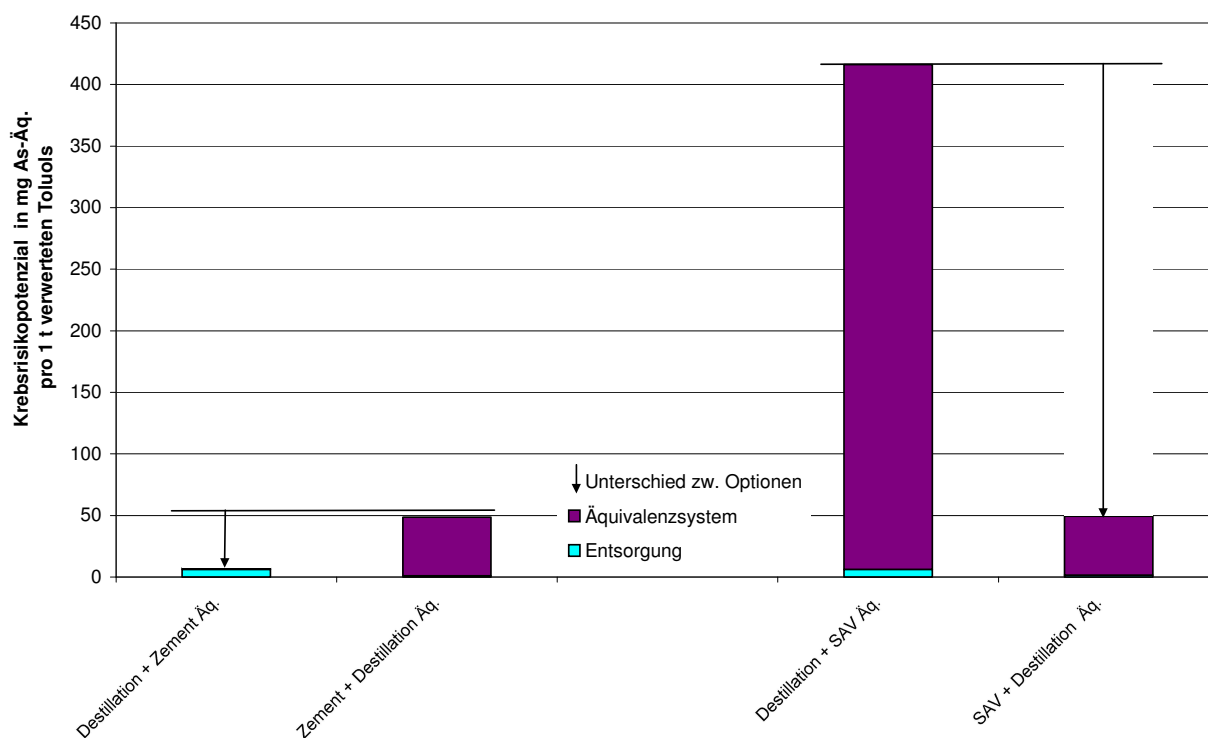


Abb. 5.4-25 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

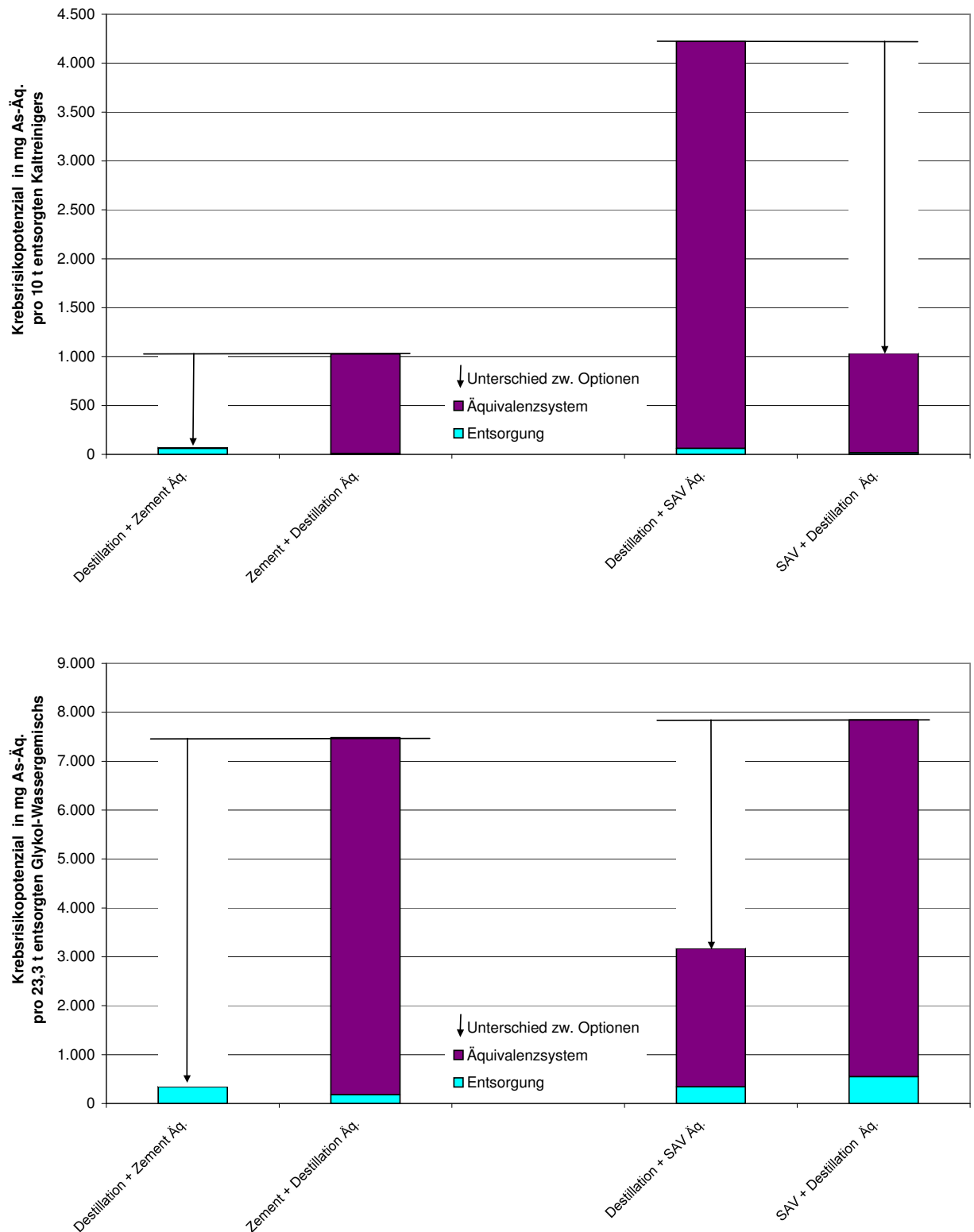


Abb. 5.4-26 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

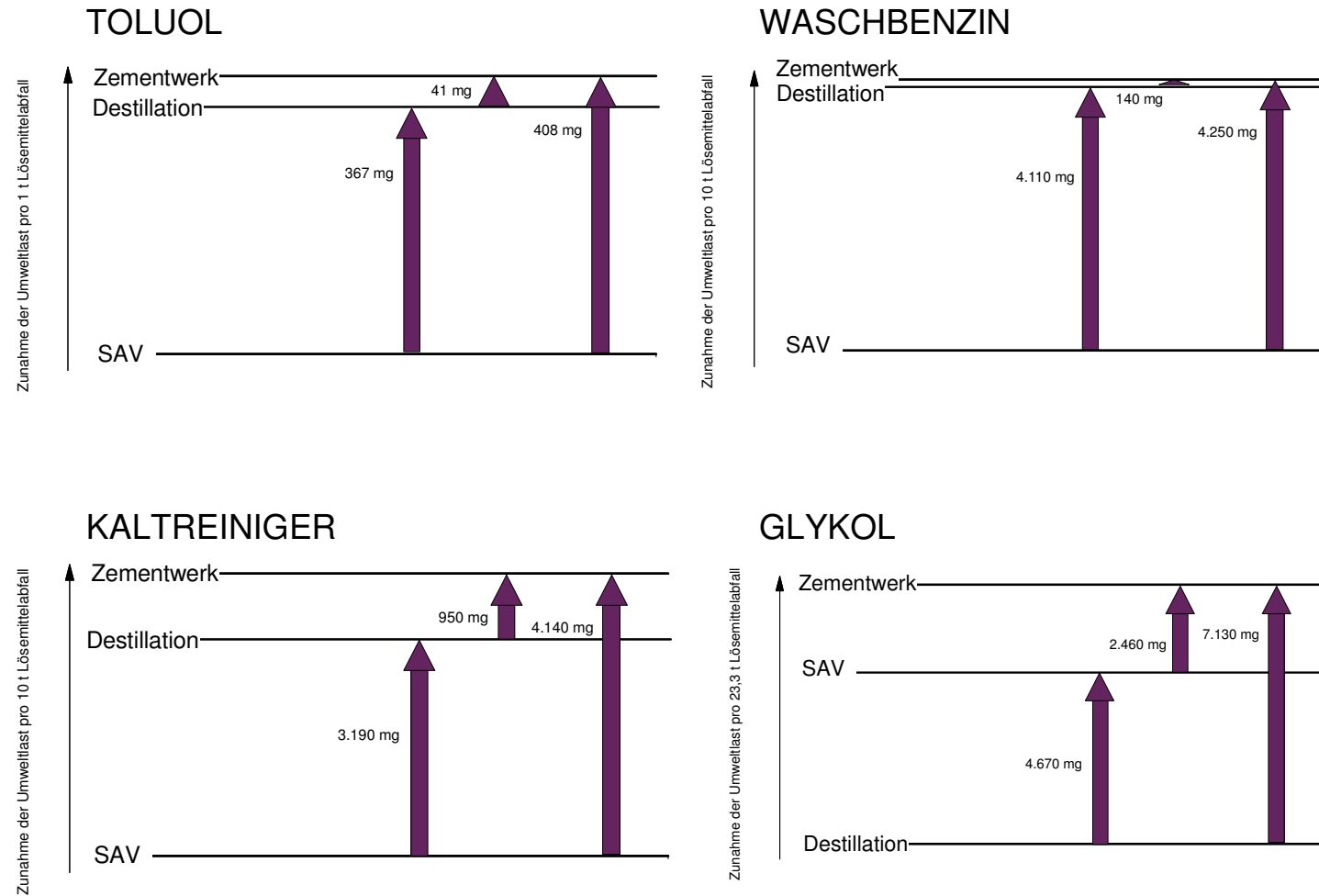


Abb. 5.4-27 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

Ressourcenbedarf

Als Repräsentant für das Kriterium Ressourcenbedarf wird der Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (fossil und nuklear) herangezogen. Hier zeigt sich – erwartungsgemäß – eine Übereinstimmung mit dem gesamtheitlichen KEA.

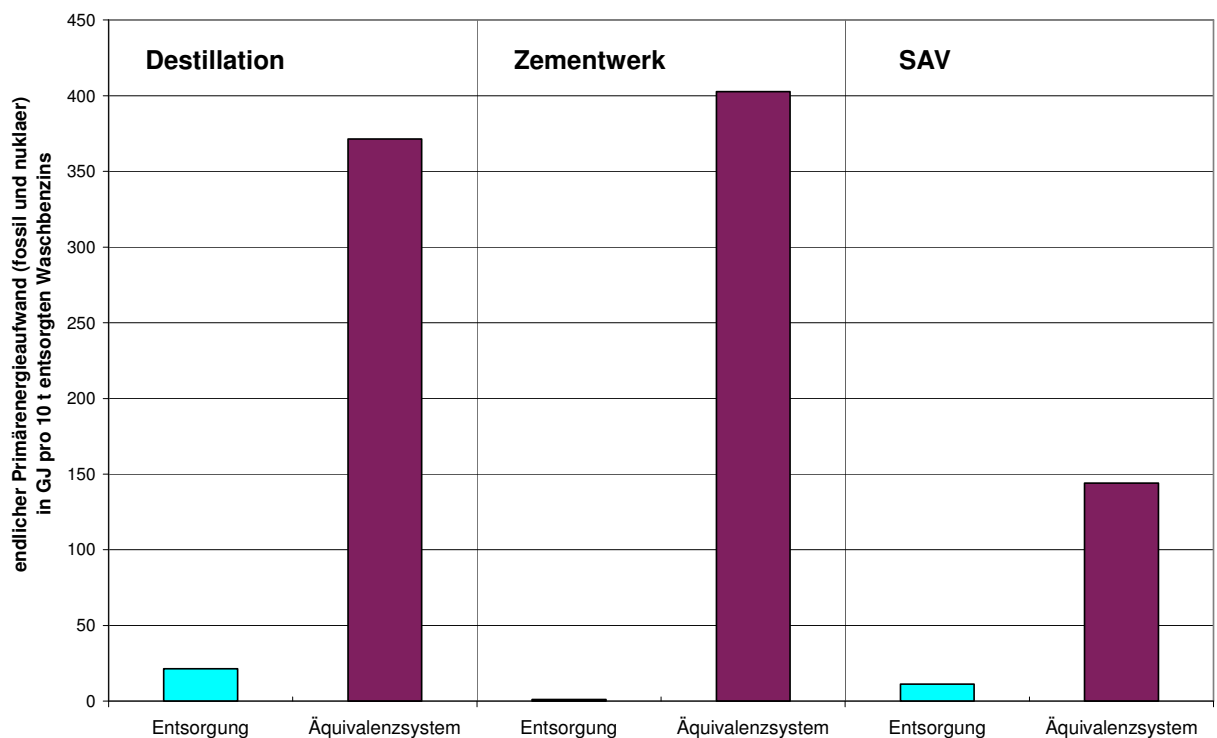
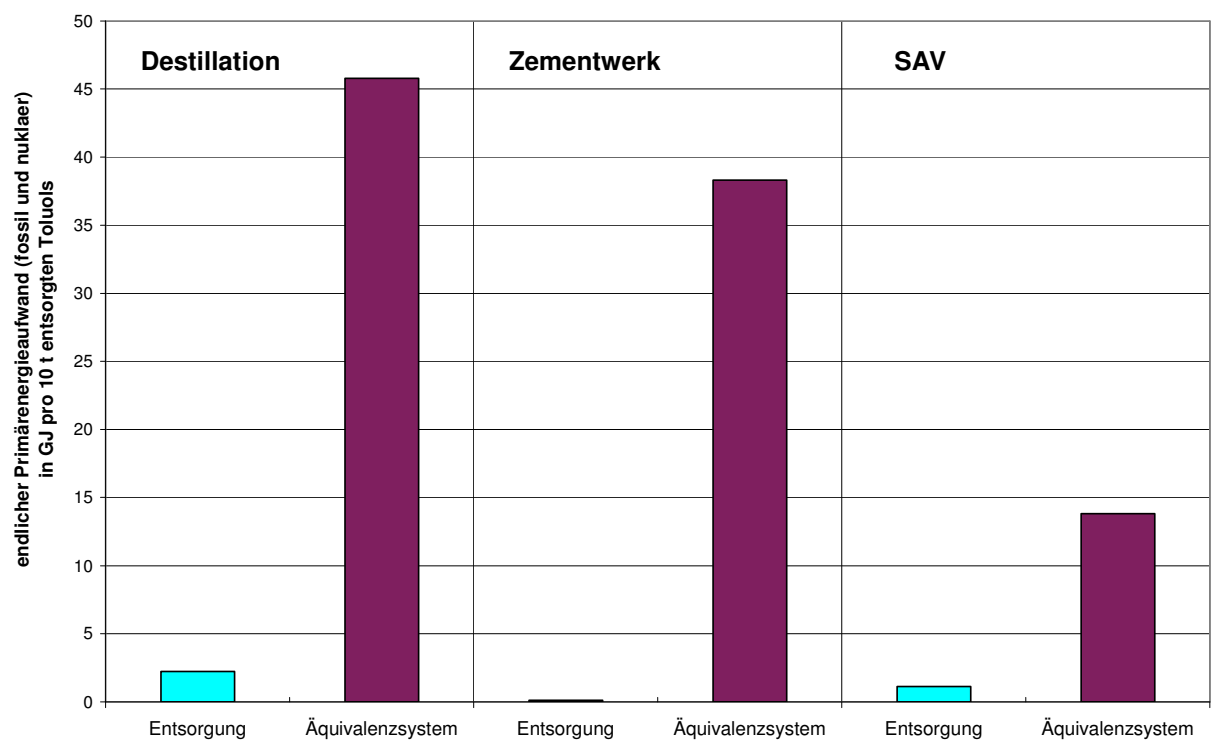


Abb. 5.4-28 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

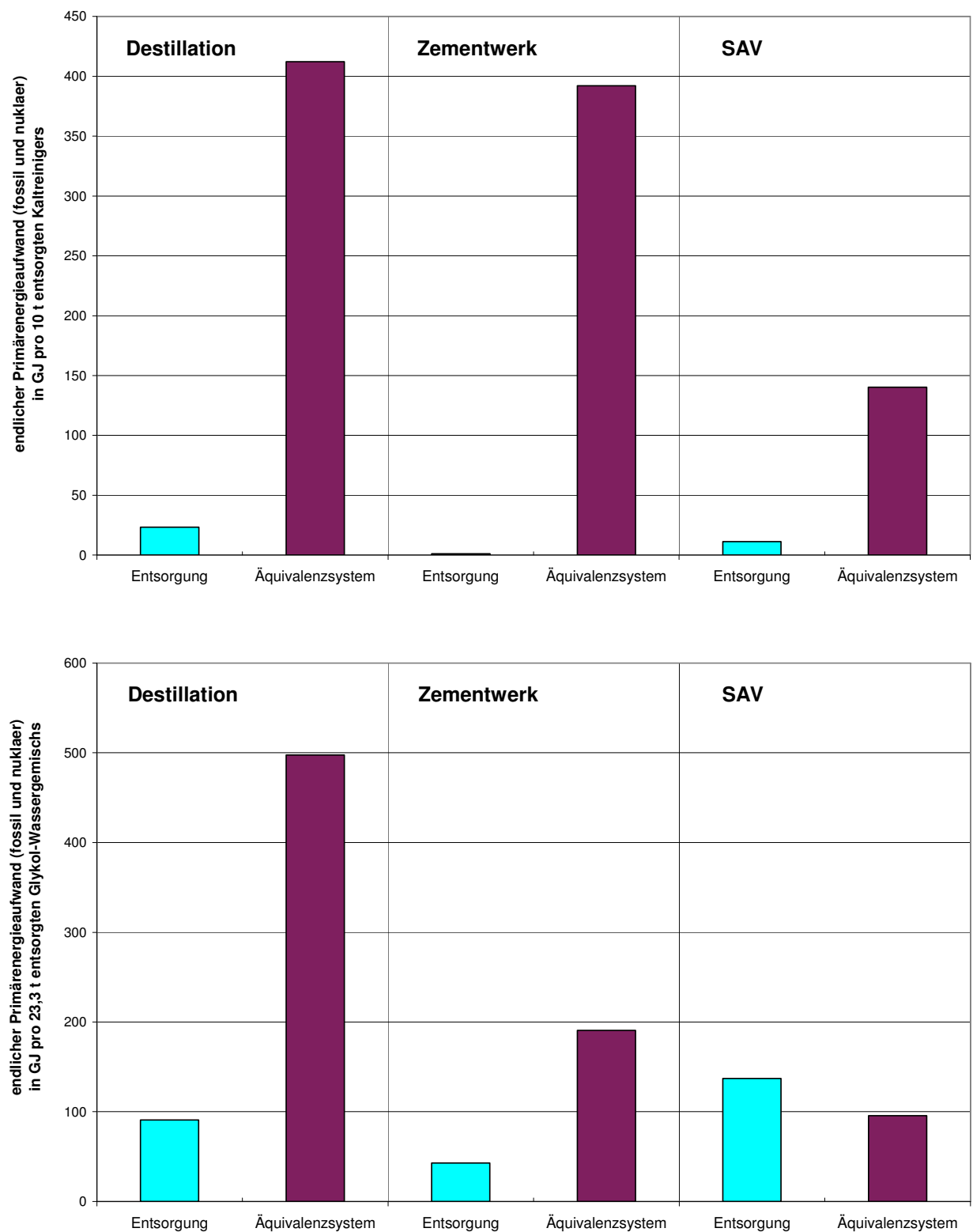


Abb. 5.4-29 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

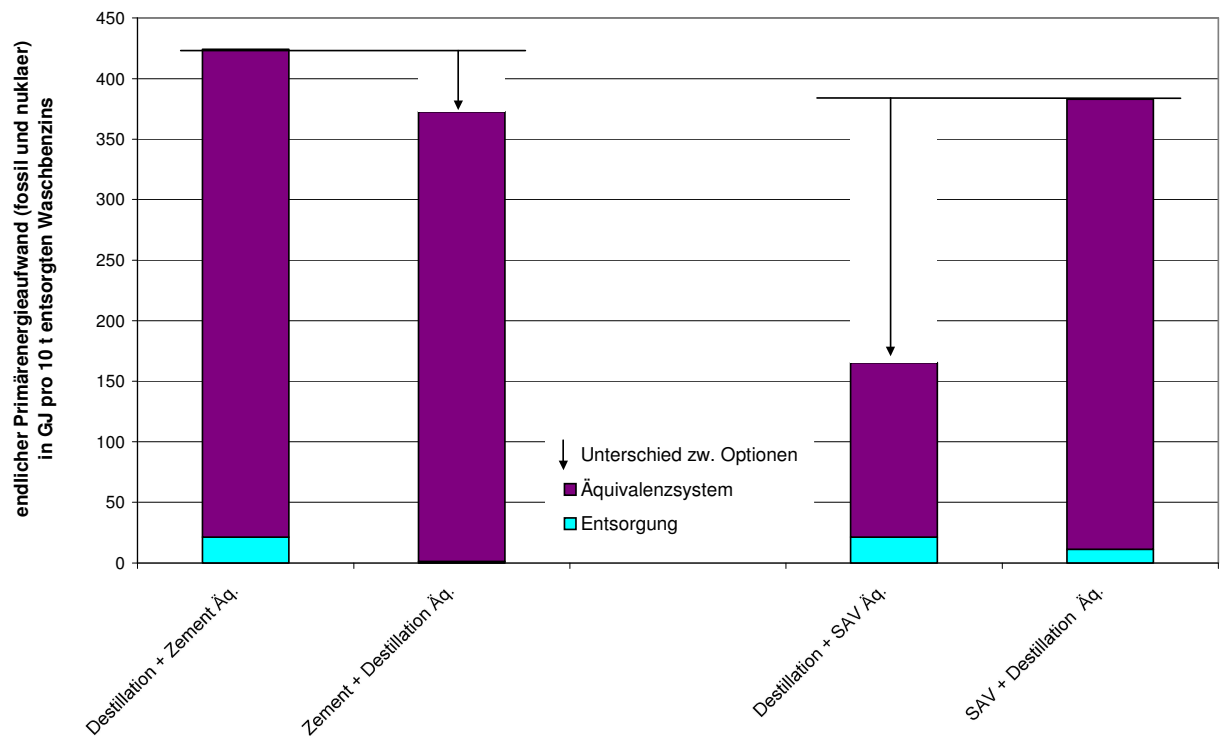
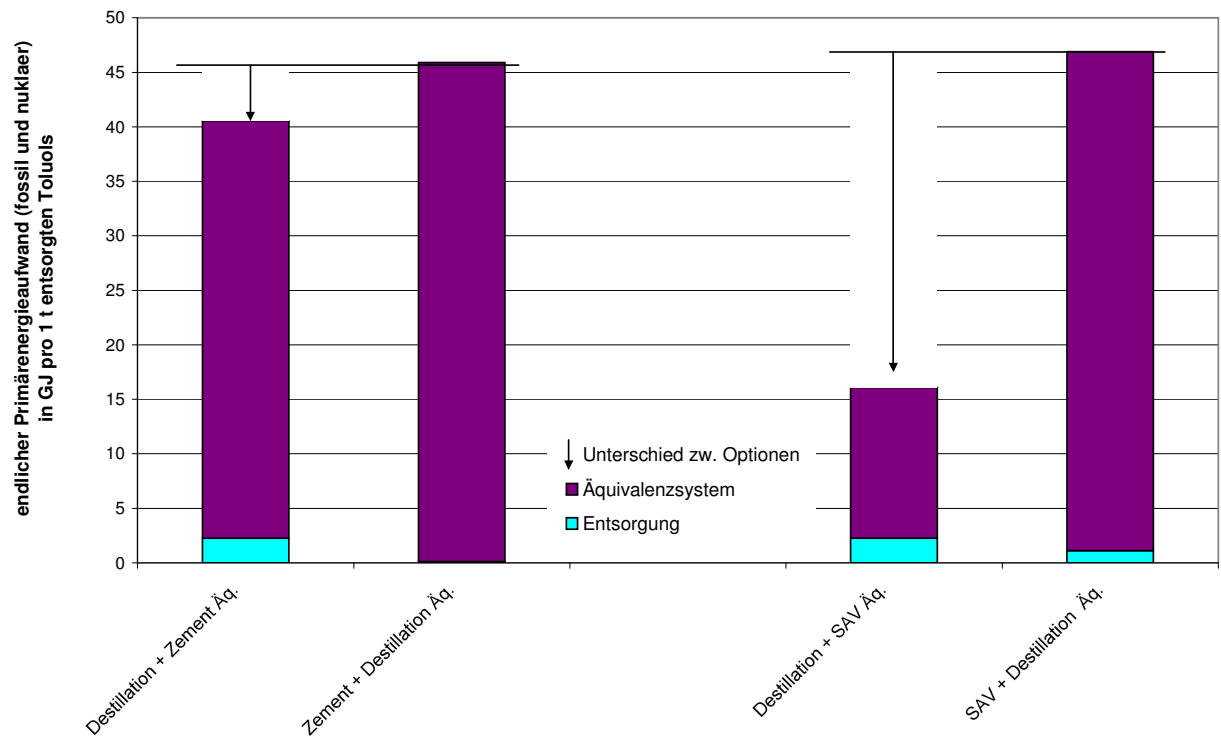


Abb. 5.4-30 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (oben: Toluol, unten: Waschbenzin)

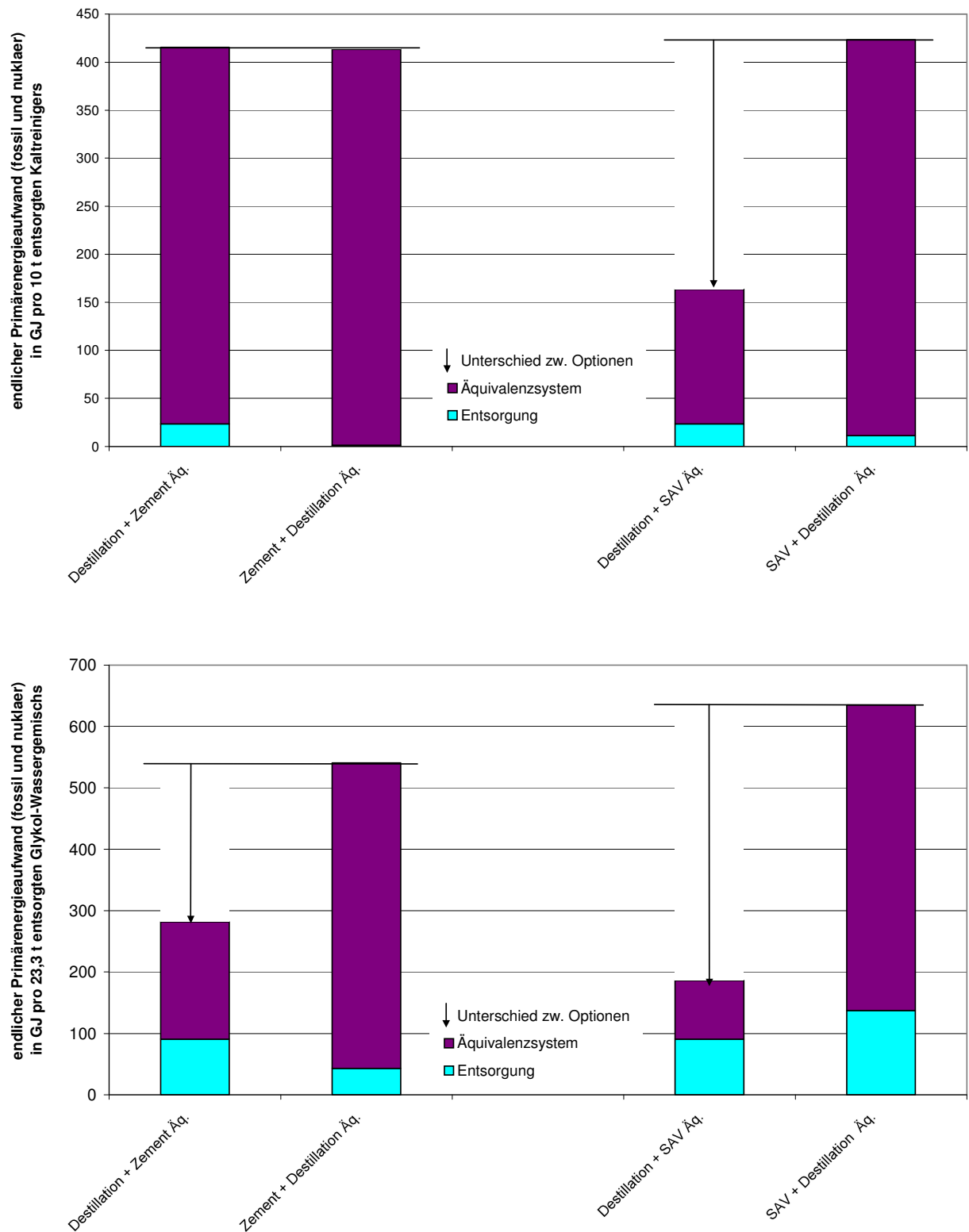


Abb. 5.4-31 Paarweiser Vergleich der Destillation jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern “ (oben: Kaltreiniger, unten: Glykol-Wassergemisch)

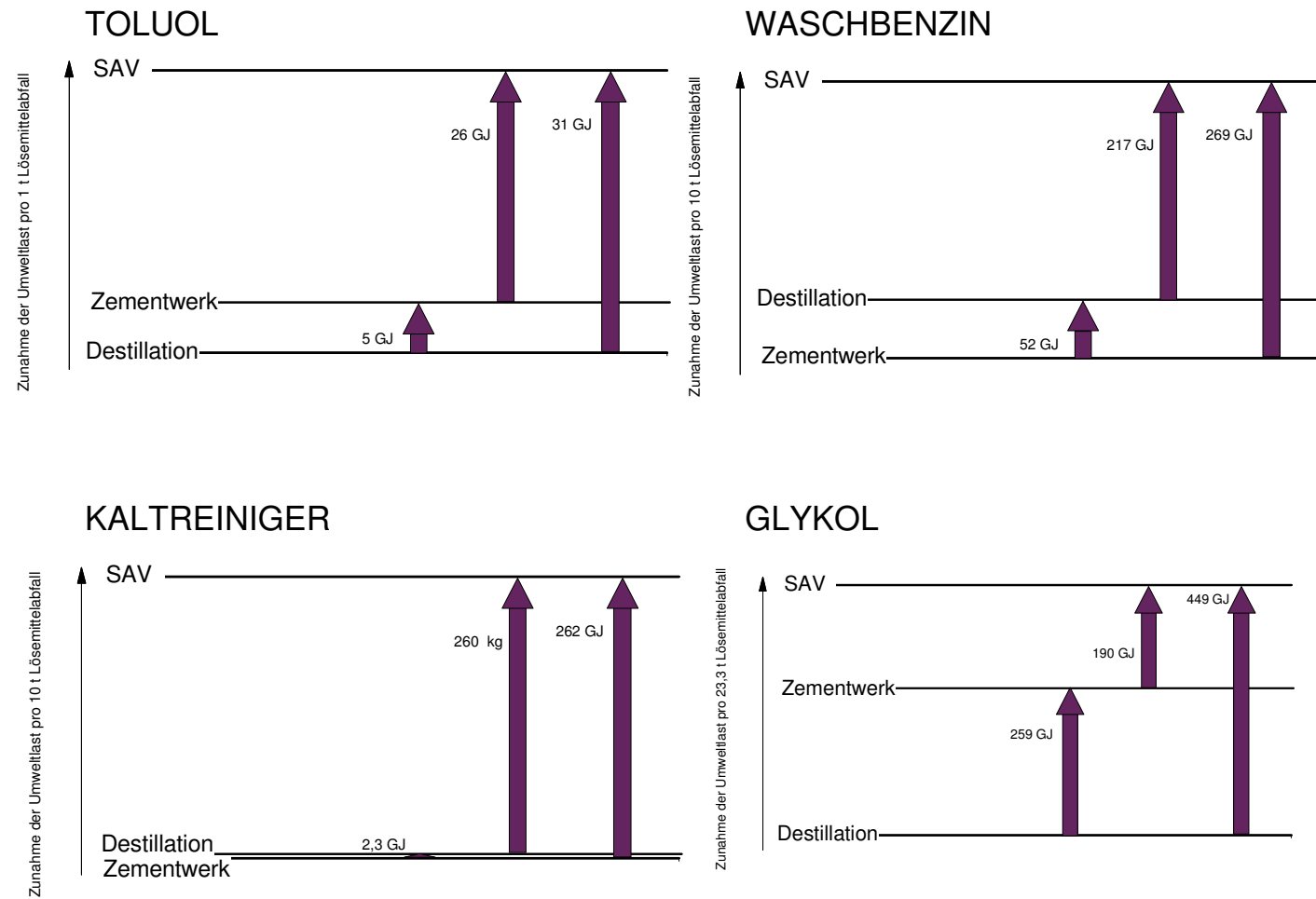


Abb. 5.4-32 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbedarf“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern

Rückschlüsse aus den einzelnen Wirkungskategorien

Die nachfolgende Tabelle zeigt eine Übersicht über die Rangfolgen der Optionen in den einzelnen Wirkungskategorien und gibt jeweils einen Hinweis auf die Güte der Übereinstimmung mit dem KEA-Ergebnis wieder. In 14 von 24 Fällen zeigt sich eine genaue Übereinstimmung, wobei kein Abfallbeispiel (Glykol nahezu) und auch kein Kriterium (außer endliche Ressourcen) eine vollständige Übereinstimmung zeigen.

Tab. 5.4-5 Rangfolgen der Entsorgungsoptionen je nach Kriterium und Abfall und Beurteilung der jeweiligen Übereinstimmung mit dem KEA

	Toluol	Waschbenzin	Kaltreiniger	Glykol
KEA	D – Z – S	Z – D – S	Z · D – S	D – Z – S
Treibhauseffekt	Z – D – S Ø	Z – D – S ⊕	Z – D – S ⊕	D – Z – S ⊕
Sommersmog	D – Z – S ⊕	D – Z – S Ø	D – Z – S Ø	D – Z · S ⊕
Eutrophierung, terr.	D – Z – S ⊕	D · Z – S ⊕	D – Z – S Ø	D – Z – S ⊕
Versauerung	D – Z · S ⊕	D – Z · S Ø	D – Z · S Ø	D – Z/S ○
Krebsrisikopotenzial	S – D – Z Ø	S – D · Z Ø	S – D – Z Ø	D – S – Z ○
Endliche Ressourcen	D – Z – S ⊕	Z – D – S ⊕	Z · D – S ⊕	D – Z – S ⊕

Erläuterung: D steht für Destillation, Z für Zementwerk, S für SAV.

„–“ steht für einen klaren Abstand, „·“ für einen sehr geringen Abstand, „/“ für Gleichheit.

Relative Übereinstimmung mit dem KEA ist gekennzeichnet mit: ⊕ für genaue, ○ für nahezu, Ø für keine Übereinstimmung.

Außer bei Glykol zeigt sich somit auf der Ebene der Wirkungsabschätzung kein eindeutiger Vorteil bei einer der Optionen. Die Ergebnisse verhalten sich teilweise gegenläufig. Um dennoch einen unter Umständen vorhandenen ökologischen Vorteil der einen oder anderen Option identifizieren zu können, sind weitergehende Schritte im Verlauf der nachfolgenden „Auswertung“ erforderlich. Die ISO 14042 weist auf entsprechende Ansatzpunkte hin: Als „optionale Elemente“ können dabei eine „Normierung“ der Wirkungsgrößen (ausgedrückt als „spezifischer Beitrag“) und eine „Ordnung“ der Kriterien nach ihrer „ökologischen Bedeutung“ dienen. Die Anwendung dieser Bewertungshilfen unterliegt selbstredend stark subjektiven Werthaltungen und kann keinen allgemeingültigen Charakter haben. Sie wurde im Kapitel 2.5 erläutert.

5.4.3 Auswertung der Ökobilanz

5.4.3.1 Rangfolge nach spezifischem Beitrag (Normierung) und ökologischer Bedeutung (Ordnung)

Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Folgenden gemäß dem Vorschlag der DIN EN ISO 14042 anhand der Bewertungselemente **Normierung** und Darstellung der spezifischen Beiträge sowie **Ordnung** der Kriterien nach der ihnen zugemessenen ökologischen Bedeutung weiter aufbereitet. Hieraus sollen aus den verschiedenen divergierenden Vor- und Nachteilen der einzelnen Optionen die „Gewichtigeren“ identifiziert werden. Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass hier zwangsläufig subjektive Werthaltungen zum Tragen kommen.

Die Normierung erlaubt eine Zusammenstellung aller Einzelergebnisse der Wirkungskategorien in einer Skala. Als Größeneinheit werden dabei die Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) verwendet (siehe Kapitel 2.5.2). In Tab. 5.4-6 werden die normierten Wirkungsbeiträge aller Optionen und Äquivalenzsysteme zusammengestellt. Für den Vergleich untereinander sind wiederum die durch „Überkreuz-Schlechtschrift“ (oder „Gutschrift“) abgeleiteten Unterschiede zwischen den Alternativen unter Nutzengleichheit entscheidend. Diese sind ebenfalls in Tab. 5.4-6 aufgestellt.

Folgende Rückschlüsse lassen sich aus diesen Ergebnissen ziehen:

Toluol

Außer beim Treibhauseffekt (hier Zementwerk vorne) und beim Krebsrisikopotenzial (hier SAV vorne) ist die Rangfolge in den Kriterien überall gleich mit der des KEA. Die beiden abweichenden Kriterien sind nun beide mit hohem ökologischem Gewicht versehen. Die in spezifischen Beiträgen (EDW) ausgedrückten Unterschiede zwischen den einzelnen Optionen liegen bei den sechs verschiedenen Kriterien durchweg in ähnlichen Größenordnungen, sodass keinem der Kriterien eine übermäßige quantifizierende Bedeutung zukommt.

Da sich der einzige Vorteil des Zementwerks gegenüber der Destillation (Treibhauseffekt) mit dem Nachteil beim (gleichgewichtigen) Krebsrisikopotenzial aufwiegen lässt, ansonsten aber die Destillation durchweg im Vorteil ist, kann ein **gesamtheitlicher Vorteil der Destillation** festgestellt werden. Der einzige Vorteil der SAV gegenüber den anderen Optionen (Krebsrisikopotenzial) egalisiert sich mit dem Nachteil der SAV im Treibhauseffekt. Angesichts der durchgängig schlechteren Ergebnisse in allen anderen Kriterien bleibt diese Option auf dem hinteren Rang.

Damit ergibt die wirkungsbezogene Ökobilanz für Toluolabfälle die mit dem KEA identische Rangfolge:

- 1. Destillation und Wiederverwendung**
- 2. Einsatz im Zementwerk**
- 3. Sonderabfallverbrennungsanlage**

Waschbenzin

Die Einschätzung der SAV erfolgt hier gleich wie bei Toluol. Entscheidend ist hier die Abwägung der zwischen den Optionen Destillation und Zementwerk verteilten Vor- und Nachteile. Auffallend ist zunächst der vergleichsweise hohe Unterschied (in EDW) beim Treibhauseffekt. Während die Destillation geringere Vorteile bei Versauerung, Eutrophierung und Sommersmog aufweist, bleibt zu Gunsten des Zementwerks ein ähnlich großer Vorteil bei den Ressourcen. Bei der Abwägung ist es folglich entscheidend, welches Übergewicht dem mit „sehr großer ökologischer Bedeutung“ versehenen und den vergleichsweise größten spezifischen Unterschieden ausgestatteten Treibhauseffekt zugemessen wird. Hier bleibt ein Abwägungsspielraum zwischen gesamtheitlichem Vorteil für das Zementwerk und einer Gleichrangigkeit von Zementwerk und Destillation.

Die Gutachter tendieren zu der ersten Möglichkeit aufgrund des qualitativen wie quantitativen Gewichts des Treibhauseffekts. Damit ergibt auch hier die wirkungsbezogene Ökobilanz die mit dem KEA identische Rangfolge:

- 1. Einsatz im Zementwerk**
- 2. Destillation und Wiederverwendung**
- 3. Sonderabfallverbrennungsanlage**

Kaltreiniger

Bei diesem Fallbeispiel zeigen sich gegenüber dem vorangehenden Beispiel sehr ähnliche Verhältnisse, wobei hier die einzelnen Vorteile der Destillation gegenüber dem Zementwerk bei Versauerung und Eutrophierung insgesamt etwas deutlicher ausfallen. Auch hier bleibt ein Abwägungsspielraum zwischen gesamtheitlichem Vorteil für das Zementwerk und einer Gleichrangigkeit von Zementwerk und Destillation. Die Gutachter tendieren hier zu der zweiten Möglichkeit. Damit ergibt auch hier die wirkungsbezogene Ökobilanz die mit dem KEA identische Rangfolge:

- 1. Destillation und Wiederverwendung** gleichrangig mit **Einsatz im Zementwerk**
- 3. Sonderabfallverbrennungsanlage**

Glykol

Hier herrscht Eindeutigkeit, was die vorderste Platzierung der Destillation betrifft, da diese über alle Wirkungskategorien hinweg am günstigsten abschneidet. Zwischen Zementwerk und SAV besteht auch hier der Konflikt: Treibhauseffekt gegen Krebsrisikopotenzial. Diese wechselseitigen Vor- und Nachteile lassen sich aufgrund gleicher ökologischer Bedeutung und ungefähr gleichem spezifischen Unterschied aufwiegen. Die ansonsten durchgängigen Vorteile des Zementwerks rechtfertigen dessen gesamtheitlichen Vorrang. Damit ergibt die wirkungsbezogene Ökobilanz die mit dem KEA identische Rangfolge:

- 1. Destillation und Wiederverwendung**
- 2. Einsatz im Zementwerk**
- 3. Sonderabfallverbrennungsanlage**

Tab. 5.4-6 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

Indikator <i>ökolog. Bedeutung</i>	Destilla- tion	Prim. Lösemittel	Zement- werk	Prim. Brennstoff	SAV	Prim. Fernwärme
Toluol enthaltende Lösemittelabfälle (bezogen auf 1 t Abfallinput)						
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,072	0,092	0,22	0,29	0,23	0,12
	0,046			⊕	0,18	
Krebsrisikopotenzial	0,0011	0,0082	0,00018	0,00017	0,0003	0,07
	0,063		0,071		⊕	
Große ökologische Bedeutung						
terrestr. Eutrophierung	0,028	0,11	0,0021	0,015	0,049	0,03
	⊕		0,079		0,11	
Versauerung	0,018	0,12	0,012	0,031	0,027	0,046
	⊕		0,079		0,079	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Sommersmog	0,012	0,092	0,0012	0,02	0,0021	0,01
	⊕		0,061		0,072	
Endliche Energieträger	0,014	0,29	0,00071	0,24	0,0071	0,087
	⊕		0,034		0,19	
Waschbenzin enthaltende Lösemittelabfälle (bezogen auf 10 t Abfallinput)						
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,47	0,44	2,1	3	2,2	1,3
	0,97		⊕		1,9	
Krebsrisikopotenzial	0,012	0,032	0,0018	0,0018	0,0033	0,74
	0,72		0,74		⊕	
Große ökologische Bedeutung						
terrestr. Eutrophierung	0,18	0,29	0,021	0,12	0,53	0,31
	⊕		0,0095		0,34	
Versauerung	0,14	0,76	0,12	0,31	0,29	0,48
<i>groß</i>	⊕		0,43		0,43	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Sommersmog	0,12	0,42	0,012	0,19	0,06	0,19
	⊕		0,13		0,16	
Endliche Energieträger	0,13	2,3	0,0071	2,5	0,071	0,91
	0,33		⊕		1,7	

Tab. 5.4-6 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW); (Fortsetzung)

Indikator	Destillation	Prim. Lösemittel	Zementwerk	Prim. Brennstoff	SAV	Prim. Fernwärme
Kaltreiniger enthaltende Lösemittelabfälle (bezogen auf 10 t Abfallinput)						
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,57	0,75	2,1	2,9	2,3	1,3
	0,62		⊕		1,8	
Krebsrisikopotenzial	0,011	0,18	0,0018	0,0018	0,0032	0,72
	0,55		0,72		⊕	
Große ökologische Bedeutung						
terrestr. Eutrophierung	0,25	0,44	0,021	0,12	0,54	0,3
	⊕		0,089		0,43	
Versauerung	0,17	1,1	0,12	0,3	0,29	0,47
	⊕		0,78		0,79	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Sommersmog	0,15	0,55	0,012	0,18	0,06	0,19
	⊕		0,23		0,27	
Endliche Energieträger	0,15	2,6	0,0071	2,5	0,071	0,88
	0,015		⊕		1,7	
Glykol enthaltende Lösemittelabfälle (bezogen auf 10 t Abfallinput)						
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,76	1,8	1,2	1,4	1,8	0,85
	⊕		0,78		2	
Krebsrisikopotenzial	0,059	1,3	0,032	0,00085	0,096	0,49
	⊕		1,2		0,81	
Große ökologische Bedeutung						
terrestr. Eutrophierung	0,35	1,9	0,079	0,059	0,44	0,2
	⊕		1,6		1,8	
Versauerung	0,26	2,8	0,15	0,15	0,32	0,32
	⊕		2,5		2,5	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Sommersmog	0,71	4,8	0,36	0,088	0,95	0,13
	⊕		4,3		4,9	
Endliche Energieträger	0,57	3,1	0,27	1,2	0,87	0,6
	⊕		1,6		2,8	
Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben. Links oberhalb jeder ersten Zeile ist die „ökologische Bedeutung“ der jeweiligen Kategorien/Indikatoren nochmals dargelegt. Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 1 EDW (dunkelgrau), mehr als 0,5 EDW (mittelgrau) und mehr als 0,1 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.						
Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen.						

5.4.3.2 Sensitivitätsanalysen zu allen Lösemittelabfällen

Die DIN EN ISO 14043 schreibt explizit die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse als Bestandteil der Auswertung vor. Es ist daher die Frage zu stellen, welche Faktoren für das Ergebnis ausschlaggebend und wie stark abgesichert diese Faktoren sind. Im Folgenden werden eine Reihe möglicherweise sensibler Faktoren entsprechend überprüft.

Entsorgung des Destillationsrückstandes in einem Zementwerk

Bei sämtlichen hier betrachteten Lösemittelabfällen schneidet die Entsorgungsoption der Zufeuerung im Zementwerk im Vergleich zur SAV relativ gut ab. Daher ist zu erwarten, dass eine Entsorgung der bei der Destillation anfallenden Destillationsrückstände in einem Zementwerk anstelle in der SAV Einfluss auf die Beurteilung der Destillation haben kann.

Tatsächlich wird diese Option in der Praxis auch von vielen Destillationsbetrieben eingeschlagen. Um die Verbrennung dort durchführen zu können, müssen die Destillationsrückstände jedoch bestimmte Spezifikationen bzw. Richtwerte an Schadstoffkonzentrationen einhalten. Die Variation der Verbrennung in einem Zementwerk wurde explizit mit den Lösemittelabfällen Waschbenzin und Kaltreiniger berechnet, da sich bei diesen Abfällen eine Änderung am ehesten auf das Ergebnis der Ökobilanz auswirken konnte.

Beim Lösemittelabfall Waschbenzin bleibt für diesen Fall die ermittelte Rangfolge der Entsorgungsoptionen im Wesentlichen bestehen. Allerdings ist der Vorteil der Zufeuerung im Zementwerk nicht mehr so eindeutig. Das Bild ähnelt unter diesen Voraussetzungen eher der Situation des Kaltreinigers, bei welchem nach Abwägung der Ökobilanzergebnisse die Destillation sehr knapp vor dem Zementwerk liegt.

Beim Kaltreiniger ist die Ökobilanz aufgrund des nur geringen Vorteils des Zementwerkes in der Kategorie „Ressourcenbedarf“ zu Gunsten der Destillation ausgefallen. Durch die Verbrennung des Destillationsrückstands im Zementwerk wird dieses Ergebnis klar zu Gunsten der Destillation entschieden.

Mit diesem Ergebnis lässt sich klar sagen, dass die Destillation in Verbindung mit der Entsorgung des Destillationsrückstandes im Zementwerk die umweltverträglichste Entsorgungsoption für Lösemittelabfälle ist.

Entsorgung der Lösemittelabfälle in einer örtlich näher liegenden SAV

Durch die Wahl einer örtlich näher liegenden SAV, beispielsweise nahe der Landesgrenze, würden die langen Transporte zur AVG nach Hamburg wegfallen. Für die ermittelte Rangfolge in den Entsorgungsoptionen würde das bei keinem der vier Lösemittelabfälle etwas ändern. Entscheidend für den hinteren Rang der SAV ist, dass ihre Wärmenutzung gegenüber den beiden Alternativen (bei Destillation vor allem der stoffliche Wert) eine geringere Effizienz aufweist. Dadurch kann ihr kein großer „Nutzen“ gutgeschrieben werden. Äußere Randbedingungen, wie z. B. die Transportsituation, haben dagegen kaum Einfluss auf den Rang.

Berücksichtigung von Partikelemissionen (Dieselruß) bei der Aggregation zum Krebsrisikopotenzial

In Kapitel 2.4.3.6 wurde bei der Beschreibung der Grundlagen der Berechnung des Krebsrisikopotenzials darauf hingewiesen, dass Dieselrußpartikel, die vom Länderausschuss Immissionsschutz (LAI) hinsichtlich Kanzerogenität besonders problematisiert werden, hier nicht mit einbezogen sind. Vielmehr wird die umfassende Stoffliste der IRIS-Datenbank der U.S. Umweltbehörde EPA [2000] zu Grunde gelegt, nach welcher bislang kein hinreichender Verdacht auf eine Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln besteht.

Die möglichen Unsicherheiten, die sich durch eine Außerachtlassung der Partikel hinsichtlich des Ergebnisses der Ökobilanz ergeben können, sollen an dieser Stelle eingeschätzt werden. Hierzu wird für alle hier berechneten Emissionen an Dieselrußpartikeln der Einheitsrisikofaktor des LAI ($7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\mu\text{g}$) angerechnet. Ebenso wurde für die Ermittlung des spezifischen Beitrags die Gesamtemission an Dieselrußpartikeln zur Bildung der EDW für das Krebsrisikopotenzial einbezogen.

Abb. 5.4-33 zeigt beispielhaft für den Lösemittelabfall Waschbenzin, inwieweit sich die Verhältnisse beim Wirkungsindikator „Krebsrisikopotenzial“ verändern, wenn man die Rußpartikel mit einbezieht. Dabei wird eine erhebliche Erhöhung dieser Wirkung bei der Option „Destillation“ (Transport von Baden-Württemberg zum Niederrhein) deutlich. In der Rangfolge dieser Wirkungskategorie rückt die Destillation damit hinter das Zementwerk, welches hierbei von der kürzeren Anfahrtstrecke profitiert. Das Gesamtergebnis bleibt jedoch nach wie vor von den Emissionen der von der SAV substituierten Fernwärmeerzeugung aus Steinkohle geprägt.

Die Einbeziehung der Dieselrußpartikel führt gleichzeitig mit der teilweisen Erhöhung der Wirkungsbeiträge der Optionen auch zu einer Erhöhung des Einwohnerdruckschnittswerts (EDW): In Deutschland werden jährlich 475 t Arsen-Äquivalente (aus Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen) ausgestoßen. Die Dieselpartikel (38.000 t pro Jahr) lassen sich nach dem oben genannten Einheitsrisikowert mit einem Arsen-Äquivalenzfaktor 0,016 kg As-Äq./kg in knapp 620 t Arsen-Äquivalente umrechnen. Daraus würde eine um den Faktor 2,3 höhere Gesamtbelastung resultieren.

In Tab. 5.4-7 ist dargestellt, in welchem Maße sich die spezifischen Beiträge der Optionen bzw. der Unterschiede zwischen den Optionen gegenüber der Basisbetrachtung (Krebsrisikopotenzial ohne Berücksichtigung von Dieselruß) ergeben. Es zeigt sich zunächst eine deutliche Verminderung des Abstands der SAV – und damit deren Vorteils – gegenüber den anderen Optionen. Der nunmehr vorhandene Vorteil des Zementwerks gegenüber der Destillation ist weit weniger signifikant, untermauert allerdings die Rangfolge des KEA.

Der Einbezug der Dieselrußpartikel in das Krebsrisikopotenzial ergibt somit keine Veränderung des bisherigen Ergebnisses, es unterstreicht dieses vielmehr.

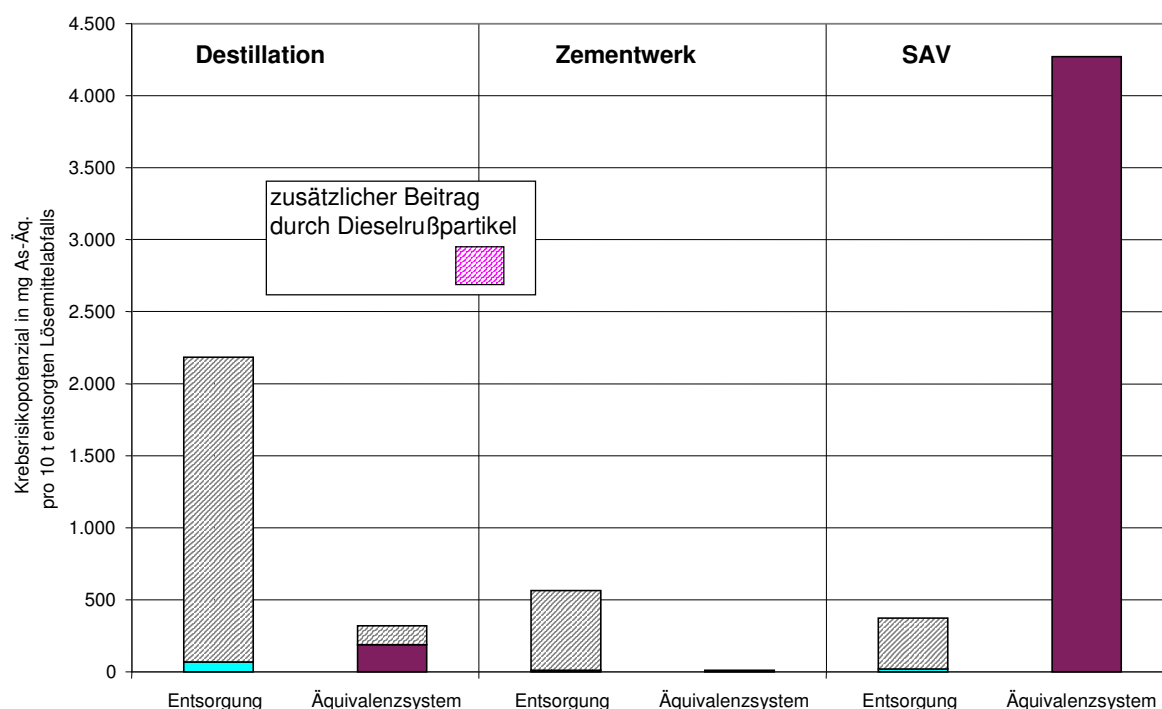


Abb. 5.4-33 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „toxische Schädigung“ repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln, am Beispiel Waschbenzin

Tab. 5.4-7 Auswirkung einer Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln im Krebsrisikopotenzial auf die Normierung am Beispiel Waschbenzin, in EDW

	Destillation	Prim. Lösemittel	Zementwerk	Prim. Brennstoff	SAV	Prim. Fernwärme
Basisbetrachtung	0,012	0,032	0,0018	0,0018	0,0033	0,74
	0,71		0,73			⊕
Berücksichtigung	0,16	0,024	0,042	0,00078	0,028	0,32
Dieselrußpartikel	0,43		0,33			⊕

Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben. Am Anfang jeweils jeder zweiten Zeile ist die „ökologische Bedeutung“ der jeweiligen Kategorien/Indikatoren nochmals dargelegt.

Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 1 EDW (dunkelgrau), mehr als 0,5 EDW (mittelgrau) und mehr als 0,1 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.

Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen.

5.5 Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse

Bei allen vier Lösemittelabfällen stimmen die Ergebnisse beider Bewertungsverfahren überein, wobei für das Beispiel Kaltreiniger jeweils die Gleichrangigkeit von Destillation und Zementwerk unterstellt wird, da signifikante Unterschiede sowohl im KEA wie auch im Ökobilanzergebnis bei diesen Entsorgungsoptionen nicht bestehen.

Außer der in diesem Beispiel grundsätzlich guten Übereinstimmung der KEA-Methode mit der detaillierten Ökobilanz ist erwähnenswert, dass die Kontrollfragen hier an keiner Stelle zu Abwägungskonflikten Veranlassung gaben.

6 Abfallbeispiel: Ölabscheiderinhalte

6.1 Charakterisierung des Abfalls

Sandfänge und Ölabscheider sind meist direkt hintereinander geschaltet oder bei modernen Anlagen in einem System integriert. Die daraus entnommenen Abfälle sind in ihrer Art grundverschieden:

- Der Sandfang enthält Schlamm aus vorwiegend anorganischen Feststoffen.
- Der Ölabscheider enthält eine kohlenwasserstoffreiche Ölphase und einen am Boden abgesetzten Ölschluff.

Dies sind in ihrer Art und Beschaffenheit grundverschiedene Materialien mit entsprechend unterschiedlichen Entsorgungsmöglichkeiten.

6.1.1 Allgemeines

Nach der Gesetzeslage sind in allen Betrieben, in denen mineralöhlhaltige Abwässer anfallen und in das kommunale Abwassernetz eingeleitet werden, Ölabscheider zur Sicherung eines Grenzwertes von 20 mg Kohlenwasserstoffe pro Liter Abwasser vorgeschrieben¹⁸.

Der Gesamtinhalt von **Ölabscheidern** (inkl. Wasser) rangiert nach EAK unter der Nummer 13 05 02 („Schlämme aus Öl-/Wasserabscheidern“) und wurde nach alter Nomenklatur unter dem LAGA-AS 54702 geführt. Sowohl nach altem wie neuem Abfallrecht gelten diese Abfälle als „besonders überwachungsbedürftig“.

Der Gesamtinhalt von **Sandfängen** (inkl. Wasser) fällt unter den EAK-Schlüssel 13 05 01 („Feststoffe von Öl-/Wasserabscheidern“) bzw. unter den früheren LAGA-Schlüssel 54 701. Auch diese Abfallart ist „besonders überwachungsbedürftig“.

6.1.2 Herkunft und Mengen

Ölabscheider dienen der Vermeidung von Einträgen von Ölen, Fetten, Benzinen sowie verölten Feststoffen in den Abwasserstrom und sind dementsprechend v.a. im Bereich Kfz-Instandhaltung installiert.

Der Grenzwert gilt als eingehalten, wenn bei der Einleitung in die Kanalisation eine Abscheideranlage nach DIN 1999 vorgeschaltet ist. Die DIN 1999 regelt Aufbau, Betrieb und Wartung der Abscheideranlagen. Unter anderem wird dabei eine Leerung, Inspektion und Reinigung der Anlage vorgeschrieben, wenn der Füllgrad im Ölabscheider 4/5 der maximal speicherbaren Ölmenge beträgt oder wenn der vorgeschaltete Sandfang einen Füllgrad von 50% des Schlammfangvolumens aufweist. Betreibern von großvolumigen Abscheideranlagen wird in verschiedenen Bundesländern eine Ausdehnung der Leerungsintervalle auf zwei Jahre gewährt.

¹⁸ Nach Anhang 49 der AbwasserV i.V. mit der IndirekteinleiterV Baden-Württemberg.

Der Aufbau eines Ölabscheiders ist in Abb. 6.1-1 schematisch dargestellt. Das Verfahrensprinzip nutzt die unterschiedliche Dichte zwischen Wasser (etwa 1 t/m^3) und Mineralölen (ca. $0,85\text{-}0,95 \text{ t/m}^3$) aus. Die eigentliche Trennung der öligen Fraktion von der spezifisch schwereren Wasserphase erfolgt im Ölabscheider. Der Schlammfang dient zur Separierung eingeschwemmter Feststoffe, die oftmals ebenfalls mit Kohlenwasserstoffen belastet sind und außerdem die Phasentrennung im Ölabscheider nachteilig beeinflussen würden. Kleine Öltröpfchen lassen sich durch die alleinige Schwerkraftabscheidung jedoch nicht mehr sinnvoll abtrennen, da ansonsten Sandfang und Ölabscheider sehr groß dimensioniert werden müssten. Ist mit einem Anfall solch feiner Öltröpfchen zu rechnen, kann mit Hilfe einer sogenannten Koaleszenzstufe die Abscheideleistung erhöht werden. Diese ist mittels ihres Koaleszenzfilters in der Lage, durch die adsorptive Wirkung der hydrophoben Filtermatten auch fein dispergierte Öltröpfchen zu binden. Auf diese Weise abgeschieden, können feine Tropfen zusammenfließen (lat. *coalescere* = zusammenwachsen) und aufgrund ihres jetzt erhöhten Auftriebes aufschwimmen.

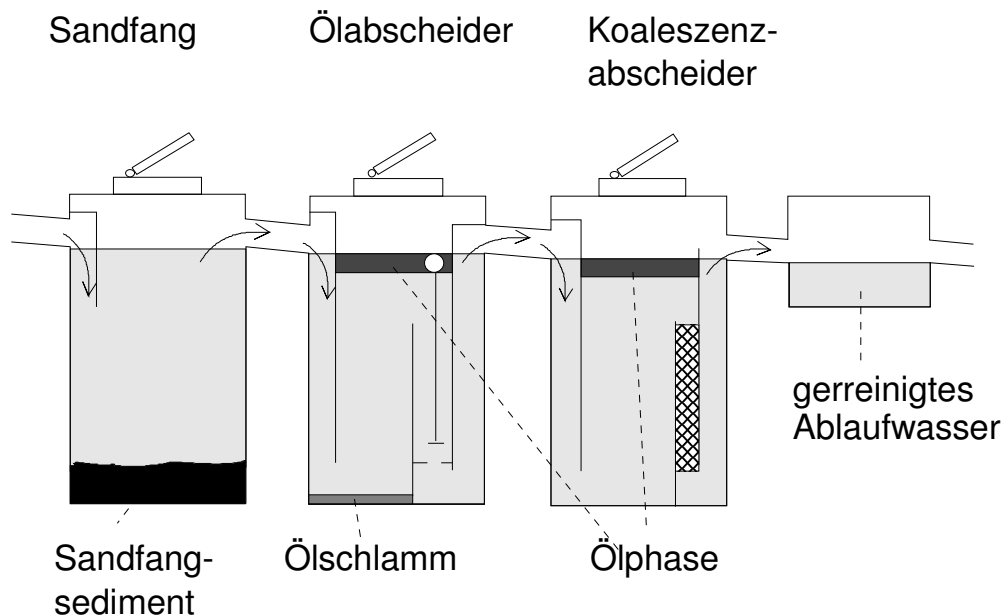


Abb. 6.1-1 Schema eines Ölabscheiders

Die Entleerung der Abscheideranlage kann auf zweierlei Weise erfolgen:

1. Der gesamte Inhalt (Öl, Wasser, Feststoffe) wird in ein Tankfahrzeug gepumpt, wobei die Inhaltsstoffe zwangsläufig im Tank wieder vermisch werden. Diese werden zu einer zentralen Behandlungsanlage transportiert und dort erneut getrennt. Die Wasserphase (80 %) wird chemisch-physikalisch gereinigt und dem Abwassersystem zugeführt.
2. Die Entnahme erfolgt mittels Mehrkammerfahrzeugen bzw. sogenannten mobilen Behandlungsanlagen. Die Phasen Öl, Feststoff, Schlamm und Wasser werden nacheinander in verschiedene Kammern des Fahrzeuges gesaugt. Das Wasser wird

zwischengespeichert, ggf. behandelt und bei Einhaltung der Grenzwerte von 20 ppm anschließend wieder in den Sand bzw. Ölabscheider zurückgeführt.

Als Abfallstoffe fallen jeweils die Ölphase/Ölschlamm, Feststoffe/Schlamm und ggf. veröltes Wasser an.

Nach der statistischen Erfassung in Baden-Württemberg werden die Ölabscheiderinhalte - Ölphase und Ölschlamm - zusammengefasst. Nach der Begleitscheinauswertung der LfU Baden-Württemberg fielen davon im Jahr 1995 insgesamt 23.046 t an. Seit 1992 stieg das Aufkommen von 15.408 t stetig an. Ein allgemeiner Trend ist dennoch nicht zu erkennen, da das Aufkommen im Jahr 1991 mit über 30.000 t noch deutlich über der Menge von 1995 lag (siehe Abb. 6.1-2). An Sandfangrückständen aus Ölabscheidern fielen in Baden-Württemberg nach der Begleitscheinauswertung der LfU im Jahr 1995 insgesamt 29.539 t an. Gegenüber 1991 hat sich das Aufkommen von 20.441 t damit leicht erhöht.

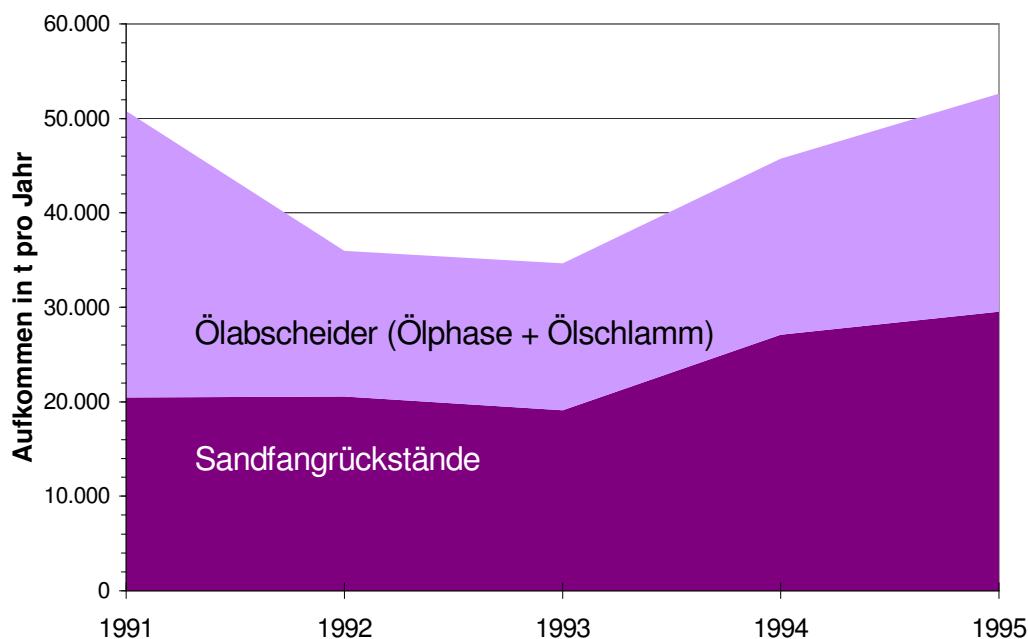


Abb. 6.1-2 Mengenentwicklung der Ölabscheider-/Sandfanginhalte in Baden-Württemberg

6.1.3 Relevanz für die Untersuchung und Eingrenzung der Abfallart für die Falluntersuchung

Abfälle aus Ölabscheidern fallen dezentral in ganz Baden-Württemberg an. Sie sind insbesondere unter dem Gesichtspunkt der „besonderen Überwachungsbedürftigkeit“ von Interesse.

Da sie in ihrer Zusammensetzung stark schwanken können und im Zweifelsfall durch unkontrollierte Einträge hohe Schadstoffgehalte aufweisen können, war der Begleitscheinauswertung der LfU zu Folge bis zum Jahre 1992 eine Beseitigung (SAV für Ölphase und SAD für Feststoffe) der übliche Entsorgungsweg. In den letzten Jahren werden die Abfälle mehrheitlich einer stofflichen Nutzung zugeführt.

Sowohl für Ölphase, als auch für die Feststoffe Ölschluff und Sandfangrückstand bestehen verschiedene Optionen der Entsorgung. Dabei ist zu beachten, dass die Grenze zwischen diesen beiden Gruppen je nach Aufbereitungs- und Nutzungsweise variieren kann. So setzt sich der Feststoffanteil aus Sandfangrückstand (vorwiegend Sand) und dem Ölschluff (hoher Ölanteil) zusammen, wodurch sich mehrere Möglichkeiten anbieten:

- Sandfangrückstand und Ölschlamm werden auf getrenntem Wege verwertet, wobei der Sandfangrückstand aufbereitet und daraus entstandener Ölschluff dem Ölschlamm zugeschlagen wird.
- Sandfangrückstand und Ölschluff werden gemeinsam entsorgt, was den Trennungsaufwand zwischen mineralischen (Sand) und ölhaltigen Feststoffen verzichtbar macht.
- Die Ölphase (sie weist meist nur geringe Anteile aus) wird mit dem Ölschluff gemeinsam entsorgt, was ebenfalls den Trennungsaufwand zwischen diesen Fraktionen verzichtbar macht.

Dabei ist allerdings zu beachten, dass das Hauptinteresse bei der Leerung von Ölabscheidern, wie auch der Aufbereitung der Inhalte, auf die Einleitung von möglichst unbelastetem Wasser in das Kanalsystem zielt. Die Abfallströme treten dabei gemäß der Aufarbeitungstechnik zwangsläufig auf. Von maßgeblichem Einfluss auf Quantität und Qualität der Stoffströme ist die Art des Erfassungs- und des Aufbereitungssystems: mechanisch/chemisch/kombiniert – stationär/mobil (siehe oben).

Für die hier obliegende Fragestellung (Bewertung der Entsorgungsoptionen) stellt sich damit die Frage, inwieweit die Wahl des Erfassungs- und Aufbereitungssystems Einfluss auf die Bewertung der anschließenden Entsorgungsoption hat. Die zur Verfügung stehende Datenlage lässt eine präzise Bewertung hierbei nicht zu. Da es sich vielfach um kleinere Unternehmen handelt, die nicht über Daten zu spezifischen Energieverbräuchen der eingesetzten Aggregate in Abhängigkeit der Aufbereitungsintensität sowie zu Analysen ihrer erzeugten Stofffraktionen in dem Maße verfügen, wie es für eine genaue Energie- und Stoffflussanalyse erforderlich wäre, müssen in dieser Untersuchung vereinfachte Betrachtungen zu Grunde gelegt werden. So kann derzeit z.B. nicht beurteilt werden, inwieweit die aufbereiteten Abfälle durch die Wahl des Systems

in Menge und Zusammensetzung variieren (z.B. im höheren Output der Ölphase oder in einer höheren Ölbehaftung der Feststoffe).

In jedem Falle lassen sich jedoch der Einfluss des zusätzlichen Transports des im Ölabscheider enthaltenen Wassers (stationär – mobil) sowie, durch Plausibilitätsbetrachtungen, Aspekte einer besseren oder schlechteren Aufbereitung hinsichtlich der Bewertung der Entsorgung feststellen. Dies erfolgt im wesentlichen im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse.

6.1.4 Beschreibung und Spezifikation

Die Aufbereitung der Sandfang-/Ölabscheiderinhalte führt im Standardfall neben der Hauptfraktion „Wasser“ zu den Fraktionen „Ölphase“, „Ölschluff“ und „Sandfangrückstand“. Diese werden nachfolgend im Einzelnen charakterisiert.

Ölphase

Je nach Herkunft und Aufbereitungsverfahren fällt die aufschwimmende Ölphase im Bereich von 2 bis 3 % der bei der Aufarbeitung aus dem Wasser abgetrennten Materialien an. Sie weist in aller Regel eine Zusammensetzung auf, die in punkto Chlor- und PCB-Gehalt einem Altöl nach Kategorie I entspricht. Dies beruht auf der überwiegenden Herkunft der Öle aus dem Kfz-Bereich im Form von Motor-, Getriebe- und sonstigen Schmierölen wie auch Benzin und Diesel. Das Maß an sonstigen Verunreinigungen kann jedoch fallweise sehr hoch sein, da im Verlauf der sechsmonatigen Ansammlung der Ölabscheiderinhalte die Art der Einträge nicht vollständig kontrollierbar ist.

Dies, wie auch die hohe Heterogenität der Mineralölkomponenten schränkt die Optionen einer stofflichen Nutzung ein. So kommt nach Aussage von Vertretern entsprechender Unternehmen z.B. die Aufarbeitung zu Grundöl nicht in Frage. Denkbar ist jedoch eine Aufarbeitung zu Sekundärbrennstoffen mit DIN-Qualität.

Ölschluff

Auch die ölbehafteten Feststoffe weisen große Schwankungsbreiten in ihrer stofflichen Zusammensetzung auf, jeweils abhängig von der Herkunft und dem Eintrag. Hier kann außerdem die Art der Erfassung eine Rolle spielen. Von den bei der Aufarbeitung aus dem Wasser abgetrennten Materialien nimmt diese Fraktion üblicherweise den größten Anteil (ca. 58 %) ein.

Nach Angaben von Kraus [1998], der Untersuchungen des Fraunhofer-Instituts IPA wie auch von einzelnen Aufbereitern auswertet, überschreiten die Gehalte im Ölschluff die Grenzwerte der LAGA-Richtlinie „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffe/Abfällen“ bei den Kohlenwasserstoffen, BTX, PAH und EOX die Grenzwerte deutlich (Faktor 1,5 bis 2). Überschreitungen sind auch bei den Metallen Cadmium, Kupfer und Zink sowie vereinzelt bei PCB festzustellen. Mit großen Schwankungen sind außerdem die Heizwerte des Ölschluffs behaftet.

Tab. 6.1-1 Inventardaten der Ölphase aus der Aufbereitung (Quelle: Arcadis/ifeu [2000])

	Einheit	Rechenwert
Heizwert Hu	MJ/kg	38
Wassergehalt	Gew. %	10
Kohlenstoff	Gew. %	72,1
Wasserstoff	%	12
Schwefel	Gew. %	0,63
Stickstoff	Gew. %	3,6
Chlor	Gew. %	0,059
Asche	Gew. %	2
Fluor	mg/kg	18,3
Blei	mg/kg	314
Chrom	mg/kg	79,3
Kupfer	mg/kg	135
Mangan	mg/kg	210
Vanadium	mg/kg	9,15
Zinn	mg/kg	3,45
Zink	mg/kg	910
Arsen	mg/kg	0,1
Nickel	mg/kg	8,5
Kobalt	mg/kg	5,175
Cadmium	mg/kg	2,57
Quecksilber	mg/kg	0,2
Thallium	mg/kg	0,1
PCB	mg/kg	1,8
PAH	mg/kg	490

Nach einer Zusammenstellung von Daten verschiedener Quellen durch Kraus [1998] wird für Ölschluff von der in Tab. 6.1-2 aufgeführten Zusammensetzung ausgegangen.

Tab. 6.1-2 Inventardaten des Ölschluffs resp. Filterkuchens aus der Aufbereitung (verschiedene Quellen, zusammengefasst in Kraus [1998])

	Einheit	Min	Max	Mittelwert	LAGA Z2
Trockenrückstand	Gew. %	57,8	74,5	65,7	-
Glührückstand	Gew. %	73,5	89,2	81,2	-
Heizwert Hu	MJ/kg	2,83	3,15	2,99	-
Chlor	Gew. %	0,12	0,14	0,13	-
Schwefel	Gew. %	0,62	0,94	0,78	-
Kohlenwasserstoffe	g/kg TR	9,4	275	64,1	10
BTX	mg/kg TR	40,3	113,4	76,9	5
PAH	mg/kg TR	16,1	77,77	47,6	20
PCB	mg/kg TR	0,2	1,2	0,9	1
LHKW	mg/kg TR	0,03	0,63	0,33	5
EOX	mg/kg TR	1,7	75	22,2	15
Arsen	mg/kg TR	4,8	12	9,26	150
Blei	mg/kg TR	195	554,5	371,5	1.000
Cadmium	mg/kg TR	5,1	11,5	7,7	10
Chrom	mg/kg TR	38	150	91,7	600
Kupfer	mg/kg TR	350	890	742	600
Nickel	mg/kg TR	39	100	61,6	600
Quecksilber	mg/kg TR	0,35	0,6	0,49	10
Thallium	mg/kg TR	0,35	0,5	0,45	10
Zink	mg/kg TR	969	2.190	1.458	1.500
Vanadium	mg/kg TR	2,3	39	20,7	-

Sandfangrückstand

Die bei der Aufbereitung gewonnene Sandfraktion weist erwartungsgemäß geringere Schwankungsbreiten in ihrer stofflichen Zusammensetzung auf. Von den bei der Aufbereitung aus dem Wasser abgetrennten Materialien nimmt sie ungefähr ein Drittel ein.

Nach Angaben von Kraus [1998], der Untersuchungen des Fraunhofer-Instituts IPA wie auch von einzelnen Aufbereitern auswertet, liegen die Schwermetallkonzentrationen im Sand durchweg unterhalb der Grenzwerte der LAGA-Richtlinie „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffe/Abfällen“. Vereinzelt Überschreitungen gibt es bei PCB. Der Sandfangrückstand enthält nach Entwässerung etwas unter 0,1 % Kohlenwasserstoffe. Der Glühverlust der Trockensubstanz liegt zwischen 0,9 und 1,9 % (siehe Tab. 6.1-3).

Tab. 6.1-3 Inventardaten der aufbereiteten Sandfangrückstände (verschiedene Quellen, zusammengefasst in Kraus [1998])

	Einheit	Min	Max	Mittelwert	LAGA Z2
Trockenrückstand	Gew. %	88,6	96,2	92,9	-
Glührückstand	Gew. %	98,1	99,1	98,5	-
Heizwert Hu	MJ/kg	k.A.	k.A.	k.A. ($\cong 0$)	-
Chlor	Gew. %	k.A.	k.A.	k.A.	-
Schwefel	Gew. %	k.A.	k.A.	k.A.	-
Kohlenwasserstoffe	g/kg TR	0,299	0,959	0,64	10
BTX	mg/kg TR	0,25	0,25	0,25	5
PAH	mg/kg TR	2,3	7,23	4,8	20
PCB	mg/kg TR	0,15	1,57	0,6	1
LHKW	mg/kg TR	0,077	0,077	0,077	5
EOX	mg/kg TR	0,4	5,3	2,8	15
Arsen	mg/kg TR	0,5	6,2	3,3	150
Blei	mg/kg TR	8	171	98,3	1.000
Cadmium	mg/kg TR	1,6	2,7	2,3	10
Chrom	mg/kg TR	2,7	291	80,5	600
Kupfer	mg/kg TR	59	266	137,3	600
Nickel	mg/kg TR	4,8	127	44,5	600
Quecksilber	mg/kg TR	0,2	0,5	0,4	10
Thallium	mg/kg TR	0,17	0,5	0,3	10
Zink	mg/kg TR	2,9	895	358	1.500
Vanadium	mg/kg TR	25	25	25	-

6.2 Festlegung und Modellierung der zu bewertenden Entsorgungsoptionen

Bei der Festlegung des Betrachtungsraums der Entsorgung von Ölabscheiderinhalten sind zwei Fragen zu klären:

- Muss das Erfassungs- und Aufbereitungsverfahren in den Rahmen einbezogen werden ?
- Oder kann der Rahmen auf die „eigentliche“ Entsorgung der durch die Aufbereitung erzeugten Fraktionen beschränkt bleiben ?

Die Beantwortung setzt eine Auseinandersetzung mit dem Untersuchungsziel voraus. Fokussiert man auf die eigentliche Entsorgung, dann ist eine in allen Fällen gleichartige Erfassung und Aufbereitung anzusetzen. Die Aufbereitung wird folglich „herausgekürzt“ bzw. in den Bilanzraum nicht mit einbezogen. Als Ausgangspunkt der Modellierung wird die Bereitstellung einer zu entsorgenden Fraktion (Ölphase, Ölschlamm, Sand) mit bestimmten Materialqualitäten gesetzt.

Will man jedoch die Größenverhältnisse zwischen Erfassung und Aufbereitung einerseits und der Entsorgung andererseits veranschaulichen, so muss der Bilanzraum alle diese Prozesse umfassen. Dies gilt ebenso, wenn die Aufbereitungsart erheblichen Einfluss auf die Materialqualitäten haben sollte und man auf die Bewertung des Aufbereitungsverfahrens fokussieren will. Um den Betrachtungsrahmen dann überschaubar zu halten, wäre für die Entsorgungswege der Fraktionen sinnvollerweise ein Standardfall festzulegen.

Im hier vorliegenden Fall ist festzustellen, dass für eine vorrangige Bewertung der Aufbereitungsweise die Datenlage zu gering ist. Es stehen lediglich für eine Anlage definitive Daten zum Aufbereitungsaufwand zur Verfügung. Ein Vergleich verschiedener Varianten (stationär/mobil) kann daher nur auf der Basis von Plausibilitätsüberlegungen im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse erfolgen. Eine Fokussierung findet statt in Bezug auf die Entsorgungsoptionen für die erzeugten Fraktionen, was bedeutet, dass diese jeweils ohne den Aufwand der Aufbereitung modelliert werden (siehe auch Kapitel 6.1.3).

Dem betrachteten System liegt ein fiktiver, mit einem Sandfang/Ölabscheider ausgestatteter Betrieb im nordwestlichen Baden-Württemberg zu Grunde. Der Abscheider weist ein Fassungsvermögen von 10 m³ auf, was einem Inhalt von ungefähr 12 t entspricht. Er wird in eine 120 km entfernte, stationäre Aufbereitungsanlage gebracht. Dort werden 0,12 t Ölphase, 2,52 t Ölschluff und 1,44 t Sand zur weiteren Entsorgung abgetrennt.

6.2.1 Aufbereitung der Ölabscheiderinhalte

Die Aufbereitung von Ölabscheiderinhalten findet generell in mehrstufigen Verfahren statt. Alle Anlagen nutzen dabei die in Tab. 6.2-1 genannten Aufbereitungsstufen aus. Grundlage für die hier erstellte Stoff- und Energiebilanz bildet die stationäre Anlage der Fa. Müller in Coburg, da diese ausschließlich für die Aufarbeitung von Rückständen aus Sandfängen und Ölabscheidern ausgelegt ist.

Tab. 6.2-1 Stufen einer Aufbereitungsanlage für Ölabscheiderabfälle

Verfahren	Wirkungseffekt
1. Klassierung	Korngrößentrennung
2. Sortierung	Dichtentrennung
3. Attrition	Trennung der Kornagglomerate, Oberflächenabrieb
4. Entwässerung	Fest-/Flüssigphasentrennung
5. Eindicken	Flockung und Sedimentation
6. Filtrieren	Entwässern bis zur geforderten Endfeuchte
7. Abwasserreinigung	Flüssig-/Flüssigtrennung, Ölabtrennung, Emulsionsspaltung, Neutralisation, Brauchwasserrückführung

Bei der Entleerung des Sammelfahrzeugs wird zuerst die wässrige Phase in den Abwasserbehandlungsstrang gepumpt. Das Sediment wird einer Siebmaschine zugeführt, dort bei einem Trennschnitt von 10 mm nass klassiert und nach Abtrennung von Störstoffen mehrstufig gewaschen. Der Sand wird anschließend von der mit Schluffanteilen belasteten Wasserphase getrennt. Letztere wird in die Abwasserreinigung geleitet, in welcher in einer Filterpresse der Ölschluff unter Zuhilfenahme von Polymeren abgetrennt wird.

Von der Flüssigphase wird zunächst freies Öl abgetrennt. Anschließend werden vorhandene Emulsionen durch die Zugabe von Spaltmitteln gebrochen. Der Schlamm aus der Emulsionsspaltanlage wird gemeinsam mit dem übrigen Feinschlamm in der Filterpresse entwässert. Das gereinigte Wasser findet als Anlagen- und Betriebswasser Verwendung, Überschüsse werden ins öffentliche Kanalnetz geleitet.

Der zur Aufbereitung einer Tonne Leichtflüssigkeitsabscheiderinhalt erforderliche Strombedarf beläuft sich auf 5,2 kWh. Daneben sind Polymere, Spaltmittel und Tenside erforderlich.

6.2.2 Entsorgung der Ölphase

Das mit einem Mengenanteil von etwa 1% des gesamten Ölabscheiderinhalts anfallende Öl wird überwiegend thermisch entsorgt (beispielsweise bei der Abfallverbrennung oder auch in industriellen Hochtemperaturprozessen). Einer Zweitraffination zu Grundöl (z.B. bei der Mineralöl-Raffinerie Dollbergen GmbH) stehen klare Qualitätskriterien entgegen. Denkbar ist jedoch eine Aufbereitung zu DIN-konformen Recycling-Heizölen, wie es derzeit die Baufeld Mineralölraffinerie GmbH betreibt, oder eine Verwendung als Fluxöl.

Ebenso ist es denkbar, das Öl auf dem gleichen Weg wie den Ölschluff zu entsorgen. Hierbei ließe sich u.U. der Trennaufwand bei der Aufbereitung mindern.

Als Entsorgungswege werden die in Tab. 6.2-2 aufgelisteten Optionen verglichen. Grundsätzlich kommt für die „thermische Schiene“ auch die Zementindustrie in Frage, die derzeit einen größeren Anteil von Altölen verwertet.

Tab. 6.2-2 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung der Ölphase und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
D1a	Aufbereitung zu DIN-Brennstoff und Verfeuerung	Einsparung der Herstellung von Heizöl (Mix aus HEL und HS)
D2a	Feuerungsanlage	Einsparung der Bereitstellung und Verbrennung von Heizöl S
D3a	SAV	Einsparung von primärer Strom- und/oder Fernwärmeerzeugung

6.2.2.1 Reraffination – Aufbereitung zu DIN-konformem Recyclingheizöl und Einsatz in einer Feuerungsanlage

Beschreibung

Altöle werden, soweit sie entsprechende Eingangskriterien erfüllen (Kategorie I), bei der Baufeld Mineralölraffinerie in Chemnitz zu Heizölen aufbereitet, die ohne weitere Abgasreinigung in Kesseln mit entsprechender Genehmigung verfeuert werden können. Die Altöle werden dabei in drei Prozessstufen behandelt:

- Auf eine Entwässerung mittels Dekantierung folgt
- eine thermische Aufarbeitungsstufe
- und eine abschließende Filtration mit Bleicherde.

Als Hauptprodukt entsteht ein typisches mittleres Heizöl (Qualität zwischen leichtem und schwerem Heizöl) mit einem Schwefelgehalt von 0,5 %. In der Praxis stellt die Emissionsneutralität hinsichtlich SO₂ gegenüber dem ersetzten Einsatzstoff die Voraussetzung für den Einsatz dar. Das bedeutet, dass bei einer Konzentration von 0,5 % Schwefel im Baufeld-Produkt, ein Regelbrennstoffgemisch mit ebenfalls 0,5 % ersetzt

wird. Dies ist üblicherweise ein Gemisch aus 59 % Heizöl EL (0,2 % Schwefel) und 41 % Heizöl schwer (1 % Schwefel).

Modellannahmen

Für diese Option wird ein Transport der Ölphase von Coburg nach Chemnitz angesetzt. Die Transportdistanz beträgt 185 km und erfolgt per mittelgroßem Lkw mit 23 t Gesamtgewicht bei voll ausgelasteter Hin- und zu 50 % ausgelasteter Rückfahrt (Annahme eines Mix-Verhältnisses aus Werks- und Speditionsverkehr).

Zur Bilanzierung des Aufbereitungsverfahrens stehen dem ifeu detaillierte Daten zur Verfügung. Es wird vom gleichen Aufwand wie für ein typisches Altölgemisch (Kategorie I) ausgegangen. Die Daten beinhalten auch die Nebeneinrichtungen der Anlage (z.B. Abwasseraufbereitung) sowie die Entsorgung der bei der Aufbereitung entstehenden Abfälle.

Es wird davon ausgegangen, dass aus einer Tonne Ölphase 0,85 t Brennstoff mit einem Heizwert von 42 MJ/kg hergestellt wird. Die Nutzung des „Recycling-Brennstoffs“ erfolgt in einem konventionellen Kessel einer Industrieanlage in 100 km Entfernung zur Aufarbeitungsanlage. Der Kessel weist keine weitergehende Abgasreinigung auf - es wird von einem vollständigen Übergang der Brennstoffinhalte in die Luft ausgegangen.

Äquivalenzprozess

Zur Darstellung des äquivalenten Nutzens wird von der Bereitstellung und Feuerung einer Heizölmischung gleichen Wärmeinhalts und gleichen Schwefelgehalts ausgegangen, da dies der genehmigungsrechtlichen Praxis entspricht. Faktisch resultiert daraus eine Mischung von 59 % Heizöl EL und 41 % Heizöl S mit 1 % Schwefel.

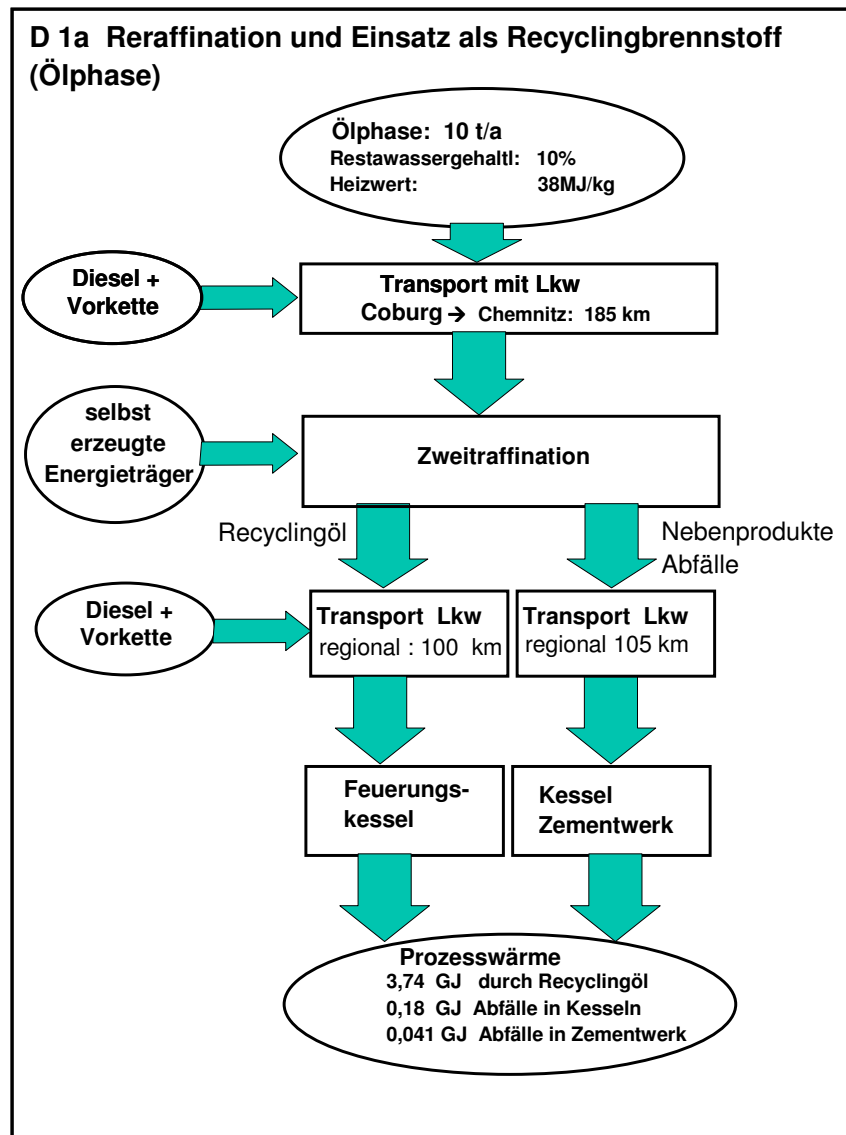


Abb. 6.2-1 Prozesskette der Aufarbeitung der Ölphase zu Recyclingheizöl und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

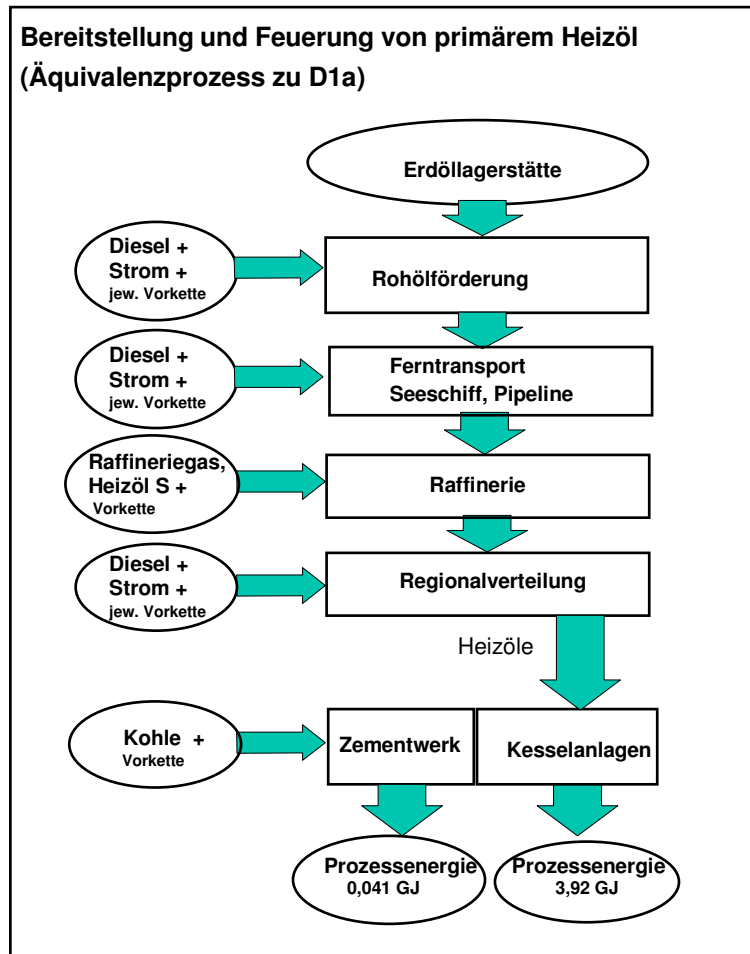


Abb. 6.2-2 Prozesskette des Äquivalenzprozesses der Aufarbeitung der Ölphase zu Recyclingheizöl und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.2.2 Einsatz in einer Feuerungsanlage

Beschreibung

Aufgrund des vergleichsweise hohen Heizwerts und der mit schwerem Heizöl vergleichbaren stofflichen Eigenschaften kann die Ölphase auch direkt in einer geeigneten Feuerungsanlage eingesetzt werden. In Frage kommen industrielle, mit schwerem Heizöl betriebene Kesselanlagen, die üblicherweise nicht über eine spezifische Rauchgasreinigung verfügen. Zu beachten ist allerdings, dass der Einsatz des Abfallstoffs „Ölphase“ einer Genehmigung nach 17. BImSchV bedarf.

Aus der stofflichen Zusammensetzung (Schwefel, Schwermetalle, u.a.) lassen sich die zu erwartenden Emissionen ableiten. Unter Berücksichtigung des energetischen Nutzens sind diese Emissionen denen des Äquivalenzprozesses - Feuerung mit schwerem Heizöl - gegenüberzustellen.

Modellannahmen

Für diese Option wird ein Transport der Ölphase über 100 km zu einer regional gelegenen Industrieanlage mit auf Heizöl basierter Prozessdampferzeugung angenommen. Zum Transport wurde ein mittelgroßer Lkw mit 23 t Gesamtgewicht bei voller Hin- und leerer Rückfahrt (in diesem Entfernungsbereich ist statistischen Angaben des Kraftfahrtbundesamts zu Folge von leeren Rückfahren auszugehen) ausgewählt.

Es wird davon ausgegangen, dass die Anlage, aufgrund der Mitverbrennung der Ölphase, keine Nachrüstung hinsichtlich Abgasreinigung erfährt. Das bedeutet, dass sich die in den Brennstoffen enthaltenen Schwermetalle, Schwefel und Chlor nahezu vollständig im Abgas wiederfinden.

Für den (bezogen auf das gesamte Abgasvolumen meist vergleichsweise kleinen) Anteil des Abfalls ist die 17. BImSchV einzuhalten (Mischungsregel nach § 5(2) 17. BImSchV). In der Praxis bestehen jedoch häufig Spielräume zur Kompensation von Diskrepanzen, die im Wesen der Anlagentechnik oder der hohen Bandbreiten an Inhaltsstoffen der Regelbrennstoffe liegen. Ein präziser Nachweis der Teilstromemissionen ist daher kaum realisierbar. Ausgehend von der anzunehmenden Inputzusammensetzung der Ölphase mit vergleichsweise hohen Konzentrationen an Blei¹⁹ ist die Einhaltung der Grenzwerte nicht von vornherein zu unterstellen. Dieser Konflikt liegt jedoch auf zulassungsrechtlicher Seite und kann an dieser Stelle nicht bei der Modellierung der Emissionsströme in ihrem physikalischen Verhalten einbezogen werden. Es kann jedoch der Fall sein, dass die Entsorgung dieses Abfalls nur in einer Feuerungsanlage mit Rauchgasreinigung möglich ist.

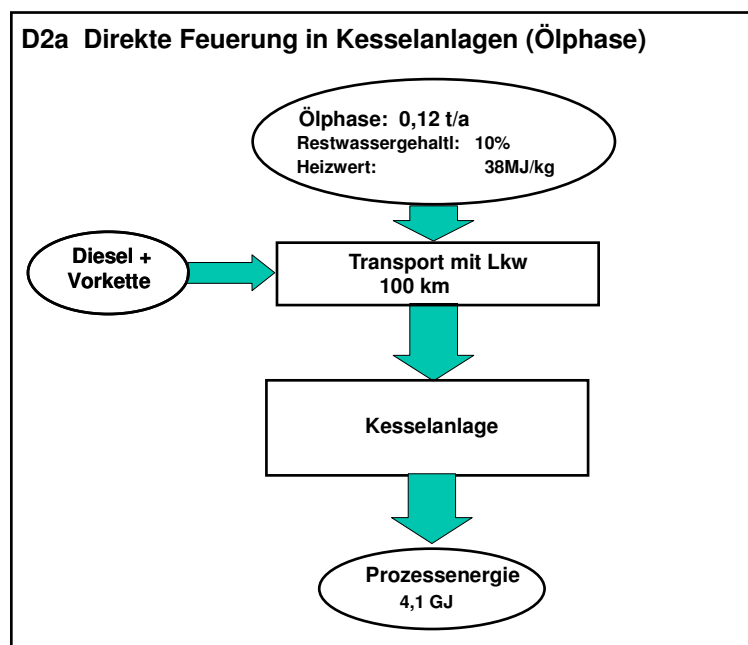


Abb. 6.2-3 Prozesskette des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

¹⁹ Hier ist allerdings auch von einem erheblichen Rückgang beim Eintrag in Ölabscheider in den vergangenen Jahren auszugehen.

Äquivalenzprozess

Der Einsatz der Ölphase ersetzt in seiner entsprechenden Heizwertmenge schweres Heizöl (HS) in der Feuerungsanlage. Neben der Vorkette dieses Regelbrennstoffs werden auch die Emissionen bei dessen Verfeuerung kalkuliert. Dabei ist anzumerken, dass die Feuerung mit schwerem Heizöl nach TA Luft bei zahlreichen Emissionsparametern zu deutlich höheren Abgaskonzentrationen führt, als bei der Feuerung mit einem Abfallstoff nach 17. BImSchV erlaubt wäre²⁰.

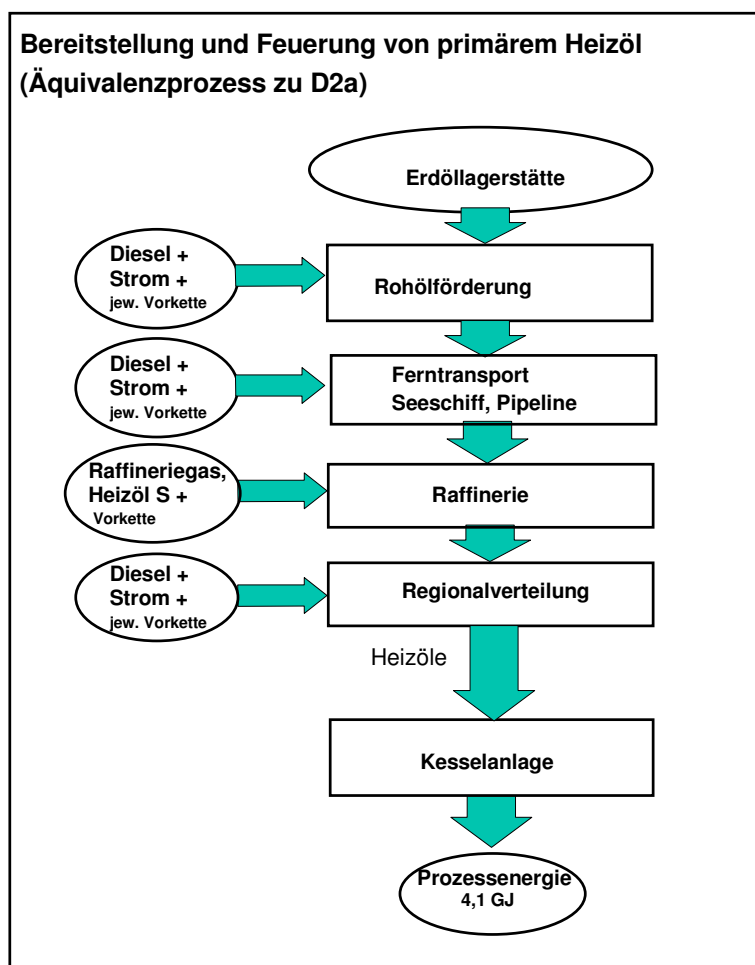


Abb. 6.2-4 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.2.3 Verbrennung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV)

Das Prinzip der Sonderabfallverbrennung in der Drehofenanlage der AVG wurde bereits in Kapitel 5.2.1.3 beschrieben. Es wird wiederum ein 22 km Lkw-Antransport bis zur Bahnverladung und ein anschließender Bahntransport über 718 km nach Hamburg angesetzt.

²⁰ Insbesondere Nickel kann in bis zu mehreren Milligramm enthalten sein.

Substituiert wird wiederum Fernwärme (30 % Auskopplung) aus einem Steinkohleheizwerk.

Denkbar wäre auch eine Verbrennung in einer regional gelegenen SAV (Die Anlage des ZVSMM in Schwabach liegt 124 km von Coburg entfernt). Neben den anderen Transportverhältnissen hätte dies allerdings auch auf die Substitution Auswirkungen, da Schwabach keine Fernwärme sondern ausschließlich Strom an das Netz abgibt.

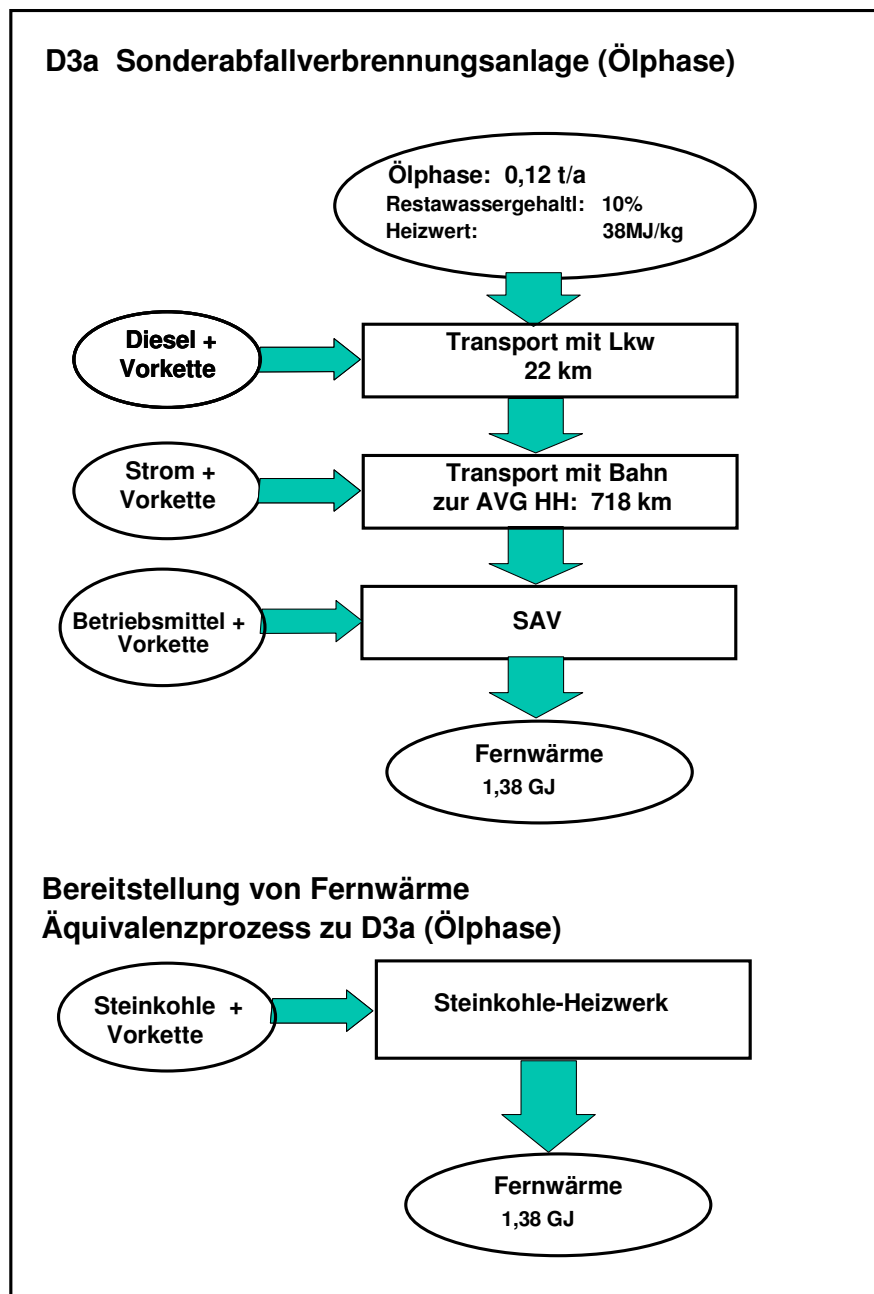


Abb. 6.2-5 Prozesskette des Einsatzes der Ölphase in der SAV sowie des Äquivalenzprozesses und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.3 Entsorgung des Ölschluffs

Zur Entsorgung der Feststoffanteile von Ölabscheidern/Sandfängen stehen die in Tab. 6.2-3 aufgeführten Entsorgungswege zur Verfügung. Diese Optionen sollen im Folgenden kurz beschrieben werden.

Tab. 6.2-3 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung des Ölschluffs und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
D1b	• Ziegelindustrie	Einsparung der Herstellung von Kohlestaub/Styropor/Sägemehl und des Abbaus von Ton
D2b	• Zementindustrie	Einsparung des Abbaus von Ton und Brennstoff
D3b	• SAV	Energieüberschuss als Fernwärme

6.2.3.1 Einsatz in der Ziegelindustrie

Beschreibung

Für Ölschlämme aus Ölabscheidern bietet sich als Option der Einsatz in der Ziegelherstellung an. Dabei erfüllen die Abfälle zweierlei Funktionen:

- Die mineralischen Anteile liefern einen Beitrag zum Ziegelgrundstoff,
- die organischen Bestandteile werden beim Brennen der Ziegel thermisch zersetzt und bilden Gase, die das Ziegelmaterial porosieren (Porosierung) und damit die Wärmedämmung des Ziegels verbessern.

Insbesondere die zweite Funktion wird von Verwertern geschätzt, da dadurch andere Porosierungsmittel wie Kohlenstaub, Sägemehl und EPS (Styropor) eingespart werden.

Bei der thermischen Zersetzung der Porosierungsmittel werden organische Stoffe sowie flüchtige (Schwer-)metalle in der Aufheizzone in das Schwelgas überführt. Bei der hier vorliegenden Betrachtung wird daher eine interne bzw. externe Nachverbrennung der Schwelgase vorausgesetzt. Dies erfolgt jedoch unabhängig von der Wahl des Porosierungsmittels.

Modellannahmen

Bei der Modellierung wurde von einem Antransport des Ölschluffs von der Aufbereitungsanlage zu einer 300 km entfernten Ziegelei ausgegangen. Dies entspricht derzeit realen Durchschnittsradien [Kraus 1998]. Der Energieaufwand des Walzens, Pressens, Vortrocknens und Brennens des Ziegels kann bei der Modellierung vernachlässigt werden, da er beim Prozess mit und ohne Abfall identisch ist.

Der Einsatz an Porosierungsmittel liegt in etwa bei 300 MJ pro t Produkt. 1 kg zugemischter Ölschluff (3 MJ/kg) kann somit ca. 10 kg Ton porosieren. Der Tonanteil im Schluff (0,73 kg pro kg) ist demgegenüber am Mengenstrom nur von untergeordneter Bedeutung.

Zur Schadstofffreisetzung des Ziegelbrennprozesses stehen Angaben aus Grehl [1995] zur Verfügung, der in einem Forschungsvorhaben für das BMBF Untersuchungen zum Schadstoffverbleib durchgeführt hat (siehe Anhang B Kapitel 7).

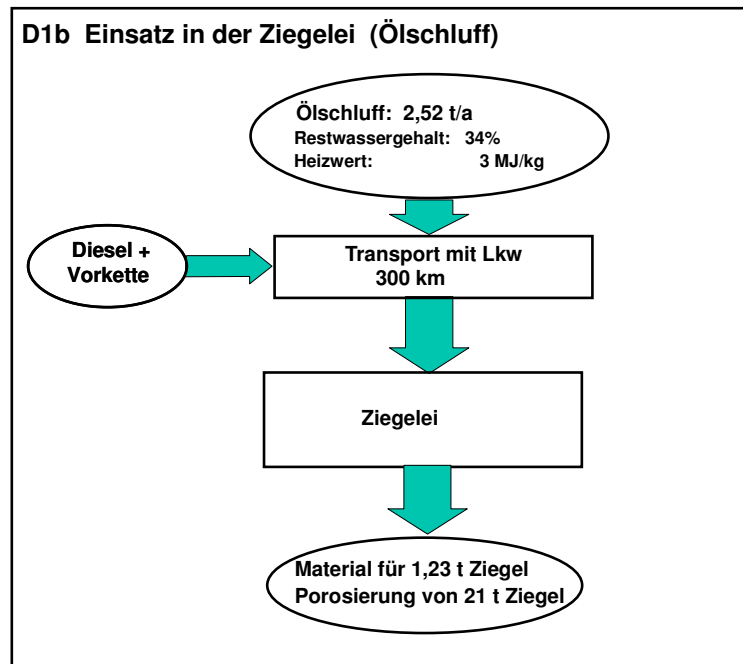


Abb. 6.2-6 Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs im Ziegelwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Im Äquivalenzprozess wird die Ziegelherstellung mit konventionellen Materialien modelliert. Die ersetzten Porosierungsmittel setzen sich aus Holzmehl, Kohlestaub und Styropor zusammen, wobei von jeweils gleichen Anteilen ausgegangen wird. Die Mengenverhältnisse werden jeweils über den Heizwert normiert. Der Einfluss der Materialwahl auf die Ergebnisse wird im Rahmen der Sensitivitätsanalyse geprüft.

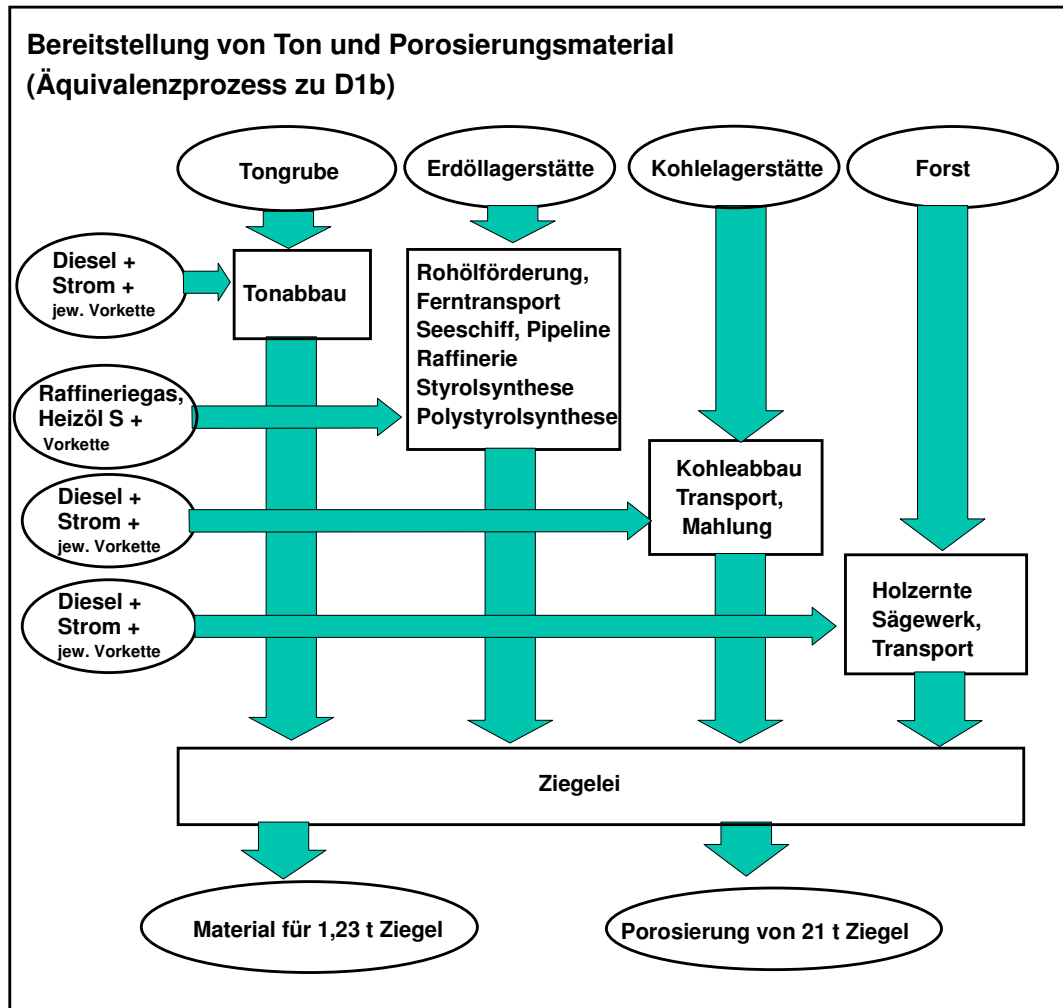


Abb. 6.2-7 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes des Ölschluffs im Ziegelwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.3.2 Einsatz in der Zementindustrie

Beschreibung

Bereits bei den Beispielen Gießereialsand und Lösemittel wurde der Zementprozess unter dem Aspekt der Entsorgung von Abfällen beschrieben. Bei Ölschluff und Sand steht - ähnlich den Gießereialsanden - der stoffliche Aspekt im Vordergrund, zumal der Heizwert des Materials in der Regel deutlich unter 11.000 kJ/kg liegt.

Die Mineralstoffe werden hier als Zuschlagsstoff für den Klinker angesehen. Die stofflich entsprechenden Rohmaterialien können hierbei eingespart werden. Entsprechend dem Restheizwert ist auch eine Einsparung von primären Energieträgern anzunehmen. Dies ist jedoch von der Aufgabestelle abhängig.

In der Aufgabe dieses Abfalls besteht die besondere Problematik dieses Entsorgungswegs. Aufgrund des hohen Organikgehalts ist eine Aufgabe gemeinsam mit dem Rohmehl kritisch, da die langsame Erwärmung über den Vorwärmturm eher zur Freiset-

zung als zur Zerstörung persistenter Verbindungen führt. Auch eine Aufgabe in die Sekundärfeuerung garantiert nicht in jedem Falle eine hinreichende thermische Zerstörung. Aufgrund des hohen Mineralstoffgehalts ist jedoch eine Aufgabe über die Primärfeuerung meist ausgeschlossen. Eine Lösung kann eine Vorbehandlung durch eine Zirkulierende Wirbelschichtvergasung bieten – sieht man von den Weg in Anlagen mit dem Nassverfahren (z.B. in Belgien) ab. Ein solche Vorbehandlung ist z.B. in einer Anlage der Rüdersdorfer Zementwerke realisiert.

Modellannahmen

Da das Rüdersdorfer Modell derzeit noch einen Sonderfall darstellt und auch keine entsprechenden Daten für die Vorbehandlung vorliegen, wird für die hier betrachtete Entsorgung von einer Aufgabe des Ölschluffs in die Sekundärfeuerung ausgegangen. Hinsichtlich der Schwermetalle wird von den üblichen Transferfaktoren ausgegangen [Winkler 1997]. Die Betrachtung der Organika – speziell des Benzo(a)pyrens – erfolgt grundsätzlich sensitiv. Es wird als Maximalabschätzung 1 % Freisetzung angesetzt und der Spielraum bis zur vollständigen Zerstörung betrachtet.

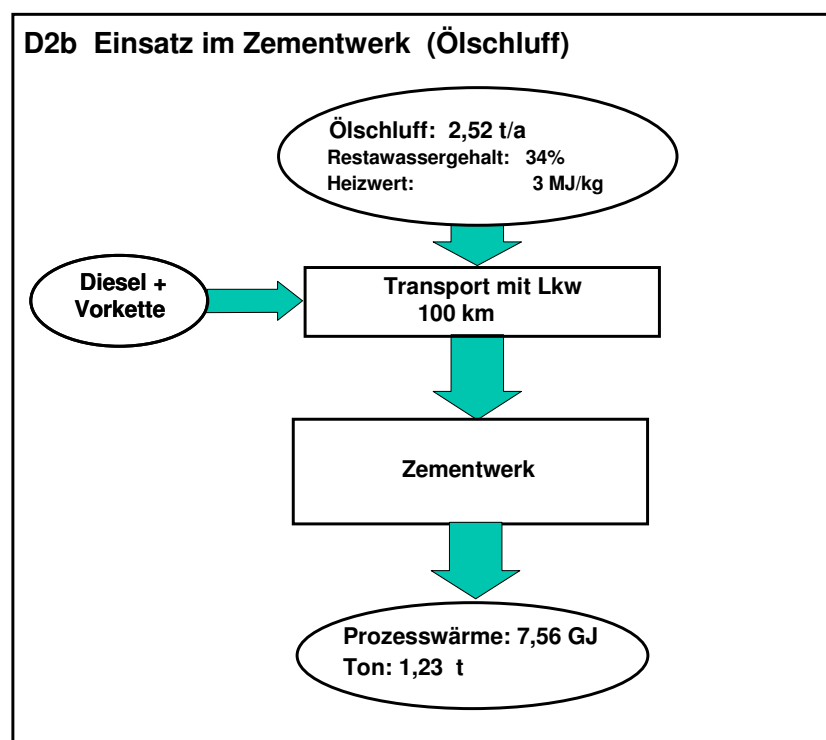


Abb. 6.2-8 Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

Äquivalenzprozess

Im Äquivalenzprozess wird für den Anteil an Schluff im Abfall eine Substitution des primären Materials Ton angesetzt (0,73 kg/kg). Die geringfügige Heizwertmenge des Ölschluffs (3 MJ/kg) wird durch entsprechenden Ersatz des Regelbrennstoffs Steinkohle berücksichtigt.

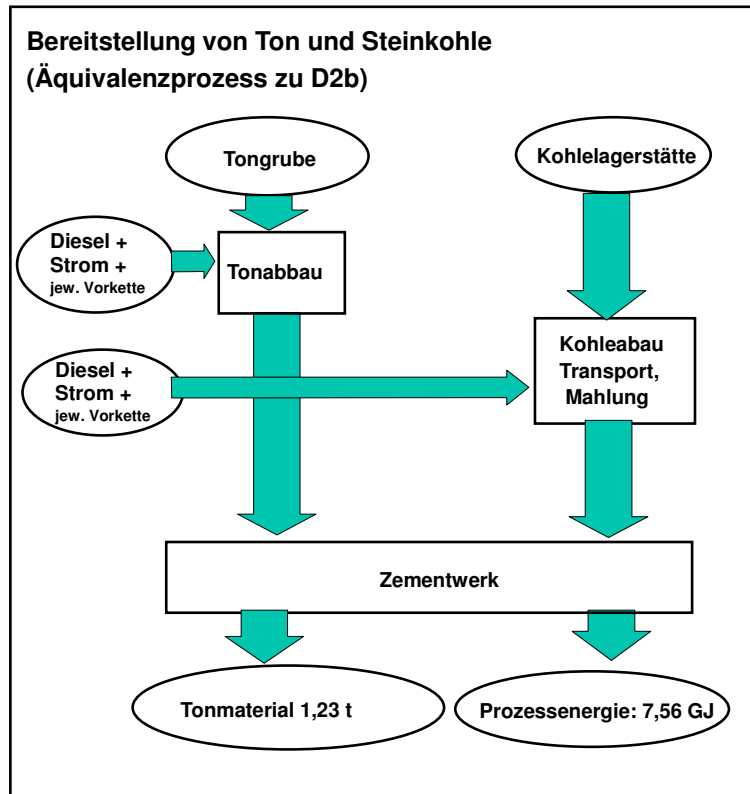


Abb. 6.2-9 Prozesskette des Äquivalenzprozesses des Einsatzes des Ölschluffs im Zementwerk und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.3.3 Verbrennung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage (SAV)

Aufgrund des vorhandenen, wenngleich geringen Gehalts an organischen Verbindungen erscheint eine thermische Behandlung der Feststoffe als denkbare Option. Gemäß der Einstufung der Abfälle („besonders überwachungsbedürftig“) ist eine SAV vorzusehen. Das Vorgehen hinsichtlich SAV wurde bereits in voranstehenden Kapiteln beschrieben.

Es wird von einer Verbrennung bei der AVG in Hamburg ausgegangen mit folgenden Randbedingungen: 22 km Lkw, 718 km Bahn, Substitution von mit Steinkohle erzeugter Fernwärme. Allerdings wäre auch eine Verbrennung in einer regional gelegenen SAV denkbar. Hier käme die Anlage in Schwabach in Frage. Der Einfluss dieser Festlegung soll im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung überprüft werden.

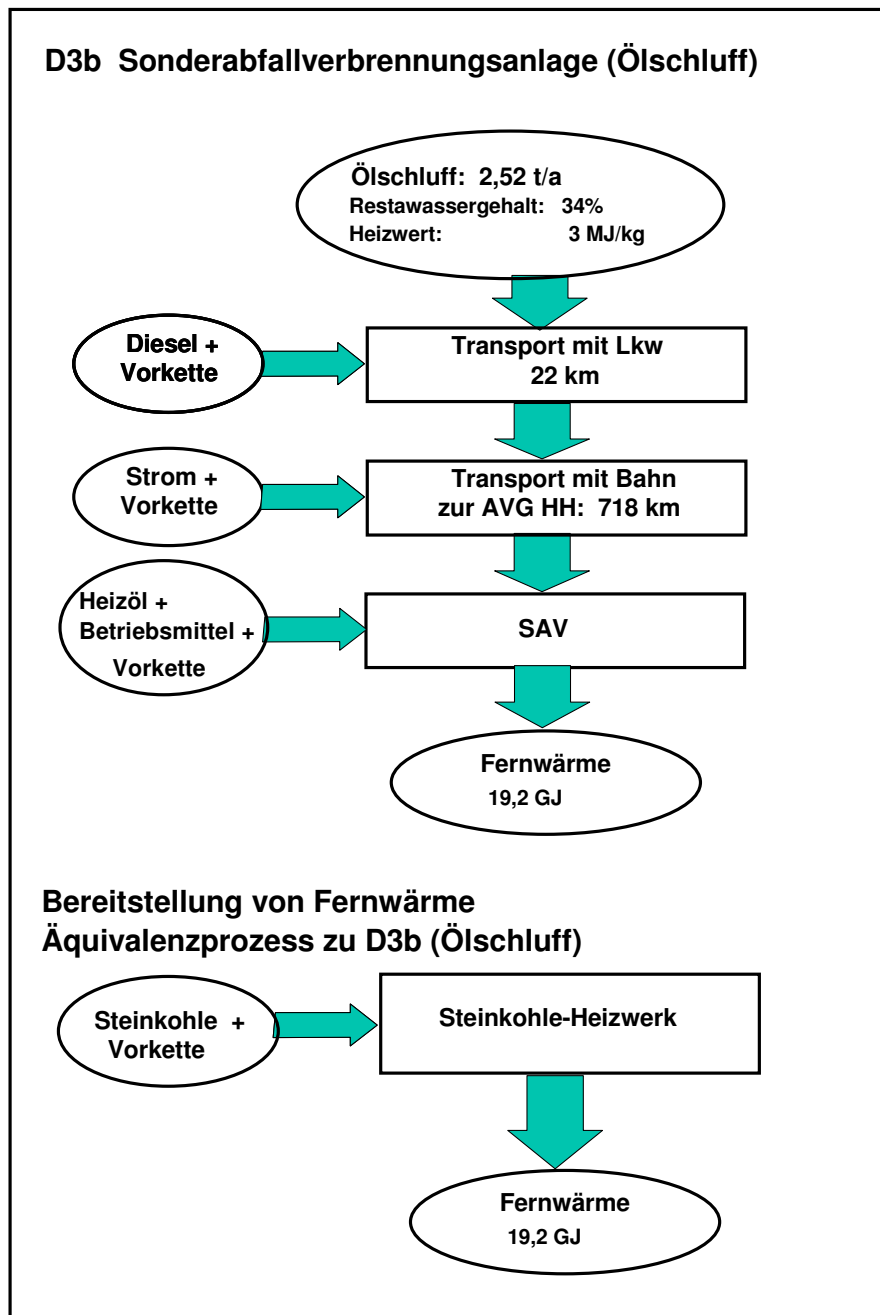


Abb. 6.2-10 Prozesskette des Einsatzes des Ölschluffs in der SAV sowie des Äquivalenzprozesses und deren für die KEA-Berechnung zu berücksichtigende Energieträger

6.2.4 Entsorgung der Sandfraktion

Zur Vervollständigung der Betrachtung der Ölabscheiderinhalte werden auch die Sande aus der Aufbereitung des Sandfangrückstands einbezogen.

Tab. 6.2-4 Zusammenstellung der betrachteten Optionen der Entsorgung des aufbereiteten Sandfangrückstands und deren Äquivalenzprozesse

Kennung	Option	Nutzen (Äquivalenzprozess)
D1c	• Straßenbau	Einsparung des Abbaus von mineralischen Füllstoffen (v.a. Sand)
D2c	• Zementindustrie	Einsparung des Abbaus von Quarzsand
D3c	• HMD	- keiner -

6.2.4.1 Einsatz im Straßenbau

Der aus dem Sandfangrückstand durch Aufbereitung gewonnene Sand wird im Straßenbau als Unterbaumaterial eingesetzt. Diese Option setzt eine Einhaltung der LAGA-Vorgaben „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffe/Abfällen“ voraus, die nach den vorliegenden Daten in aller Regel erfüllt sind (siehe hierzu Tab. 6.1-3).

Durch diesen Entsorgungsweg wird im Wesentlichen herkömmlicher Bausand eingespart. Der Austritt von Schadstoffen aus dem Baumaterial in die Umwelt ist im Rahmen der umfassenden Bilanzierung zu berücksichtigen.

6.2.4.2 Einsatz in der Zementindustrie

In gleicher Weise wie Gießereialsand kann der hier gewonnene Sand als Quarzsandsubstitut im Zementprozess eingesetzt werden.

6.2.4.3 Ablagerung (HMD)

Als Entsorgungsweg bleibt außerdem die Ablagerung auf einer Deponie. Aufgrund der geringfügigen Schadstoffbelastung erscheint eine Hausmülldeponie angemessen, wobei dies u.U. einer entsprechenden Genehmigung bedarf.

6.3 Ermittlung des KEA und Beantwortung der Kontrollfragen

6.3.1 Ölphase

6.3.1.1 Ermittlung des KEA

In Tab. 6.3-1 bis Tab. 6.3-6 wird die Berechnung des KEA der Entsorgungsoptionen durchgeführt, wobei Beiträge der einzelnen Systemabschnitte einzelnen aufgeführt werden. Die Tabellen werden durch grafische Darstellungen zur gemeinsamen Auswertung ergänzt (Abb. 6.3-1 bis Abb. 6.3-3).

Im System „**Reraffination**“ (D1a) nimmt der Prozessabschnitt der Aufarbeitung gerade etwas mehr als 50 % des Gesamt-KEA ein. Die andere Hälfte wird durch Transporte beansprucht, den Transport des Öls vom Standort der Aufbereitung der Ölabscheiderinhalte (hier Coburg angenommen) zum Anlagenstandort der Reraffination in Chemnitz und den Transport des Reraffinats zum Einsatzort in einer 100 km entfernt liegenden Kesselanlage.

Der resultierende Gesamt-KEA der Option D1a beträgt gerade 1,7 % der gewonnenen Nutzenergie durch Einsatz des erzeugten Recycling-Brennstoffs in einer Feuerungsanlage. Durch die 120 kg aufgearbeitete Ölphase werden insgesamt etwas mehr als 100 kg primäre Heizöle substituiert. Die in diesem Abfallstoff inhärente Energie führt somit zu einer deutlichen Einsparung von primären Energieträgern.

Der **direkte Einsatz in einer Feuerungsanlage** führt erwartungsgemäß einen nochmals geringeren Aufwand mit sich (kürzerer Transport, kein Prozessaufwand), bei gleichzeitig höherer Ausbeute, da Veredelungsverluste entfallen.

Die Differenz zwischen Aufwand und substituiertem Nutzen ist hier demzufolge entsprechend höher als bei der Reraffination.

Bei der Option **SAV** liegt der Aufwand durch den Anlagenbetrieb bereits höher als der bei der Reraffination. Dem steht eine deutlich geringere Energieausbeute aus der Abwärmenutzung der SAV gegenüber (30 % der Feuerungswärme als Fernwärme), die durch die angenommene Substitution eines Steinkohleheizwerks zwar in vollständigem Umfang fossile Primärenergieträger ersetzt (für Fernwärme, welche zumeist gekoppelt mit der Stromproduktion erzeugt wird, der beste anzunehmende Fall), dennoch ein energetisch weit ungünstigeren Fall als die beiden Alternativoptionen darstellt.

Tab. 6.3-1 KEA-Ergebnisse der Aufbereitung der Ölphase zu Recyclingheizöl (D1a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D1a Reraffination zu Recyclingheizöl

Systeminput: 0,12 t Ölphase (10% Wasser)

Systemoutput: 3,74 GJ Prozesswärme aus 99 kg Reraffinat, 0,18 GJ aus 4,6 kg Nebenprodukten, 0,041 GJ aus 2,25 kg Ölschlamm zum Brennen von 12 kg Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Transport 185 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14	MJ/tkm	0,12	t	0,0253	GJ
Reraffination	0,334	MJ/kg	0,12	t	0,04	GJ
Strombedarf	0,185	MJ/kg	0,12	t	0,0222	GJ
TNV mit Heizöl EL	0,117	MJ/kg	0,12	t	0,0140	GJ
Abwasser Nebenanlagen (Kläranlage)	0,004	MJ/kg	0,012	t	0,00005	GJ
Betriebsmittel (Schwefelsäure)	3,07	MJ/kg	0,00108	t	0,0033	GJ
Betriebsmittel (Bleicherde)	0,217	MJ/kg	0,0022	t	0,00048	GJ
Transport Reraffinat (100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14	MJ/tkm	0,099	t	0,0113	GJ
Abfallentsorgung (Zementwerk)	0,220	MJ/kg	0,0023	t	0,00051	GJ
Abfallentsorgung (Deponie)	0,023	MJ/kg	0,00031	t	0,000007	GJ
Summe					0,0771	GJ

Tab. 6.3-2 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses der Aufbereitung der Ölphase zu Recyclingheizöl (D1a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Reraffination

Systemoutput: 3,92 GJ Prozesswärme aus prim. Heizöl, 0,041 GJ Prozesswärme aus Kohle zum Brennen von 12 kg Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Bereitstellung von Heizöl EL	46,7	MJ/kg	0,0602	t	2,81	GJ
Bereitstellung von Heizöl S	45,4	MJ/kg	0,0441	t	2,00	GJ
Bereitstellung von Steinkohle	27,7	MJ/kg	0,0015	t	0,042	GJ
Strom (Kohlemühle Zementwerk)	0,4	MJ/kg	0,0015	t	0,0006	GJ
Summe					4,85	GJ

Tab. 6.3-3 KEA-Ergebnisse des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung (D2a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D2a Direkter Einsatz in einer Feuerungsanlage

Systeminput: 0,12 t Ölphase (10% Wasser)

Systemoutput: 4,1 GJ Prozesswärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14 MJ/tkm	0,12 t	0,014 GJ
Summe			0,014 GJ

Tab. 6.3-4 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase zur direkten Feuerung (D2a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage

Systemoutput: 4,1 GJ Prozesswärme aus prim. Heizöl

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Bereitstellung von Heizöl S	45,2 MJ/kg	0,113 t	5,11 GJ
Summe			5,11 GJ

Tab. 6.3-5 KEA-Ergebnisse des Einsatzes der Ölphase in der SAV (D3a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D3a Verbrennung in der SAV

Systeminput: 0,12 t Ölphase (10% Wasser)

Systemoutput: 1,38 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 22 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,41 MJ/tkm	0,12t	0,004 GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	0,12t	0,032 GJ
Verbrennung SAV	0,55 MJ/kg	0,12t	0,066 GJ
Calciumhydrat (0,019 kg/kg Abfall)	0,06 MJ/kg		0,0007 GJ
Herdofenkoks (0,02 kg/kg Abfall)	0,43 MJ/kg		0,052 GJ
Ammoniumhydroxid (0,0034 kg/kg Abfall)	0,06 MJ/kg		0,0007 GJ
Summe			0,102 GJ

Tab. 6.3-6 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes der Ölphase in der SAV (D3a), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Verbrennung von Ölphase in der SAV

Systemoutput: 1,38 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput KEA-Ergebnis	
Heizwerk (Steinkohle)	1,25 MJ/kg	1,38GJ	1,73 GJ
<i>(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix</i>	<i>0,33 MJ/kg</i>	<i>1,38 GJ</i>	<i>0,454 GJ)</i>
Summe			1,73 GJ

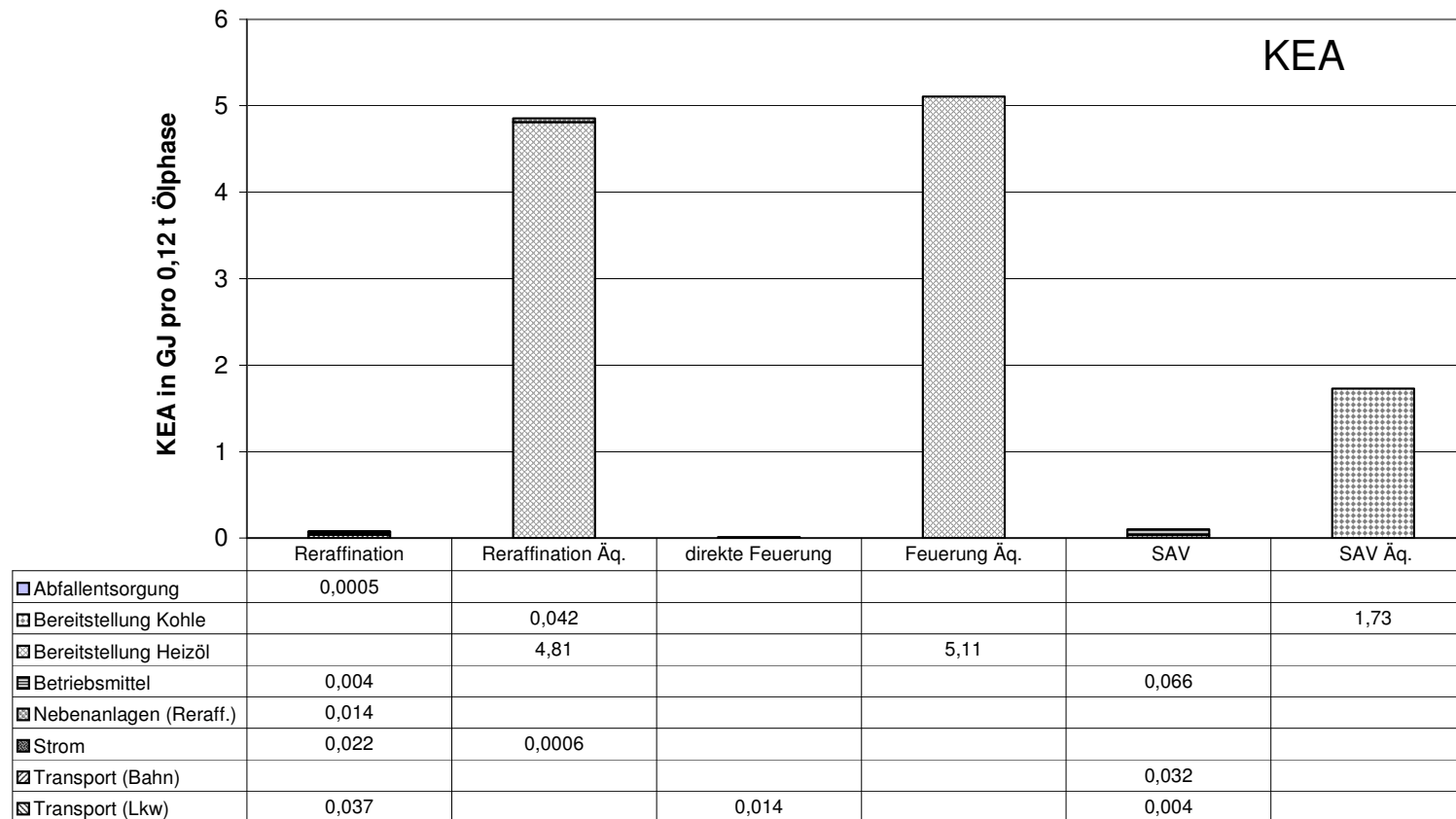


Abb. 6.3-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

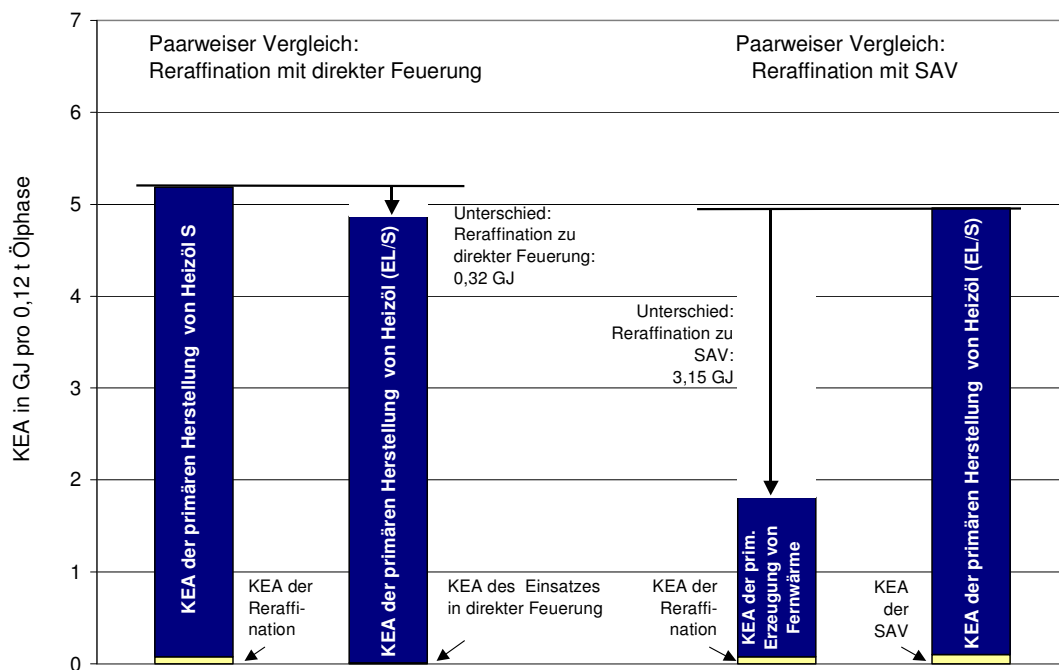
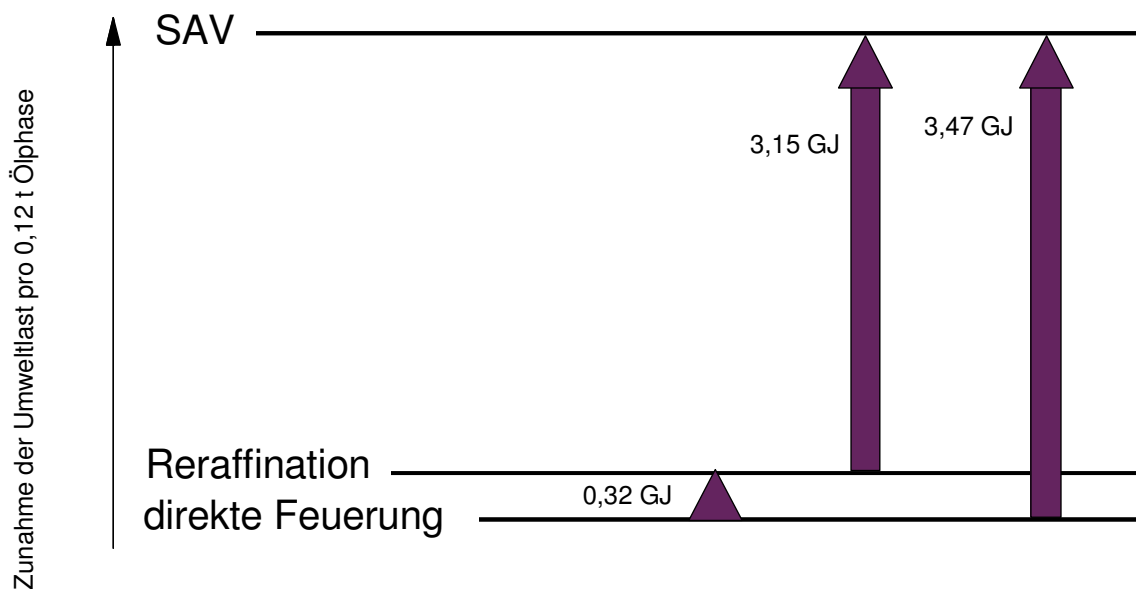


Abb. 6.3-2 Paarweise Vergleiche der Reraffination zu Recyclingheizöl mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage



6.3.1.2 Abb. 6.3-3 Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Ölphase nach dem KEA

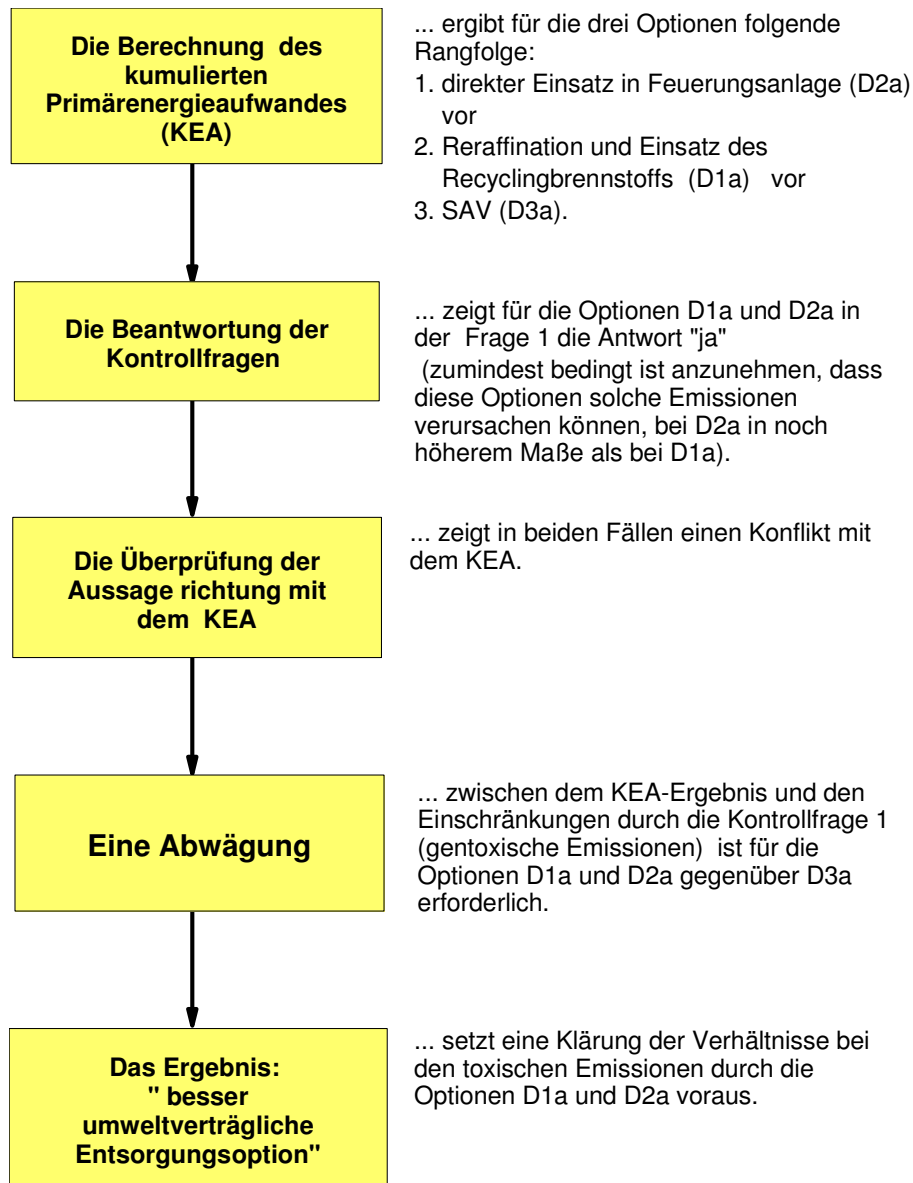
6.3.1.3 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Kontrollfragen lassen sich wie folgt beantworten:

Kontrollfragen	Reraffination	Feuerungs- anlage	SAV
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Ev. beim Einsatz des Reraffinats bzw. des ersetzten Heizöls	Ev. beim Einsatz des Öls bzw. des ersetzten Heizöls	Nein
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Nein	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Nein	Nein	Nein
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Nein	Nein	Nein

6.3.1.4 Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“

Die Auswertung erfolgt nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema.



In diesem Fall ist der KEA folglich **nicht ausreichend für eine gesamtökologische Bewertung**. Um zu einem belastbaren Endergebnis zu gelangen, bedarf es einer **vertiefenden Untersuchung zu toxischen Emissionen**:

1. Es bedarf einer Einschätzung für die Verfeuerung von Recyclingheizöl und der ebenfalls verfeuerten Nebenprodukte der Reraffination,
2. vor allem aber für die direkte Verfeuerung der Ölphase ohne spezifische Abgasreinigung.

6.3.2 Ölschluff

6.3.2.1 Ermittlung des KEA

In Tab. 6.3-7 bis Tab. 6.3-12 wird die Berechnung des KEA der Entsorgungsoptionen durchgeführt, wobei Beiträge der einzelnen Systemabschnitte einzeln aufgeführt werden. Die Tabellen werden durch grafische Darstellungen zur gemeinsamen Auswertung ergänzt (Abb. 6.3-4 bis Abb. 6.3-6).

Der errechnete KEA für den **Einsatz in der Ziegelei** resultiert ausschließlich aus dem Antransport (0,862 GJ), da davon ausgegangen wird, dass die Art des eingesetzten Materials (ob primär oder sekundär) in der Ziegelei keinen Einfluss auf deren spezifischen Energieverbrauch hat.

Auf der Seite des Äquivalenzprozesses dominiert die Substitution des Porosierungsmittels (7,8 GJ). Dabei führt Styropor zu einem gegenüber Kohlestaub doppelt so hohen KEA, während Holzmehl um etwa drei Größenordnungen niedriger liegt. Der Einfluss der Wahl des ersetzten Porosierungsmittels ist daher von entscheidender Bedeutung (siehe Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.4.2.4). Die mit den mineralischen Komponenten des Ölschluffs verbundene Substitution des Tonabbaus nimmt insgesamt 10 % an den eingesparten Prozessen ein.

Beim **Einsatz in einem Zementwerk** werden ebenso keine auf das Material bezogene Prozessaufwendungen einberechnet. Damit führt diese Entsorgung aufgrund der kürzeren Anlieferungsstrecke erwartungsgemäß geringere Aufwendungen mit sich.

Die mineralischen Komponenten im Ölschluff substituieren Ton in gleicher Menge wie bei der Entsorgung im Ziegelwerk. Die organischen Bestandteile ersetzen hier jedoch ausschließlich Steinkohle. Diese ist mit geringerem KEA verbunden, als der oben angesetzten Mix an Porosierungsmitteln (mit Styropor).

Die Option **SAV** weist hier einen weit höheren Energieaufwand auf als die beiden Alternativen. Dies ist eine Folge des geringen Heizwerts (3 MJ/kg) des Materials: Eine SAV benötigt eine stabile Feuerungswärmeleistung im Bereich von 25 MJ pro kg Brenngut. Wird dieser Wert unterschritten, so ist eine Zusatzfeuerung notwendig. Aufgrund der durchgängig geringen Heizwerte der in die Sonderabfallverbrennung gelangenden Abfälle, können Heizwertdefizite einzelner Abfallarten auch nicht durch höherkalorische Abfälle ausgeglichen werden. Tatsächlich erfordert daher jeder Abfall geringeren Energieinhalts eine Zusatzfeuerung in der Höhe, die dem Normwert der Anlage entspricht. Das bedeutet für einen Abfall von 3 MJ/kg einen Zusatz von ca. 0,5 kg Heizöl pro kg Abfall²¹.

Der hohe zusätzliche Heizöleinsatz führt zu einer insgesamt hohen Menge an erzeugter Fernwärme, die auch hier in optimaler Weise Wärme aus einem Steinkohleheizwerk ersetzt. Dies kann jedoch den hohen Energieverbrauch der Verbrennung in der SAV nicht wesentlich relativieren.

²¹ $1 \text{ kg} \times 3 \text{ MJ/kg} + 0,514 \text{ kg} \times 42,8 \text{ MJ/kg} = 25 \text{ MJ}$

Tab. 6.3-7 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff im Ziegelwerk (D1b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D1b Einsatz in der Ziegelei

Systeminput: 2,52 t Ölschluff

Systemoutput: Material für 1,23 t Ziegel + Porosierung von 21 t Ziegel,

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Transport 300 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14	MJ/tkm	0,252	t	0,862	GJ
Summe					0,862	GJ

Tab. 6.3-8 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff im Ziegelwerk (D1b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz in der Ziegelei

Systemoutput: Material für 1,23 t Ziegel + Porosierung von 21 t Ziegel,

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Bereitstellung von Ton	0,483	MJ/kg	1,84	t	0,89	GJ
Bereitstellung von Sägemehl	0,028	MJ/kg	0,194	t	0,0054	GJ
Bereitstellung von Styropor	78,7	MJ/kg	0,068	t	5,35	GJ
Bereitstellung von Kohlestaub	28,0	MJ/kg	0,087	t	2,43	GJ
Summe					8,68	GJ

Tab. 6.3-9 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff im Zementwerk (D2b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D2b Einsatz im Zementwerk

Systeminput: 2,52 t Ölschluff

Systemoutput: 7,56 GJ Prozesswärme zum Brennen von 2,26 t Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA		Modulinput		KEA-Ergebnis	
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14	MJ/tkm	0,252	t	0,287	GJ
Summe					0,287	GJ

Tab. 6.3-10 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff im Zementwerk (D2b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz im Zementwerk

Systemoutput: 7,56 GJ Prozesswärme zum Brennen von 2,26 t Klinker

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis	
Bereitstellung von Ton	0,483 MJ/kg	1,84 t	0,89	GJ
Bereitstellung von Steinkohle	28,0 MJ/kg	0,261 t	7,3	GJ
Summe			8,19	GJ

Tab. 6.3-11 KEA-Ergebnisse des Einsatzes von Ölschluff in der SAV (D3b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D3b Verbrennung in der SAV

Systeminput: 2,52 t Ölschluff

Systemoutput: 19,2 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis	
Transport 22 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,39 MJ/tkm	2,52 t	0,077	GJ
Transport 718 km (Bahn)	0,37 MJ/tkm	2,52 t	0,661	GJ
Verbrennung SAV	24,9 MJ/kg	2,52 t	62,6	GJ
Calciumhydrat (0,106 kg/kg Abfall)	0,066 MJ/kg		0,165	GJ
Herdofenkoks (0,02 kg/kg Abfall)	0,43 MJ/kg		1,08	GJ
Ammoniumhydroxid (0,0037 kg/kg Abfall)	0,047 MJ/kg		0,12	GJ
Heizöl EL (0,514 kg/kg Abfall)	24,3 MJ/kg		61,3	GJ
Summe			63,4	GJ

Tab. 6.3-12 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes von Ölschluff in der SAV (D3b), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zur Verbrennung von Ölschluff in der SAV

Systemoutput: 19,2 GJ Fernwärme

Prozess (Modul)	spez. KEA	Moduloutput	KEA-Ergebnis	
Heizwerk (Steinkohle)	1,25 MJ/MJ	19,2 GJ	24,1	GJ
(alternativ dazu Fernwärme aus KWK-Mix)	0,33 MJ/MJ	19,2 GJ	6,31	GJ
Summe			24,1	GJ

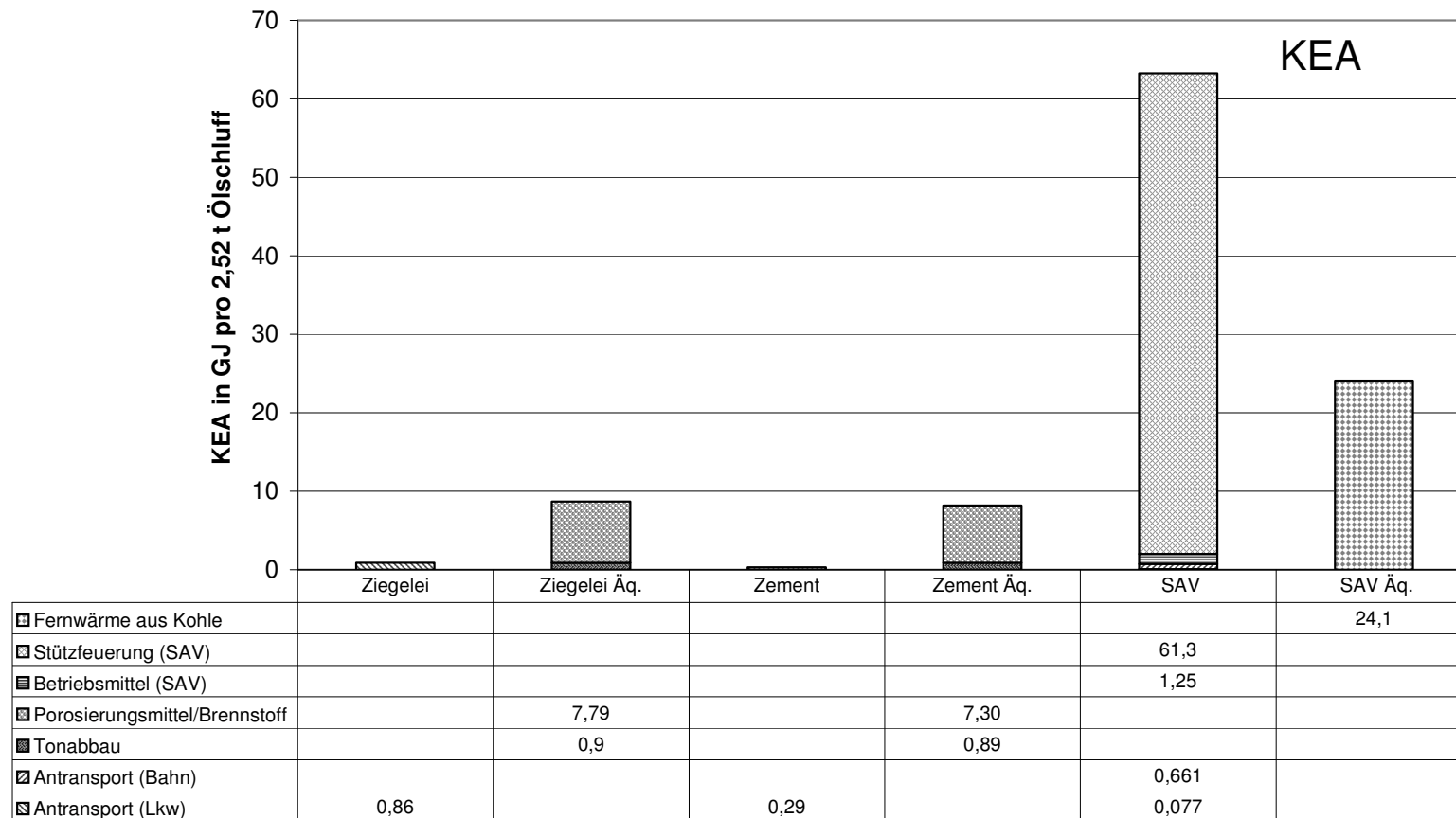


Abb. 6.3-4 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für den Ölschluff und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

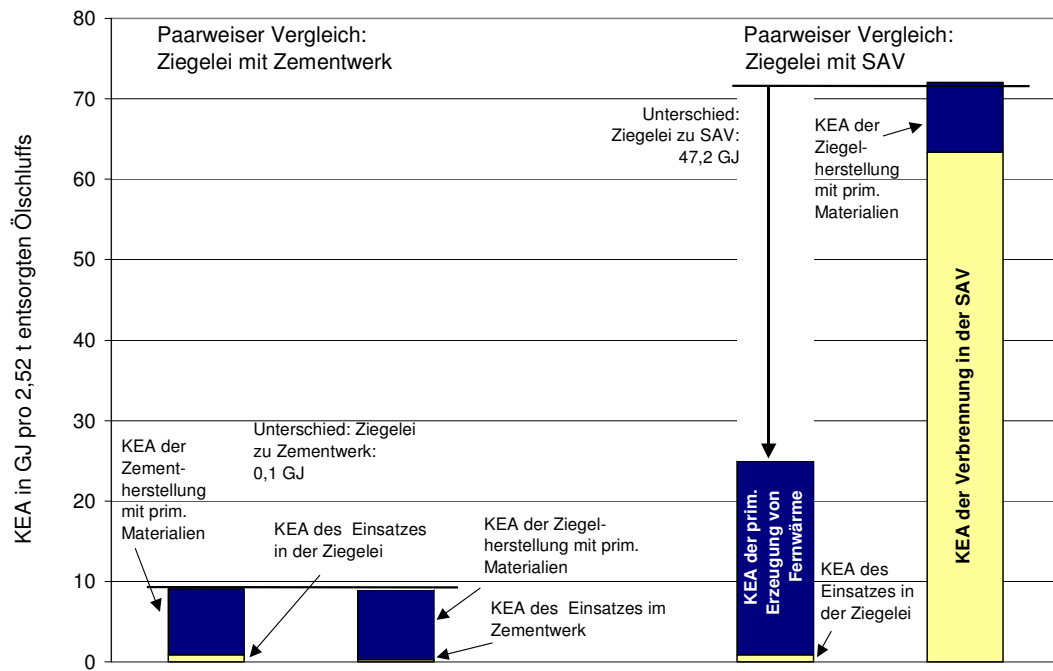


Abb. 6.3-5 Paarweiser Vergleich des Einsatzes von Ölschluff in der Ziegelei mit dem Einsatz im Zementwerk und der Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage

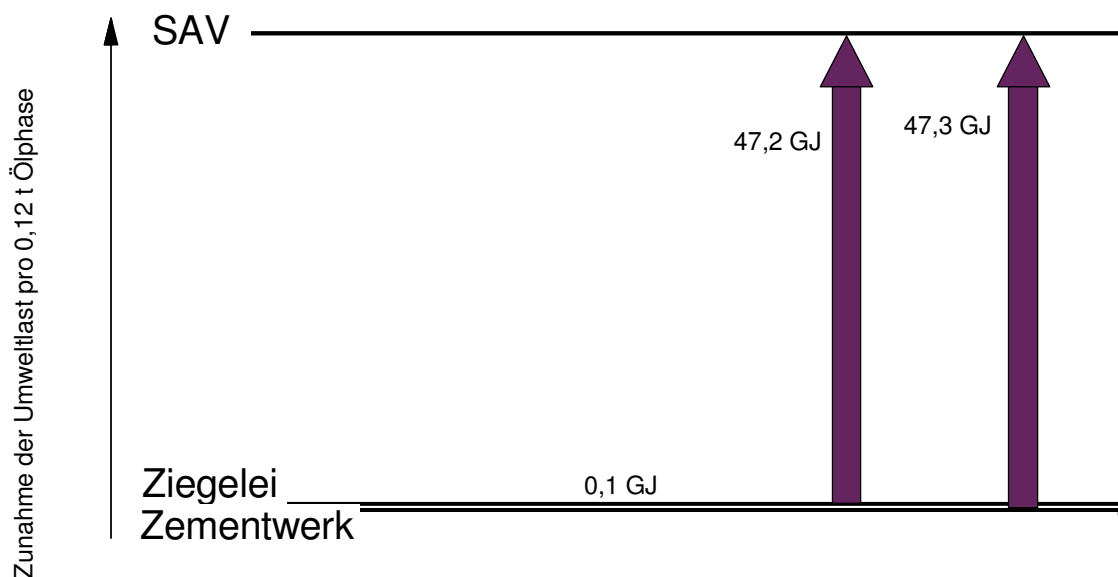


Abb. 6.3-6 Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Ölschluff nach dem KEA

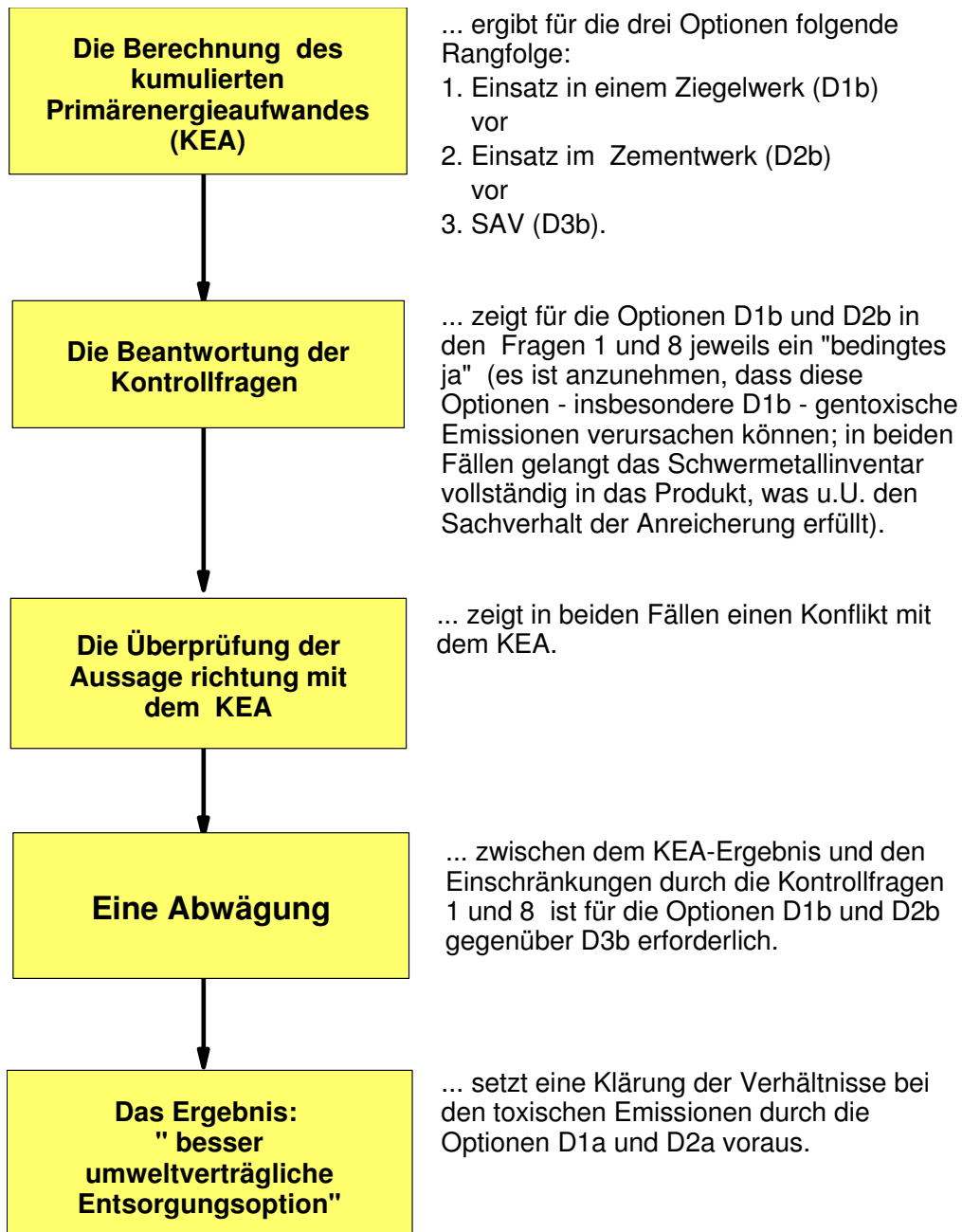
6.3.2.2 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Kontrollfragen lassen sich wie folgt beantworten:

Kontrollfragen	Ziegelei	Zementwerk	SAV
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Ev. beim Brennen des Materials	Ev. durch den Brennprozess	Nein
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Nein	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Nein	Nein	Nein
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Eventuell im Ziegel	Eventuell im Zementklinker	Nein

6.3.2.3 Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“

Die Auswertung erfolgt nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema.



In diesem Fall ist der KEA folglich **nicht ausreichend für eine gesamtökologische Bewertung**. Um zu einem belastbaren Endergebnis zu gelangen, bedarf es einer **vertiefenden Untersuchung zu toxischen Emissionen** (insbesondere für den Einsatz in der Ziegelei), wie auch der Klärung der Problematik der **Anreicherung von Schadstoffen in Produkten** (Ziegelei und Zementwerk).

6.3.3 Sandfangrückstände

6.3.3.1 Ermittlung des KEA

Für die Entsorgung der Sandfraktion aus der Aufbereitung der Sandfangrückstände bieten sich im Grunde die gleichen Wege an wie für den Gießereialsand (siehe Kapitel 4). Zur Vervollständigung des Gesamtsystems der Entsorgung von Ölabscheider-/Sandfangrückständen werden die KEA-Ergebnisse für drei wesentliche Wege errechnet.

Hier zeigt sich klar, dass ein Wiedereinsatz (ob als Bausand oder im Zementwerk) günstiger abschneidet als die Deponierung, deren Aufwand kein materieller Nutzen gegenübersteht. Zwischen den beiden stofflichen Nutzungswegen besteht nur eine geringe Differenzierung (Aufwendungen für Transporte und Sandabbau sind hier gleich angesetzt). Das günstigere Ergebnis für die Option Bausand resultiert aus der Annahme, dass hier keine zusätzliche mechanische Aufbereitung (Mahlung, Klassierung) mehr erfolgen muss, da eine Solche bereits bei der Aufbereitung der Ölabscheider-/Sandfangrückstände in ausreichendem Maße erfolgt ist.

Im Zementwerk dagegen ist aus Gründen des Verfahrensablaufs ein weiterer Mahlvorgang (in der Rohmühle) unvermeidlich.

Tab. 6.3-13 KEA-Ergebnisse des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände als Bausand (D1c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D1c Einsatz als Bausand

Systeminput: 1,44 t Sand

Systemoutput: 1,44 t Bausand

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14 MJ/tkm	1,44 T	0,164 GJ
Summe			0,164 GJ

Tab. 6.3-14 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände als Bausand (D1c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

Äquivalenzprozess zum Einsatz als Bausand

Systemoutput: 1,44 t Bausand

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Sandabbau (Diesel 1,7 kg/kg)	0,08 MJ/kg out	1,44 t	0,115 GJ
Förderung/Mahlung (Strom 25 kWh/t)	0,06 MJ/kg	1,44 t	0,086 GJ
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14 MJ/tkm	1,44 t	0,164 GJ
Summe			0,366 GJ

Tab. 6.3-15 KEA-Ergebnisse des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände im Zementwerk (D2c), gegliedert nach Prozessschritten *(Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.)*

D2c Einsatz im Zementwerk

Systeminput: 1,44 t Sand

Systemoutput: 1,44 t Quarzsandanteil

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14 MJ/tkm	1,44 t	0,164 GJ
Aufmahlen (Strom 25 kWh/t)	0,31 MJ/kg	1,44 t	0,446 GJ
Summe			0,611 GJ

Tab. 6.3-16 KEA-Ergebnisse des Äquivalenzprozesses des Einsatzes aufbereiteter Sandfangrückstände im Zementwerk (D2c), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

Äquivalenzprozess zum Einsatz im Zementwerk

Systemoutput: 1,44 t Quarzsandanteil

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Sandabbau (Diesel 1,7 kg/kg)	0,08 MJ/kg	1,44 t	0,115 GJ
Transport 100 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll, rück 50% ausgelastet)	1,14 MJ/tkm	1,44 t	0,164 GJ
Aufmahlen (Strom 25 kWh/t)	0,31 MJ/kg	1,44 t	0,446 GJ
Summe			0,726 GJ

Tab. 6.3-17 KEA-Ergebnisse der Ablagerung aufbereiteter Sandfangrückstände auf der Hausmülldeponie (D3c), gegliedert nach Prozessschritten (*Kleine rechnerische Abweichungen in den Summen beruhen auf Rundungen.*)

D3c Hausmülldeponie

Systeminput: 1,44 t Sand

Prozess (Modul)	spez. KEA	Modulinput	KEA-Ergebnis
Transport 30 km (Lkw zul. G.gew. 23 t, hin voll ausgelastet, rück leer)	1,39 MJ/tkm	1,44 t	0,06 GJ
Einbau	0,037 MJ/kg	1,44 t	0,0533 GJ
Deponiebetrieb	0,0266 MJ/kg	1,44 t	0,0383 GJ
Sickerwasser+ Nachsorge (50 Jahre)	2,04 MJ/m ²	0,0481 m ²	0,0981 GJ
Summe			0,25 GJ

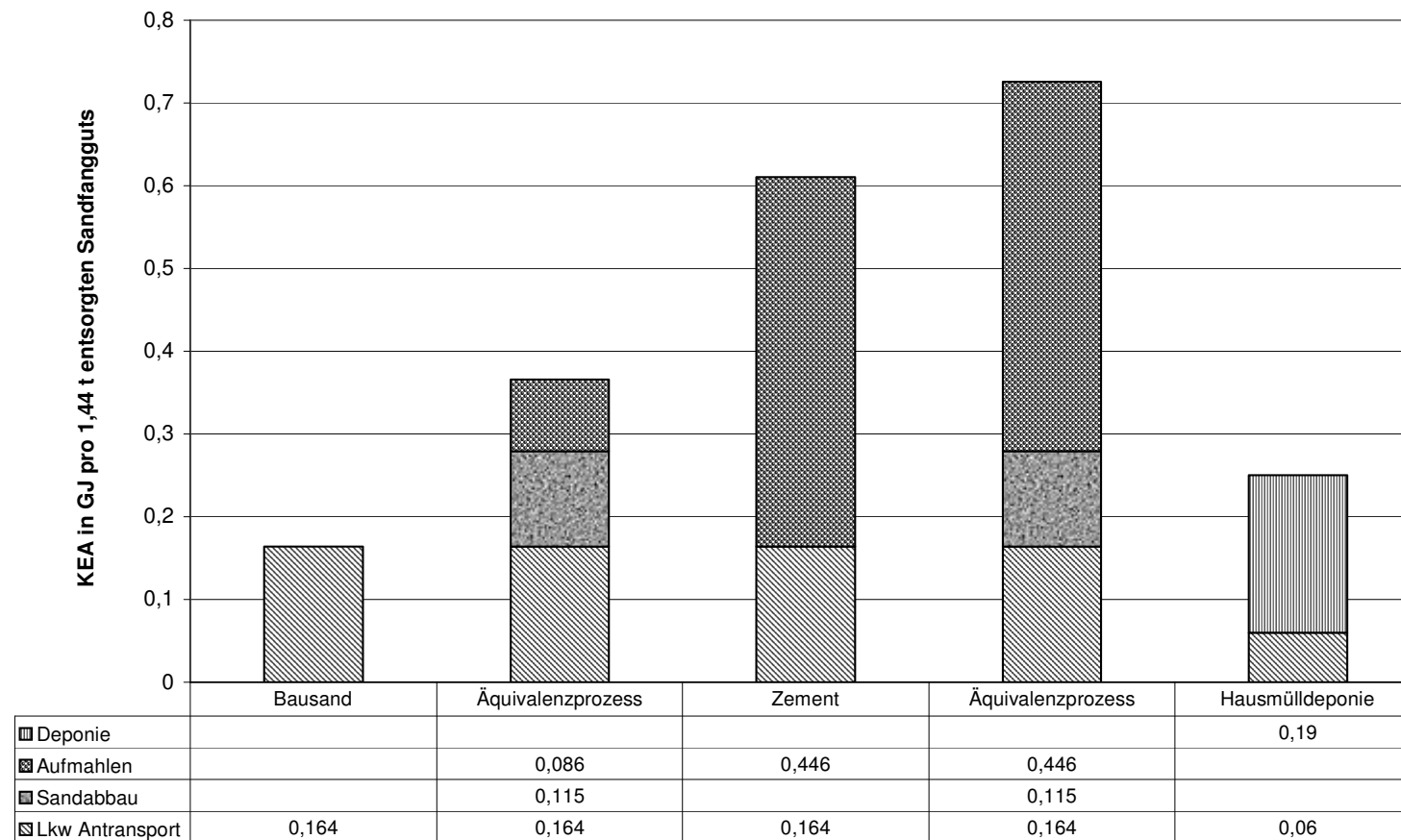


Abb. 6.3-7 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Sandfraktion und der Äquivalenzprozesse nach dem Summenparameter KEA (Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

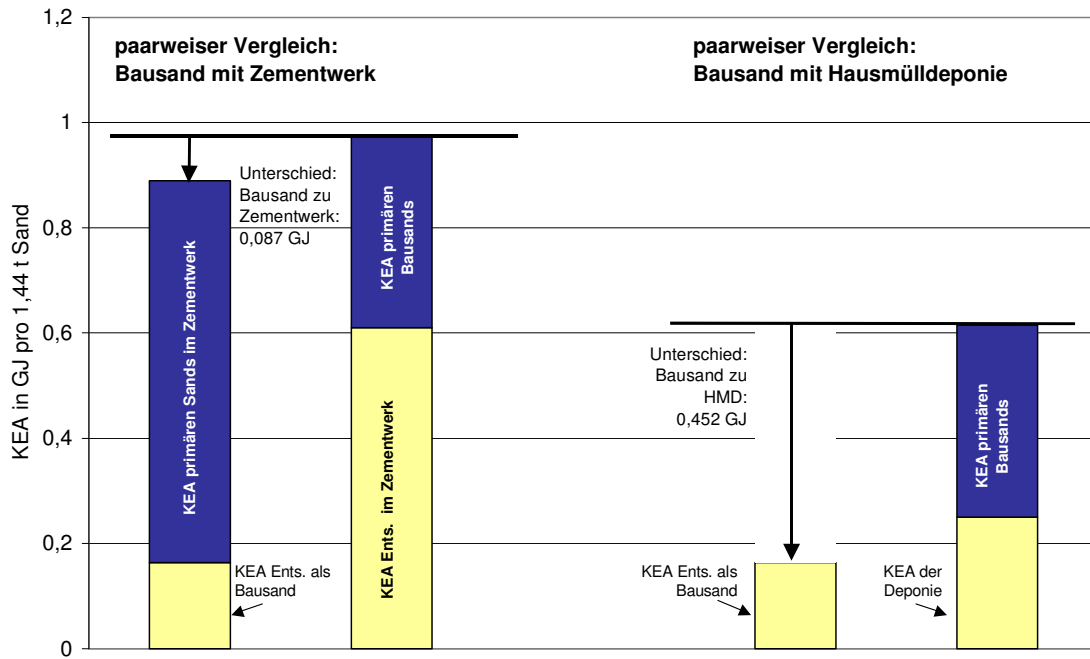


Abb. 6.3-8 Paarweiser Vergleich des Einsatzes als Bausand mit dem Einsatz im Zementwerk und der Ablagerung auf einer Hausmülldeponie

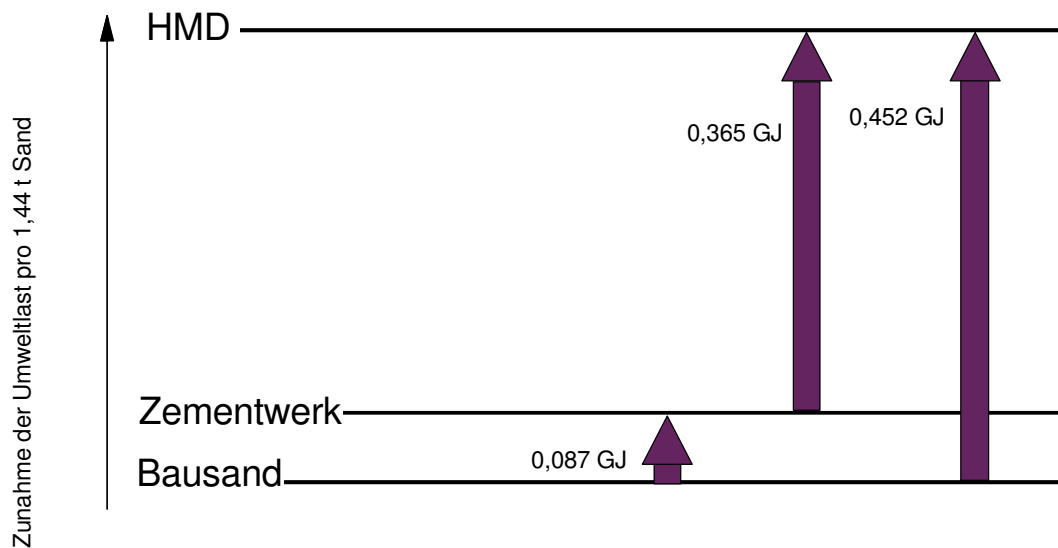


Abb. 6.3-9 Rangfolgen der Entsorgungsoptionen für Sandfangrückstand nach dem KEA

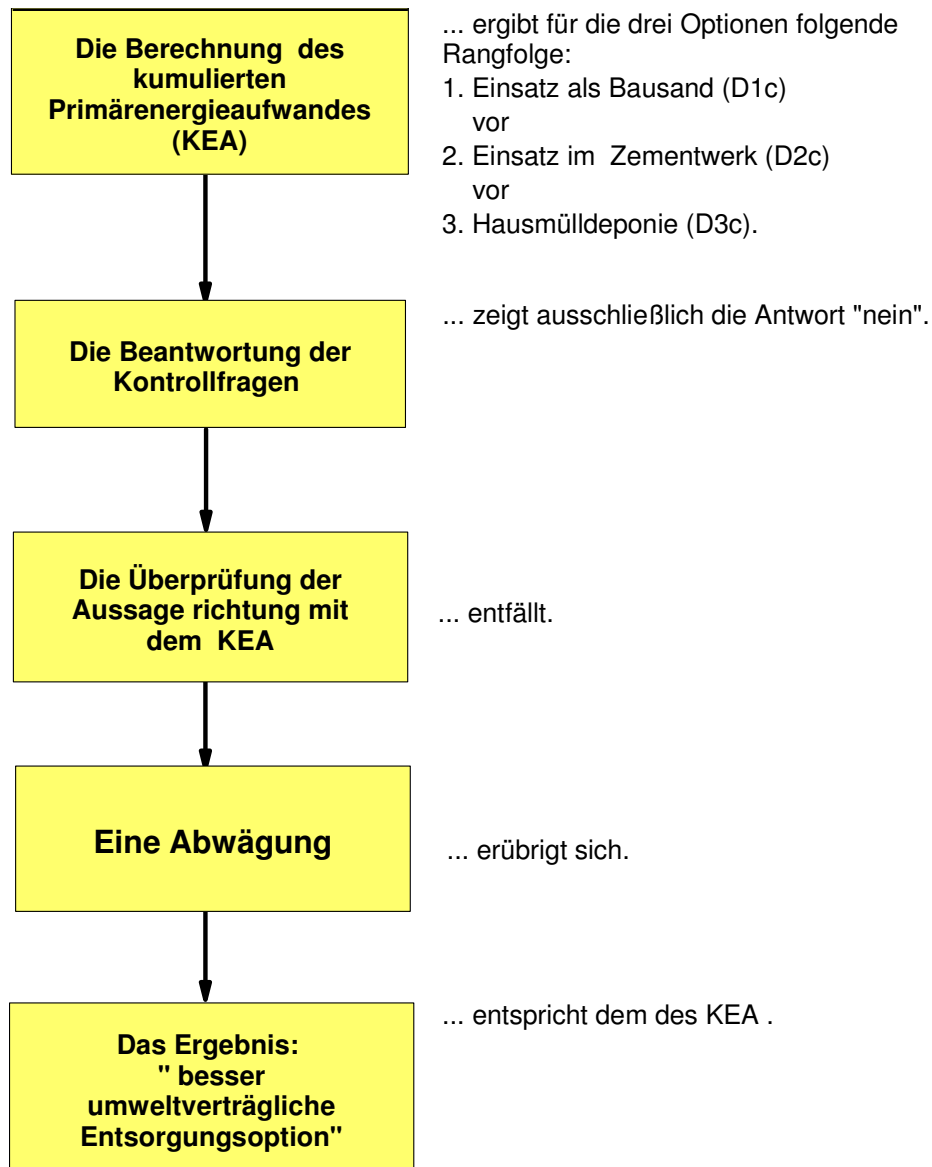
6.3.3.2 Beantwortung der Kontrollfragen

Die Kontrollfragen lassen sich wie folgt beantworten:

Kontrollfragen	Bausand	Zementwerk	HMD
1.) Treten bei der Entsorgungsoption oder bei dem ersetzten Prozess – außerhalb der Energiebereitstellung und des Verkehrs – Emissionen krebserzeugender oder fruchtschädigender Stoffe auf?	Nein	Nein	Nein
2.) Werden von der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende Mengen an erneuerbarer Energie eingesetzt?	Nein	Nein	Nein
3.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Methan oder ein anderes klimawirksames Gas als CO ₂ freigesetzt ?	Nein	Nein	Nein
4.) Treten bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess bedeutende wassergetragene Phosphat-, Nitrat- oder Ammoniumemissionen oder organische Frachten auf?	Nein	Nein	Nein
5.) Ist die Entsorgungsoption oder der von ihr ersetzte Prozess mit einer deutlichen Einsparung eines mineralischen Rohstoffs verbunden ?	Nein	Nein	Nein
6.) Wird bei der Entsorgungsoption oder dem von ihr ersetzten Prozess eine große Menge an Wasser verbraucht ?	Nein	Nein	Nein
7.) Wird durch die Entsorgungsoption oder den von ihr ersetzten Prozess Fläche in hohem Maße beansprucht?	Nein	Nein	Nein
8.) Findet in einem Erzeugnis des Entsorgungsprozesses eine Schadstoffanreicherung bezogen auf ein Konkurrenzprodukt statt, das u.U. durch seine Verwendung zu Umweltbelastungen führen kann ?	Nein	Nein	Nein

6.3.3.3 Ergebnis von „KEA plus Kontrollfragen“

Die Auswertung erfolgt nach dem in Abb. 2.6-2 dargestellten Ablaufschema.



Insgesamt bedeutet dies, dass der KEA hier uneingeschränkt angewendet werden kann.

6.4 Wirkungsbezogene Bewertung (Ökobilanz)

Wurden vorangehend die Entsorgungssysteme lediglich nach dem einen Summenparameter KEA sowie einer Reihe rein qualitativer Kontrollfragen bewertet, so erfolgt nun eine Ausdehnung auf die im Rahmen von Ökobilanzen üblichen Wirkungskategorien. Während Zielsetzung und Systemgrenze praktisch gleich bleiben, wird die Anzahl der Sachbilanzparameter stark erweitert. Es werden die Wirkungskriterien gemäß DIN NAGUS bzw. UBA-Liste herangezogen, und es wird eine abschließende Bewertungslogik zur Unterstützung einer verbal-argumentativen Abwägung eingeführt.

Die ökobilanzielle Bewertung wird für die beiden Ölabscheiderfraktionen Ölphase und Ölschluff nacheinander durchgeführt, da sich die Entsorgungswege für beide Abfälle unterscheiden. Auf eine wirkungsbezogene Bewertung für die Entsorgung der Sandfraktion wird verzichtet, da hier deutliche Parallelen zum Fallbeispiel Gießereisand bestehen.

6.4.1 Ölphase

6.4.1.1 Auswertungen auf Sachbilanzebene

Nach der ISO 14043 bedarf eine Ökobilanz bei der Auswertung einer Analyse, welche Prozesse in welchem Maße zum letztendlichen Ergebnis führen. Dadurch wird das Ergebnis insgesamt transparent. Es bietet sich an, einen Teil dieser Auswertung auf der Ebene der Sachbilanz durchzuführen, da noch keine Aggregationen stattfinden und die Zusammenhänge zwischen Stoffen und Prozessen einfach darzustellen sind.

In diesem Sinn wird im Folgenden eine sogenannte Subsystemanalyse durchgeführt, bei der für einzelne Stoffe abgebildet wird, welchen Anteil die Einzelprozesse am Gesamtumsatz (Emission) haben.

Im Folgenden werden die Stoffe CO₂ und NO_x analysiert.

CO₂: Die relativen Unterschiede zwischen Entsorgung und jeweiligem Äquivalenzprozess sind bei den CO₂-Emissionen erheblich geringer als beim KEA, weil die energiehaltigen Kohlenstoffverbindungen der Ölphase - da Abfall - nicht als Primärenergieträger zählen, wohl aber zu CO₂ fossiler Herkunft verbrennen. In der Rangfolge zeigt sich dennoch ein mit dem KEA vergleichbares Bild. Auch die Herkunft der Emissionen verhält sich weitgehend gleich wie beim KEA, rechnet man die bei allen Entsorgungsoptionen gleich große Menge an CO₂ aus dem C der Ölphase heraus.

NO_x: Auch hinsichtlich der NO_x-Emissionen entspricht die Rangfolge der des KEA. Typischerweise spielen die Transporte eine bedeutende Rolle am Anteil der NO_x-Fracht. In der Abbildung wurden bei der Option D2b (direkte Feuerung), bei der Entsorgung wie beim Äquivalenzprozess mit Regelbrennstoff die NO_x-Emissionen außer Acht gelassen, da sie in beiden Fällen als identisch anzusehen sind.

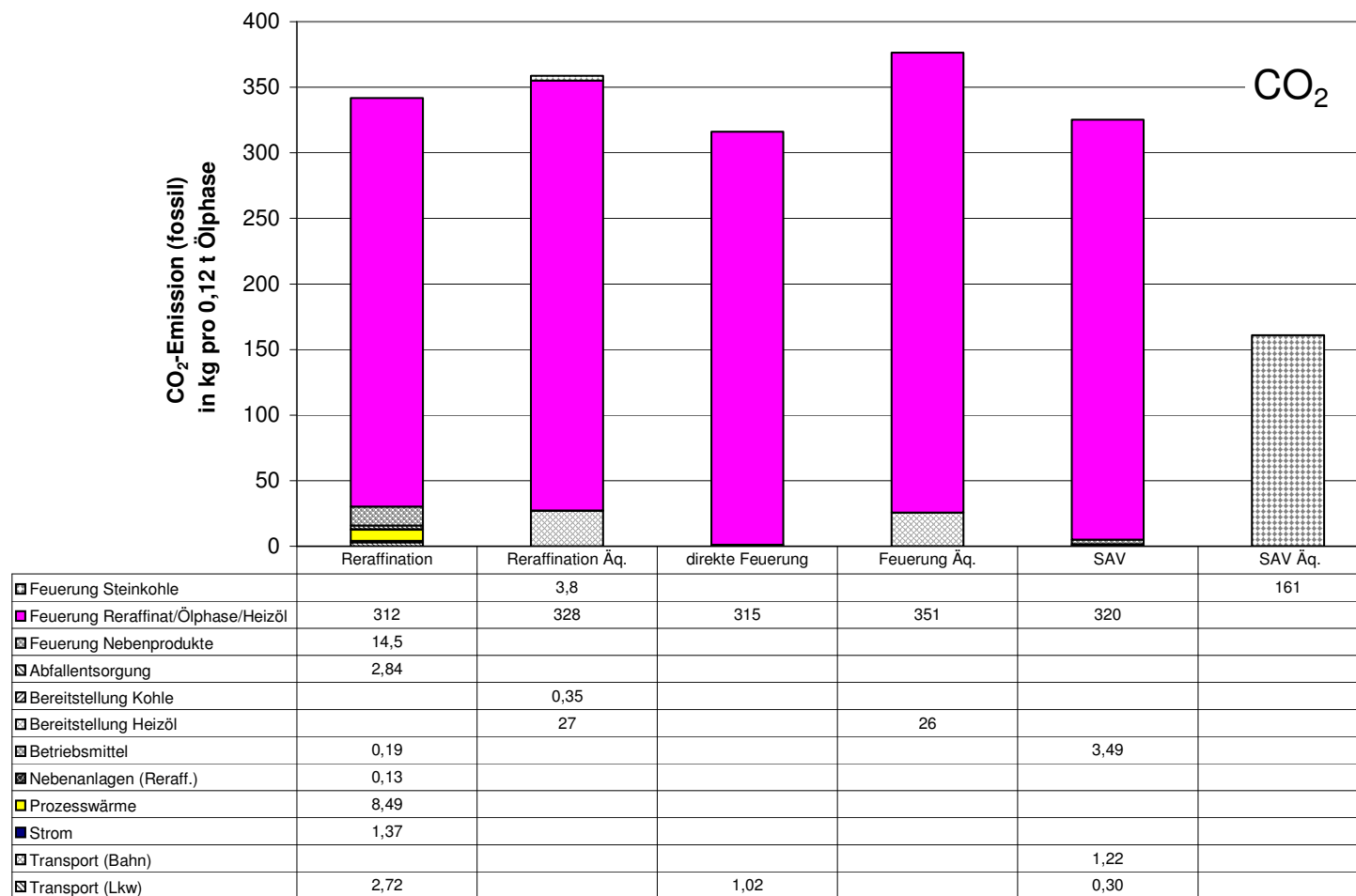


Abb. 6.4-1 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter fossiles CO₂
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

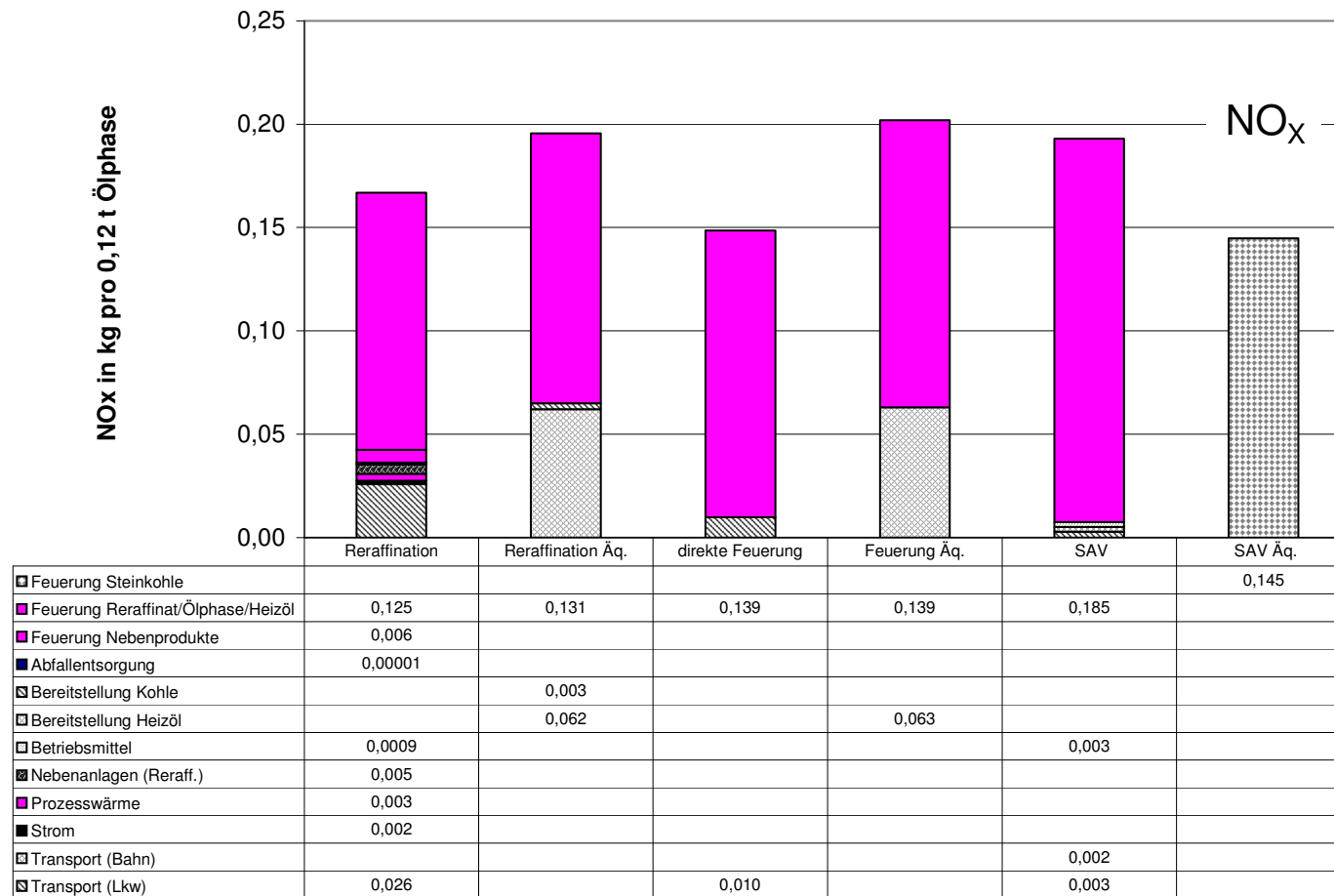


Abb. 6.4-2 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für die Ölphase und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO_x
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

6.4.1.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden nun die Sachbilanzergebnisse nach der in Kapitel 2.4 beschriebenen wirkungsbezogenen Vorgehensweise aggregiert. Dabei werden folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential),
- Sommersmog (als Stickstoff-korrigiertes Ozonbildungspotenzial NCPOCP),
- Versauerung,
- Nährstoffeintrag über Luft in den Boden (terrestrisches Eutrophierungspotenzial),
- Nährstoffeintrag über Abwasser in Gewässer (aquatisches Eutrophierungspotenzial),
- Krebsrisikopotenzial (kanzerogene und persistente Luftschadstoffe als Repräsentant für „Humantoxizität“),
- „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen – d. h. fossilen und nuklearen – Primärenergieträgern (auf der Grundlage der Heizwerte bzw. der Abbrandrate bei Nuklearbrennstoffen).

Tab. 6.4-1 fasst alle für die Wirkungsabschätzung relevanten Wirkungsindikatorergebnisse für alle Optionen und deren Äquivalenzprozesse zusammen. Wie in Kapitel 2.3.3 ausführlich erläutert, kann bei Ökobilanzen im abfallwirtschaftlichen Kontext eine Nutzengleichheit der Vergleichsoptionen nur durch Einbeziehung der primären Produktionssysteme für die Produkte der Abfallentsorgung erreicht werden. Um einerseits eine möglichst hohe Transparenz, andererseits eine möglichst gute Überschaubarkeit der Ökobilanzergebnisse zu gewährleisten, erfolgt die Verknüpfung von Entsorgungs- und Äquivalenzsystem auf der Basis der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Das dabei beschrittene Vorgehen soll kurz erläutert werden:

- Zunächst werden die Sachbilanzergebnisse innerhalb jeweils jedes Entsorgungsszenarios sowie innerhalb jedes entsprechenden Äquivalenzsystems wirkungsbezogen aggregiert. Auf dieser Ebene lässt sich z.B. beurteilen, ob innerhalb eines Kriteriums die Entsorgung zu mehr oder zu weniger Umweltbelastung als das Äquivalenzsystem führt.
- Im zweiten Schritt werden paarweise Vergleiche von einer mit jeweils den beiden anderen Optionen durchgeführt. Dabei wird nach dem Prinzip der so genannten „Überkreuz-Schlechtschrift“ vorgegangen: Der einen Entsorgungsoption wird das Äquivalenzsystem des Vergleichspartners zugerechnet und umgekehrt.
- Aus den paarweisen Vergleichen lässt sich die Rangfolge der Optionen in jedem Wirkungskriterium feststellen. Es lässt sich dabei darstellen, um welchen Betrag an Wirkungsäquivalenten die eine Optionen günstiger ist als die andere.

Tab. 6.4-1 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Ölphase** (Bezug: 0,12 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

		D1a		D2a		D3a	
		Reraffination	Äquivalenz prozess	direkte Feuerung	Äquivalenz prozess	SAV	Äquivalenz prozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	342	359	316	377	325	161
Methan	kg CO ₂ -Äq.	0,385	1,78	0,00529	1,13	0,0814	17,1
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	1,47	1,83	0,0301	0,407	0,346	25,4
Summe	kg CO₂-Äq.	344	362	316	378	326	203
Sommersmog							
Benzol	kg Eth.-Äq.	0,0000175	0,0000412	0,00000635	0,0000438	0,00000252	0,000163
Formaldehyd	kg Eth.-Äq.	0,000152		0,0000556	0,000377	0,0000212	
Methan	kg Eth.-Äq.	0,000128	0,000593	0,00000176		0,0000271	0,00571
NMVOc unspez.	kg Eth.-Äq.	0,00706	0,0232	0,000504	0,0187	0,000255	0,00000441
POCP	kg Eth.-Äq.	0,00736	0,0239	0,000568	0,0191	0,0000306	0,000588
NOx	kg	0,167	0,196	0,149	0,202	0,193	0,145
NCPOCP	kg NCPOCP	0,0351	0,0683	0,00919	0,0622	0,00243	0,00923
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,026	0,00488	0,106	0,0103	0,000335	0,0401
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,000221	0,000694	0,00384	0,00164	0,0000456	0,00187
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	1,05	1,21	1,34	1,95	0,00904	0,178
Stickdioxid	kg SO ₂ -Äq.	0,117	0,137	0,00675	0,0441	0,135	0,101
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,0000459	0,000109	0,0000109	0,0000913	0,0119	0,000000414
Summe	kg SO₂-Äq.	1,19	1,36	1,46	2	0,156	0,321

		D1a		D2a		D3a	
		Reraffination	Äquivalenz prozess	direkte Feuerung	Äquivalenz prozess	SAV	Äquivalenz prozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0218	0,0254	0,00125	0,00819	0,0251	0,0188
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,00000845	0,0000201	0,000002	0,0000168	0,0022	7,63E-08
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	0,0218	0,0255	0,00126	0,00821	0,0273	0,0188
Eutrophierung (Wasser)							
CSB	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0000532	0,0000215		0,0000228		
N-Verbindungen	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,0000882	0,000273		0,00029		
P-Verbindungen	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,00000168					
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	0,000143	0,000295	0	0,000313	0	0
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	kg As-Äq.	0,0000102	0,000036	0,000096	0,0000638	4,76E-09	0,0000346
Cadmium	kg As-Äq.	0,00000438	0,0000225	0,000252	0,0000481	2,65E-08	0,000000731
Chrom	kg As-Äq.	0,000021	0,0000274	0,00107	0,0000254	3,1E-09	0,0000116
Nickel	kg As-Äq.	0,00000305	0,0000736	0,000215	0,000131	1,48E-08	0,00000365
Dioxine/Furane	kg As-Äq.	1,43E-09	6,58E-08	1,97E-10	6,94E-08	0,000000112	0,000000364
Benzo(a)pyren	kg As-Äq.	0,00000852	0,00000287	4,85E-08	0,00000307	4,77E-08	0,000000475
PCB	kg As-Äq.					2,87E-10	
Summe	kg As-Äq.	0,0000471	0,000162	0,00163	0,000271	0,000000209	0,0000513
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	0,0687	4,85	0,0137	5,1	0,0832	1,73
nukleare Primärenergieträger	GJ	0,00791	0,00821		0,00635	0,00685	0,000331
Summe	GJ	0,0766	4,85	0,0137	5,11	0,09	1,73

Treibhauseffekt

Wie die folgenden Abbildungen zeigen, rangieren die Optionen direkte Feuerung und Reraffination in diesem Wirkungskriterium deutlich vor der SAV. In der Rangfolge wie auch in etwa in den Relationen der Abstände zwischen den Optionen gleicht das Ergebnis weitgehend dem des KEA.

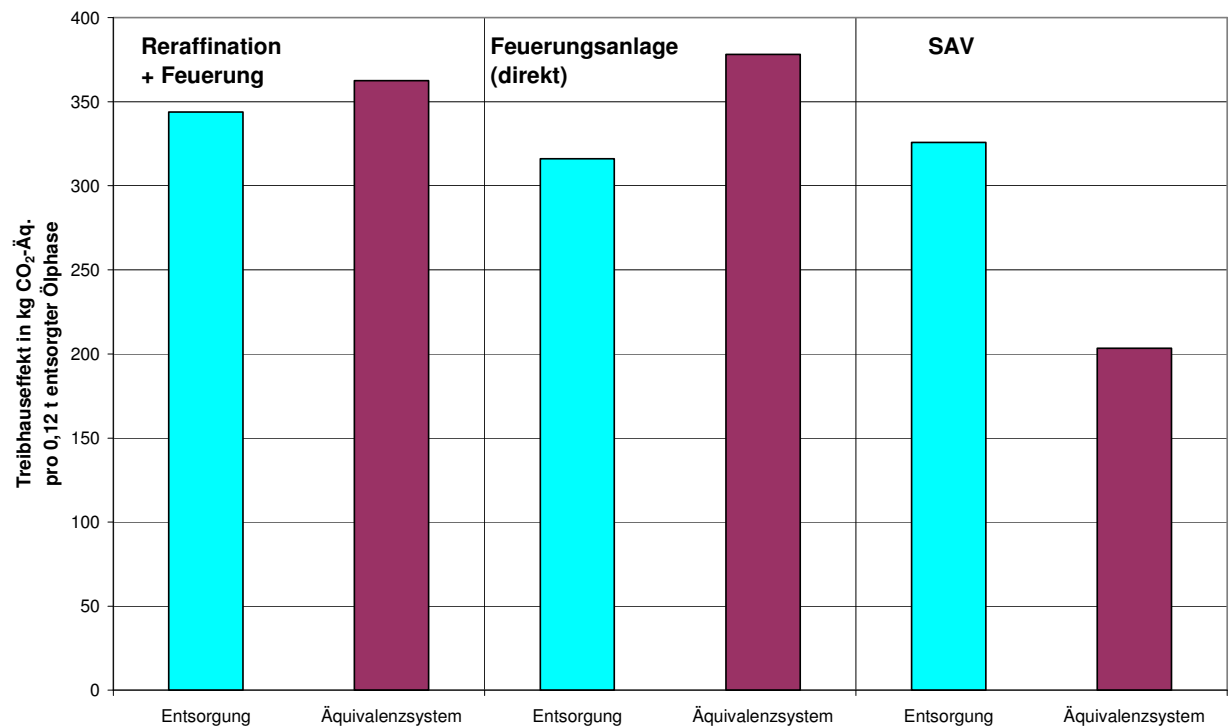


Abb. 6.4-3 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

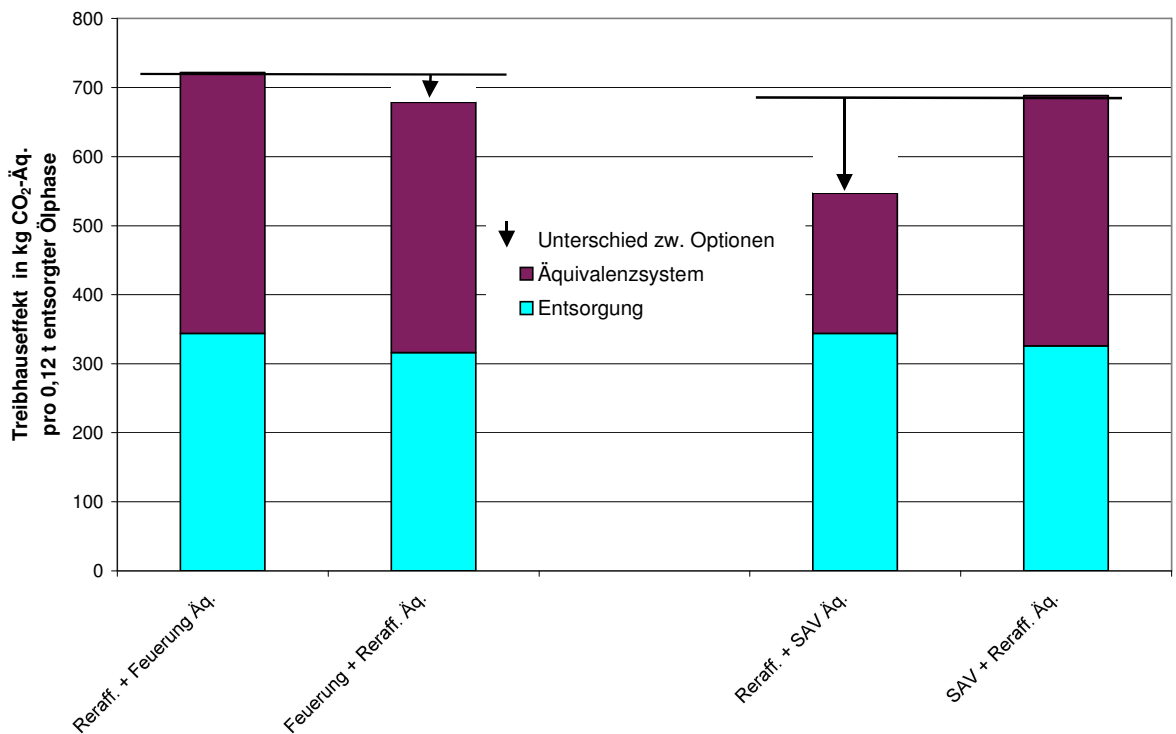


Abb. 6.4-4 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

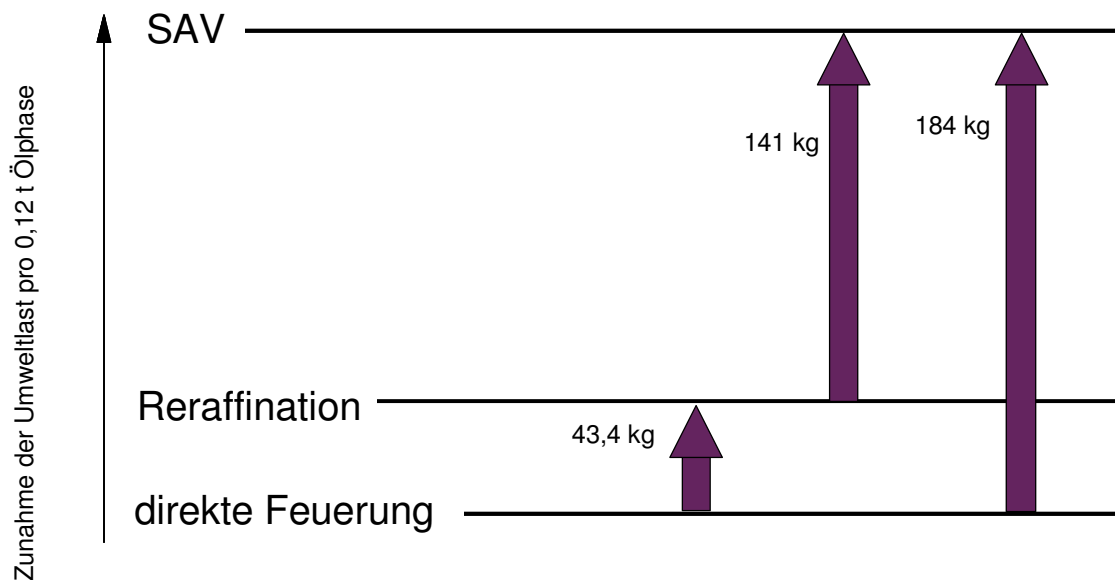


Abb. 6.4-5 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

Fotooxidantienbildung

Dieses Kriterium resultiert aus den Emissionen von NO_x und den als Fotooxidantien wirkenden organischen Gasen (hier v.a. NMVOC aus Deselemissionen und Methan). Die Rangfolge entspricht der des KEA, wobei der Unterschied zwischen SAV und den beiden Alternativen hier deutlich geringer ausfällt.

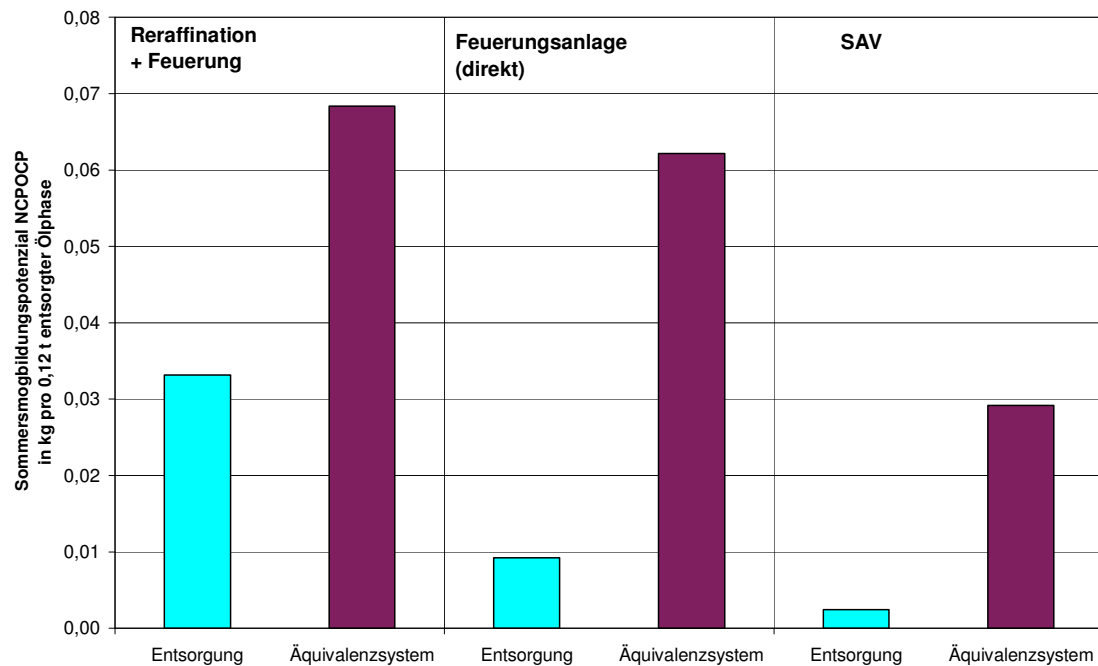


Abb. 6.4-6 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

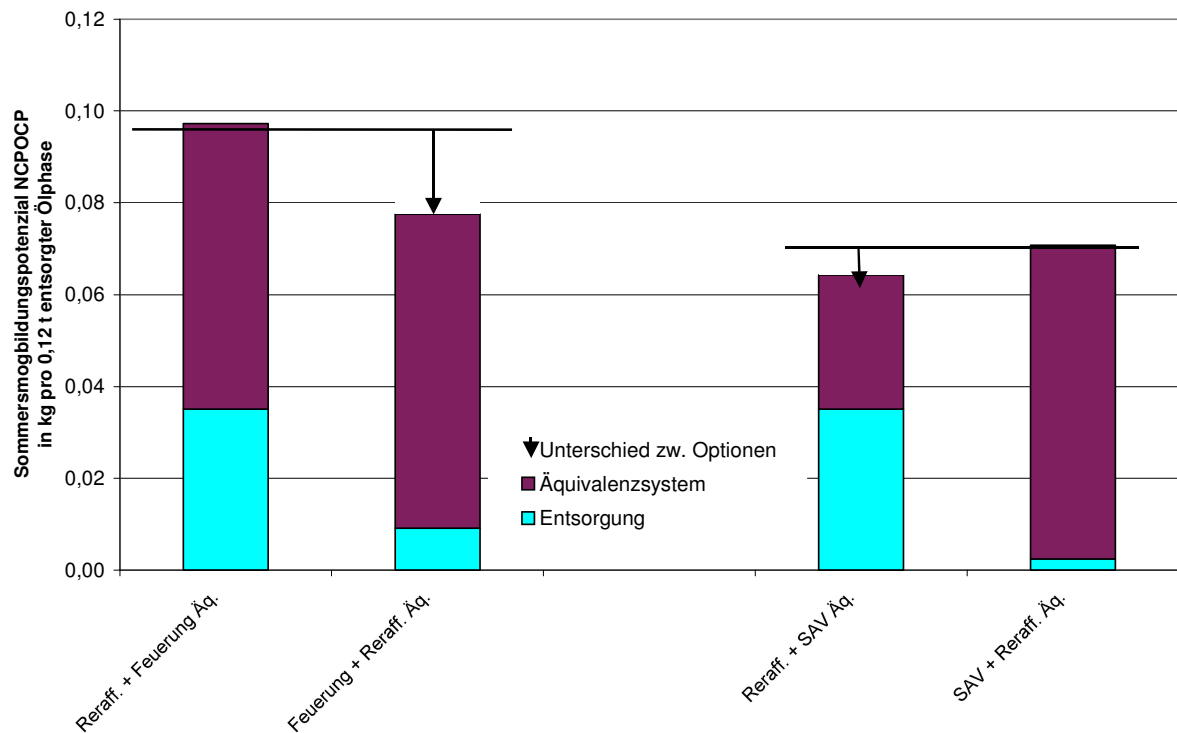


Abb. 6.4-7 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

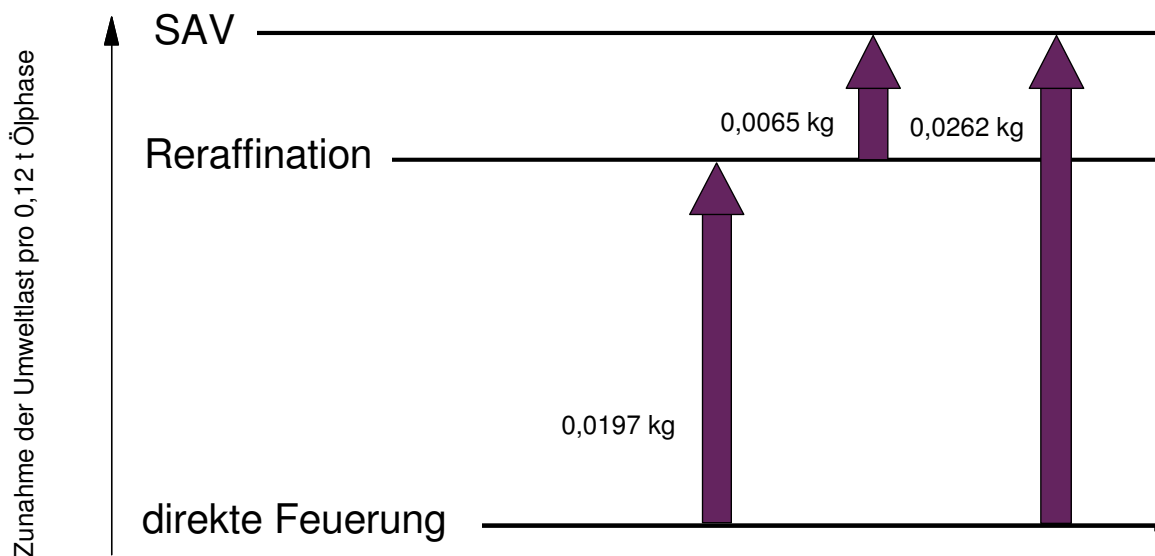


Abb. 6.4-8 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Dieses Kriterium wird unterteilt in die terrestrisch wirksamen Emissionen (via Luftpfad) und die aquatisch wirksamen Einleitungen in Fließgewässer.

Das terrestrische Eutrophierungspotenzial resultiert ausschließlich aus der Emission an NO_x . Die Verhältnisse entsprechen daher den in Kapitel 6.4.1.1 für NO_x gezeigten Verhältnissen.

Im Wirkungskriterium aquatisches Eutrophierungspotenzial (im Wesentlichen durch stickstoff- und phosphorhaltige Abwässer bestimmt) ist die Rangfolge gleich wie beim KEA, ohne dass hier ein systematischer Zusammenhang besteht. Ausschlaggebend ist hier, dass die direkte Feuerung, anders als die Reraffination, keinerlei Abwasser erzeugt.

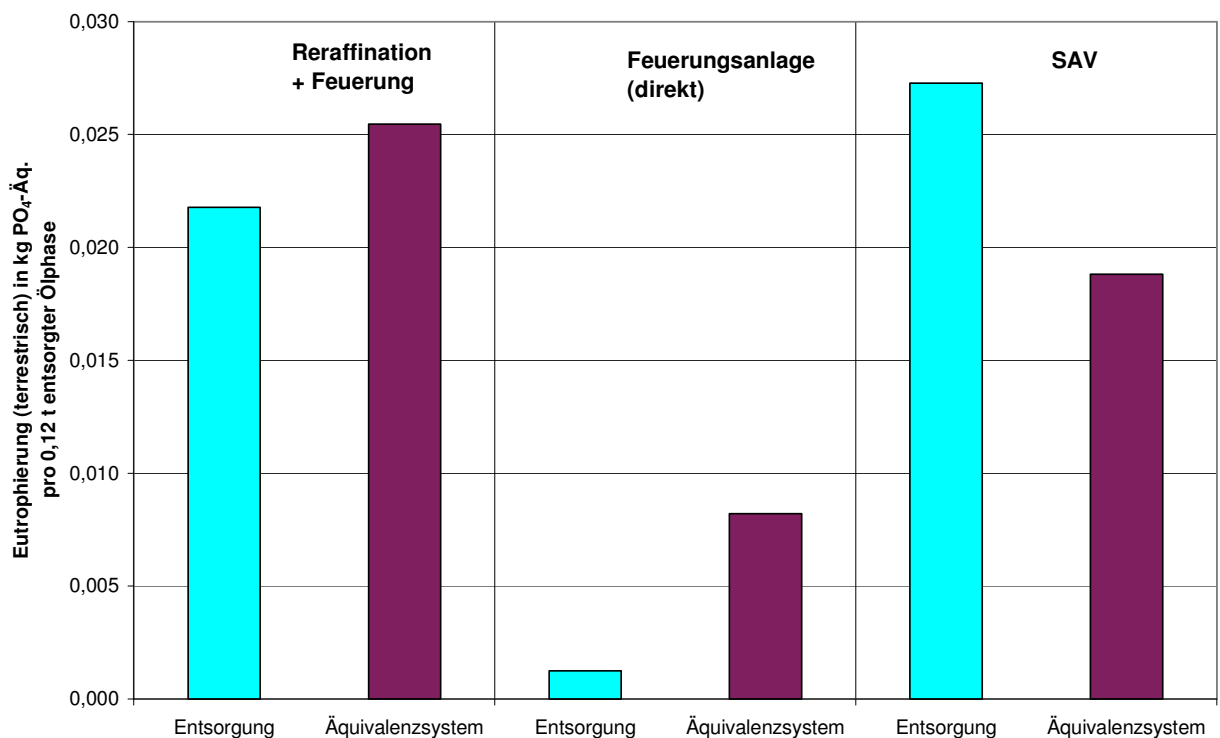


Abb. 6.4-9 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

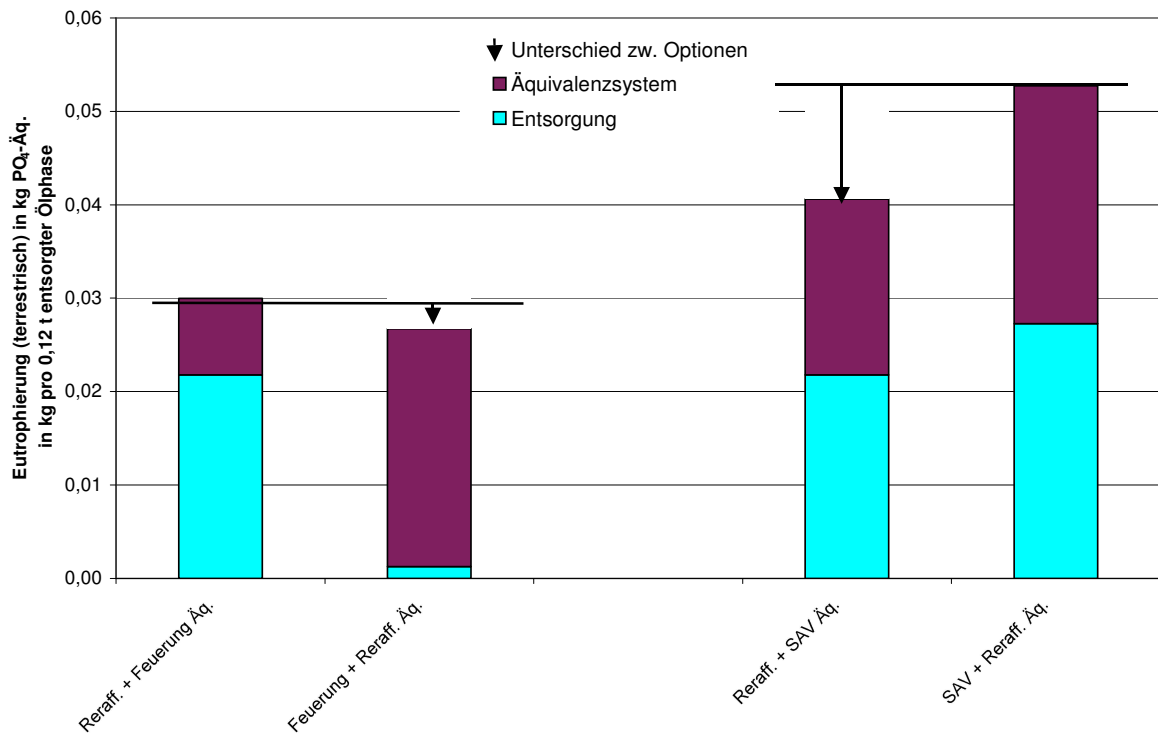


Abb. 6.4-10 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

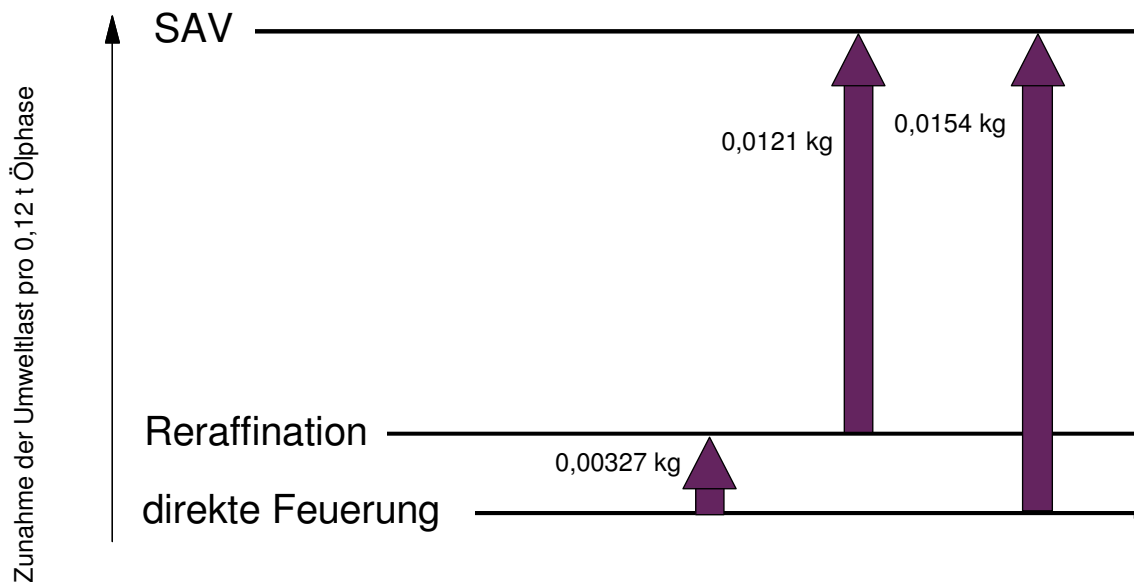


Abb. 6.4-11 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

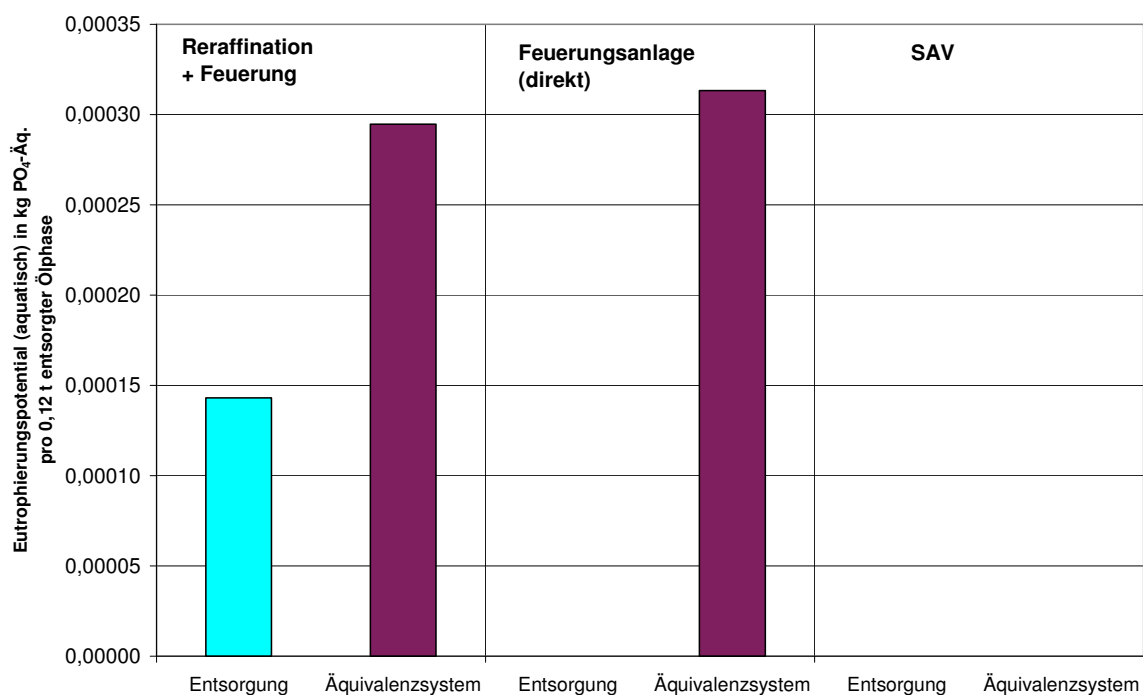


Abb. 6.4-12 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

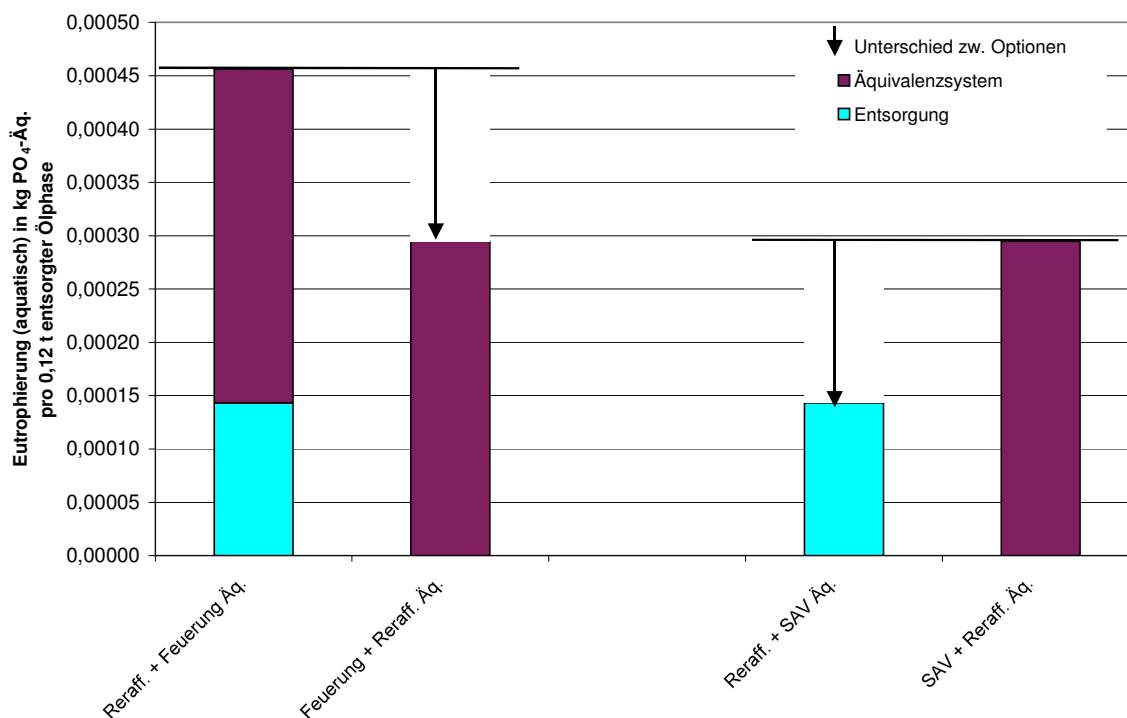


Abb. 6.4-13 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

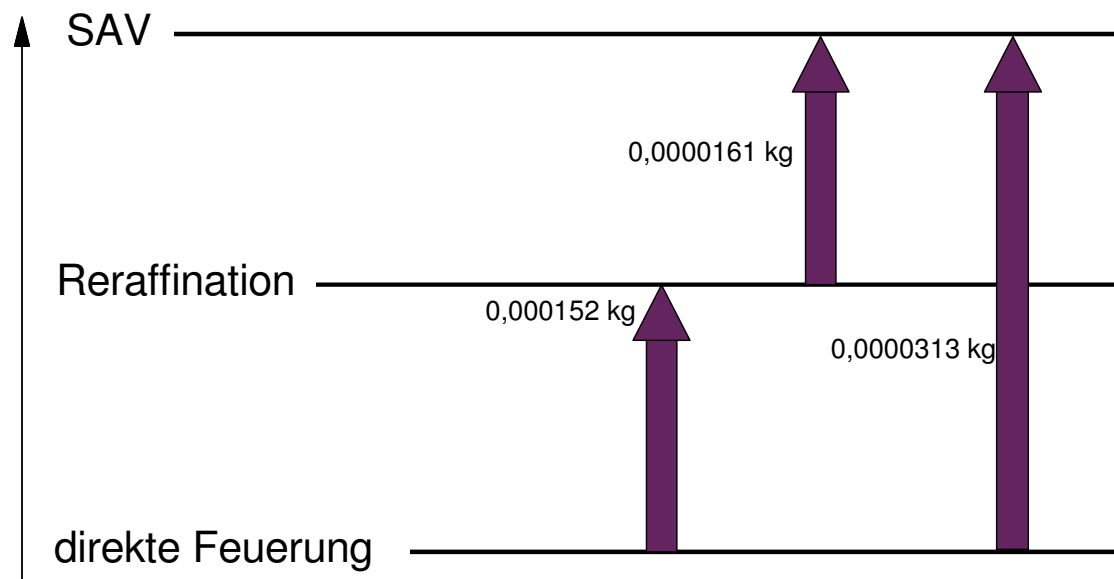


Abb. 6.4-14 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „aquatische Eutrophierung“

Versauerung

Das Versauerungspotenzial wird bei den hier betrachteten Optionen vor allem durch Schwefeldioxid (SO_2) und NO_x verursacht. Andere saure Gase sind von untergeordneter Bedeutung. Hier liegen Reraffination und SAV gleichauf. Etwas günstiger wiederum ist die direkte Feuerung aufgrund der Substitution von schwerem Heizöl.

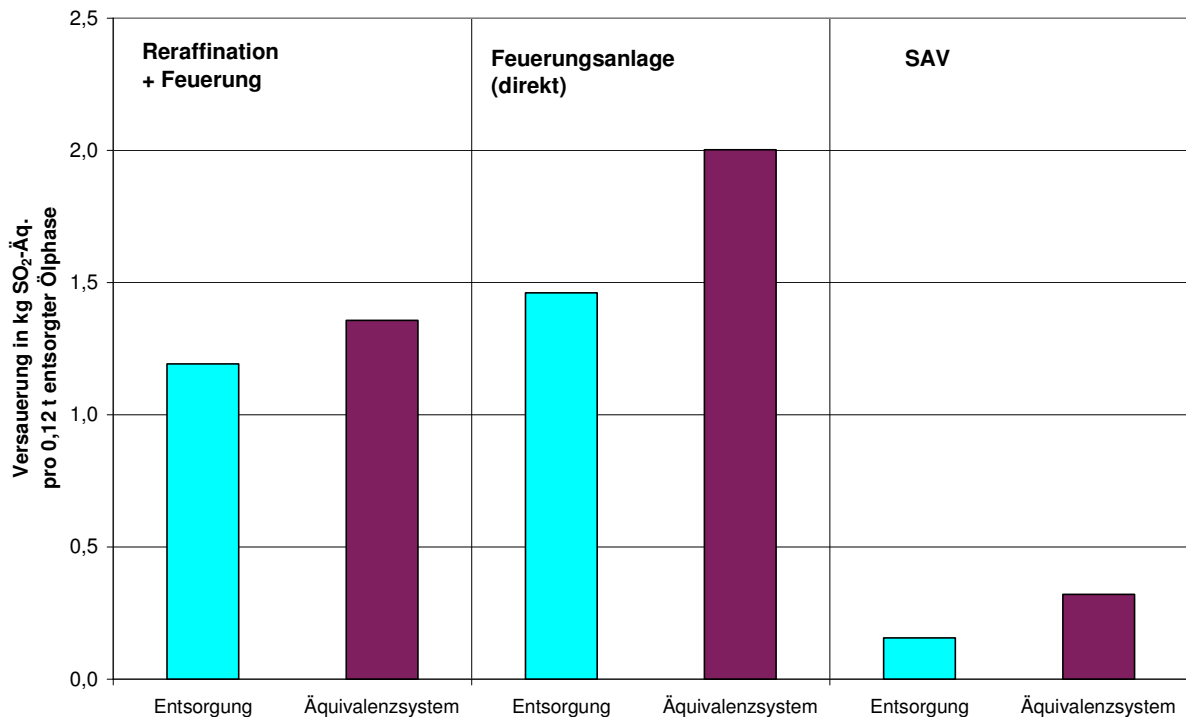


Abb. 6.4-15 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

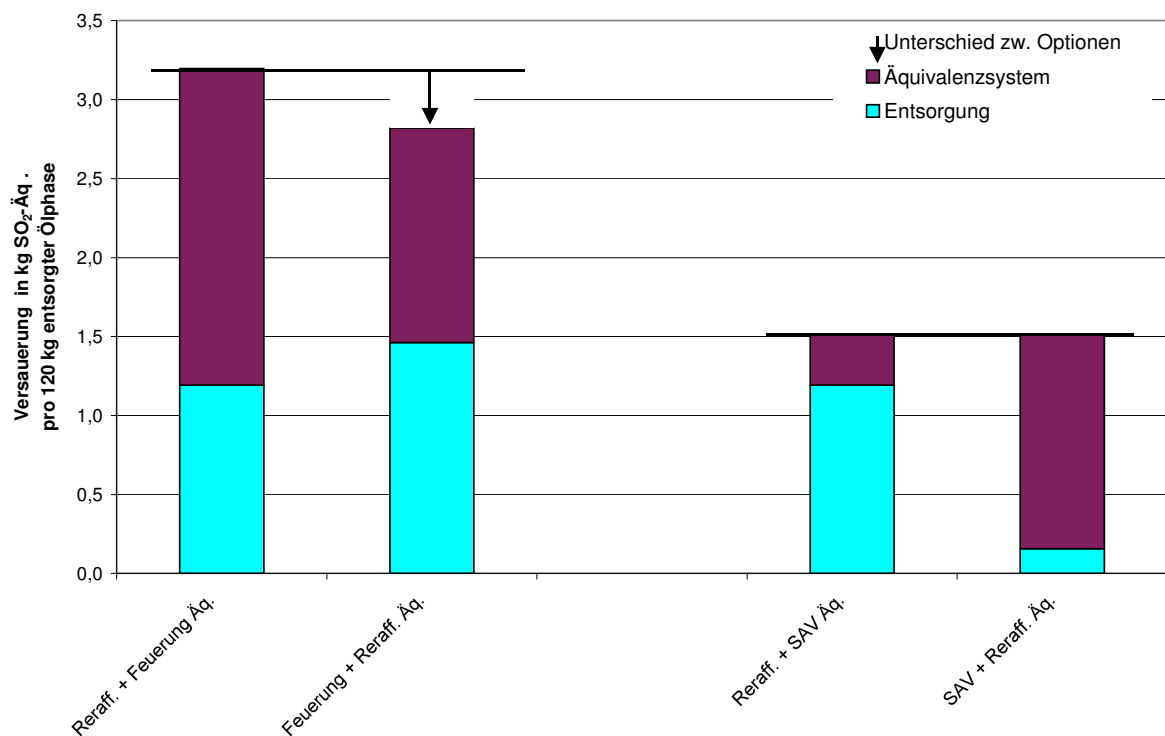


Abb. 6.4-16 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

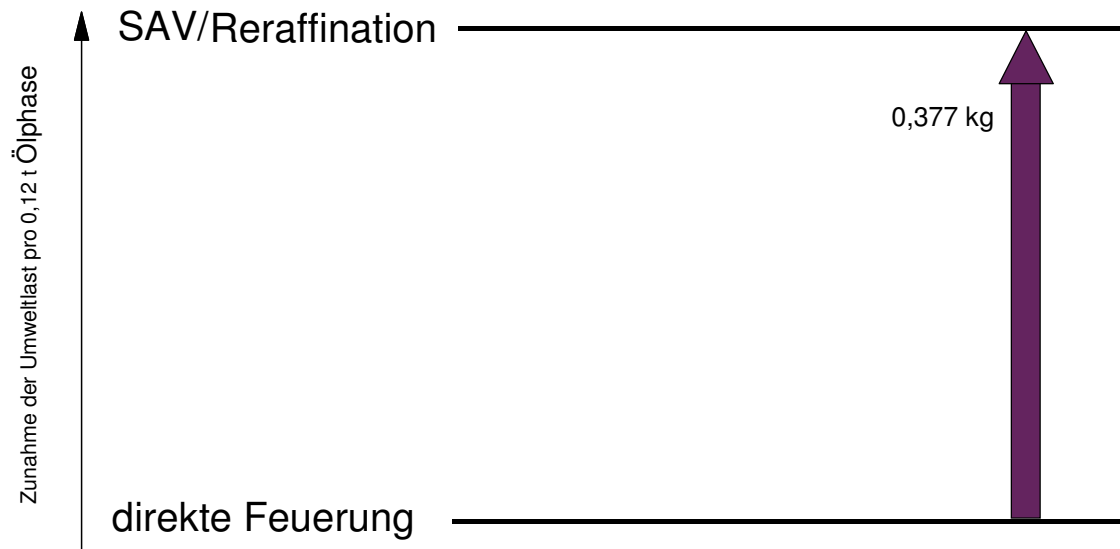


Abb. 6.4-17 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

Toxische Schädigung

An dieser Stelle beschränkt sich die Wirkungsbetrachtung auf die in Arsen-Äquivalenten aggregierten krebserzeugenden Luftschadstoffemissionen (Krebsrisikopotenzial).

Hier zeigt sich erwartungsgemäß ein klarer Nachteil der direkten Feuerung, die ohne Schadstoffabreicherung den Schwermetallgehalt der Ölphase in den Luftpfad verlagert. Der Vorteil der Reraffination gegenüber der SAV ist auf die vergleichsweise hohe Niclemission des substituierten Äquivalenzprozesses zurückzuführen. Dabei ist zu beachten, dass der Äquivalenzprozess für die SAV mit einem Steinkohleheizwerk bereits einen äußerst günstigen Ansatz für diese Option darstellt.

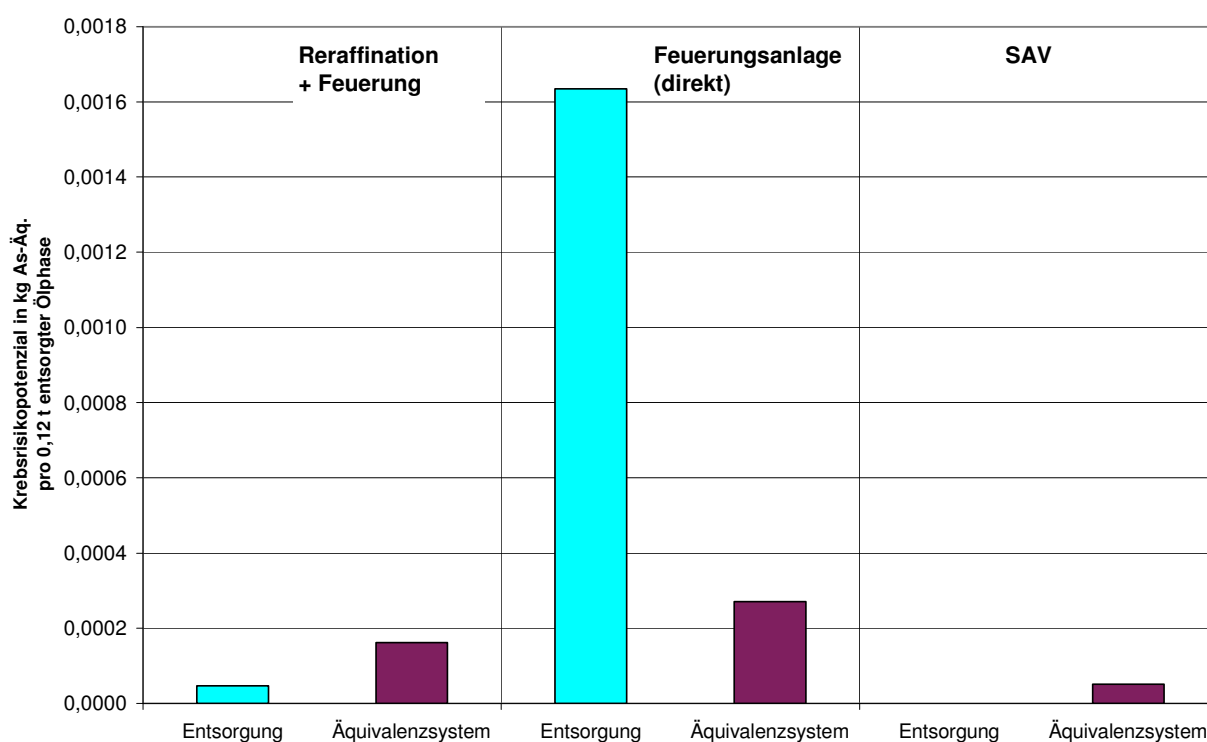


Abb. 6.4-18 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

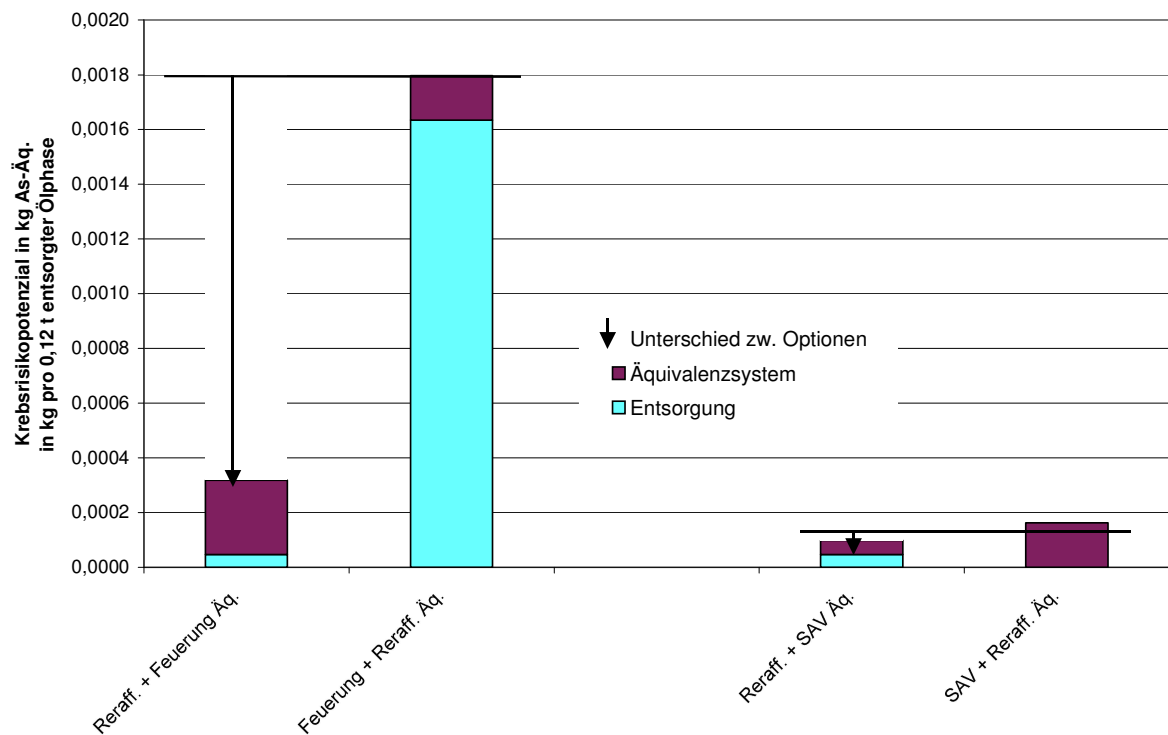


Abb. 6.4-19 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

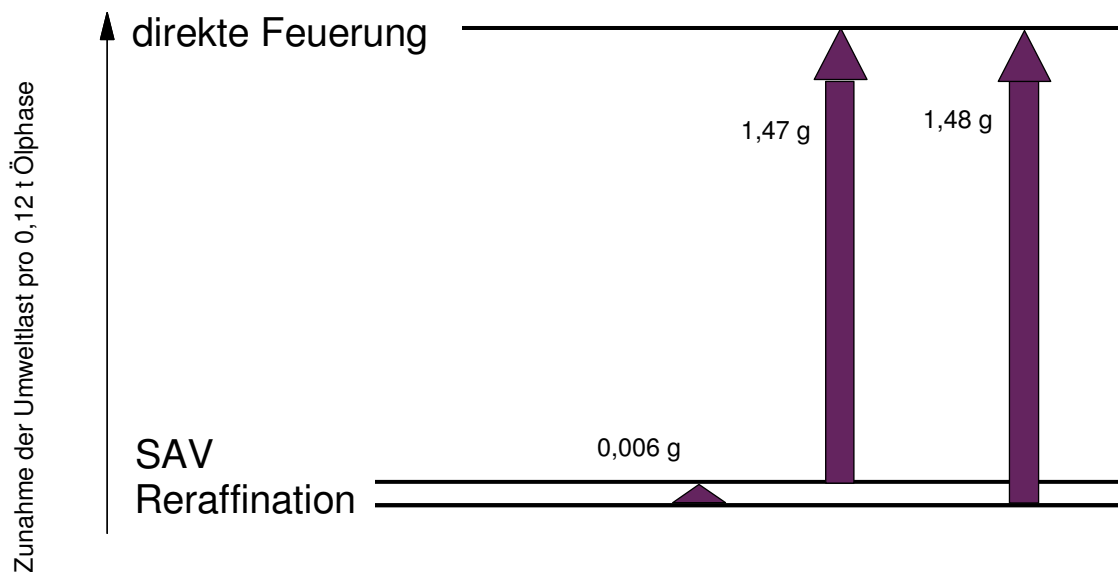


Abb. 6.4-20 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

Ressourcenbedarf

Als Repräsentant für das Kriterium Ressourcenbedarf wird der Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern (fossile und nukleare) verwendet. Hier zeigt sich erwartungsgemäß eine starke Übereinstimmung mit dem KEA.

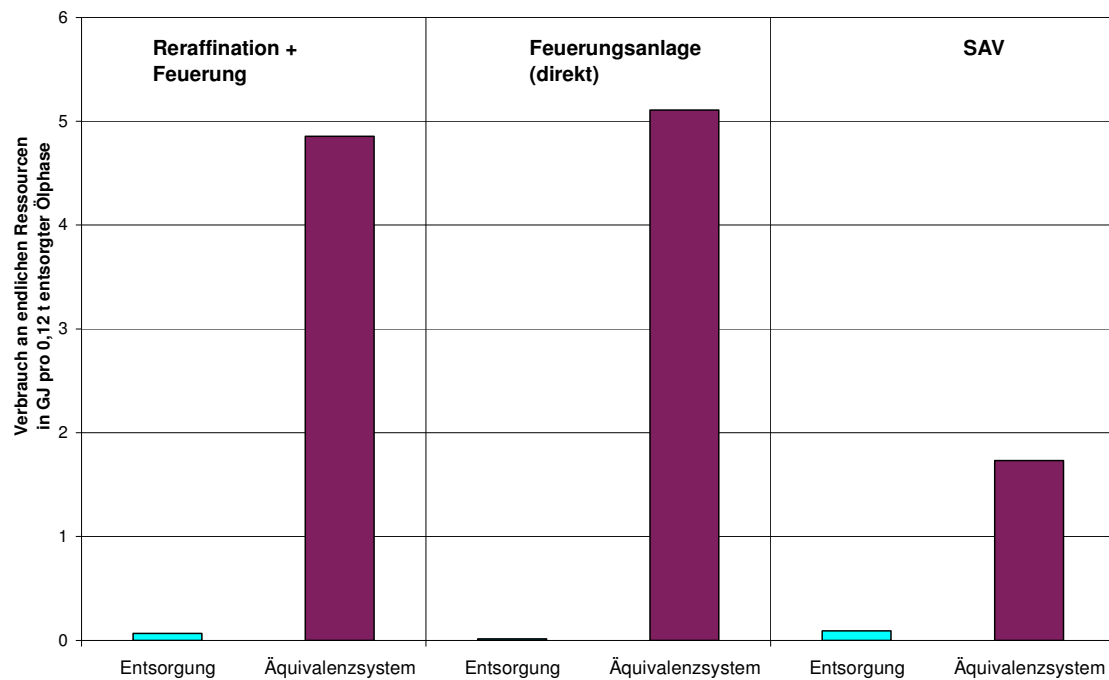


Abb. 6.4-21 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern

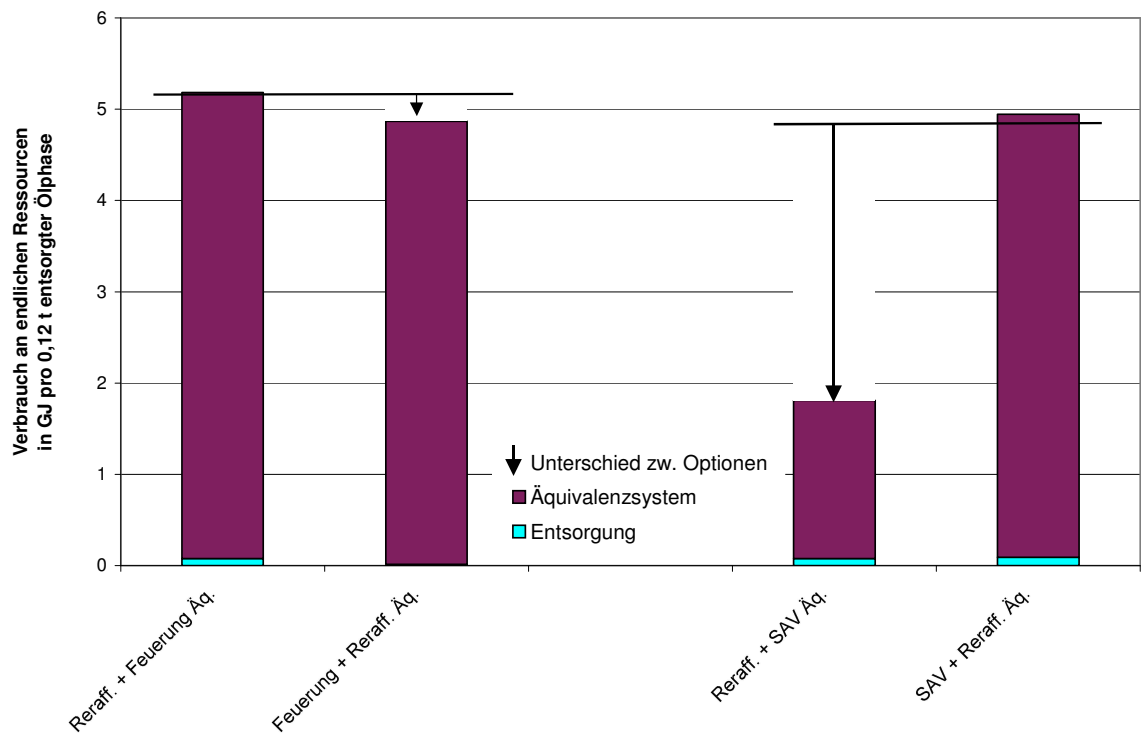


Abb. 6.4-22 Paarweiser Vergleich der Reraffination jeweils mit dem direkten Einsatz in einer Feuerungsanlage und der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern

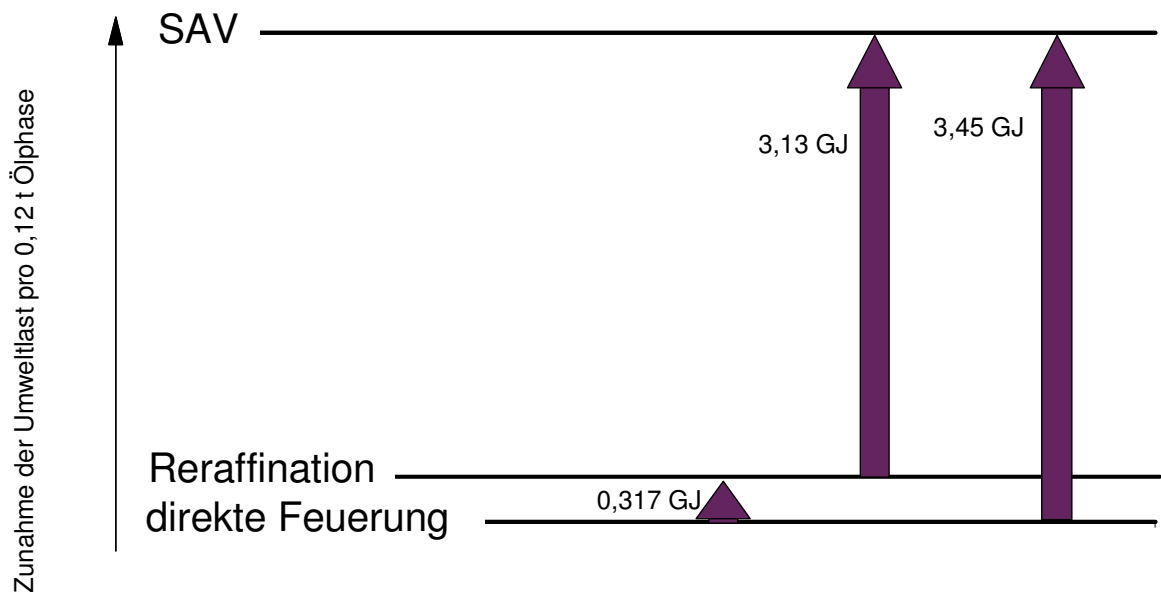


Abb. 6.4-23 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Primärenergieträgern

6.4.1.3 Rückschlüsse aus den einzelnen Wirkungskategorien

Es zeigt sich, dass die aus dem KEA resultierende Rangfolge:

„Direkte Feuerung vor Reraffination (mit sehr geringem Unterschied) vor SAV“

sich in allen Wirkungskriterien mit Ausnahme der Humantoxizität“ (repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial), z.T. auch der Versauerung, niederschlägt. Bei der Freisetzung kanzerogener Stoffe setzt sich die Option „direkte Feuerung“ mit deutlichem Abstand auf den letzten Rang.

Es zeigt sich somit auf der Ebene der Wirkungsabschätzung kein eindeutiger Vorteil einer der Optionen. Die Ergebnisse verhalten sich zumindest im Punkt „kanzerogener Emissionen“ hier klar gegenläufig. Eindeutig ist jedoch die Rangfolge: Reraffination vor SAV.

Es erfolgt daher auch in diesem Fall eine Auswertung auf der Basis in der DIN EN ISO 14042 genannten „optionalen Elemente“ „Normierung“ und „Ordnung“.

6.4.1.4 Auswertung der Ökobilanz

Rangfolge nach spezifischem Beitrag (Normierung) und ökologischer Bedeutung (Ordnung)

Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Folgenden gemäß dem Vorschlag der ISO 14042 anhand der Bewertungselemente **Normierung** und Darstellung der spezifischen Beiträge sowie **Ordnung** der Kriterien nach der ihnen zugemessenen ökologischen Bedeutung weiter aufbereitet.

In Tab. 6.4-2 wird die Auswertung aller Optionen und Wirkungskriterien zusammengestellt. Darin wird eine klare Dominanz des Kriteriums „Humantoxizität“ (Krebsrisikopotenzial) zuungunsten der Option „direkte Feuerung“ (D2a) deutlich.

Dies erklärt sich aus der weitgehenden Freisetzung des Schadstoffgehalts in der Ölphase gegenüber der Abreicherung im Reraffinationsprozess bzw. des hohen Abgasreinigungstandards der SAV. Mit 0,26 EDW liegt dieses Kriterium im spezifischen Beitrag gegenüber den anderen Wirkungen um mindestens eine Größenordnung höher. Insbesondere zwischen den Optionen „direkte Feuerung“ und „Reraffination“ bestehen ansonsten nur sehr geringe spezifische Unterschiede, so dass das Kriterium „Humantoxizität“ das Werturteil einer „besseren Umweltverträglichkeit“ der Reraffination rechtfertigt. Im Vergleich „Feuerung“ und „SAV“ liegen die Vorteile von Ersterer in den Kriterien „Treibhauseffekt“ und „Ressourcenbedarf“ im Bereich eines Faktors 10 gegenüber dem Toxizitäts-Vorteil der SAV. Hier lässt die Abwägung mehr Spielraum zu, wenn gleich auch hier ein Vorteil der SAV ableitbar ist.

Tab. 6.4-2 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

Indikator	Reraffination	Prim. Heizöle	direkte Feuerung	Prim. Heizöle	SAV	Prim. Fernwärme
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,026	0,028	0,024	0,029	0,025	0,015
	0,0033		⊕		0,014	
Krebsrisikopotenzial	0,0082	0,028	0,28	0,047	0,000036	0,0089
	⊕		0,26		0,011	
Große ökologische Bedeutung						
Versauerung	0,021	0,024	0,026	0,036	0,0028	0,0058
	0,0068		⊕		0,0068	
Eutrophierung (terr.)	0,0043	0,005	0,00025	0,0016	0,0054	0,0037
	0,00064		⊕		0,003	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Eutrophierung (aqu.)	0,000018	0,000038	0	0,00004	0	0
	0,000021		⊕		0,00004	
Endliche Energieträger	0,00048	0,031	0,000086	0,032	0,00057	0,011
	0,002		⊕		0,022	
Sommersmog	0,0025	0,0048	0,00064	0,0044	0,00017	0,002
	0,0014		⊕		0,0018	
Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben.. Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 0,1 EDW (dunkelgrau), mehr als 0,05 EDW (mittelgrau) und mehr als 0,01 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.						
Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen.						

Unter dem Vorbehalt der verbleibenden Subjektivität bei der abschließenden Bewertung kann folgende Rangfolge abgeleitet werden:

1. **Reraffination zu DIN-konformem Recycling-Brennstoff**
2. **SAV**
3. **Direkter Einsatz in einer Feuerungsanlage**

Sensitivitätsanalysen

Der ergebnisrelevante Punkt der vorangehenden Bewertung besteht in der deutlich **höheren Schadstofffreisetzung aus der direkten Feuerung** mit der Ölphase. Hierzu ist einzuschränken, dass zur Herleitung der Emissionen dieser Option ein Reihe von Annahmen getroffen wurde.

Erstens wurde für die stoffliche Zusammensetzung der Ölphase ein typischer Schadstoffgehalt, wie auch in Altöl der Klasse I vorzufinden ist, angesetzt. Diese Annahme ist wiederum eine Grundvoraussetzung, dass die Option Reraffination überhaupt in Ansatz gebracht werden kann. Sollte die Konzentration der Schadstoffe deutlich höher sein, so würde dieses Verfahren ausscheiden.

Umgekehrt ist jedoch kaum davon auszugehen, dass sich aufgrund der Möglichkeit unkontrollierbarer Schadstoffeinträge in Ölabscheidern in deren Ölphase geringere Belastungen gegenüber Ölen aus der vergleichsweise geordneten Altölsammlung finden. Zur Beurteilung der Option „direkte Feuerung“ ist der hier getroffene Ansatz daher eher als „best case“ anzusehen, so dass diese (Entsorgungsoption) unter praxisrelevanten und genehmigungsrechtlichen Gesichtspunkten u.U. grundsätzlich ausscheidet.

Läge jedoch eine extrem „schadstoffarme“ Ölphase vor, so könnte der direkte Einsatz in der Feuerung ökologisch sinnvoll sein. Dies trifft ebenso für den Fall zu, dass die Feuerungsanlage mit einer effizienten Abgasreinigungsanlage zur Minderung von Schwermetallen (Wäscher, Koks-Adsorption) ausgerüstet ist.

In gleicher Weise wie im Fallbeispiel Galvanikschlamm, welches im Ergebnis ebenfalls von der Freisetzung kanzerogener Stoffe dominiert ist, soll an dieser Stelle auch der mögliche Einfluss einer **Einbeziehung der krebsverdächtigen Dieselrußpartikel** untersucht werden. Die möglichen Unsicherheiten, die sich durch eine Außerachtlassung der Partikel²² hinsichtlich des Ergebnisses der Ökobilanz ergeben können, sollen an dieser Stelle eingeschätzt werden.

Hierzu wird für alle hier berechneten Emissionen an Dieselrußpartikeln der Einheitsrisikofaktor des LAI ($7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\mu\text{g}$) angerechnet. Ebenso wurde für die Ermittlung des spezifischen Beitrags die Gesamtemission an Dieselrußpartikeln zur Bildung der EDW für das Krebsrisikopotenzial einbezogen.

Abb. 6.4-24 zeigt, inwieweit sich die Verhältnisse beim Wirkungsindikator „Krebsrisikopotenzial“ verändern, bezieht man die Rußpartikel mit ein. Auf dieser Ebene ist kein signifikanter Einfluss auf die deutlichen, v.a. von Chrom (als Cr-VI), aber auch von Nickel und Cadmium geprägten Ergebnisse erkennbar.

²² In Kapitel 2.4.3.6 wurde bei der Beschreibung der Grundlagen der Berechnung des Krebsrisikopotenzials darauf hingewiesen, dass Dieselrußpartikel, die vom Länderausschuss Immissionsschutz (LAI) hinsichtlich Kanzerogenität besonders problematisiert werden, hier nicht mit einbezogen sind. Vielmehr wird die umfassende Stoffliste der IRIS-Datenbank der U.S. Umweltbehörde EPA [2000] zu Grunde gelegt, nach welcher bislang kein hinreichender Verdacht auf eine Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln besteht.

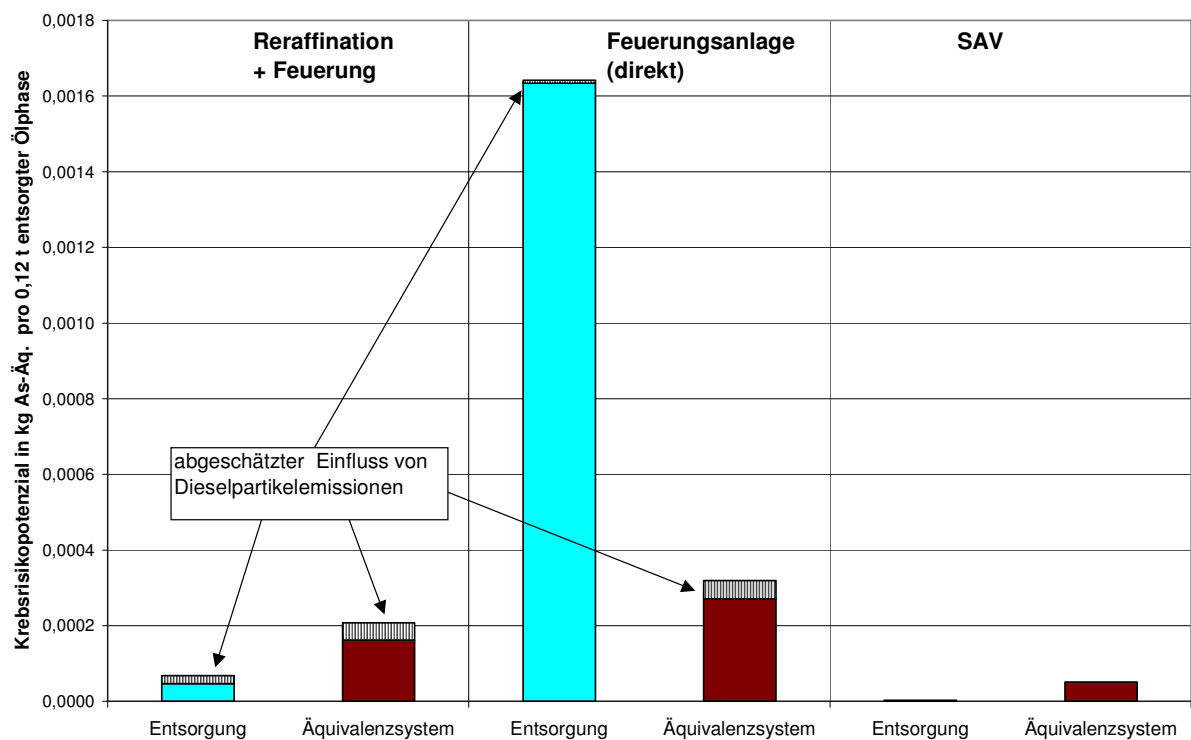


Abb. 6.4-24 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial unter Berücksichtigung von Dieselrußpartikeln

Bedeutend ist jedoch der Einfluss auf den spezifischen Beitrag: In Deutschland werden jährlich 475 t Arsen-Äquivalente (aus Schwermetallen und persistenten organischen Verbindungen) ausgestoßen. Die Dieselpartikel (38.000 t pro Jahr) lassen sich nach dem oben genannten Einheitsrisikowert mit einem Arsen-Äquivalenzfaktor 0,016 kg As-Äq./kg in knapp 620 t Arsen-Äquivalente umrechnen. Daraus würde eine um den Faktor 2,3 höhere Gesamtbelastung resultieren, was den spezifischen Beitrag in gleicher Weise um den Faktor 2,3 mindern würde. Anstelle von 0,26 EDW Unterschied ergäben sich 0,11 EDW Unterschied.

Die Signifikanz der Bedeutung des Kriteriums „Krebsrisikopotenzial“ ist damit immer noch gegeben, jedoch nicht mehr in dem hohen Maße wie ohne Einbezug der Partikel.

Andere getroffene Annahmen sind nicht in diesem Maße ergebnissensitiv.

6.4.2 Ölschluff

6.4.2.1 Auswertungen auf Sachbilanzebene

Nach der ISO 14043 bedarf eine Ökobilanz bei der Auswertung einer Analyse, welche Prozesse in welchem Maße zum letztendlichen Ergebnis führen. Dadurch wird das Ergebnis insgesamt transparent. Es bietet sich an, einen Teil dieser Auswertung auf der Ebene der Sachbilanz durchzuführen, da noch keine Aggregationen stattfinden und die Zusammenhänge zwischen Stoffen und Prozessen einfach darzustellen sind.

In diesem Sinn wird im Folgenden eine sogenannte Subsystemanalyse durchgeführt, bei der für einzelne Stoffe abgebildet wird, welchen Anteil die Einzelprozesse am Gesamtumsatz (Emission) haben.

Im Folgenden werden die Stoffe CO₂ und NO_x analysiert.

CO₂: Im Unterschied zum KEA liegt hier die Option Zementwerk vor der Option Ziegelei. Dies liegt darin begründet, dass im Zementwerk für den Ölanteil der Brennstoff Steinkohle substituiert wird, während in der Ziegelei z.B. ein Drittel durch „klimaneutrales“ Sägemehl ersetzt wird. Diesem Effekt wirkt z.T. entgegen, dass ein weiteres Drittel als Styropor ersetzt wird, welches in der Herstellung vergleichsweise hohe, beim Verbrennen jedoch deutlich geringere spezifische CO₂-Emissionen verursacht.

Wie häufig zu beobachten, spreizen Entsorgung und Äquivalenzprozess bei CO₂ weniger weit auseinander, da dem fossilen Kohlenstoff im Abfall kein KEA angerechnet wird, sehr wohl aber die CO₂-Emissionen bei dessen Verbrennung.

NO_x: Die Reihenfolge der verschiedenen Entsorgungsoptionen ist die gleiche wie beim KEA. Auch hier ist (erwartungsgemäß) die Bedeutung der Transportprozesse sehr hoch. Der wesentliche Unterschied zugunsten der Ziegelei beruht jedoch auf den vergleichsweise hohen Frachten der substituierten Styropor-Herstellung.

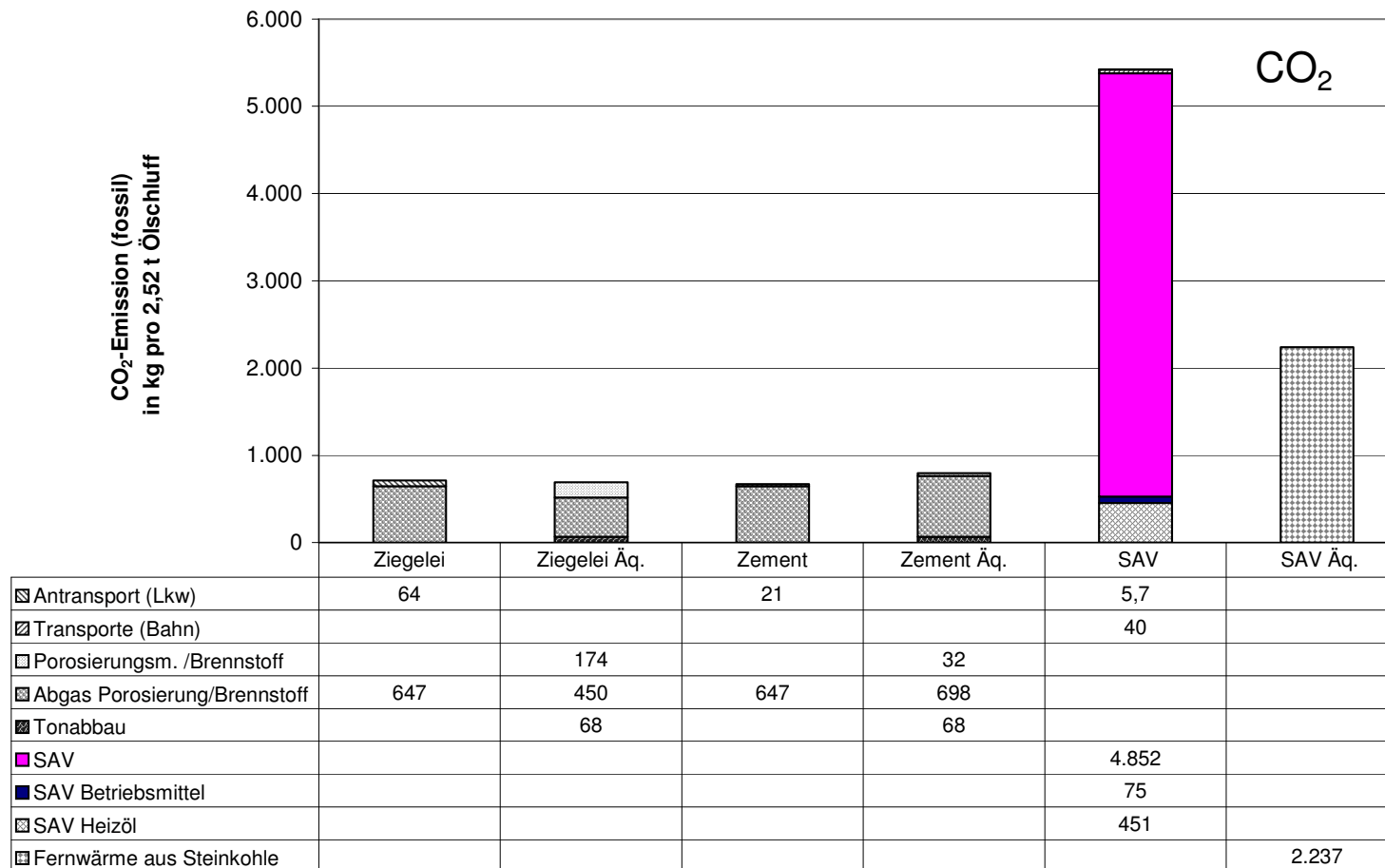


Abb. 6.4-25 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für den Ölschluff und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter fossiles CO₂
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

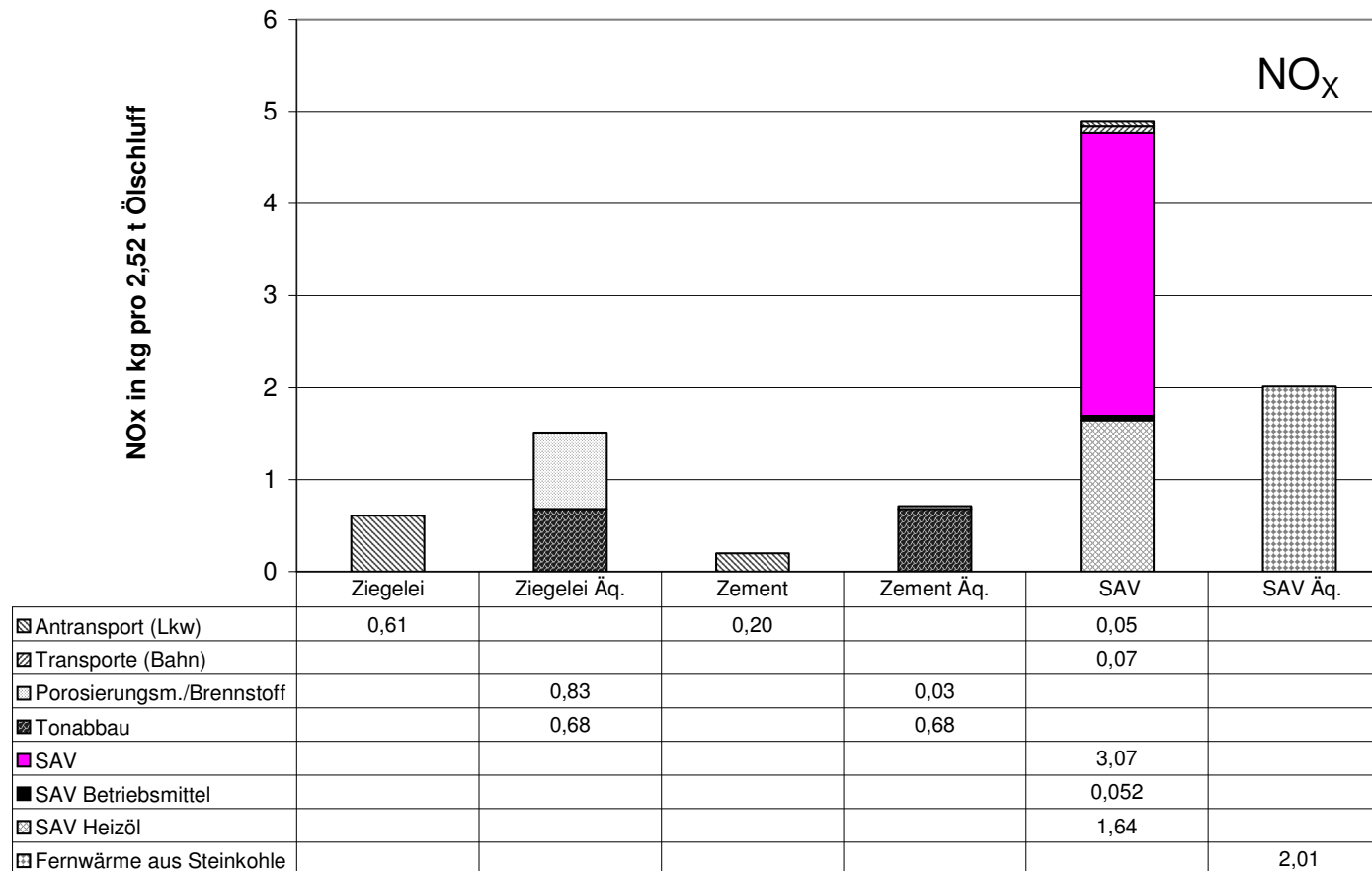


Abb. 6.4-26 Subsystemanalyse der Entsorgungsoptionen für den Ölschluff und der Äquivalenzprozesse nach dem Parameter NO_x
(Anmerkung zur optischen Nachvollziehbarkeit: Die Reihenfolge der Staffeln entspricht der Reihenfolge der Tabellenzeilen.)

6.4.2.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden nun die Sachbilanzergebnisse nach der in Kapitel 2.4 beschriebenen wirkungsbezogenen Vorgehensweise aggregiert. Dabei werden folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- Treibhauseffekt (Global Warming Potential),
- Sommersmog (als Stickstoff-korrigiertes Ozonbildungspotenzial NCPOCP),
- Versauerung,
- Nährstoffeintrag über Luft in den Boden (terrestrisches Eutrophierungspotenzial),
- Krebsrisikopotenzial (kanzerogene und persistente Luftschadstoffe als Repräsentant für „Humantoxizität“),
- „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen – d. h. fossilen und nuklearen – Primärenergieträgern (auf der Grundlage der Heizwerte bzw. der Abbrandrate bei Nuklearbrennstoffen).

Die Art der Darstellung erfolgt wie vorangehend bei der Bewertung der Entsorgung der Ölphase.

Tab. 6.4-3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Entsorgungsoptionen für **Ölschluff** (Bezug: 2,52 t) und die jeweiligen Äquivalenzprozesse

		D1b		D2b		D3b	
		Ziegelei	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Treibhauseffekt							
Kohlendioxid	kg CO ₂ -Äq.	711	692	668	798	5.420	2.240
Methan	kg CO ₂ -Äq.	0,333	45	0,111	87,3	22,9	238
Distickstoffmonoxid	kg CO ₂ -Äq.	1,89	0,133	0,632	0,292	8,44	353
Summe	kg CO₂-Äq.	713	737	669	885	5.460	2.830
Sommersmog							
Benzol	kg Eth.-Äq.	0,0004	0,0000217	0,000133	0,0000205	0,00231	0,00227
Formaldehyd	kg Eth.-Äq.	0,0035		0,00117		0,000506	
Methan	kg Eth.-Äq.	0,000111	0,015	0,000037	0,0291	0,00763	0,0794
NM VOC unspez.	kg Eth.-Äq.	0,0318	0,165	0,0106	0,0445	0,452	0,0000614
POCP	kg Eth.-Äq.	0,0358	0,18	0,0119	0,0736	0,462	0,0818
NO _x	kg	0,608	1,51	0,203	0,713	4,89	2,01
NCPOCP	kg NCPOCP	0,147	0,521	0,0491	0,229	1,5	0,406
Versauerung							
Chlorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.	0,0000914	0,00151	0,00000738	0,00000782	0,00919	0,557
Fluorwasserstoff	kg SO ₂ -Äq.		0,000000288		1,09E-15	0,00146	0,0261
Schwefeldioxid	kg SO ₂ -Äq.	0,0557	0,848	0,0186	0,123	3,05	2,47
Stickdioxid	kg SO ₂ -Äq.	0,425	1,06	0,142	0,499	3,42	1,41
Ammoniak	kg SO ₂ -Äq.	0,000684	8,27E-08	0,000228		0,198	0,00000576
Summe	kg SO₂-Äq.	0,482	1,91	0,161	0,623	6,68	4,47

		D1b		D2b		D3b	
		Ziegelei	Äquivalenzprozess	Zementwerk	Äquivalenzprozess	SAV	Äquivalenzprozess
Eutrophierung (Luft)							
Stickdioxid	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,079	0,196	0,0263	0,0927	0,635	0,262
Ammoniak	kg PO ₄ ³⁺ -Äq.	0,000126	1,52E-08	0,000042		0,0364	0,00000106
Summe	kg PO₄³⁺-Äq.	0,0791	0,196	0,0264	0,0927	0,672	0,262
Krebsrisikopotenzial							
Arsen	kg As-Äq.	0,000308	0,000138	0,00000496	0,0000254	0,0000323	0,00048
Cadmium	kg As-Äq.	0,000362	0,00000811	0,00000377	0,00000337	0,0000345	0,0000102
Chrom	kg As-Äq.	0,000422	0,0000259	0,00000228	0,00000257	0,0000113	0,000161
Nickel	kg As-Äq.	0,000024	0,0000255	0,00000117	0,00000233	0,000184	0,0000508
Dioxine/Furane	kg As-Äq.	1,24E-08	0,00000125	4,14E-09	2,21E-08	0,00000193	0,00000506
Benzo(a)pyren	kg As-Äq.	0,00000306	1,45E-08	0,00037	0,00000136	0,00000949	0,00000661
PCB	kg As-Äq.						
Summe	kg As-Äq.	0,00112	0,000198	0,000382	0,0000351	0,000274	0,000714
Endliche Ressourcen							
fossile Primärenergieträger	GJ	0,861	8,59	0,287	8,19	63,1	24,1
nukleare Primärenergieträger	GJ		0,0722			0,224	0,00461
Summe	GJ	0,861	8,67	0,287	8,19	63,4	24,1

Treibhauseffekt

Wie die folgenden Abbildungen zeigen, rangieren die Optionen Zementwerk und Ziegelei in diesem Wirkungskriterium deutlich vor der SAV. Anders als beim KEA liegt die Zementoption vor der Ziegelei, was auf die 100%ige Kohlesubstitution (gegenüber je einem Drittel Kohle, Sägemehl, Styropor der Ziegelei) zurückzuführen ist.

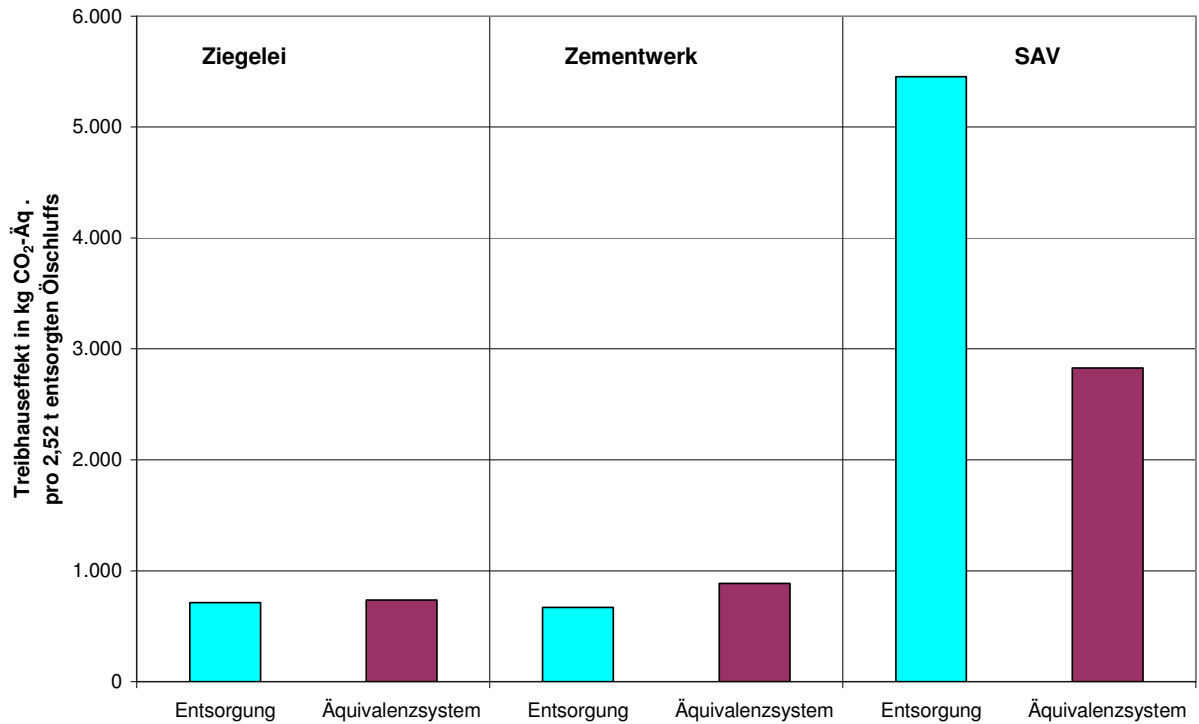


Abb. 6.4-27 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

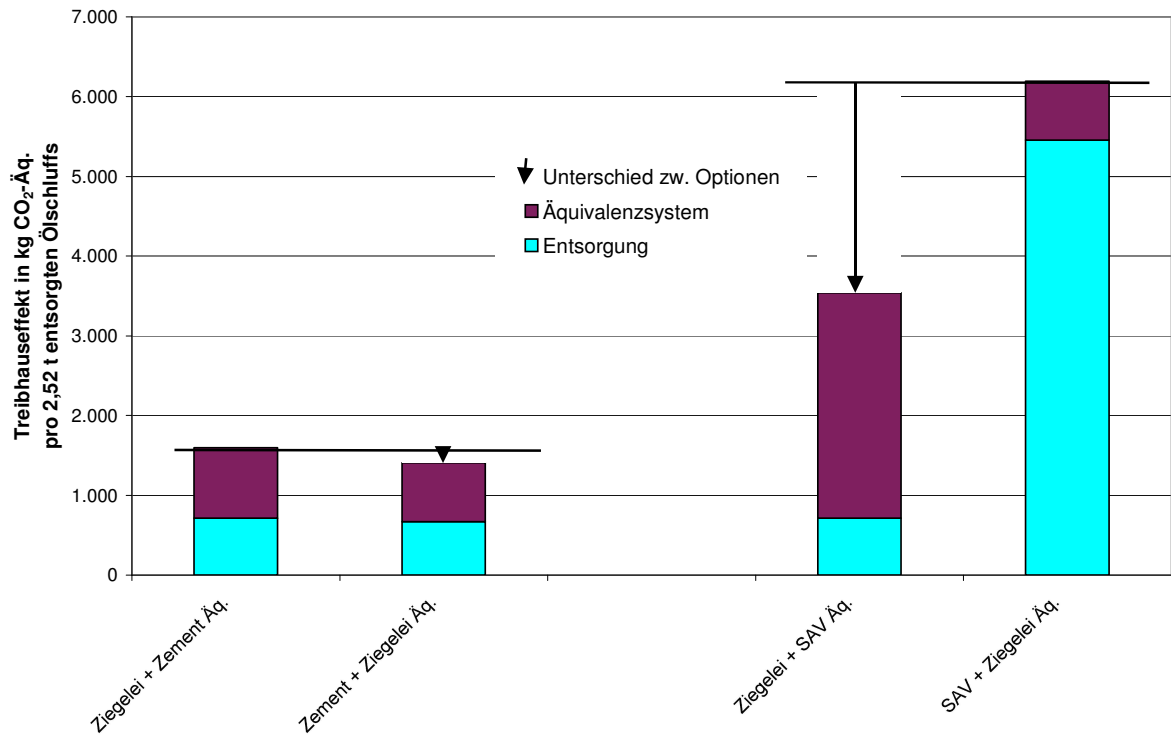


Abb. 6.4-28 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

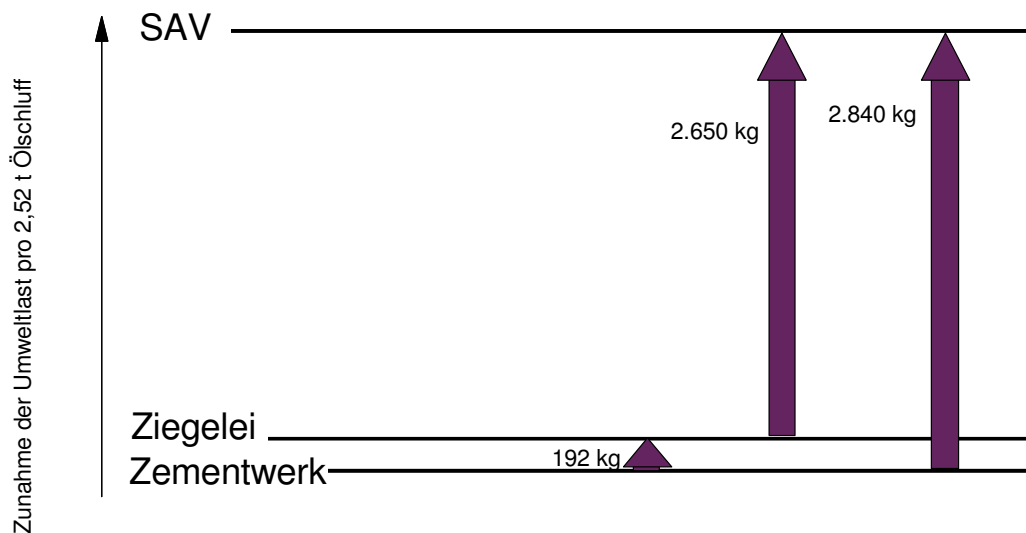


Abb. 6.4-29 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Treibhauseffekt“

Fotooxidantienbildung

Dieses Kriterium resultiert aus den Emissionen von NO_x und den als Fotooxidantien wirkenden organischen Gasen (hier v.a. NMVOC aus Dieselemissionen und Methan). Die Rangfolge ist gleichfalls identisch mit der des KEA, wobei der Abstand zwischen Ziegelei und Zementwerk relativ gesehen hier deutlich größer ist. Der Grund liegt u.a. in den hohen spezifischen NO_x -Emissionen der Styropor-Herstellung.

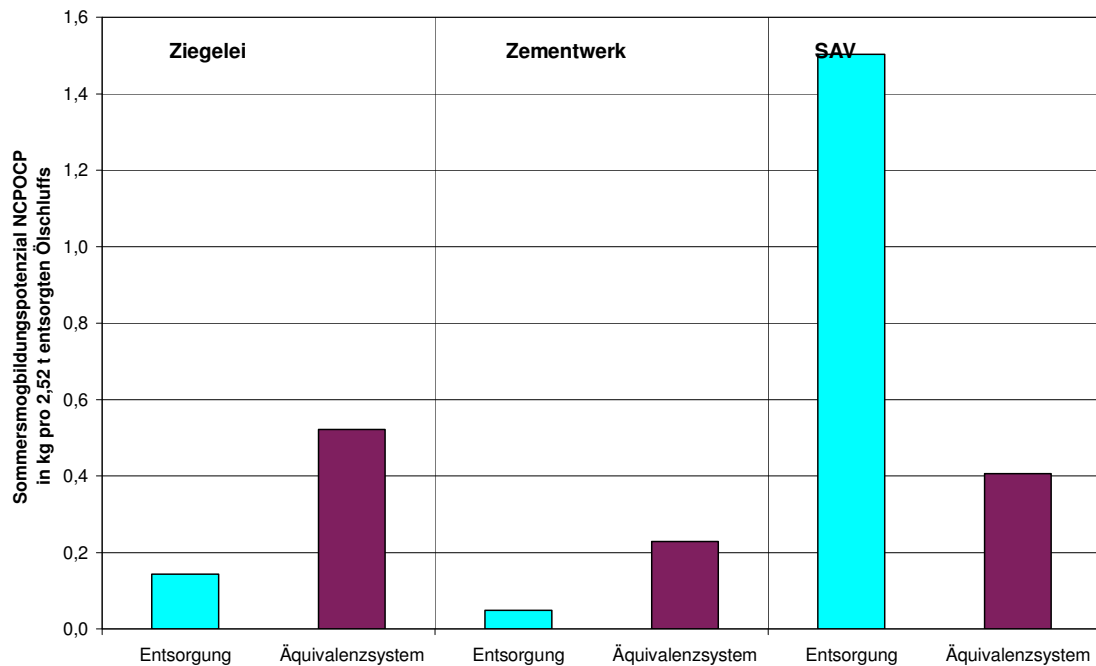


Abb. 6.4-30 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

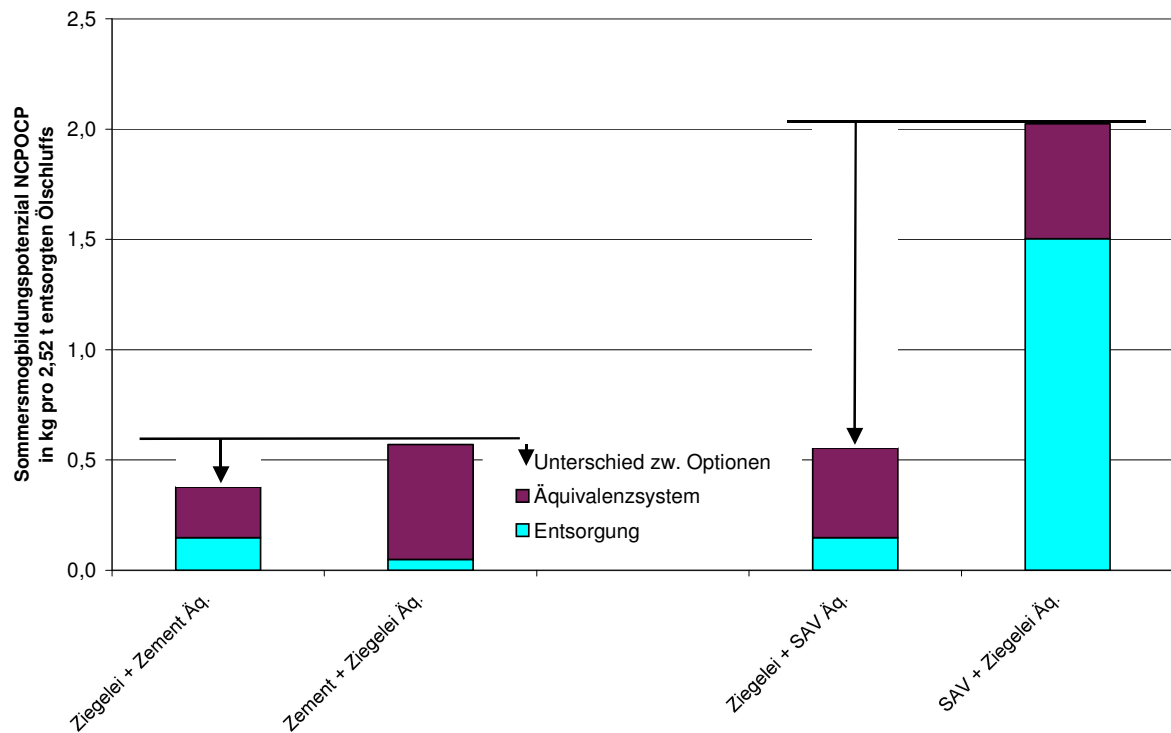


Abb. 6.4-31 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

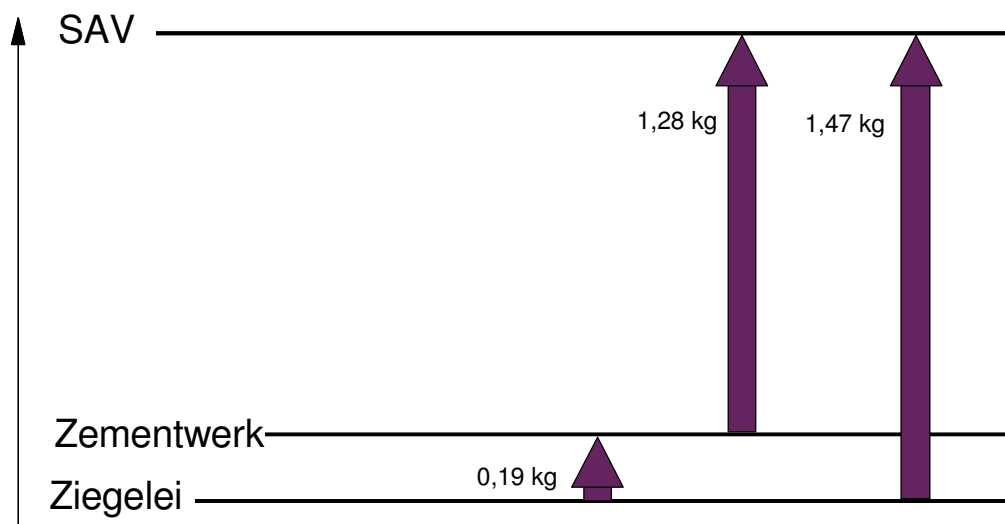


Abb. 6.4-32 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Fotooxidantienbildung“

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Dieses Kriterium wird unterteilt in die terrestrisch wirksamen Emissionen (via Luftpfad) und die aquatisch wirksamen Einleitungen in Fließgewässer.

Das terrestrische Eutrophierungspotenzial resultiert ausschließlich aus der Emission an NO_x . Die Verhältnisse sind damit identisch mit den in Kapitel 6.4.2.1 dargestellten Ergebnissen.

Anders sieht die Situation bei der aquatischen Eutrophierung aus. Hier dominiert im Wesentlichen ein Prozess das Ergebnis, die Styropor-Herstellung. Die übrigen Prozesse sind als z.T. abwasserfrei zu bezeichnen bzw. nur mit geringen Abwassermengen verbunden.

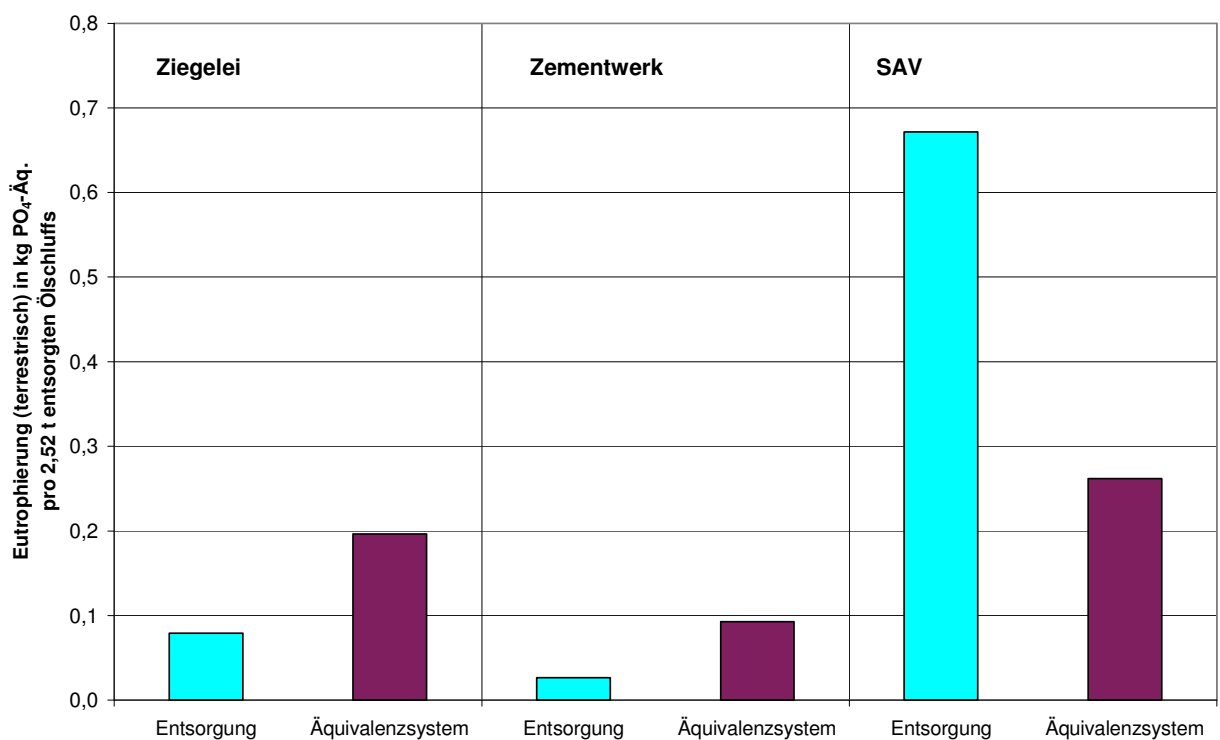


Abb. 6.4-33 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

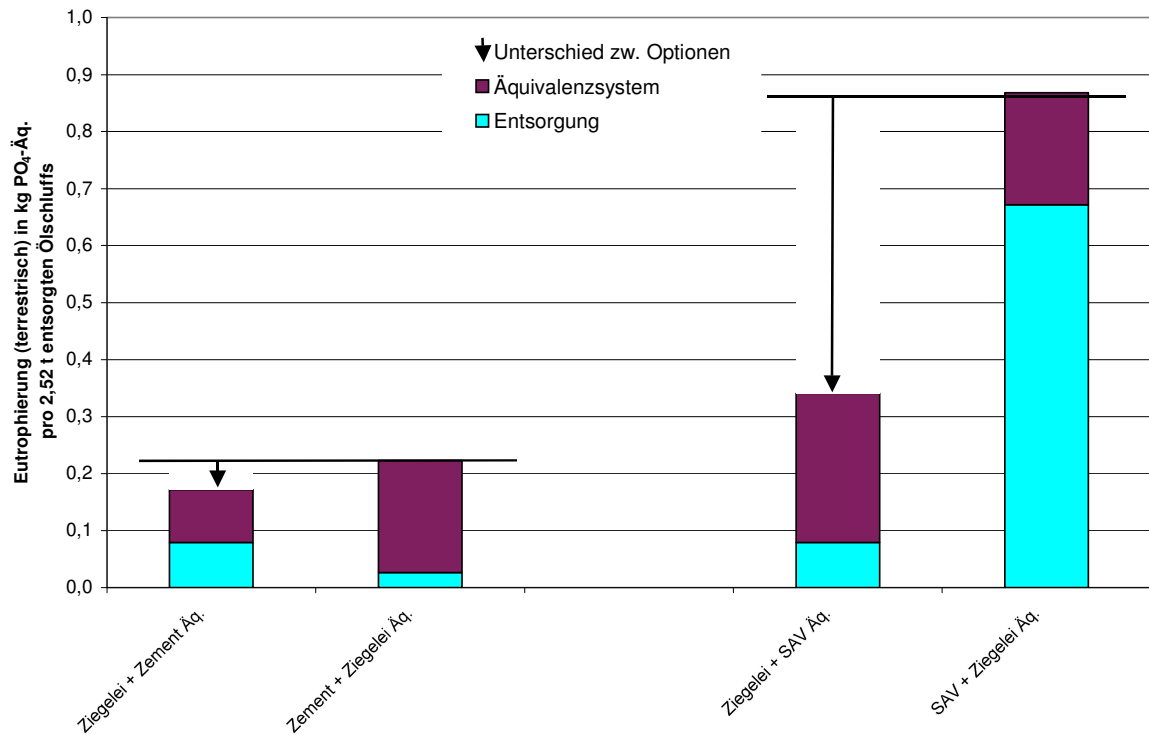


Abb. 6.4-34 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

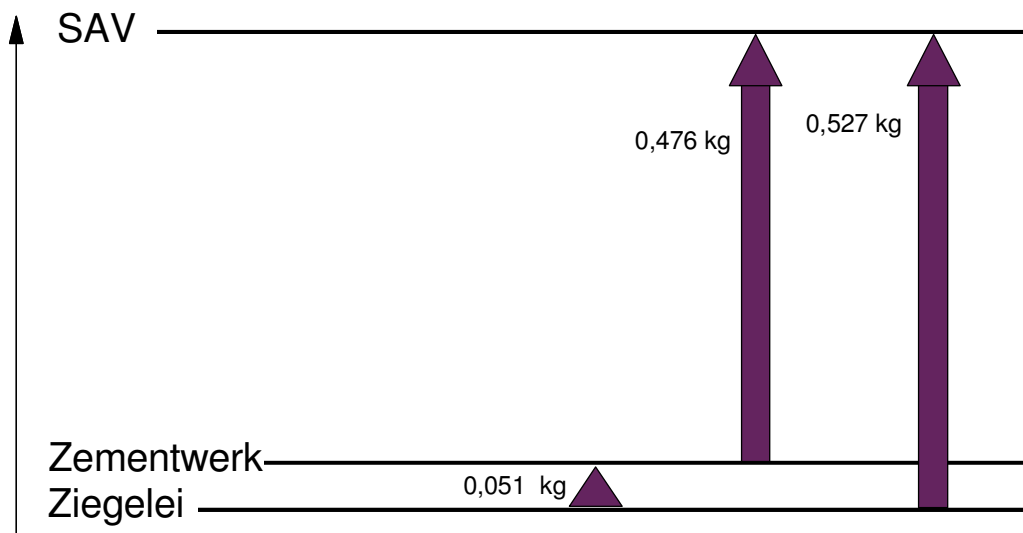


Abb. 6.4-35 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „terrestrische Eutrophierung“

Versauerung

Das Versauerungspotenzial wird bei den hier betrachteten Optionen vor allem durch Schwefeldioxid (SO_2) und NO_x verursacht. Andere saure Gase sind von untergeordneter Bedeutung. Die Rangfolge ist ebenfalls gleichlautend mit dem KEA und verhält sich weitgehend identisch mit dem terrestrischen Eutrophierungspotenzial.

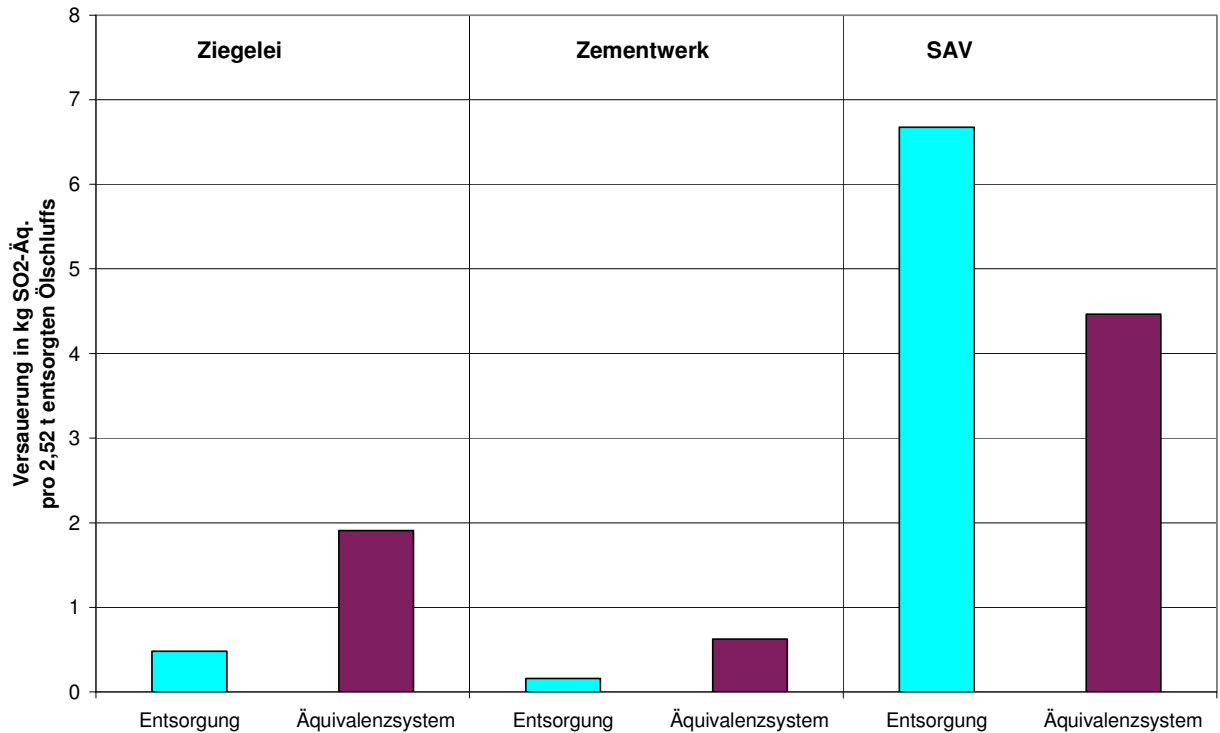


Abb. 6.4-36 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

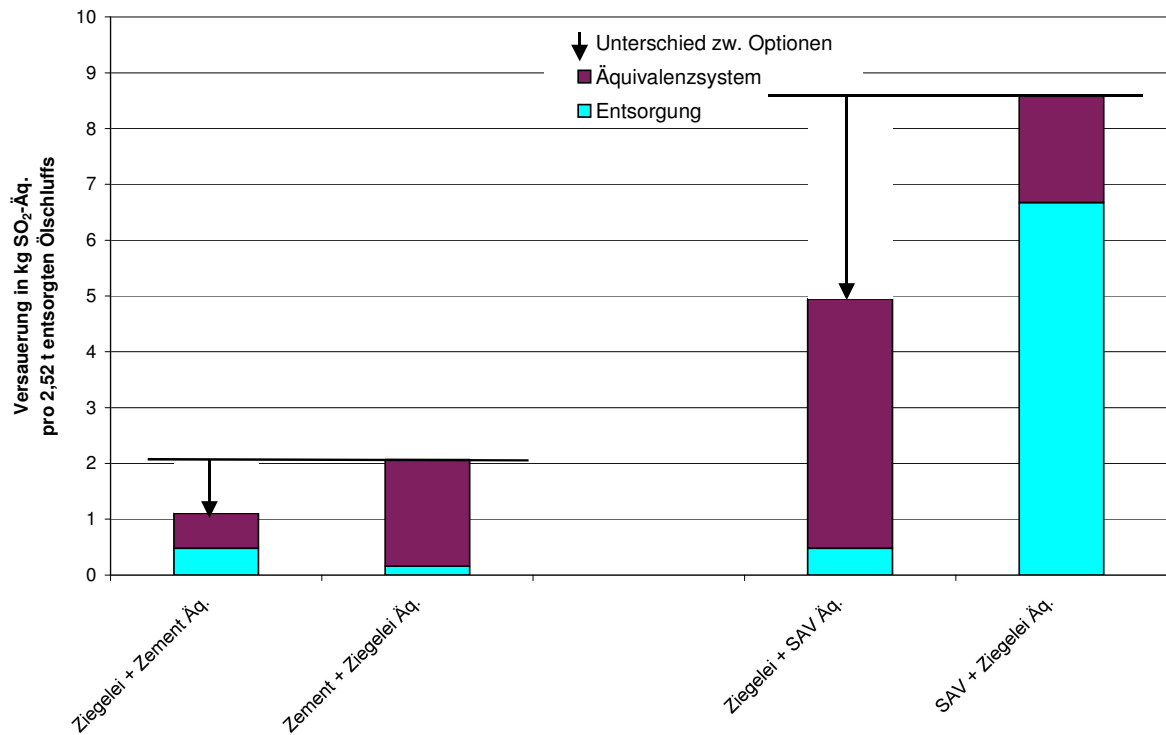


Abb. 6.4-37 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

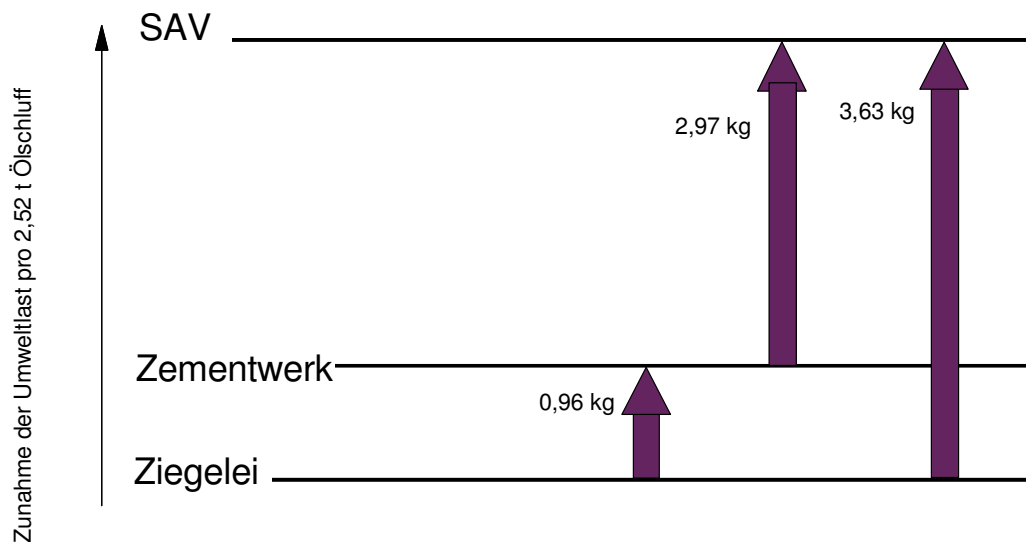


Abb. 6.4-38 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Versauerung“

Toxische Schädigung

Hierzu wird als Repräsentant das Krebsrisikopotenzial herangezogen (als Wirkungs-äquivalente von Arsen). Nach der Darstellung treten der Ölschluffeinsatz in der Ziegelei (dominiert durch Chrom) und in der Zementindustrie (unter der Annahme von 1 % Freisetzung von Benzo(a)pyren) am deutlichsten in Erscheinung. Die SAV verursacht demgegenüber aufgrund der komplexen Abgasreinigung deutlich weniger kanzerogene Emissionen als die beiden anderen Entsorgungsoptionen.

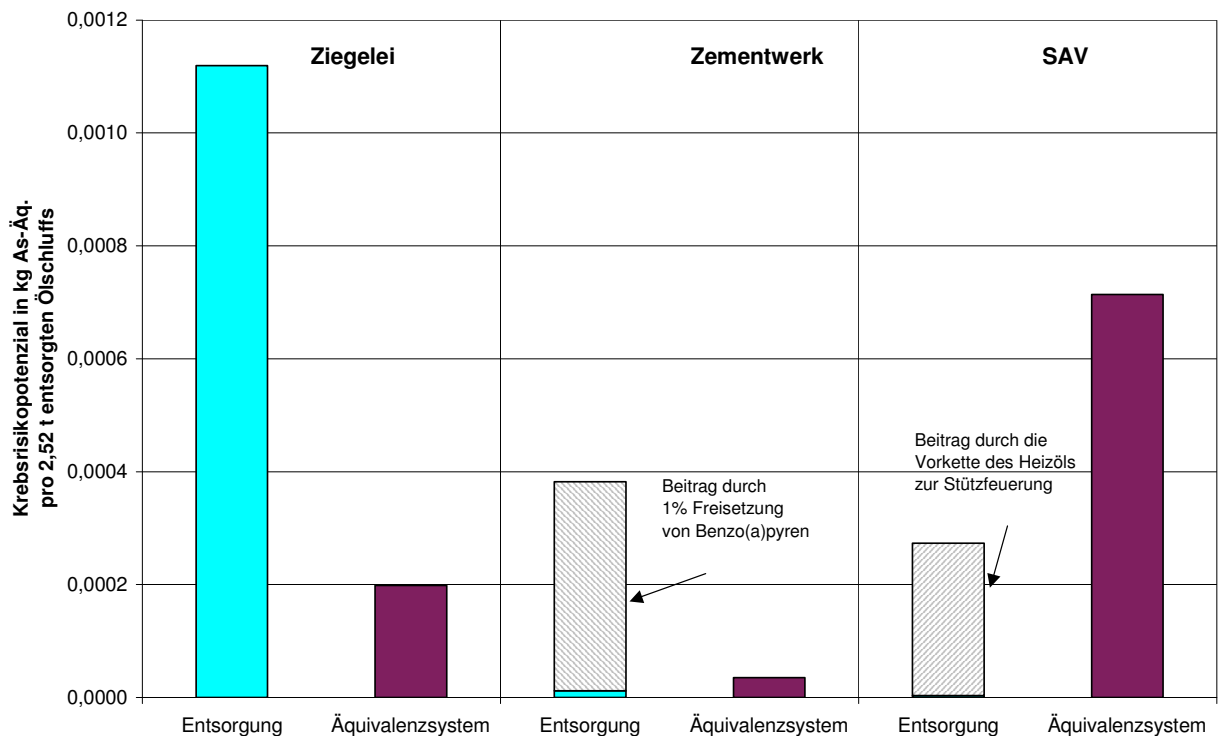


Abb. 6.4-39 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

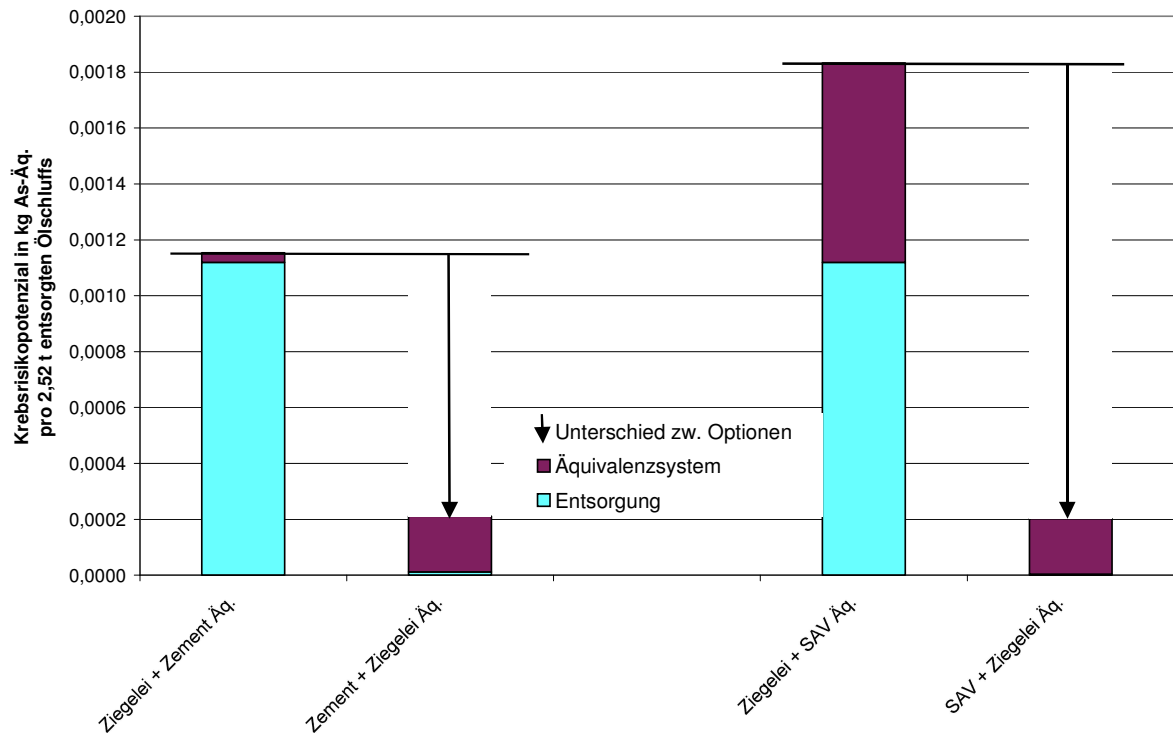


Abb. 6.4-40 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

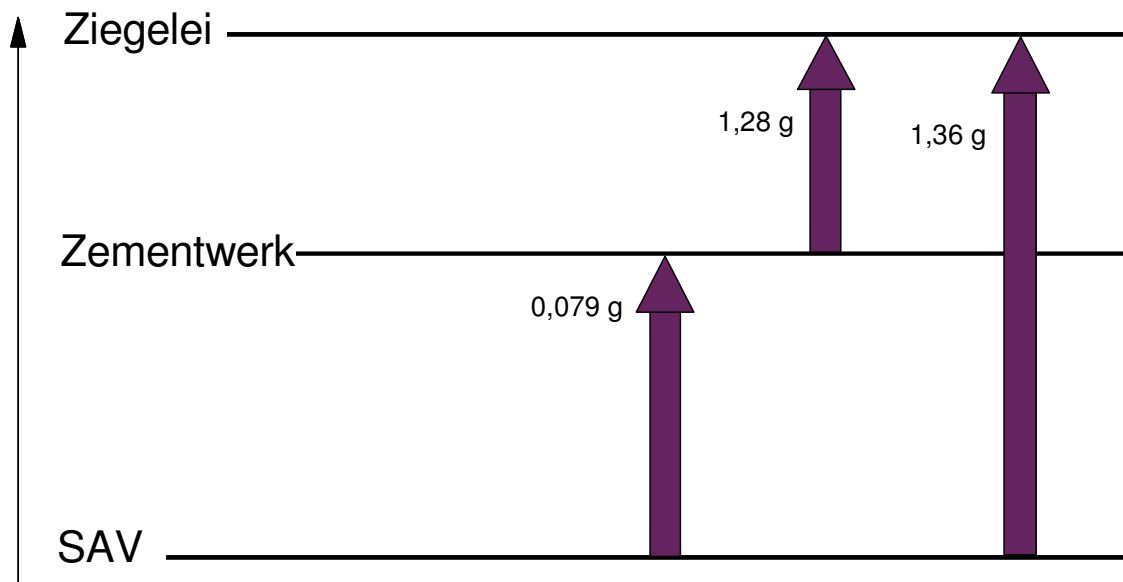


Abb. 6.4-41 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Humantoxizität“, repräsentiert durch das Krebsrisikopotenzial

Ressourcenbedarf

Als Repräsentant für das Kriterium Ressourcenbedarf wird der Verbrauch an fossilen Primärenergieträgern – aggregiert nach der Nutzgröße des Heizwerts in kJ – verwendet. Hier zeigt sich erwartungsgemäß eine starke Übereinstimmung mit dem KEA.

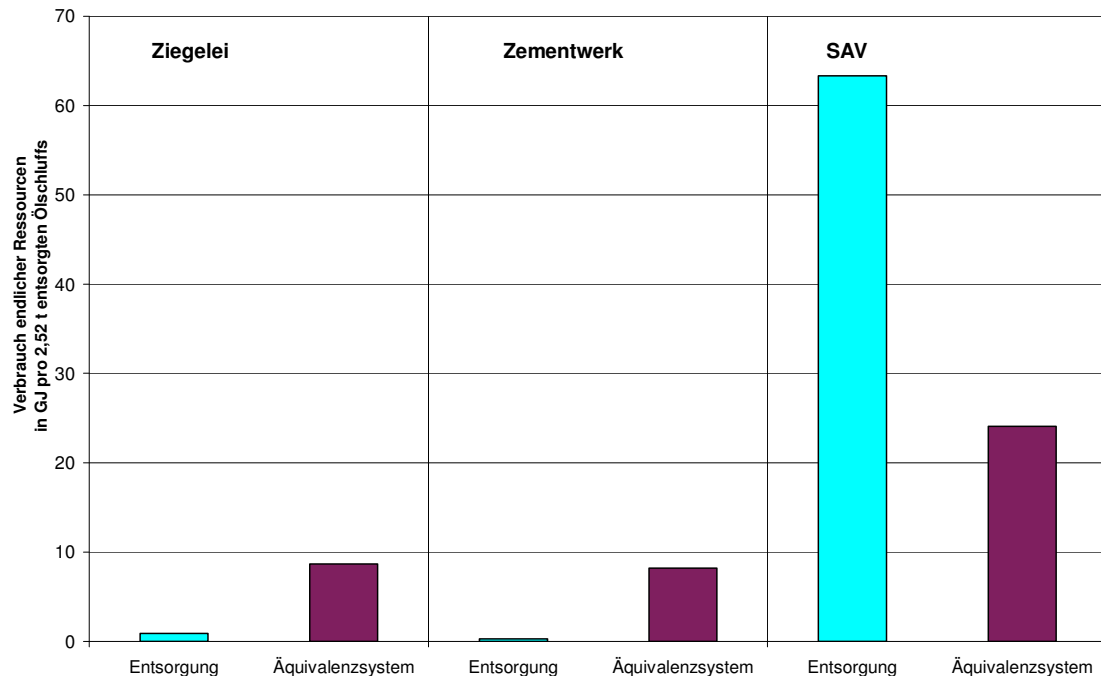


Abb. 6.4-42 Vergleich aller Optionen (Entsorgung und Äquivalenzsystem) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen

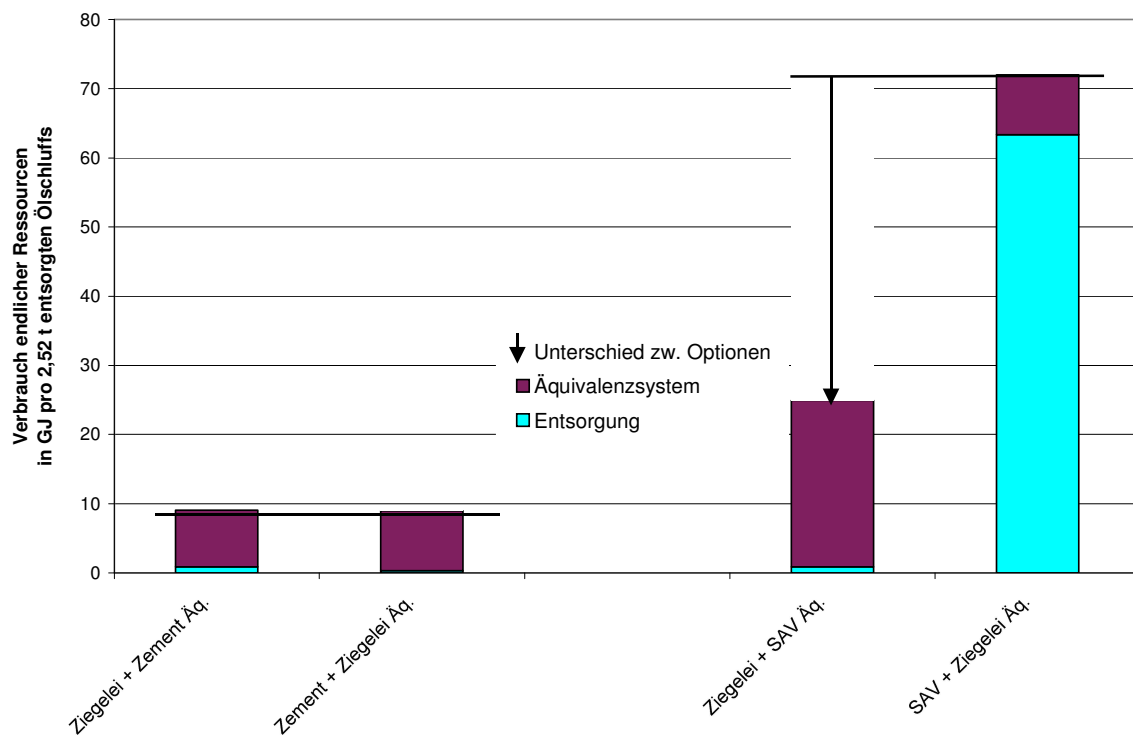


Abb. 6.4-43 Paarweiser Vergleich des Einsatzes im Ziegelwerk jeweils mit dem Einsatz im Zementwerk und in der SAV („Überkreuz-Schlechtschrift“) nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen

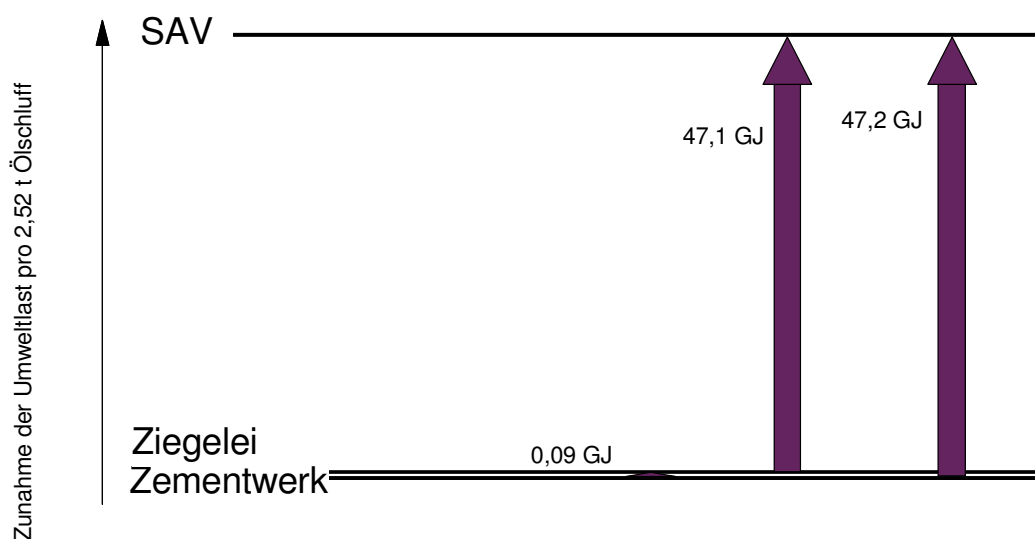


Abb. 6.4-44 Ermittelte Rangfolge der Optionen und die absoluten Unterschiede nach dem Wirkungskriterium „Ressourcenbeanspruchung“, repräsentiert durch den Verbrauch an endlichen Ressourcen

6.4.2.3 Rückschlüsse aus den einzelnen Wirkungskategorien

Es zeigt sich, dass die aus dem KEA resultierende Rangfolge:

„Zementwerk vor Ziegelei (mit sehr geringem Unterschied) vor SAV“

sich in allen Wirkungskriterien außer der „Fotooxidantienbildung“, der „terrestrischen Eutrophierung“ und der „Versauerung“, sowie der toxischen Wirkung, repräsentiert durch das „Krebsrisikopotenzial“, niederschlägt. Bei den ersten drei Kriterien schiebt sich die Ziegelei vor das Zementwerk, was ausschließlich auf die Substitution von Porosierungsmitteln, hier speziell den angerechneten Anteil von Styropor, zurückgeht. Dessen Herstellung ist nach den Datensätzen von APME mit hohen spezifischen SO₂ und NO_x-Emissionen verbunden.

In der Frage der toxischen Emissionen gibt die Literatur Hinweise auf vergleichsweise höhere spezifische Schwermetallfreisetzungen bei der Ziegelherstellung [Grehl 1995] gegenüber der Zementherstellung [Winkler 1997]. Weit geringer sind die der SAV, die überdies dank der Substitution von kohlebasierter Fernwärme den vordersten Rang in diesem Kriterium einnimmt.

Es zeigt sich somit auf der Ebene der Wirkungsabschätzung kein eindeutiger Vorteil einer der Optionen. Die Ergebnisse verhalten sich in den genannten Punkten gegenläufig.

Es erfolgt daher auch in diesem Fall eine Auswertung auf Basis der in der DIN EN ISO 14042 genannten „optionalen Elemente“ „Normierung“ der Wirkungsindikatorenergebnisse und „Ordnung“ der Wirkungskriterien.

6.4.2.4 Auswertung der Ökobilanz

Rangfolge nach spezifischem Beitrag (Normierung) und ökologischer Bedeutung (Ordnung)

Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Folgenden gemäß dem Vorschlag der ISO 14042 anhand der Bewertungselemente **Normierung** und Darstellung der spezifischen Beiträge sowie **Ordnung** der Kriterien nach der ihnen zugemessenen ökologischen Bedeutung weiter aufbereitet.

In Tab. 6.4-4 wird die Auswertung aller Optionen und Wirkungskriterien zusammengestellt. Darin wird nochmals klar, dass die KEA-Rangfolge – bzw. die annähernde Gleichrangigkeit von Zementwerk und Ziegelei mit Deutlichkeit vor der SAV – sich ebenfalls im Gesamtbild der wirkungsbezogenen Bewertung – mit großer Ausnahme der „Humantoxizität“ – wiederfindet.

Was die Freisetzung kanzerogener Stoffe betrifft, so ist auf die weniger sichere Datenglage hinzuweisen, wobei die Größenordnung der modellierten Freisetzungen an Schwermetallen in Ziegelei und Zementwerk plausibel sein dürften. Schwer zu beurteilen bleibt die PAH-Freisetzung, da hier der Zusammenhang mit der Art der Einsatzmaterialien nicht nachgezeichnet werden kann (PAH-Emissionen resultieren auch aus den primären Materialien durch organische Bestandteile in Ton oder Rohmehl). Stellen sich

Ziegelei und Zementwerk nach allen nicht-toxikologischen Kriterien als gleichrangig dar, so gibt das Krebsrisikopotenzial den Ausschlag zugunsten der Zementoption.

Die SAV ist gegenüber den industriellen Entsorgungsverfahren ausschließlich beim Krebsrisikopotenzial im (teilweisen) Vorteil. Setzt man dem den klaren Nachteil beim Treibhauseffekt entgegen, so rechtfertigen allen übrigen – durchweg nachteiligen – Wirkungsindikatoren eine Platzierung hinter den beiden Alternativen.

Tab. 6.4-4 Normierung der Wirkungsindikatorwerte der einzelnen Entsorgungsoptionen in Form von Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

Indikator <i>ökolog. Bedeutung</i>	Ziegelei	Prim. Materialien	Zement- werk	Prim. Mate- rialien	SAV	Prim. Fernwärme
Sehr große ökologische Bedeutung						
Treibhauseffekt	0,054	0,056	0,051	0,067	0,41	0,21
	0,015		⊕		0,22	
Krebsrisikopotenzial	0,19	0,034	0,0021	0,0061	0,00066	0,12
	0,24		0,14		⊕	
Große ökologische Bedeutung						
Eutrophierung (terr.)	0,027	0,067	0,0089	0,031	0,21	0,089
	⊕		0,017		0,18	
Versauerung	0,0086	0,034	0,0029	0,011	0,12	0,08
	⊕		0,017		0,065	
Mittlere ökologische Bedeutung						
Endliche Energieträger	0,0056	0,056	0,0019	0,053	0,41	0,16
	0,0006		⊕		0,31	
Sommersmog	0,01	0,037	0,0034	0,016	0,11	0,028
	⊕		0,014		0,1	

Erläuterung: In der jeweils ersten Zeile sind die Systeme einzeln aufgeführt, in der zweiten Zeile ist der normierte Abstand von der jeweils günstigsten Option (markiert mit ⊕) zu den anderen angegeben. Am Anfang jeweils jeder zweiten Zeile ist die „ökologische Bedeutung“ der jeweiligen Kategorien/Indikatoren nochmals dargelegt. Hervorgehoben sind die Abstände, die mehr als 0,1 EDW (dunkelgrau), mehr als 0,05 EDW (mittelgrau) und mehr als 0,01 EDW (hellgrau) gegenüber der jeweils günstigsten Option betragen.

Hinweis: Kleinere rechnerische Abweichungen in den Summen bzw. Differenzen beruhen auf Rundungen.

Unter dem deutlichen Vorbehalt der verbleibenden Subjektivität bei der abschließenden Bewertung kann folgende Rangfolge abgeleitet werden:

1. Zementwerk
2. Ziegelei
3. SAV

Sensitivitätsanalysen

Ein wesentlicher Punkt wurde mit der unsicheren Datenlage zur Beurteilung der **Freisetzung krebserzeugender Stoffe** bereits angesprochen. Für die Bilanzierung der Ziegelei wurden Angaben aus Grehl [1995] herangezogen, die nach eigenem Hinweis der Quelle Anhaltswerte darstellen (Modellierung zum Schadstoffverbleib). Für das Zementwerk wurden Emissionsfaktoren bzw. Transferfaktoren von Winkler [1997] herangezogen, die auf der Fachebene durchaus kontrovers diskutiert werden.

Bei allen Unsicherheiten bewirkt die als plausibel anzusehende Rangbildung im Kriterium „Krebsrisikopotenzial“ letztlich die Priorisierung der Zementoption. Es verbleibt allerdings bei der Bewertung dieser Optionen eine Unsicherheit. Ließe sich durch eine (schwer durchführbare) physikalische Modellbildung nachweisen, dass die angenommenen Emissionen im Falle der einen oder der anderen Option real weit geringer ausfallen, so wäre der betreffenden Option die insgesamt bessere Umweltverträglichkeit zuzusprechen.

Die schon bei der Bewertung der Ölphase (Kapitel 6.4.1.4) und bei den Fallbeispielen „Galvanikschlamm“ und „Gießereialsand“ diskutierte Problematik des Dieselrußes führt in diesem Fall zu keinem Konflikt, da sich hierdurch allein die Lage der Option SAV verschlechtern würde (bzw. Abschwächung ihres einzigen Vorteils). Diese belegt jedoch bereits den hintersten Rang.

Eine weitere Annahme, die von Relevanz für das Ergebnis ist, stellt der Äquivalenzprozess der Ziegelei mit dem Mix aus drei verschiedenen **Porosierungsmitteln** (Sägemehl, Steinkohlestaub, Styropor) dar. Unter diesen Stoffen führt das Styropor (EPS) zur insgesamt größten Umweltbelastung.

Würde die Ziegelei ausschließlich Styropor durch den Ölschluff ersetzen, so würde sich das Gewicht der Vorteile zu Gunsten dieser Option deutlich erhöhen. Würde umgekehrt ausschließlich Sägemehl ersetzt, so würden die Vorteile gegenüber der Zementindustrie entfallen. Diese Annahme ist folglich in hohem Maße sensitiv hinsichtlich des Ergebnisses.

Es ist allerdings gleichfalls anzumerken, dass für das substituierte Styropor, das vollwertige Primärmaterial angesetzt wurde. Da in der Realität das Material aus Abfallprodukten der Verpackungsherstellung stammt, wären hier Abstriche (z.B. Ansatz einer geringeren Substitutionsrate) zu rechtfertigen. Dies hätte eine schlechtere Positionierung der Option Ziegelei zur Folge und würde einerseits die oben getroffene Gesamtrangfolge unterstreichen, als auch eine klarere Rangfolge im KEA ergeben.

6.4.3 Gesamtschau aller Teilströme der Ölabscheiderinhalte unter Berücksichtigung der Aufbereitungsweise

Wurde bei den Bewertungen der einzelnen Materialströme der Beitrag des Aufbereitungsverfahrens zur Materialtrennung vor die Systemgrenze gezogen, so soll dieser Prozessschritt nachfolgend etwas genauer betrachtet werden. Dabei liegt das Augenmerk auf den zwei grundsätzlichen Technikvarianten:

- stationäre und
- mobile Aufbereitung.

Da nur sehr wenig Daten über Aufbereitungsanlagen für Ölabscheiderinhalte insgesamt und insbesondere über mobile Anlagen keine belastbaren Angaben zum spezifischen Verbrauch vorliegen, müssen vereinfachende Annahmen getroffen werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Erzeugung von gleichartigen Materialströmen auch in etwa gleicher Energieverbräuche bedarf. Anders als bei strombetriebenen stationären Anlagen wird bei mobilen jedoch ein Dieselbetrieb angesetzt. Der in punkto KEA oder auch anderen Umweltwirkungen wesentliche Unterschied besteht in dem vermiedenen Transport des Wassers vom Ölabscheider zur Aufbereitungsanlage.

Zusammen mit dem Vergleich der Aufbereitungsoptionen soll außerdem die Entsorgung aller bei der Aufbereitung erzeugter Materialströme dargestellt werden. Damit soll heraus gearbeitet werden, welchen Einfluss die Wahl des Aufbereitungsverfahrens im Vergleich zu den anschließenden Entsorgungsoptionen hat und welcher Stoffstrom insgesamt die größte Relevanz hat.

In den nachfolgenden zwei Abbildungen soll dies veranschaulicht werden. In Abb. 6.4-45 sind alle die Entsorgung von Ölabscheiderinhalten betreffenden Teilsysteme zusammengestellt. Daraus lässt sich erkennen, dass sich die größte Wirkung hinsichtlich KEA bei der Entsorgung des Ölschluffs ergibt. Eine Entsorgung in der Ziegel- oder Zementindustrie kann dort Primärenergie zu mehr als dem Zehnfachen des Energieverbrauchs der Entsorgung substituieren.

Wie in Abb. 6.4-46 nochmals verdeutlicht wird, beträgt der Spielraum bei der Entscheidung über die Entsorgung des Ölschluffs 47,2 GJ (Ziegelei – SAV). Bei der Ölphase macht die Entscheidung zwischen direkter Feuerung und SAV trotz deutlich geringerem Massenstrom wegen des höheren Heizwertes immerhin 3,47 GJ aus. Demgegenüber ist die Wahl zwischen mobiler und stationärer Aufbereitung mit einer Differenz von 1,16 GJ von merklich geringerem Einfluss auf die Bilanz des Gesamtsystems. Sie ist allerdings noch immer wesentlich einflussreicher als die Wahl der Entsorgung für die Sandfraktion.

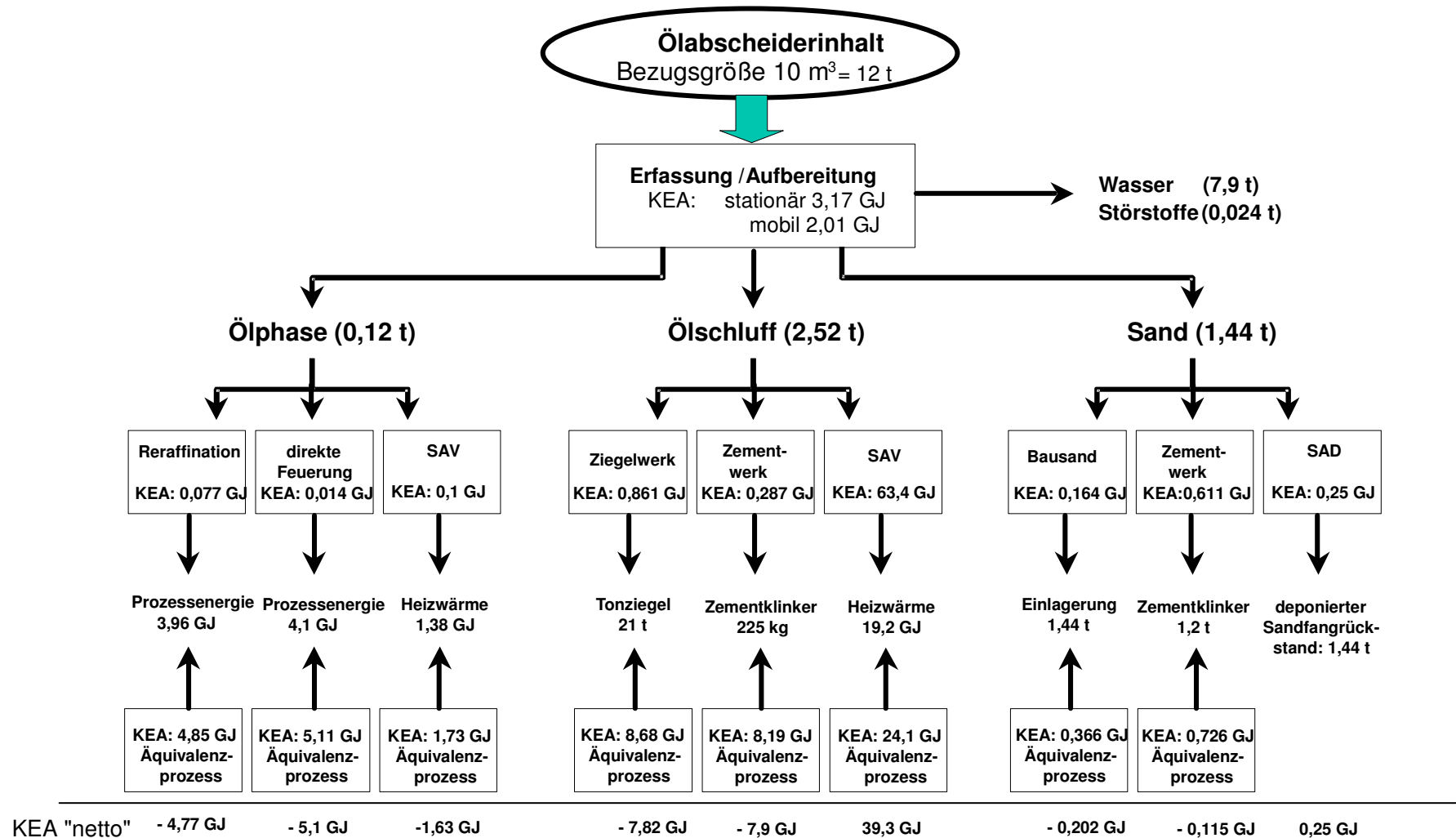


Abb. 6.4-45 Zusammenschau der Aufbereitung und der Entsorgungsoptionen aller Abfallströme unter Angabe der KEA-Werte

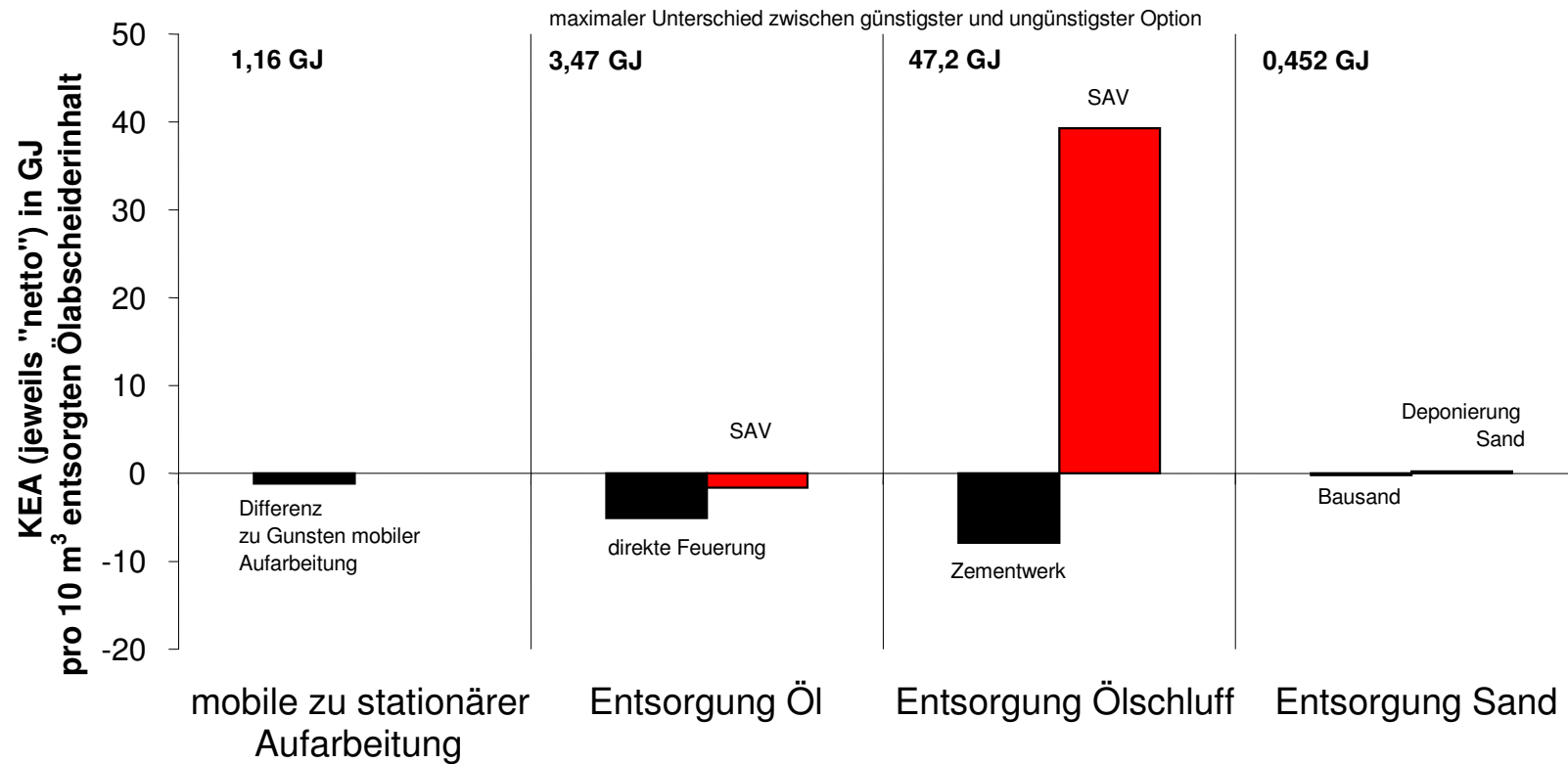


Abb. 6.4-46 Zusammenschau der spezifischen Unterschiede der Aufbereitung sowie der Netto-KEA der Entsorgungsoptionen

6.5 Vergleich der Ökobilanzergebnisse und KEA-Ergebnisse

6.5.1 Ölphase

Hinsichtlich der Ergebnisse dieses Teilstroms lässt sich feststellen, dass der KEA sich hier mit allen Wirkungskriterien konform zeigt, mit Ausnahme der Humantoxizität. Diese jedoch hat maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanz, da hier mit Abstand der höchste spezifische Beitrag (direkte Feuerung ohne weitere Abgasreinigungsmaßnahmen) besteht.

Auf diesen Konflikt wird man bei der Beantwortung der Kontrollfragen aufmerksam gemacht und zur qualitativen Abwägung genötigt. Die Quantifizierung bei der Ökobilanz (inklusive Normierung und Ordnung) erleichtert die Generierung eines mehr oder weniger klaren, wenngleich trotzdem subjektiven Ergebnisses.

6.5.2 Ölschluff

Auch hier reproduzierte sich die KEA-Rangfolge in der Mehrzahl der Wirkungskriterien. Der Hauptkonflikt liegt jedoch auch hier im Kriterium Humantoxizität, welches in diesem Falle aufgrund der äußerst knappen Verhältnisse bei KEA wie auch den übrigen Wirkungskriterien bei der Ökobilanz den Ausschlag zu Gunsten der Zementoption gibt und damit die (im Falle Ziegelei / Zementwerk knappe) KEA-Rangfolge bestätigt.

6.5.3 Sand

Dieses Teilbeispiel zeigt in allen Punkten eine Übereinstimmung von KEA und Wirkungsindikatoren. Konflikte traten auch nicht im Zusammenhang mit den Kontrollfragen auf.

7 Zusammenfassende Beurteilung der vereinfachten Bewertungsmethode und Ausblick

Eignung der Bewertungsmethode „KEA plus Kontrollfragen“

Aufgabe der vorliegenden Studie war, die vereinfachte Methode "KEA plus Kontrollfragen" (KEA-Methode) zur Bewertung der Umweltverträglichkeit alternativer Entsorgungsverfahren für bestimmte Abfallarten hinsichtlich ihrer Praxistauglichkeit zu untersuchen und zu beurteilen. Bei dieser Beurteilung waren zwei Fragestellungen zu berücksichtigen:

1. Führt die KEA-Bilanz zur gleichen Rangfolge hinsichtlich der Umweltverträglichkeit unterschiedlicher Entsorgungsoptionen wie eine ausführliche Ökobilanz bzw. liefern die Kontrollfragen den richtigen Hinweis, falls sich die Rangfolgen unterscheiden?
2. Ist die vereinfachte Methode "KEA plus Kontrollfragen" von mittelständischen Unternehmen als Entscheidungsinstrument für die Auswahl umweltverträglicher Entsorgungsoptionen geeignet?

Zu Frage 1: Inwieweit liefert die KEA Methode korrekte Ergebnisse?

In den vier vorangehenden Kapiteln wurde jeweils eine Bewertung der Entsorgungsoptionen für die ausgewählten Abfallgruppen nach der KEA-Methode durchgeführt und daraus eine Rangfolge für die Entsorgungsoptionen unter dem Gesichtspunkt der Umweltverträglichkeit ermittelt. Anschließend wurde für dieselben Abfallgruppen jeweils eine vollständige Ökobilanz durchgeführt und daraus die Rangfolge der Entsorgungsoptionen bestimmt sowie mit den Ergebnissen der KEA-Methode verglichen.

Die untersuchten Abfallbeispiele, die z.T. eine weitere Untergliederung in differenzierte Abfalltypen erforderten, lassen eine Beurteilung der vereinfachten Bewertungsmethode „KEA plus Kontrollfragen“ in breiter Form zu. Wenngleich mit den gewählten Beispielen nicht alle erdenklichen Konfliktlagen bei anderen Abfällen abgedeckt sein können, so lassen sich die Möglichkeiten und Grenzen der Methode doch mit ausreichender Klarheit erkennen.

Der Vergleich zwischen KEA-Methode und Ökobilanz ergibt die folgenden Ergebnisse:

1. Bei der Mehrzahl der Fallbetrachtungen stimmt die Rangfolge der KEA-Bilanz mit dem Ergebnis der Ökobilanz überein.
2. In allen Fällen, in denen zwischen KEA- und Ökobilanz-Rangfolge Abweichungen auftreten, spricht zumindest eine Kontrollfrage an, und zwar diejenige, die auf die gleiche Wirkung, welche das Urteil der Ökobilanz letztlich bestimmt, zielt.
3. Dabei handelt es sich ausschließlich um die Kontrollfrage 1 (gentoxische Emissionen), d.h. für alle Abweichungen zwischen KEA- und Ökobilanz-Rangfolge sind Emissionen krebserzeugender Stoffe, die spezifisch für den jeweiligen Prozess sind, ausschlaggebend.

Daraus lässt sich mit hoher Sicherheit ableiten, dass die KEA-Methode als Bewertungsinstrument für die bessere Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen geeignet ist und die Kontrollfragen im Fall unterschiedlicher KEA- und Ökobilanz-Rangfolgen an der richtigen Stelle ein Warnsignal geben.

Es zeigt sich jedoch auch, dass bei den hier bearbeiteten Fallbeispielen einige der Kontrollfragen an keiner Stelle angesprochen hatten. Es wäre daher überlegenswert die Anzahl der Kontrollfragen entsprechend zu reduzieren.

Da die vom KEA abweichenden Ökobilanzergebnisse in den vorliegenden Beispielen maßgeblich von der Kategorie „Humantoxizität“ bestimmt sind, sollte an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen werden, dass die Bewertung dieser Wirkungskategorie in Ökobilanzen bislang keinesfalls einheitlich erfolgt (siehe auch Kapitel 2.4.3.6). Das Spektrum der vorliegenden Arbeiten reicht vom Nicht-Berücksichtigen toxischer Emissionen bei der Auswertung [Heyde, Kremer 1999] bis zu einer komplexen Verrechnung von weit über hundert Substanzen anhand unterschiedlichster toxikologischer Wirkungsfaktoren [CML 1992, 2000].

Auch das Umweltbundesamt betont, dass für die Beurteilung dieser Kategorie bislang keine Methodik vorliegt, die von der wissenschaftlichen Ebene her allgemein akzeptiert ist [UBA 1999], hält aber dennoch eine Berücksichtigung toxischer Aspekte in Ökobilanzen für unerlässlich. Wie dies erfolgen kann, lässt das UBA den Anwendern offen.

Der hier beschrittene Ansatz – die schwerpunktmäßige Bewertung von krebserzeugenden Stoffen, je nach Fall ergänzt mit weiteren Einzelsubstanzen – wurde zwischenzeitlich in etlichen Arbeiten angewendet. Seine Schwächen liegen sicher darin, dass zur Emission krebserzeugender Stoffe deutlich weniger Daten zur Verfügung stehen als bspw. für die „klassischen Luftschadstoffe“ (SO₂, NO_x etc.), CO₂ oder den Energieverbrauch. Auch wird die krebserzeugende Wirkung der einzelnen Stoffe z.T. unterschiedlich bewertet (siehe hier auch die Diskussion zu Rußpartikeln in Kapitel 2.4.3.6).

In den hier behandelten Fallbeispielen, in welchen die Emission toxischer Stoffe ausschlaggebend für eine zum KEA gegenläufige Ökobilanzbewertung sind (Galvanikschlamm, direkte Feuerung von Ölabscheiderinhalten), ist die Sachlage jedoch deutlich und hält nach Meinung der Autoren jeweils auch einer Sensitivitätsanalyse stand.

Nichtsdestoweniger bedarf die abschließende Bewertung in der Ökobilanz subjektiver Werturteile und kann je nach Werthaltung unterschiedlich ausfallen. Es bleibt dem Anwender der Ökobilanzergebnisse überlassen, auf der Basis transparent offengelegter Ergebnisse seine eigenen Rückschlüsse zu ziehen.

Tab. 7.1 Übersicht über die Ergebnisse der einzelnen Fallbeispiele

Fallbeispiel	Rangfolge KEA	Konflikt Kontrollfragen	Rangfolge Ökobilanz	Eindeutigkeit Ökobilanz	Übereinstimmung KEA - Ökobilanz
Galvanikschlamm	1. Sonderabfalldeponie 2. Bergversatz 3. pyrometallurgische Aufarbeitung	Gentoxische Emissionen (pyromet. Aufarbeitung sowie substituierter Primärprozess)	1. pyrometallurgische Aufarbeitung 2. Sonderabfalldeponie 3. Bergversatz	Gentoxische Emissionen sind ausschlaggebend (andere Wertung denkbar).	nein (Aber Kontrollfrage hat angesprochen.)
Gießereialsand	1. Zementwerk 2. Bausand, ohne Aufarb. 3. Bergversatz (nah) 4. Hausmülldeponie 5. Bausand, aufgearbeitet 6. Bergversatz (fern) 7. Therm. Regenerierung	Gentoxische Emissionen (Therm. Regenerierung, Bausand, o. Aufarbeitung, Zementwerk)	1. Zementwerk 2. Bergversatz (nah) 3. Hausmülldeponie 4. Bausand, aufgearbeitet 5. Bergversatz (fern) 6. Therm. Regenerierung	Bausand, ohne Aufarbeitung schwer einordenbar.	ja (Ausnahme besteht bei Bausand ohne Aufarbeitung. Dort hat Kontrollfrage angesprochen.)
Lösemittel, halogenfrei	Toluol, Glykol/Wassergemisch: 1. Destillation 2. Zementwerk 3. SAV Waschbenzin, Kaltreiniger: 1. Zementwerk 2. Destillation 3. SAV	keine	Toluol, Glykol/Wassergemisch: 1. Destillation 2. Zementwerk 3. SAV Waschbenzin, Kaltreiniger: 1. Zementwerk 2. Destillation 3. SAV	Für das Bewertungsergebnis besteht hohe Sicherheit.	ja

Fallbeispiel	Rangfolge KEA	Konflikt Kontrollfragen	Rangfolge Ökobilanz	Eindeutigkeit Ökobilanz	Übereinstimmung KEA - Ökobilanz
Ölabscheider-/Sandfanginhalte					
Ölphase	1. Feuerung 2. Reraffination 3. Sonderabfall-verbrennungsanlage	Gentoxische Emissionen (Feuerung)	1. Reraffination 2. Feuerung 3. Sonderabfall-verbrennungsanlage	Gentoxische Emissionen sind ausschlaggebend (andere Wertung denkbar).	nein (Aber Kontrollfrage hat angesprochen.)
Ölschluff	1. Ziegelei / Zementwerk 3. Sonderabfall-verbrennungsanlage	Gentoxische Emissionen, Schadstoffanreicherung (Ziegelei, Zementwerk)	1. Ziegelei / Zementwerk 3. Sonderabfall-verbrennungsanlage	Unsicherheiten bestehen bei den Emissionen.	ja
Sand	1. Bausand 2. Hausmülldeponie 3. Zementwerk	keine	1. Bausand 2. Hausmülldeponie 3. Zementwerk	Für das Bewertungsergebnis besteht hohe Sicherheit.	ja

Zu Frage 2: Kann die KEA-Methode von Betrieben angewendet werden?

Für die Anwendung der KEA-Methode ist ein Grundverständnis der ökobilanzorientierten Vorgehensweise erforderlich. Schon der erste Schritt, die Festlegung der Systemgrenzen und die korrekte Ermittlung der Äquivalenzprozesse, bedarf Grundkenntnissen der Systemanalyse bzw. der Ökobilanzmethode.

Weiterhin sind die der Abfallentsorgung gegenübergestellten nutzengleichen Äquivalenz- bzw. Primärprozesse, deren Berücksichtigung bei einer vergleichenden Bewertung von Entsorgungsoptionen unabdingbar ist, in vielen Fällen für kanzerogene Emissionen ausschlaggebend. Dies hat häufig seine Ursache in unterschiedlichen Umweltstandards von (Primär-)Produktions- und Abfallentsorgungsprozessen.

Allerdings kann nicht vorausgesetzt werden, dass der betriebliche Anwender der Methode, der vorrangig die Abfallentsorgung im Auge hat, in der Lage ist, die mögliche Vielfalt an Verfahrensprozessen in ihrem toxischen Potenzial zu überblicken. An dieser Stelle bedürfte es daher einer Unterstützung, z.B. in Form einer „Roten Liste“, mit der Informationen über besonders zu beachtende, kritische Prozesse bereit gestellt werden.

Aber auch die genaue Identifikation der Äquivalenzprozesse bedürfte im betrieblichen Anwendungsfall u.U. einer Orientierungshilfe. Insbesondere für eine Reihe von Standardentsorgungswegen (z.B. Mitverbrennung in Zement- oder Kraftwerken, Hausmüll- oder Sonderabfallverbrennungsanlagen) ließen sich entsprechende Systeme und Rechengrößen vorstrukturieren.

Grundsätzlich müsste dem betrieblichen Anwender ein Pool mit KEA-Daten für eine Vielzahl von Prozessen zur Verfügung stehen, mit dem in unkomplizierter Weise der Primärenergieaufwand des Entsorgungsablaufs wie auch der ggf. eingesparten Primärprozesse bilanziert werden könnte. Möglicherweise ließen sich vorhandene, am Markt verfügbare Datensammlungen (z.B. „KEA – mehr als eine Zahl“, vom Umweltbundesamt mit dem Öko-Institut, Darmstadt, veröffentlicht) in einfacher Weise unmittelbar nutzen. Andernfalls wäre auf der Basis dieser und weiterer Quellen eine umfassende KEA-Datenliste separat zu erstellen und diese z.B. als Excel-Spreadsheet einer einfachen Nutzung zugänglich zu machen.

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass die KEA-Methode nicht nur für den abfallerzeugenden Betrieb von Nutzen sein, sondern auch den Entsorgern klare Hinweise auf Schwachstellen in Verwertungs- und Beseitigungsprozessen geben und dabei helfen kann, die richtigen Schritte zur Optimierung von technischen Prozessen zu identifizieren.

Hochwertigkeit und Umweltverträglichkeit

Im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz finden sich zwei unterschiedliche Begriffe zur Bewertung von Entsorgungsoptionen. In § 5 Absatz 2 KrW-/AbfG wird von der Hochwertigkeit eines Verfahrens gesprochen, in § 5 Absatz 5 und § 6 Absatz 1 KrW-/AbfG steht die „bessere Umweltverträglichkeit“ im Vordergrund.

Während der Begriff der besseren Umweltverträglichkeit auf den Vergleich konkreter Messgrößen wie Emissionen und Energie abstellt und damit eine entsprechende Datenbearbeitung erfordert, stellt Hochwertigkeit eine qualitative Wertung dar. Da diese einer eher einfachen und zugänglichen Wertehierarchie folgt, macht sich an ihr auch die öffentliche Diskussion über „Downcycling“, „Scheinverwertung“ oder „Öko-Dumping“ fest.

Die vorliegende Studie zeigt, dass die mit den beiden Begriffen verbundenen Ziele teilweise im Widerspruch stehen, d.h. eine hochwertige Verwertung ist nicht zwangsläufig auch die besser umweltverträgliche Verwertung:

- Bei den Gießereialsanden schneidet das „hochwertige“ Verfahren, die Regenerierung, ökologisch am schlechtesten ab, weit hinter dem Einsatz des Abfalls im Zementwerk oder als Versatzmaterial. Analoges zeigt sich bei Waschbenzinen, die umweltverträglichste Variante ist die Nutzung des Energieinhalts im Zementwerk, die als hochwertig einzustufende Redestillation schneidet hier schlechter ab. Der Grund liegt darin, dass beide Ausgangsstoffe einfach bzw. mit wenig Energieaufwand und Emissionsfreisetzung zu gewinnen sind. Der Sand wird im Tagebau abgebaut und lediglich klassiert, das Waschbenzin fällt als vergleichsweise einfaches Produkt bei der Erdölraffination an. Weil diese Produkte einfach herzustellen sind, würde eine hochwertige Verwertung mit entsprechend hohem Aufwand nicht nur dem Ziel der Ressourcenschonung entgegenstehen, sondern wäre zudem mit höheren Emissionen verbunden.
- Bei den zinkhaltigen Galvanikschlammern liegt das hochwertige Verfahren (pyrometallurgische Aufbereitung) – gibt man den toxischen Emissionen bei der Herstellung von Zink aus primären Erzen ein hohes Gewicht (s.o.) – vor der SAD und dem Bergeversatz. Die deutlich höheren Emissionen der primären gegenüber der sekundären Zinkverhüttung beruhen einerseits auf unterschiedlichen Grenzwerten, z.T. auch auf dem höheren Gehalt an begleitenden Schwermetallen im Zinkerz. Würden durch Abfallverwertung und Zinkneuerzeugung Emissionen in gleicher Weise auftreten (z.B. bei Anwendung gleicher Grenzwerte), würde die SAD und der Bergeversatz deutlich vor der Wiederaufbereitung rangieren. In diesem Fall ist der deutlich höhere Energieaufwand der Wiederaufbereitung gegenüber der Neuerzeugung darin begründet, dass der Wertstoff Zink bereits im Produktionsverfahren bzw. der nachgeschalteten Abwasserreinigung in eine „niederwertigere“ Form (Hydroxid) umgewandelt wurde, die eine Aufbereitung zum Ausgangsstoff Zink erschwert und ökologisch fragwürdig erscheinen lässt.

Die häufig mit einer hochwertigen Verwertung in Verbindung gebrachte Schonung von Ressourcen kann sich folglich dann ins Negative umkehren, wenn das Recycling eines Altstoffs zum Ausgangsprodukt mit eindeutig höherem Energieaufwand verbunden ist als eine Herstellung desselben Produkts aus primären Rohstoffen. Dies ist dann der Fall, wenn das Produkt generell mit eher wenig Aufwand herzustellen ist (Bsp. Gießereisand) oder die wertgebenden Stoffe in einem Altstoff stark verdünnt oder verunreinigt vorliegen und so einen erheblichen Aufwand benötigen (Bsp. Galvanikschlamm wie auch Gießereisand).

Eine Bewertung anhand der Hochwertigkeit stellt, da sie praktisch keinerlei Datenbearbeitung bedarf, gegenüber der KEA-Methode, nochmals eine erhebliche Vereinfachung dar. Damit können auch Fehleinschätzungen von Umweltsachverhalten – wie gezeigt – leichter auftreten. Für viele Fälle mag sie dennoch einen guten allgemeinen Maßstab für die Bewertung von Entsorgungsoptionen darstellen und ist sicher für eine „Regelvermutung“ unter Berücksichtigung der vorgenannten Erkenntnisse gut geeignet. Auch in den hier untersuchten Fällen wurde das hochwertigste Verfahren zumeist als das ökologisch vorteilhafteste eingestuft.

8 Literatur

Kapitel 2

- Arcadis/ifeu – Ökologische Bilanzierung von Altölverwertungswegen; im Auftrag des UBA, FKZ 203 01 382, in UBA Texte 20/00; Darmstadt-Heidelberg, 2000
- CML - Centrum voor Milieukunde – CML (Hrsg.): Environmental Life Cycle Assessment of Products – Volume 1: Guide.
Leiden, Oktober 1992, 96 S.; ISBN: 90-5191-064-9
- CML - Heijungs, R. et al.: Manual for the Environmental Life Cycle Assessment of Products, Centre of Environmental Science Leiden University, Dutch Organisation for Applied Scientific Research Apeldoorn, B&G Fuels and Raw Materials Bureau Rotterdam, 1991
- DIN EN ISO 14040 Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen; Deutsche Fassung der EN ISO 14040:1997, August 1997, 16 S.
- DIN EN ISO 14041 Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz; Deutsche Fassung der EN ISO 14041:1998, November 1998, 42 S.
- DIN EN ISO 14042 Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung; Februar 1999, 28 S.; deutsche Fassung der EN ISO 14042 : 1998, Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment.
- DIN EN ISO 14043 Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung; Januar 1999, 40 S.; deutsche Fassung der EN ISO 14043 : 1998, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation.
- Heyde, M., M. Kremer: Recycling and Recovery of plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies; LCA Documents ecomed-Verlag 1999
- ifeu-Institut Heidelberg GmbH, Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft; im Auftrag des UBA, FKZ 203 10 606, Heidelberg, 1997
- ifeu-Institut Heidelberg GmbH, Ökologischer Vergleich graphischer Papiere; im Auftrag des UBA, FKZ 103 50 120, Heidelberg, 1998
- ifeu-Institut Heidelberg GmbH, Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Behandlung von Klärschlamm aus Bremen. Im Auftrag der Bremer Entsorgungsbetriebe, Bremen, 1994
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): „Climate Change 1995 - The Science of Climate Change“.
Houghton, J. T. (Hrsg.), Cambridge: Cambridge University Press (1996)
572 S.; ISBN 0-521-56433-6
- IRIS - Integrated Risk Information System; U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington D.C. (2000) - <http://www.epa.gov/iris/stand-al.htm>

- Klöpffer, W.; Renner, I.: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien; in: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. Texte (Umweltbundesamt Berlin) 23/95 (1995) 228 S.
- KrW-/AbfG Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994. Bundesgesetzblatt Teil I 1994 S. 2705; zuletzt geändert am 25. August 1998, Bundesgesetzblatt Teil I 1998 S. 2455
- Öko-Institut – Dehoust et al. : Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied; Darmstadt 1998
- Ökopool – Jepsen, D.: Mineralöl-Raffinerie Dollbergen, Belastungsgutachten und Ökobilanzielle Bewertung der Altölaufbereitung; im Auftrag der MRD GmbH und dem Niedersächsischen Umweltministerium, Hamburg 1997
- Stern, R.: Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Methodenpapier zur Ökobilanz „Graphische Papiere“, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennziffer 103 501 20 (1997)
- UBA – Umweltbundesamt: Ökobilanz für Getränkeverpackungen; in UBA-Texte 52/95, Berlin 1995
- UBA – Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99; UBA Texte 92/99

Kapitel 3

- ABAG – Abfallberatungsagentur Baden-Württemberg (Hg): Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren – Galvanotechnik; Studie des FfG-ISI und der LGA Bayern, im Auftrag der ABAG; Fellbach 1995.
- BaWüLfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Auswertungen auf dem Begleitscheinverfahren.
- Bruch et al. - Bruch, K.H., D.Gohlke, C.Kögler, J.Krüger, M.Reuter, I.v.Röpenack, E.Rombach, G.Rombach, P.Winkler: Sachbilanz einer Ökobilanz der Kupfererzeugung und -verarbeitung; in: Metall Heft 4,5 und 6 Hüthig Fachverlage Heidelberg 1995
- EIPPC – European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau: Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries; Sevilla 2000
- EPA – Environmental Protection Agency: Integrated Risk Information System IRIS; Washington D.C. 2000

- Forschungsgemeinschaft Zink: Telefonische Mitteilung von Herrn Dr. Kallenberger (Forschungsgemeinschaft Zink – Düsseldorf) an das ifeu-Institut über den Stand einer Sachbilanzstudie zur Herstellung von Zink, am 19.10.2000
- Frischknecht et al.- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994
- Land Thüringen – Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt: Richtlinie für die Abdeckung und Begrünung von Kalihalden im Freistaat Thüringen – Kali-Haldenrichtlinie – vom 23.November 1995
- Prause, B., K. Kautz: Modellierung einer optimalen Oberflächenabdichtung für Rückstandshalden der Kaliindustrie, in Müll und Abfall 11/97, S. 684 – 691
- SBW – Sonderabfallentsorgung Baden-Württemberg: SAD Billigheim – die moderne Sonderabfalldeponie nach dem Multibarrierenkonzept, Fellbach 1994
- UBA – Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99; UBA Texte 92/99, Berlin 1999
- UBA – Umweltbundesamt: Ökobilanz für Getränkeverpackungen; in Texte 52/95, Berlin 1995
- Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A 28, VCH, Weinheim 1996

Kapitel 4

- Kunst, H.: Beispielhafte Anwendung des Life Cycle Assessment auf Verwertungsverfahren für Gießereialsande; Diplomarbeit an der Technischen Universität Berlin; Berlin 1996
- UBA – Umweltbundesamt: Ökobilanz für Getränkeverpackungen; UBA-Texte 52/95; Berlin 1995
- Winkler, H.D.: Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen; Vortrag im Haus der Technik, Essen, 3. Dezember, 1997
- Winterhalter, J., G. Mauersberger, P. Bars, D. Toussaint: Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren – Gießereialsande aus Eisen-, Stahl- und Tempergießereien; Studie des IfG und FhG-ISI im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg; Hg.: ABAG, Fellbach 1992

Kapitel 5

- Borucki, H. W. Fischer, P. Rességuier: Schülerduden. Die Chemie. 2. überarbeitete Auflage, Dudenverlagen, Mannheim 1988

- Folkins, Hilles, O.: Benzol. In Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, A 3; VCH-Verlag, Weinheim
- Fabri, J., U. Graese, Th. A. Simo: Toluol. In Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, A 27; VCH-Verlag, Weinheim
- Frischknecht et al.- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994
- Konrad, W.: Abfalleinsatz in der Zementindustrie. Eine kritische Beurteilung der ökologischen Auswirkungen; Wien 1994
- Kröger, K.: Ökologische Bilanzierung von Entsorgungsoptionen für nichthalogenierte Lösungsmittelabfälle; Diplomarbeit an der FH Lübeck und am ifeu-Institut, Heidelberg 1999
- Märker, W., H.H. Sittel, R. Busam: Aufbereitung gebrauchter Lösemittel. Verwertungsanlagen in Deutschland. Projektstudie 2; (Hg.) Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, Mainz, 1998
- Schröter, W., K.-H. Lautenschläger, H. Bibrack: Chemie Fakten und Gesetze; 13. Auflage, Buch- und Zeit-Verlagsgesellschaft mbH Köln 1985
- Umweltbehörde Hamburg: Umweltverträglichkeitsprüfung UVP der SAV der AVG; wesentliche Änderung der SAV. Freie und Hansestadt Hamburg, 1994
- UBA – Umweltbundesamt: Metalloberflächenreinigung mit CKW, KW und wässrigen Reinigern; in UBA Texte 65/94; Berlin 1994
- VDZ - Verein deutscher Zementwerke: Zement Taschenbuch. 48. Auflage, Bauverlage GmbH Wiesbaden – Berlin 1984
- Winkler, H.D.: Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen; Vortrag im Haus der Technik, Essen, 3. Dezember, 1997

Kapitel 6

- Arcadis-ifeu, Ökologische Bilanzierung von Altölverwertungswegen; Abschlussbericht zum FE-Vorhaben 203 01 382, im Auftrag des Umweltbundesamts; in UBA Texte 20/00, Darmstadt, Heidelberg 2000
- EPA – Environmental Protection Agency: Integrated Risk Information System IRIS; Washington D.C. 2000
- Grehl, Entwicklung eines keramischen Verfahrens zur Verarbeitung von energiehaltigen Erdmaterialien und energiehaltigen Reststoffen als Zuschlagstoff zur Ziegelherstellung; Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 144 058 812, Hüttisheim-Humlagen, 1995
- Krauss, J.: Inhalte von Leichtflüssigkeitsabscheidern – Studie im Auftrag des ifeu- Instituts im Rahmen der hier vorliegenden Forschungsarbeit, Achern, 1998

Winkler, H.D.: Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen; Vortrag im Haus der Technik, Essen, 3. Dezember, 1997

Kapitel 7

ABAG/ifeu: Pflichtenheft – Erarbeitung einer Systematik/Methode zur Bewertung von Verwertungsoptionen; Zusammenfassung von Phase I und Aufgabenbeschreibung für Phase II; im Auftrag der ABAG Abfallberatungsagentur und dem Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg, Fellbach, Stuttgart, Heidelberg, 1996

CML - Heijungs, R. et al.: Manual for the Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds, Centre of Environmental Science Leiden University, Dutch Organisation for Applied Scientific Research Apeldoorn, B&G Fuels and Raw Materials Bureau Rotterdam, 1992

CML - Heijungs, R. et al.: Life Cycle Assessment of Products – An operational guide to the ISO standard, Centre of Environmental Science Leiden University, Dutch Organisation for Applied Scientific Research Apeldoorn, B&G Fuels and Raw Materials Bureau Rotterdam, 2000 vorläufige Version

Heyde, M., M. Kremer: Recycling and Recovery of plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies; LCA Documents ecomed-Verlag 1999

UBA – Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99; UBA Texte 92/99, Berlin 1999

Verzeichnis der Anhänge

Anhang A: Diskussion zur Bedeutung von Investitionsgütern

Anhang B: Beschreibung zentraler Verfahren und Prozesse

A Diskussion zur Bedeutung von Investitionsgütern

1	Problemstellung.....	A-3
2	Beispiele.....	A-4
	2.1 Kraftwerke	A-4
	2.2 Deponie	A-5
	2.3 Lastkraftwagen	A-10
3	Schlussfolgerungen	A-12

1 Problemstellung

Ein entscheidender Schritt von Systemanalysen – seien es reine KEA-Berechnungen oder umfassende Ökobilanzen – besteht in der Festlegung der Systemgrenze. Hierbei wird definiert, ab welchem Punkt die Stoff- oder Energieumsätze der dem eigentlich interessierenden System vor- oder nachgelagerten Prozesse nicht mehr berücksichtigt werden. Ohne eine solche Grenze würde eine Ökobilanz zwangsläufig uferlos geraten: Bsp: die Herstellung eines Produkts erfordert neben Energie und Ausgangsstoffen die Herstellung von Produktionsmaschinen, die wiederum mittels anderer Maschinen hergestellt wurden, usw.. Der Aufwand für eine solche „umfassende“ Betrachtung würde gegen unendlich gehen.

Um so wichtiger ist es, die zwangsläufig notwendige Grenzziehung auf möglichst plausiblen und sachlich sinnvollen Kriterien zu begründen, wie es auch durch die ISO 14041 (Kapitel 5.3.3) eingefordert wird.

Breite Anwendung findet die Vorgehensweise, alle materialbezogenen Stoff- und Energieströme im Lebensweg eines Produkt- oder Abfallentsorgungssystems einzubeziehen, die Bereitstellung von Investitionsgütern, z.B. Prozessanlagen oder Infrastruktur, jedoch auszugrenzen. So wurde auch bei den in den Kapiteln 3, 4, 5 und 6 durchgeführten Systembetrachtungen vorgegangen.

Diese Entscheidung mag plausibel begründbar sein, sie bleibt jedoch eine Konvention und kann somit keine Gesetzmäßigkeit erlangen. So ist es durchaus denkbar, dass die Umweltwirkung eines Systems in erster Linie auf dem Materialaufwand einer Produktionsanlage beruhen kann. Ein populäres Beispiel wären Photovoltaikanlagen, die bei diesem Ansatz Strom zum „ökologischen Nulltarif“ liefern würden, deren Lebenszeitenergieertrag jedoch erst seit neuerer Zeit über dem Herstellungsaufwand liegt. Eine Ökobilanz zum Vergleich von Solarstrom mit konventionellem Netzstrom müsste damit notwendigerweise auf die Stromerzeugungsanlagen ausgedehnt werden. Aber auch hier wird an irgendeiner Stelle ein Schnitt zu setzen sein.

Das Dilemma besteht nun darin, bei einer Ökobilanz eine einheitliche Art der Systembegrenzung festlegen zu müssen, um den Aufwand überschaubar zu gestalten und dabei „Fehler“ in Kauf nehmen zu müssen. Eine definitive „Ganzheitlichkeit“ ist definitiv unerreichbar.

Im hier vorliegenden Fall wurden, wie bereits angeführt, die Bereitstellung von Investitionsgütern und Infrastruktur ausgegrenzt. Inwieweit hierdurch „Fehler“ auftreten können, soll anhand von ein paar Beispielen angerissen werden. Als Beispiele sollen die Errichtung eines Kraftwerks, die Errichtung einer Deponie, die Herstellung des Transportmittels Lkw sowie der Transportinfrastruktur dienen. Auf der Basis des KEA wird die Relation Nutzung und Bereitstellung aufgezeigt. Als Datengrundlage dienen dabei überwiegend Angaben aus ECOINVENT [Frischknecht, Hofstetter, Knoepfel 1994].

2 Beispiele

In Tabelle A-1 sind KEA-Werte für häufig benötigte Baumaterialien zusammengestellt. Auf diese wird in den folgenden Betrachtungen zurückgegriffen.

Tab. A-1 Zusammenstellung einer Reihe von KEA-Werten für Baumaterialien; Daten aus Frischknecht et al [1994], Umberto 3.0, ifeu-Datenbank

	KEA MJ/kg
Zement	3,52
Beton (14,4 % Zement)	0,757
Kies	0,125
Stahl	6,25
Kupfer	70
Aluminium	180
Kunststoff	
HDPE-Spritzguß	102,5
HDPE-Folie	75,1
Gummi, Reifen	66,4
Elektronik	500

2.1 Kraftwerke

Beispielhaft wird im Folgenden der KEA der Herstellung eines Kohlekraftwerks (500 MW_{el} mit E-Filter, REA und DENOX) aufgezeichnet. In Abb. A-1 werden die Anteile der Materialien und der Energie zum KEA der Errichtung des Kraftwerks dargestellt. Daraus ist ein Übergewicht des Energieverbrauchs gegenüber dem Materialaufwand zu erkennen. Insgesamt ergibt sich für den Bau des Kraftwerks ein KEA von ca. 2,5 TJ. Bezogen auf eine angenommene Lebensleistung von 150.000 Volllaststunden bedeutet dies, dass der KEA der Errichtung des Kraftwerks etwa 0,17 % des KEA der Stromerzeugung ausmacht.

Die Größenordnung von <1 % des Anteils des Bauwerks Kohlekraftwerk bezogen auf den KEA des erzeugten Stroms kann eindeutig als vernachlässigbar für den üblichen Rahmen von Ökobilanzen angesehen werden.

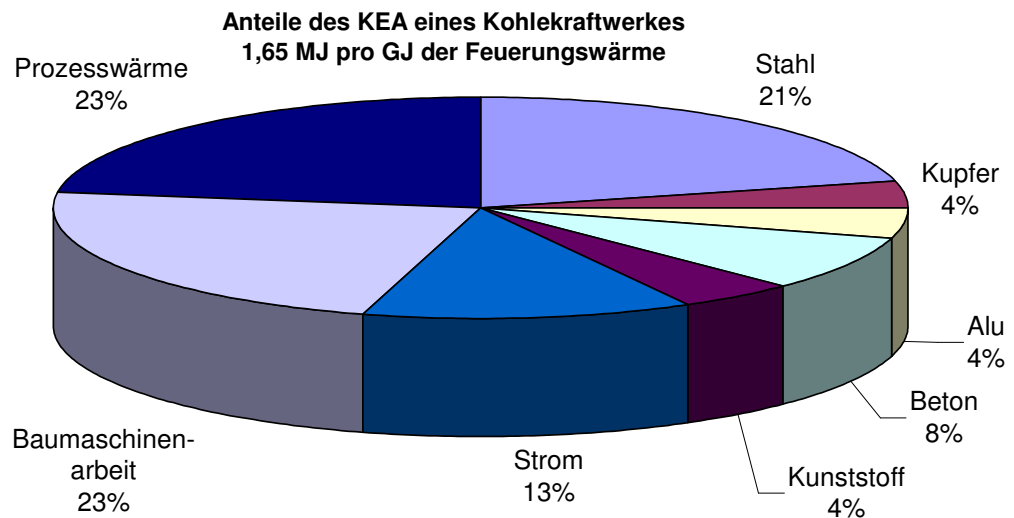


Abb. A-1 Anteile der Baumaterialien und Energieaufwendungen zum KEA eines Kohlekraftwerks; nach Frischknecht et al [1994].

2.2 Deponie

Als zweites Beispiel dient die Errichtung des Bauwerks Deponie. Hierbei wird der KEA exemplarisch für die Sonderabfalldeponie Billigheim auf der Basis von Angaben zum materiellen Herstellungsaufwand für das Deponiebauwerk aus der Selbstdarstellung der Einrichtung [SBW 1994] und verschiedenen Datenquellen zum spezifischen KEA von Arbeits- und Materialbereitstellungsaufwand rechnerisch abgeschätzt. In Tabelle A-2 sind alle Rechengrößen aufgeführt. Abbildung A-2 veranschaulicht die Hauptbeiträge zum KEA der Deponie.

Als Gesamtsumme inklusive Bauwerk (Planum, Basis-, Oberflächenabdichtung, Drainage, Rekultivierung, Randdämme), Gebäude, Tanks und Erschließungsflächen ergibt sich danach ein KEA von etwas über 140 TJ, wobei die Erschließungsflächen (in der Höhe dominiert vom Bitumenbedarf) den bei weitem höchsten Teil ausmachen. Dann folgen die Kunststoffkomponenten (drei Lagen HDPE-Folien plus zwei Lagen Geotextil plus Dränagerohre).

Umgelegt auf die Gesamtkapazität der Deponie (1,19 Mio. Abfall) ergibt sich damit ein spezifischer KEA von 120 MJ pro t Abfall. Gemessen am betrieblichen Aufwand der Deponie inklusive Transport (296 MJ/t) stellt diese Größenordnung mit 40 % einen erheblichen Beitrag dar. Der Investitionsgüteranteil kann bei einer Deponie somit bedeutenden Umfang einnehmen, je nachdem an welcher Stelle die Systemgrenze gezogen wird (Deponiebauwerk, Gebäude, Technische Einrichtungen, Straßenflächen und Wendeplätze, Deponiefahrzeuge etc.).

Tab. A-2 Basisdaten zur Errechnung des KEA der Errichtung einer Sonderabfalldeponie (hier Deponie Billigheim)

Eingangsgröße/Material	Menge Einheit	Bemerkung
Gesamtfläche	10,8 ha	
Deponiefläche	7,2 ha	
bewegte Erde zur Erstellung des Planums	3 m	Mächtigkeit angenommener Wert
entspricht als Masse	405.000 t	(Dichte von Erde mit 1,25 t/m ³ angesetzt)
Basis		
Einbringung von Sohldichtungsmaterial (Ton)	270.000 t	3 m mächtig
Anzahl der Aufbringungsprozeduren	12	
Übergänge der Stampffußwalze	4	
Aufbringung Kunststoffbahn (Basis)	198 m ³	Material mit 2,5 mm Dicke mit 10 % Überlappung
entspricht als Masse	190 t	(Dichte von HDPE-Folie 0,96 t/m ³ angesetzt)
Aufbringung Geotextil (Basis)	72 t	(PP-Vlies mit 1 kg/m ² Auflage)
Tonschutzschicht	16.200 t	18 cm bei 1,25 t/m ³
Sickerwasserrohre (200 mm)	3.600 m	bei 20 m Abstand zwischen den Leitungssträngen
Sickerwasserrohre (300 mm)	1.000 m	geschätzt
Schlacke	37.440 t	(40 cm bei 1,3 t/m ³)
Oberfläche + Rekultivierung		
Ausgleichsschicht	90.000 t	(100 cm bei 1,25 t/m ³)
Schlacke	28.080 t	(30 cm bei 1,3 t/m ³)
Aufbringung Kunststoffbahn (Oberfläche 1)	198 m ³	Material mit 2,5 mm Dicke mit 10 % Überlappung
entspricht als Masse	190 t	(Dichte von HDPE-Folie 0,96 t/m ³ angesetzt)
Schlacke	28.080 t	(30 cm bei 1,3 t/m ³)
Aufbringung Geotextil (Basis)	43 t	(PP-Vlies mit 0,6 kg/m ² Auflage)
Einbringung von Dichtungsmaterial (Ton)	54.000 t	0,6 m mächtig
Aufbringung Kunststoffbahn (Oberfläche 2)	198 m ³	Material mit 2,5 mm Dicke mit 10 % Überlappung
entspricht als Masse	190 t	(Dichte von HDPE-Folie 0,96 t/m ³ angesetzt)
Schlacke	28.080 t	(30 cm bei 1,3 t/m ³)
Aufbringung Geotextil (Basis)	43 t	(PP-Vlies mit 0,6 kg/m ² Auflage)

Eingangsgröße/Material	Menge Einheit	Bemerkung
Aufbringung Rekultivierungsmaterial	90.000 t	(100 cm bei 1,25 t/m ³)
Erschließung		
Verkehrsflächen	3,5 ha	Gesamte Fläche als Verkehrsfläche angenommen
bei 2,5 m Breite	7.000 m	
Materialien Straßenbau		
Bitumen	1 kg/m*a	(Datum aus ECOINVENT)
Schotter	20 kg/m*a	(Datum aus ECOINVENT)
Kiessand	86 kg/m*a	(Datum aus ECOINVENT)
Erdbewegung	0,1 m ³ /m*a	(Datum aus ECOINVENT)
Beton Randdamm	4.600 t	(1.000 m laufender Umfang des Damms, 2 m ² Umfang des Damms im Querschnitt und einer Dichte von 2,3 t/m ³)
Stahl (Gebäude und Tanks)	225 t	(nach ECOINVENT 150 kg Stahl pro m ³ Tankvolumen, Tankvolumen hier auf 1500 m ³ geschätzt)
Spezifische KEA-Faktoren		
Erdarbeiten		
Frontlader-Raupe	6 MJ/m ³	bewegtes Erdreich (Datum aus Ecoinvent)
Hydraulikbagger	5 MJ/m ³	bewegtes Erdreich (Datum aus Ecoinvent)
Transport		
Lkw	1,3 MJ/tkm	
Materialien		
HDPE-Folie	75 MJ/kg	(Datum von APME)
PP-Geotextil	75,1 MJ/kg	(Datum von APME)
HDPE-Rohr	67 MJ/kg	(Datum von APME)
kg pro m 200 mm Rohr	4,1 kg/m	(bei 5 mm Mächtigkeit und 1,3 t/m ³ Dichte)
kg pro m 300 mm Rohr	6,1 kg/m	(bei 5 mm Mächtigkeit und 1,3 t/m ³ Dichte)
Bitumen	45 MJ/kg	
Diesel für Bitumeneinbau	18 MJ/kg	(Datum aus ECOINVENT)
Kiessand/Schotter	0,08 MJ/kg	
Beton (14,4 % Zement)	0,76 MJ/kg	
Stahl	70 MJ/kg	

Eingangsgröße/Material	Menge Einheit	Bemerkung
Energieaufwand Deponieerstellung		
Herstellung des Planums	1.944 GJ	
Basisabdichtung		
Einbringung von Sohldichtungsmaterial (Ton)	1.296 GJ	
Verdichtung	432 GJ	Annahme 1/3 der Einbringung
Kunststoffbahn	14.275 GJ	
Geotextil	5.407 GJ	
Einbringung von Tonschutzschicht	78 GJ	
Sickerwasserrohre	1.385 GJ	
Einbringung von Schlacke	2.105 GJ	Antransport über 40 km und Einbau
Summe	24.978 GJ	
Oberfläche + Rekultivierung		
Einbringung von Ausgleichsschicht	432 GJ	
Einbringung von Schlacke (x 2)	1.708 GJ	(inkl. Antransport aus 40 km Entfernung)
Kunststoffbahn (x 2)	28.550 GJ	
Geotextil (x 2)	6.489 GJ	
Einbringung von Dichtungsmaterial (Ton)	259 GJ	
Verdichtung	86 GJ	Annahme 1/3 der Einbringung
Aufbringung Rekultivierungsmaterial	5.076 GJ	(inkl. Antransport aus 40 km Entfernung)
Summe	42.600 GJ	
Erschließung		
Bitumeneinbau	44.083 GJ	Annahme: über 100 Jahre wird die Erschließung
Schotter und Kiessand	5.936 GJ	angerechnet
Antransport Kies und Schotter	4.786 GJ	Annahme: Antransport über 50 km Jahre wird die Erschließung angerechnet
Randdamm	3.482 GJ	
Stahlbau	15.750 GJ	
Summe	74.037 GJ	
Summe Deponieerrichtung	143.559 GJ	

Errichtung der Deponie Billigheim Anteile am KEA (143 TJ gesamt)

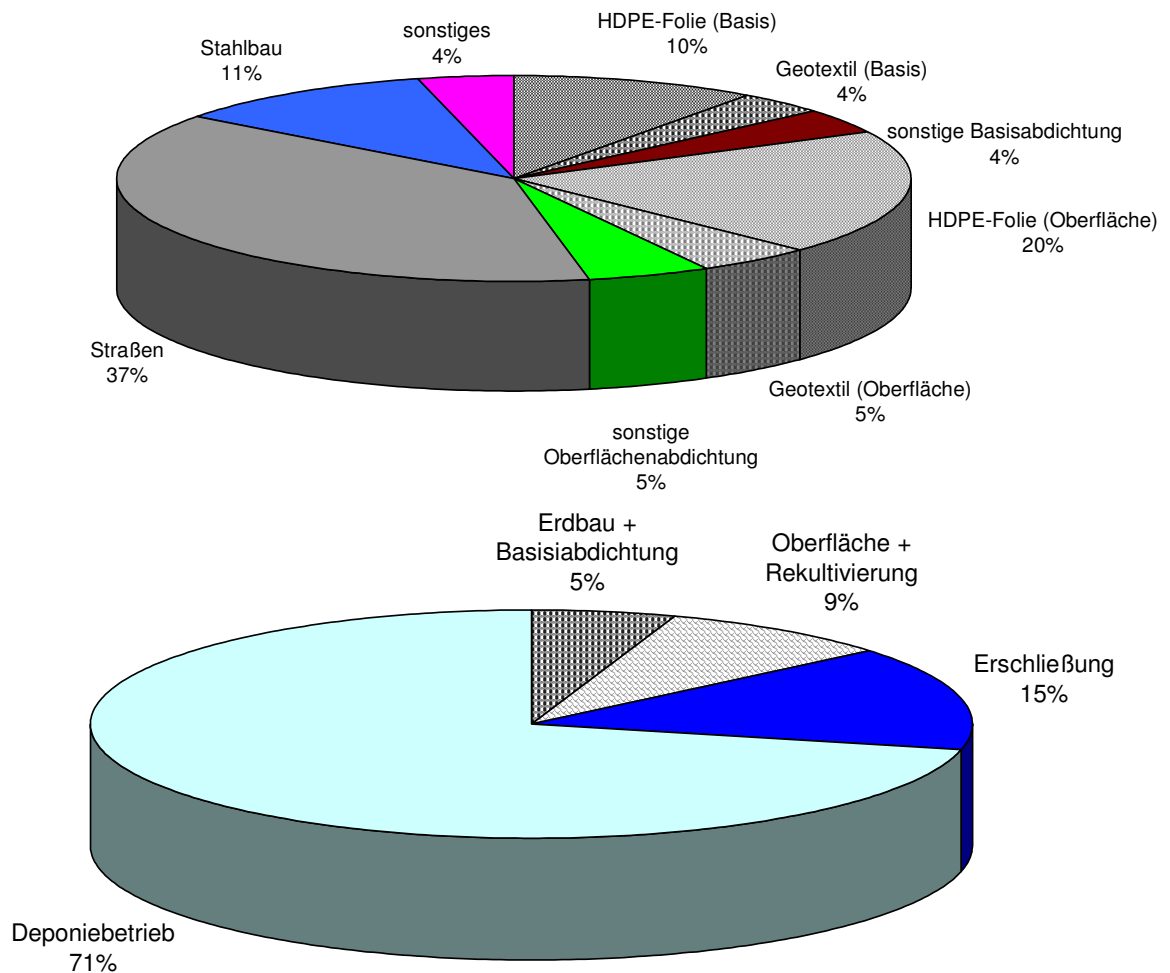


Abb. A.2 Vergleich des Aufwandes von Investitionsgütern und Betrieb;
oben: Anteile der Baumaterialien und Energieaufwendungen am KEA
der Errichtung der Deponie Billigheim [SBW 1994] [Frischknecht et al
1994], [ifeu-Datenbank]
unten: Vergleich der Errichtung mit Betrieb

2.3 Lastkraftwagen

Als drittes Beispiel dient die Herstellung eines Lkw. Exemplarisch wird ein großer Lastzug mit 16 t Eigengewicht und höchstzulässigem Gesamtgewicht von 40 t bilanziert. Die materialbezogene Zusammenstetzung sowie der Energiebedarf für die Montage ist in Tab. A-3 mit dem resultierenden KEA zusammengestellt. Die Anteile am KEA werden in Abb. A-3 grafisch veranschaulicht.

Tab. A-3 Material-, Prozessenergiebedarf sowie resultierender KEA eines LKW mit 16 t Eigengewicht

	Bedarf pro Lkw		KEA in MJ pro Lkw
Stahl	11,2	t	70.000
NE-Metall	1,6	t	288.000
Kunststoff	0,8	t	82.000
Reifen/Gummi	1,1	t	73.000
Elektronik	0,01	t	5.000
Strom	85.000	MJ	287.000
Prozesswärme	80.000	MJ	101.000
Summe			906.000

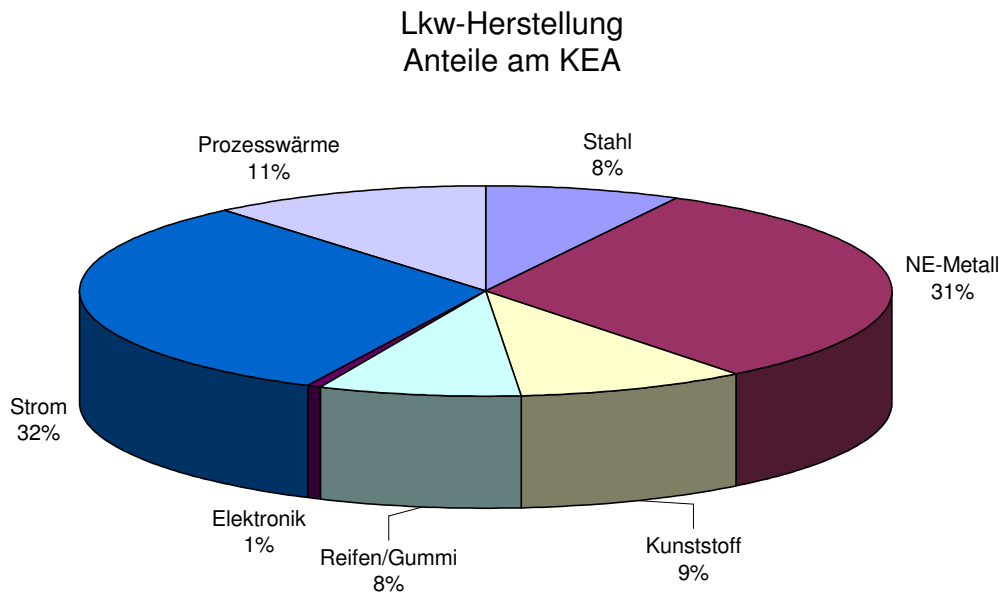


Abb. A-3 Anteile der Materialien und Energieaufwendungen am KEA eines Lkw nach Frischknecht et al [1994], ifeu-Datenbank

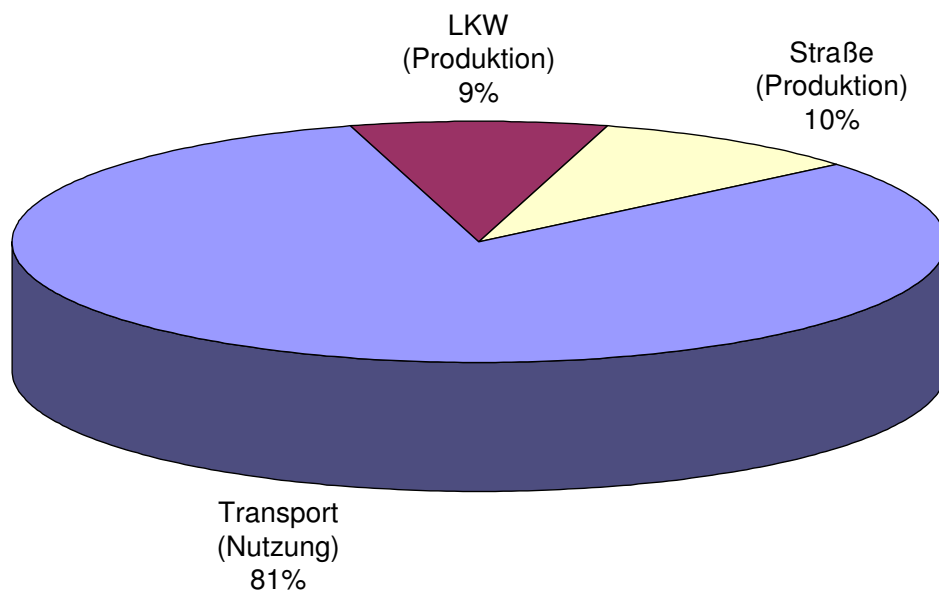


Abb. A-4 Vergleich KEA der Lkw-Nutzung mit dem KEA der Lkw-Herstellung sowie der Herstellung der Infrastruktur „Straße“

In Abb. A-4 wird der KEA zur Herstellung des Lkw mit dem KEA seiner Transportleistung verglichen. Setzt man die Nutzungsdauer bis zur vollständigen Abschreibung des Lkw an (die wäre nach ca. 300.000 km erreicht, was bei angenommener Vollausslastung 7 Mio. tkm entspricht) ergibt sich ein Anteil von 10 % durch die Herstellung. Mit diesem Ansatz erweist sich der Anteil dieses Investitionsguts am Prozess „Transport“ als durchaus signifikant. Allerdings ist zu bedenken, dass normalerweise am Ende der Abschreibung die reale Lebenszeit eines Lkw bei weitem nicht vollendet ist. Üblich ist ein Weiterverkauf an ausländische Speditionen, wobei eine Nutzungskaskade „Italien – Maghreb – Westafrika“ nicht untypisch ist. Die Statistiken des Verbands der Automobilindustrie (VDA) geben jedoch lediglich einen Hinweis über das erste Exportland. Welche Transportleistung ein Lkw über die gesamte Lebenszeit genau erbringt, ist somit in keiner Weise abschätzbar. Es liegt jedoch nahe, dass sie sehr weit über den angesetzten 300.000 km liegt. Zieht man dies in Betracht, dann ist der Anteil des Investitionsgutes Lkw am Gesamtenergieverbrauch der Dienstleistung Transport eher wenig signifikant.

Zu den Investitionsgütern im Straßengüterverkehr ist neben dem Transportmittel allerdings auch die Infrastruktur – in diesem Fall die Straße – zu zählen. Nach Angaben von Frischknecht et al [1994] liegt z.B. der Bedarf an Bitumen pro tkm bei 3,5 g. Umgerechnet in KEA entspricht dies rund 0,15 MJ/tkm – bezogen auf den Transportaufwand des Lkw sind dies 12 %. Der Straßenbelag schlägt damit in vergleichbarem Maße wie die Lkw-Herstellung (bezogen auf den Abschreibungszeitraum) zu Buche, wie in Abb. A-4 ebenfalls zu erkennen ist.

Grundsätzlich lässt sich die Betrachtung auf weitere Segmente, wie den Wartungsaufwand oder die Straßenbeleuchtung etc. erweitern, wobei hier das eingangs dieses Anhangtexts geschilderte Abgrenzungsproblem in Erscheinung tritt. Die Berechnungen

zur Lkw-Herstellung wie auch zum Straßenbau zeigen jedoch, dass hier die Investitionsgüter einen signifikanten Beitrag zur Gesamtlast des Systems Transport liefern, wenngleich der Transport selbst die bestimmende Größe bleibt. In Systemanalysen, deren Ergebnis stark von den Transporten beeinflusst werden, kann dieser Aspekt daher von Bedeutung sein.

3 Schlussfolgerungen

Die drei Beispiele machen deutlich, dass die Relation Prozessaufwand gegenüber Investitionsaufwand bezogen auf den Energieaufwand sehr unterschiedlich ausfallen kann. Bei der Deponie kann der Aufwand der Investitionsgüter bis zu 40 % des Betriebsaufwands ausmachen, bei Kraftwerken ergibt sich weniger als 1 %. Solche extremen Unterschiede sind durchaus plausibel, wenn man sich verdeutlicht, dass die Ablagerung von Abfällen auf einer Deponie kein sonderlich aufwändiger Vorgang ist, während das Bauwerk – zieht man die ganze Infrastruktur mit in Betracht – von vergleichsweise komplexer Natur ist. Dagegen setzt ein Kraftwerk (oder auch jede andere großtechnische Produktionsanlage) über seine Standzeit hinweg eine erheblich größere Materialmenge durch, als zu seiner Errichtung notwendig ist.

Die Vernachlässigung des Beitrags von Investitionsgütern im Rahmen von Ökobilanzierungen – wie es mit Ausnahme des Ecoinvent-Ansatzes der ETH Zürich [Frischknecht et al. 1994] generell üblich ist – sollte daher keinesfalls unreflektiert erfolgen. Eine Sensitivitätsanalyse kann in vielen Fällen angebracht sein.

Allerdings zeigen die Praxisanwendungen, dass gerade Deponien kaum nennenswerte Beiträge zum Energieaufwand von Lebenswegssystemen einnehmen. Auch eine Abweichung von 40 % ist meist im Ergebnis unauffällig. Man mag daher bei deren Vernachlässigung nur in wenigen speziell gelagerten Fällen Gefahr laufen, ein Fehlurteil zu fällen. Demgegenüber bleiben die komplexen Probleme bei einer klaren Bestimmung der Systemgrenze, will man Investitionsgüter grundsätzlich in den Bilanzraum mit aufnehmen. So wirft das Beispiel des Lkw die Frage auf, ob eine Berücksichtigung des Lkw selbst ausreichend ist oder ob der Straßenbau unverzichtbar einzubeziehen ist, wie auch viele weitere damit verflochtenen Prozesse und Dienstleitungen (Straßenbeleuchtung, Werkstätten etc.).

Es sei daher empfohlen, bei einer Bilanzierung Investitionsgüter zunächst nicht zu berücksichtigen, sofern nicht ein begründeter Verdacht besteht, dass sie einen deutlichen Einfluss auf das Ergebnis nehmen könnten.

Literatur

Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994

SBW – Sonderabfallentsorgung Baden-Württemberg: SAD Billigheim – die moderne Sonderabfalldeponie nach dem Multibarrierenkonzept, Fellbach 1994

B Beschreibung zentraler Verfahren und Prozesse

In diesem Anhang sind ausführlichere Beschreibungen zu den wesentlichen bei der Bewertung der Entsorgungsoptionen betrachteten Prozessen zusammengestellt. Im Einzelnen handelt es sich dabei um:

1	Pyrometallurgische Sekundärzinkaufarbeitung	B-2
2	Pyrometallurgische Primärzinkverhüttung (Imperial Smelting)	B-5
3	Mechanisch-thermische Regenerierung von Gießereialsand.....	B-7
4	Destillation von gebrauchten Lösemitteln	B-10
5	Reraffination von Ölabfällen	B-23
6	Zementwerk.....	B-26
7	Ziegelei.....	B-31
8	Versatz unter Tage	B-36
9	Entnahme und Aufbereitung von Ölabscheiderinhalten	B-49
10	Sonderabfallverbrennungsanlage	B-55
11	Sonderabfalldeponie.....	B-57

1 Pyrometallurgische Sekundärzinkaufarbeitung

Bereits seit nahezu 100 Jahren werden zinkhaltige Produktionsabfälle zum Zweck der Zinkrückgewinnung aufgearbeitet. Die mengenmäßig größte Bedeutung nehmen dabei die Filterstäube aus Stahlwerken ein, in welchen Zink stark angereichert vorliegt. Nach EIPPC [2000] nimmt der Anteil von Sekundärzink an europäischen Produktionsvolumen 30 % ein.

Für die Verhüttung von Sekundärzink hat sich vorrangig die Technik des Wälzofens (siehe Abbildung B 1-1) und des New-Jersey-Muffelofens etabliert. Als Produkt entsteht hierbei Zinkoxid, welches nach weiterer Reduktion in einem Schmelzofen auch zu metallischem Zink verhüttet werden kann. Zinkschrotte werden direkt in Schmelzöfen eingesetzt, wobei neben dem „klassischen“ Imperial Smelter-Verfahren (siehe auch Kapitel 2) in Deutschland auch das Contop-Verfahren von KHD Anwendung findet.

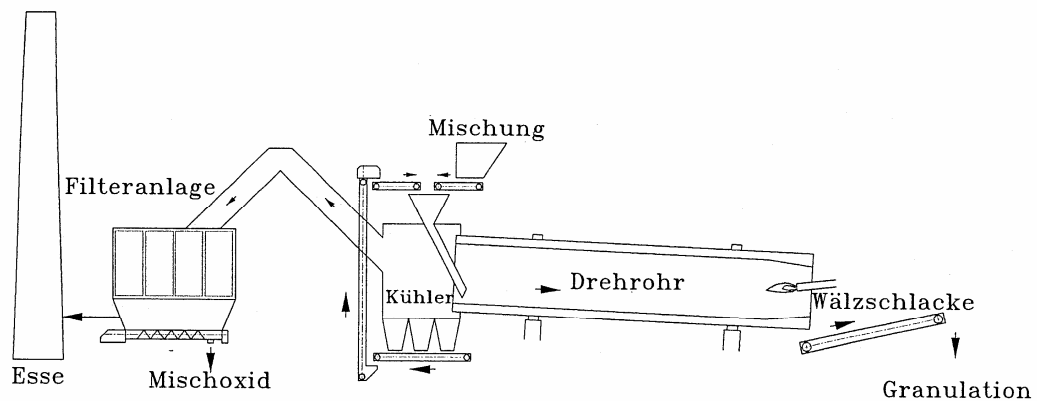


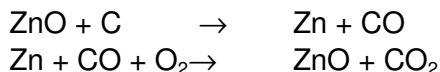
Abb. B 1-1 Schema einer Wälzanlage; aus [Rehbein 1997]

Zinkabfälle vom Typus der Galvanikschlämme bedürfen vor der Verhüttung in aller Regel einer Konditionierung. Dabei werden sie mit den anderen Einsatzstoffen untereinander vermischt und pelettiert oder auch brikettiert. Der Wassergehalt des Inputgemischs eines Wälzofens liegt in der Regel im Bereich von 10 %.

Bei den in Betrieb befindlichen Hüttenwerken für Sekundärzink sind zwei verschiedene Strategien zu erkennen: Je nach Marktanbindung zielen die einen Unternehmen auf die Herstellung von Zinkoxid oder auf metallisches Zink (über das Zwischenprodukt Zinkoxid). Dies setzt jedoch unterschiedliche Prozesse bzw. Prozessstufen voraus, wobei an den Unternehmensstandorten häufig ein sehr komplexes Verfahrensnetz mit verschiedenen zeitgleich aufgearbeiteten Materialien und erzeugten Produkten vorherrscht.

Daneben muss zwischen Verfahrensarten mit neuerem Entwicklungsstand und solchen, deren Verfahrenskonzept schon seit etlichen Jahrzehnten etabliert ist, unterschieden werden.

Der zentrale im Wälzprozess ablaufende Reaktionsmechanismus lässt sich wie folgt formulieren:



Aus der Gleichung ist erkennbar, dass eine chemische Umwandlung im Ergebnis gar nicht erfolgt, sondern dass der Sinn des Umwegs über die Reduktion mit Koks und anschließender Verbrennung des metallischen Zinkdampfs wiederum zu ZnO in einer Aufreinigung des Zinkoxids besteht. Anders als bei der Röstung sulfidischer Zinkerze (ZnS, siehe nachfolgendes Kapitel) setzt der Wälzprozess folglich keine Energie frei, sondern beansprucht solche in Form von Koks.

Am Beispiel der Anlagen der Firmen B.U.S. in Duisburg und der Harzer Zink GmbH in Goslar wird ein typischer Verfahrensablauf geschildert. Der Kern des Verfahrens besteht aus einem Drehrohrofen (Wälzrohr) von ca. 40 m Länge und 3 m Durchmesser, in welchen die Abfälle mit 25 % Zink-Gehalt vermischt mit Steinkohlekoks und anderen Zuschlägen aufgegeben wird.

Die Temperatur muss deutlich unterhalb des Schmelzflusses bleiben. Das Zink wird durch den Kohlenstoff im Koks reduziert, verdampft und unmittelbar darauf durch den in der Ofenatmosphäre enthaltenen Sauerstoff oxidiert. Das gebildete Zinkoxid wird mit dem Abgas, welches im Gegenstrom zur Aufgabe austritt aus dem Ofen ausgetragen. Das Abgas durchläuft nach Kühlung eine Filteranlage, worin das Zinkoxid – welches erfahrungsgemäß immer Blei und Chlor, aber auch Cadmium enthält – als sogenanntes Mischoxid abgeschieden wird. Die Abluft verlässt nach nochmaliger Filterung die Anlage über Schornstein. In den Anlagen in Deutschland gelten jeweils vergleichsweise hohe Anforderungen an die Abgasreinigung, welche mittels Gewebefilter und Koksadsorption (Filsorption) zur Abreinigung von Schwermetallen (v.a. Cadmium und Blei) erfolgt. Die nichtflüchtigen Materialien bilden eine trocken teigige Schlacke, die in Wasser granuliert und in aller Regel im Straßenbau verwertet wird.

Das gewonnene Misch- oder Wälzoxid wird in Zinkhütten zusammen mit Erzen weiterverhüttet. Üblich ist hier das thermische Imperial Smelting Verfahren (siehe Kapitel 2), welches auch den im Mischoxid vorhandenen Bleianteil rückgewinnen lässt. Zur Einbringung in den Schmelzofen wird das Wälzprodukt heiß brikettiert. Das Produkt besteht in Rohzink und (je nach Gehalt) Rohblei.

Aufgrund des Chlorgehaltes ist ein Einsatz des Wälzoxids in einer Zinkelektrolyse in aller Regel nicht möglich. Durch alkalische Laugung kann jedoch der Anteil an Nichtmetallen im Mischoxid extrahiert werden. Eine Innovation stellt das von B.U.S. entwickelte SDHL-Verfahren²³ dar, welches neben einer effizienteren Art der Pelletierung vor dem Wälzprozess eine zweistufige Laugung integriert, durch die eine Produktqualität erzeugt wird, die sich in der Zink-Elektrolyse verwenden lässt [Saage 2000].

23 SDHL: Nach den Entwicklern Saage, Dittrich, Hasche und Langbein benannt.

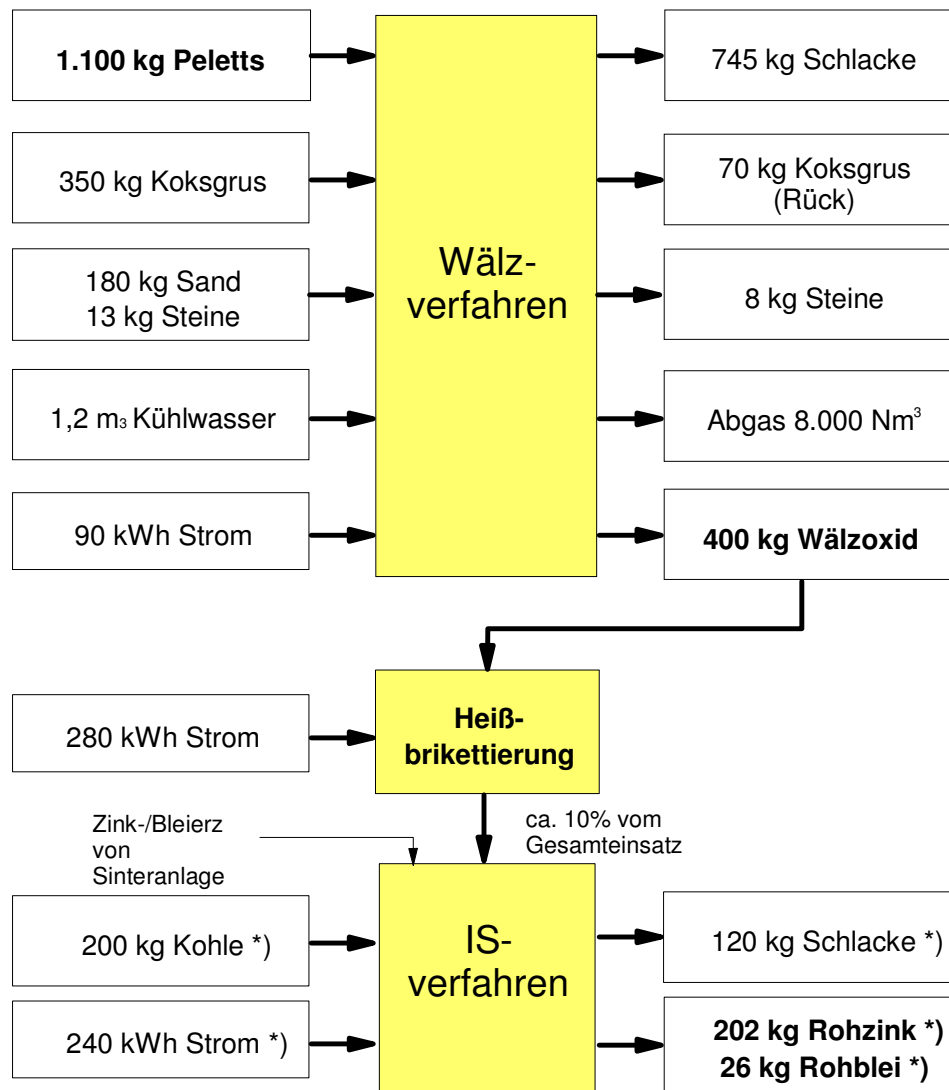


Abb. B 1-2 Schema der Stoff- und Energieflüsse einer herkömmlichen Wälzanlage *) bezogen auf den Einsatz an Wälzoxid [nach dem ifeu intern vorliegenden Unterlagen]

Literatur

EIPPC – European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau: Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries; Sevilla 2000

Frischknecht et al.- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994

Rehbein, J. Harzer Zink GmbH, Goslar: Schlammverwertung in niedersächsischen Hüttenbetrieben; NGS-Workshop 5/97, Hannover 1997

Saage, E.: Schriftliche Mitteilungen zum SDHL-Verfahren an das ifeu-Institut vom 29.08.2000

Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A 28, VCH, Weinheim 1996

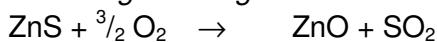
2 Pyrometallurgische Primärzinkverhüttung (Imperial Smelting)

Der Imperial Smelting Process (IS) stellt das gängigste pyrometallurgische Verfahren zur Gewinnung von Zinkmetall aus sulfidischen Erzen dar. Sein Einsatz gegenüber den insgesamt dominierenden hydrometallurgischen Verfahren wird vor allem dann bevorzugt, wenn es sich um vermengte Blei- und Zinkerze handelt. Meist sind auch vergleichsweise hohe Cadmiumanteile enthalten, deren Gewinnung ebenfalls angestrebt wird.

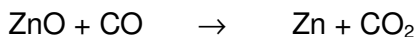
Der IS-Prozess kann mit getrennter vorgeschalteter oder im IS-Ofen selbst integrierter Sinterstufe ausgestattet sein. Die Sinterung dient dem Rösten der konzentrierten Erze, d.h. der Oxidation der Sulfide zu Oxiden. Dieser Prozess setzt Wärme frei, die im Schmelzprozess eingesetzt wird. Außerdem werden die Röstgase freigesetzt, die hohe Gehalte an Schwefel, Cadmium und Quecksilber enthalten. Diese Gase werden zur Abscheidung von Cadmium und Schwefelsäure aufgearbeitet.

Das Sintergut wird anschließend in die Schmelzstufe des IS zusammen mit Steinkohlelektroden aufgegeben und zu Rohmetallen verhüttet. Aus Koks und Luftsauerstoff entsteht CO, welches die Metalloxide reduziert. Die chemischen Hauptreaktionen des Verhüttungsprozesses lauten:

Sinterung/Röstung:



Reduktion



Das Blei fällt im IS-Ofen in erstarrter Form an der Ofenbasis an, das Zink wird als Zinkdampf über das Abgas abgeführt und über einen splash condenser mit flüssigem Blei gequenchet, von diesem absorbiert und bei der Abkühlung von diesem wiederum in flüssiger Form durch die unterschiedliche Dichte getrennt. Die mit einem geringen Heizwert versehenen Gichtgase werden gefiltert und zur Luft- und Koks vorwärmung verbrannt.

Daten zur Emission von Luftschadstoffen bei der Verhüttung von Primärzink liegen seitens Frischknecht et al. [1994], neuerdings auch seitens des Referenzdokuments zu besten verfügbaren Techniken bei Nicht-Eisen-Metallverhüttung [EIPPCB 2000] vor. Letzteres enthält auch Werte zur Schadstoffkonzentration von Prozessabwässern. Allerdings finden sich darin keine Angaben zu Frachten pro produzierter Menge an Zink.

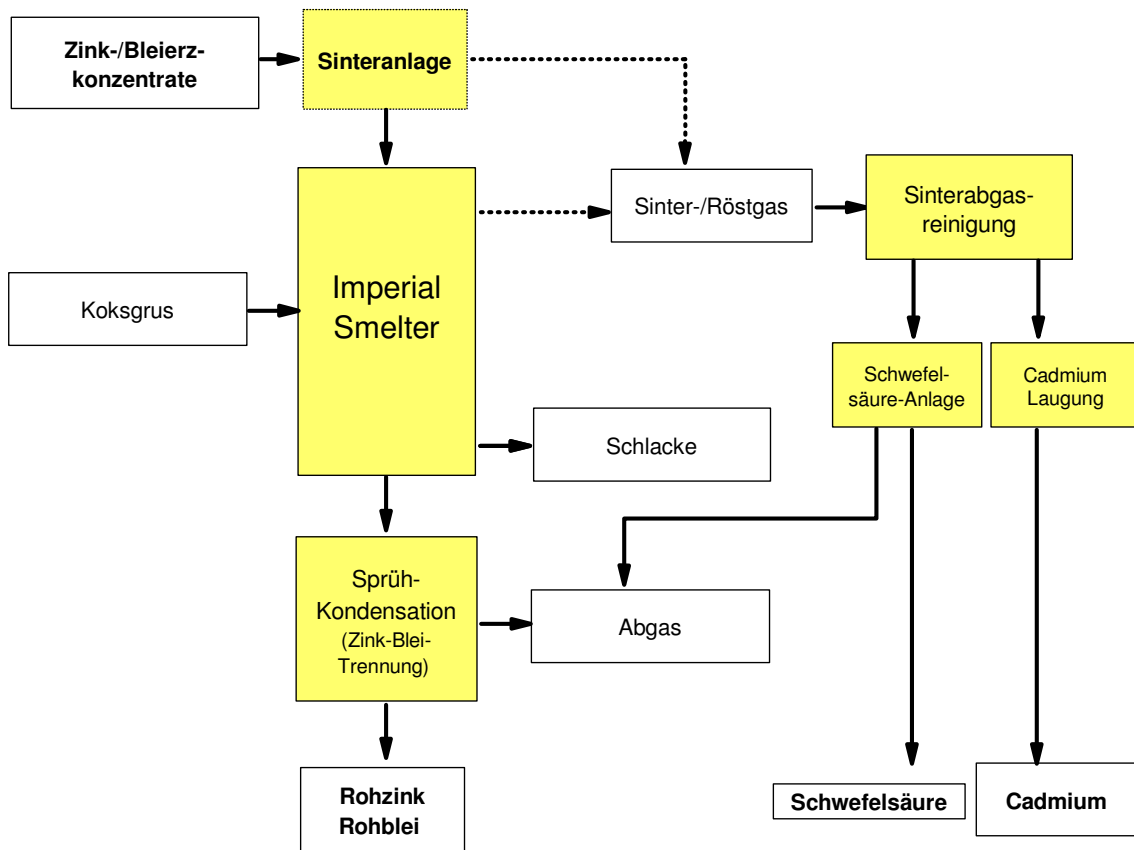


Abb. B 2-1 Schema der Stoffflüsse einer Imperial Smelting Anlage [nach EIPPC 2000]

Literatur

Frischknecht et al.- Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994

EIPPC – European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau: Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries; Sevilla 2000

Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Vol. A 28, VCH, Weinheim 1996

3 Mechanisch-thermische Regenerierung von Gießereisand

Der Gussprozess verändert die stofflichen Eigenschaften des Gießereisandes, sodass eine nochmalige Verwendung nicht direkt möglich, sondern eine Regenerierung erforderlich ist. Nach Winterhalter et al. [1992] liegen dabei folgende Störgrößen im Altsand vor:

- Knollen, Agglomerate oder Fremdkörper (→ Überkorn),
- staubförmige Feinanteile und Glanzkohlenstoffbildner (→ Unterkorn),
- Fremdstoffe wie Spritzmetall oder Schlacke,
- verschiedenartige wie auch thermisch belastete Bindemittelreste (z.B. totgebrannter Bentonit),
- geschädigter Formsand (z.B. rissige, zersplitterte Körner).

Neben diesen, die Funktionsfähigkeit des Sandes beeinflussenden Größen, sind auch gesundheitsschädliche organische Reaktionsprodukte (v.a. PAH) zu nennen, die eine Aufarbeitung vor einer Wiederverwendung notwendig machen.

Für eine Regenerierung zum Wiedereinsatz als Gießereisand im Eisenguss ist ein Aufarbeitungsprozess in Phasen üblich, der sich wie folgt untergliedert:

1. Vorbereiten des Sandes (Knollen aufbrechen, Metalle abscheiden),
2. Abtrennen des Bindemittels (mechanisch/oder thermisch – im Sonderfall der Nassregenerierung auch durch Waschen, Attrition und Schlämmstoffabscheidung),
3. Nachbehandlung (Klassierung) des Sandes.

Die zweite Phase verläuft im klassischen Fall auf mechanisch-thermische Weise, wobei hier wiederum eine Untergliederung in drei Stufen üblich ist: Auf eine erste mechanische Stufe (z.B. eine Prallanlage oder Scheuertrommel) folgt eine thermische (Wirbelschichtofen mit Nachverbrennung), an die sich wiederum eine zweite mechanische Stufe anschließt. Der Ablauf ist in B 3-1 schematisch dargestellt und sei im Folgenden kurz beschrieben:

Vorbereitende Schritte:

Vor einer Regenerierung muss das durch den Gussprozess verursachte Überkorn eliminiert werden. Dazu werden bevorzugt Brecheranlagen (z.B. Wendel- oder Backenbrecher) eingesetzt.

Über Magnet lassen sich Fe-Metallreste abtrennen. NE-Metall-Partikel sind üblicherweise in Altsanden des Eisengusses nicht enthalten. Für sie wäre eine Wirbelstromabscheidung erforderlich.

Durch eine abschließende Schutzsiebung wird verbleibendes Überkorn entfernt. Dies besteht in der Regel aus keramischen Komponenten oder Schlacke, die nicht über die beiden vorangehenden Schritte entfernt werden können.

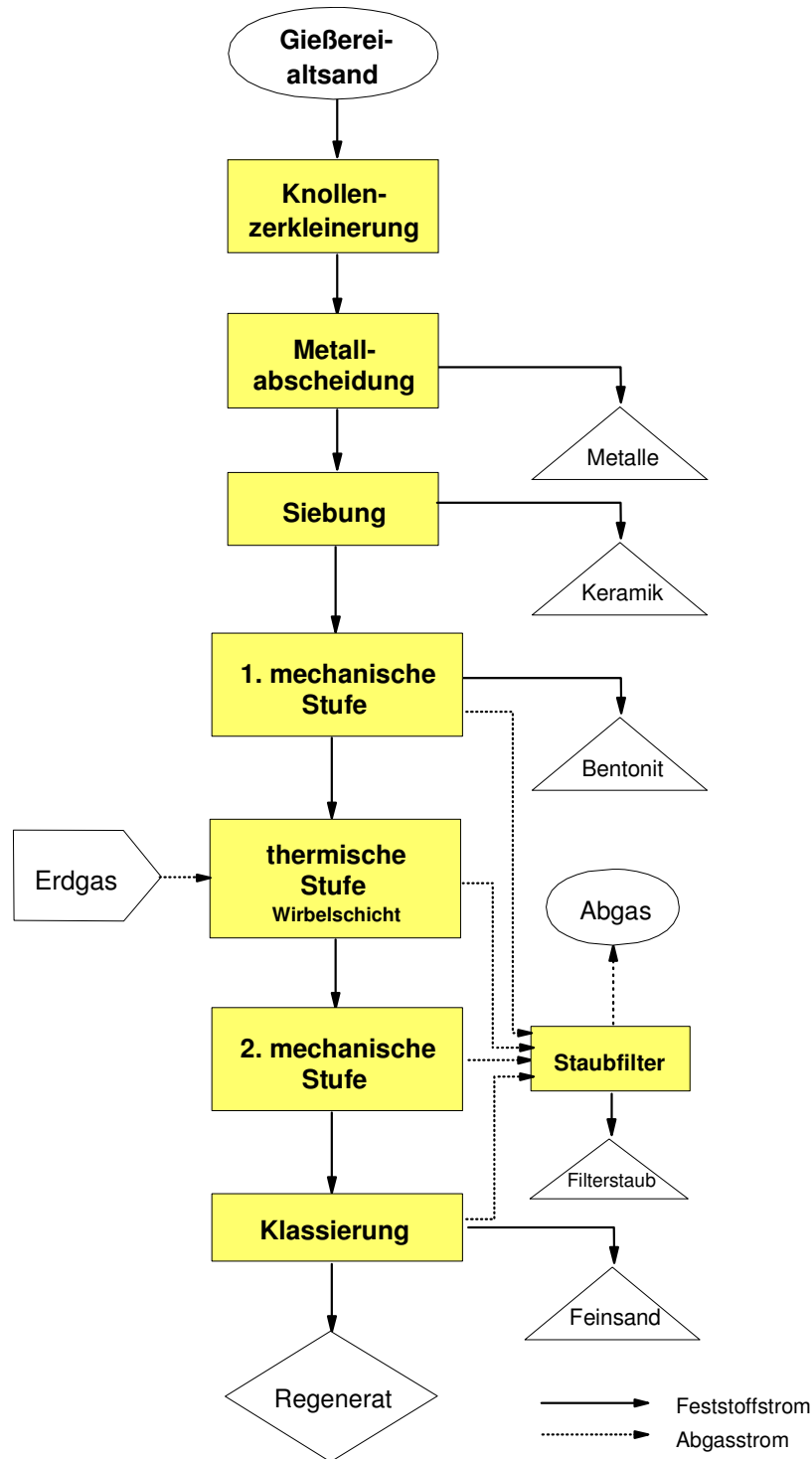


Abb. B 3-1 Schema der Stoffflüsse einer Anlage zur mechanisch-thermischen Regenerierung von Gießerei- altsanden aus Eisengießereien [nach Winterhalter 1992]

1. mechanische Stufe:

Die eigentliche Regenerierung hat zum Ziel, die im Altsand enthaltenen Bindemittel abzuscheiden. Diese sind entweder in Gänze (z.B. Harze) oder zum Teil (z.B. Bentonit) inaktiviert durch die vorhergehende Nutzung im Gussprozess. Bei den bentonit- und wasserglasgebundenen Sanden dient der erste Regenerierungsschritt vor allem der Rückgewinnung von noch aktivem Bindemittel und Glanzkohlenstoffbildnern (Schwarz-

stoff). Verzichtet man auf diesen Schritt, so könnten im thermischen Schritt die aktiven Bindemittelkomponenten auf die Sandkörner aufgebrannt werden, was zu einer erheblichen Erschwerung der Reinigung führen würde. Bei organisch gebundenen Sanden oder auch Mischsanden mit verschiedenen Bindemittelarten ist dieser Schritt verzichtbar.

Geeignete Techniken für diesen Schritt sind Scheuertrommeln, die einen chargenweisen Betrieb erlauben und durch gezieltes Scheuern und Absaugen unterschiedliche Staubfraktionen abtrennen lassen.

Thermische Stufe:

In dieser Stufe werden alle organischen Komponenten im Altsand – soweit nicht vorher abgetrennt – thermisch zerstört. Üblich ist hierzu ein erdgasbefeuerter Wirbelschichtofen mit Temperaturen zwischen 700 und 900 °C. Nach Kunst [1996] wird ein Bedarf von 11,3 m³ Erdgas pro Tonne zu behandelndem Sand angesetzt. Der vorgewärmte Sand wird in ein Wirbelbett eingestreut, welches durch die von unten durch einen Düsenboden eingeblasene Verbrennungsluft in einem „fluidisierten“ Schwebezustand gehalten wird.

Die thermische Stufe führt eine Reihe von Nachteilen mit sich. Zunächst stellt sie den mit Abstand größten Energieverbrauch bei der Regenerierung dar, was im üblichen Fall der fehlenden Wärmerückgewinnung besonders krass ausfällt. Zum anderen führt die Hitze zum Zerplatzen von Sandkörnern, was den Staubanteil erhöht und den Ertrag an Regenerat mindert. Dagegen ist der Reinigungsgrad durch die intensive Reibung der Sandkörner untereinander sehr hoch. Der hohe Staubanteil im Abgas bedarf allerdings einer adäquaten Filterung.

2. mechanische Stufe:

Hier erfolgt eine Trennung von Sand und anhaftendem Staub. Pneumatische Verfahren, wie z.B. Prallanlagen, sind hierzu geeignet.

Nachbearbeitung:

Die von allen Störkomponenten gereinigte Sandfraktion bedarf abschließend noch einer Klassierung, um als Endprodukt einen Gießereisand mit der erforderlichen Korngrößenverteilung zu erzielen.

Literatur:

- Winterhalter, J., G. Mauersberger, P. Bars, D. Toussaint: Vermeidung von Abfällen durch abfallarme Produktionsverfahren – Gießereialtsande aus Eisen-, Stahl- und Tempergießereien; Studie des IfG und FhG-ISI im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg; Hg.: ABAG, Fellbach 1992
- Kunst, H.: Beispielhafte Anwendung des Life Cycle Assessments auf Verwertungsverfahren für Giessereialtsande; Diplomarbeit an der TU Berlin, 1996

4 Destillation von gebrauchten Lösemitteln

Bei der großtechnischen Trennung von organischen Lösemittelgemischen spielen die Destillation und die Rektifikation eine große Rolle. In der Substanztrennung, vor allem von Flüssig-Flüssig-Gemischen, ist die Destillation die wichtigste industriell genutzte Methode, allerdings auch eine der energieintensivsten.

4.1 Funktionsprinzip der Destillation

Eine Destillation umfasst das Verdampfen der niedriger siedenden Gemischkomponente aus dem Flüssigkeitsgemisch durch Erhitzen und Wiederkondensieren des entstandenen Dampfes. Die Trennung der Substanzgemische hängt in erster Linie von den Konzentrationen der einzelnen Substanzen im Dampf und in der flüssigen Phase ab. Die Destillation kann sowohl im Chargenbetrieb als auch kontinuierlich beziehungsweise halbkontinuierlich betrieben werden.

Einfache Destillation

Die Anlage zur einfachen Destillation besteht im Wesentlichen aus der Destillationsblase (1), dem Kondensator, dem Destillatkühler (2), der Vorlage (3) und aus einer Rühreranlage (4) und wird häufig Destillations- oder Rührwerksblase genannt. Es ist möglich, Druck- oder Vakuumdestillationen durchzuführen. Dazu wird an die Anlage ein Kompressor oder eine Vakuumpumpe (5) angeschlossen. Eine Destillationsblase kann ein Volumen von 0,05 bis 25 m³ haben, je nach Gemischart wird sie zu 70 bis 80 % gefüllt [Vauck 1992]. Die Leistung einer solchen Anlage liegt bei kontinuierlichem Betrieb zwischen 0,5 und 1 t/h [Buchen Umweltservice GmbH 1998]. Der schematische Aufbau einer Anlage zur einfachen Destillation ist in B 4-1 dargestellt, die (Nummern) im Text beziehen sich auf die Anlagenteile in der Abbildung.

Rektifikation

Soll eine höhere Qualität des Destillates erreicht werden oder Lösemittelgemische in ihre Einzelkomponenten zerlegt werden, wobei die Siedepunkte der Einzelkomponenten nah beieinander liegen, so wird eine Rektifikation durchgeführt. Die Rektifikation kann mit dem Einsatzgemisch durchgeführt werden oder sie kann sich an die einfache Destillation, die zur Vorreinigung diente, anschließen.

Bei der Rektifikation besteht die Anlage aus einer Destillations-, Boden- oder Füllkörperkolonne, die häufig kontinuierlich betrieben wird, wobei das Einsatzgemisch meist in der Mitte der Kolonne zugeführt wird. Die aufsteigenden Dämpfe durchströmen in der Kolonne das bereits niedergeschlagene Destillat. Es kommt zu einer starken Durchmischung und damit zu einem intensiven Stoff- und Wärmeaustausch. Der Energieverbrauch steigt und die Zeit, bis ein Gemisch getrennt ist, auch. Es sind bei kontinuierlichem Betrieb Leistungen von 0,1 bis 0,4 t/h möglich [Buchen Umweltservice GmbH 1998]. Beim Verdampfen mitgeführte, höhersiedende Anteile bleiben zurück, so dass sich die niedriger siedenden Substanzen in der Vorlage (Kopf der Kolonne) und die höher siedenden in der Destillationsblase aufkonzentrieren. Auch diese Trennung kann sowohl im Vakuum als auch unter Druck geschehen [Vauck 1992, Borucki u.a. 1988].

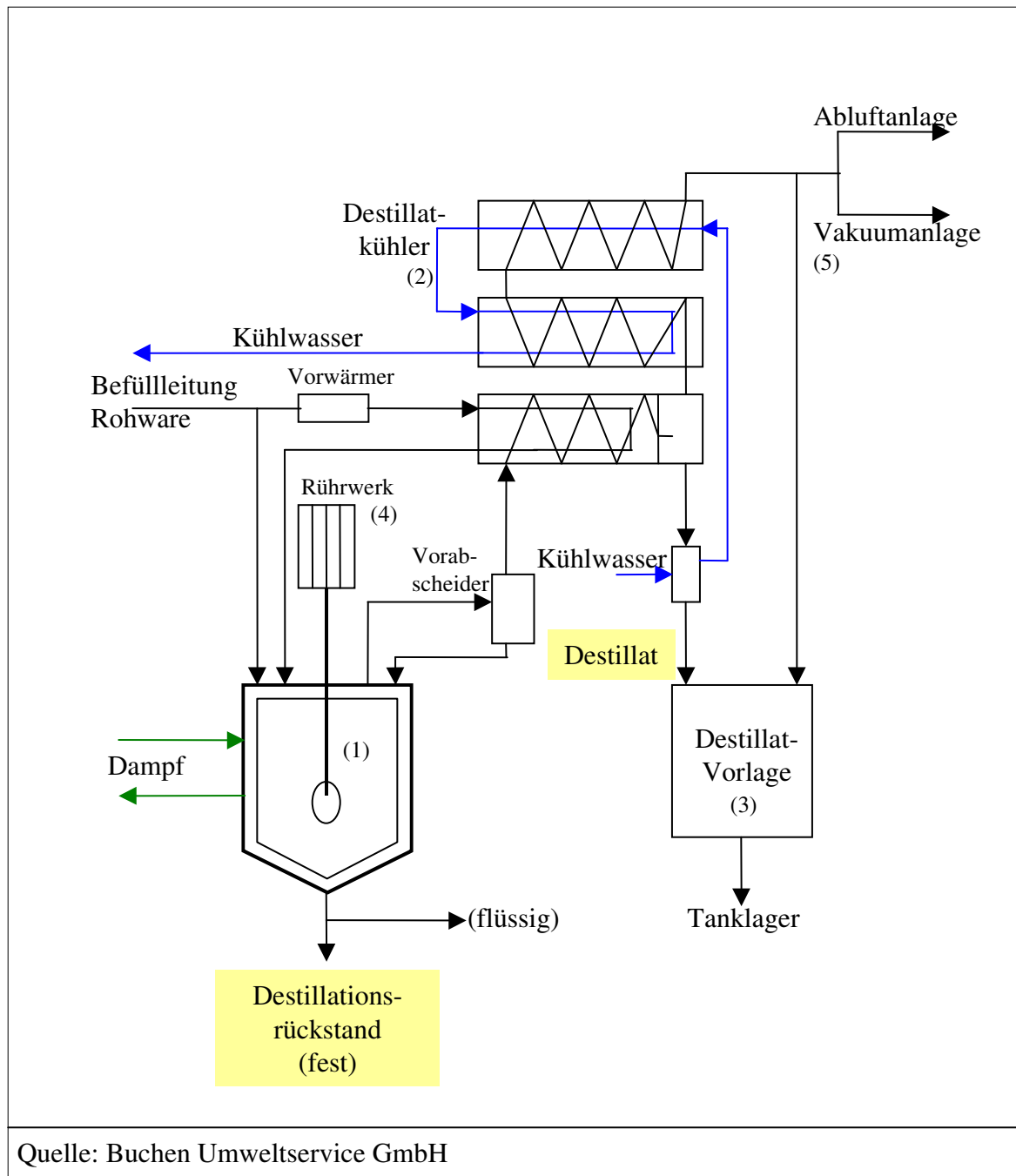


Abb. B 4-1 Schematischer Aufbau einer einfachen Destillation

4.2 Einsatz bei nichthalogeniertem Lösemittelabfall

Destillations- und Rührwerksblasen können aufgrund ihrer einfachen Bauweise und hohen Betriebssicherheit vielfältig zur Trennung von nichthalogenierten Lösemittelabfällen eingesetzt werden [Märker u.a. 1998]:

- im Chargenbetrieb und zur Trennung kleinerer Mengen,
- Trennung der Niedrigsieder von Hochsiedern beispielsweise zur Vorreinigung,

- bei oftmaligem Wechsel der Einsatzgemische,
- bei starken Konzentrationsschwankungen der Einsatzgemische,
- zur Vorreinigung stark verschmutzter Lösemittel.

Bei diesen Anwendungen wird die Anlage meistens mit einem Vakuum von etwa 100 mbar gefahren [UBA 1994].

Bei der einfachen Destillation von nichthalogenierten Lösemittelabfällen geht es in erster Linie darum, das Lösemittel von den Verunreinigungen zu trennen und ein verkaufsfähiges Regenerat des Lösemittels herzustellen. Die Verunreinigungen bestehen, je nach Herkunft und Anwendungsbereich des Lösemittels, aus einem Gemisch von Schmierölen, Fetten, Harzen oder auch Feststoffen wie Farbpigmenten und Metall- und Kunststoffspänen sowie Additiven, wie beispielsweise Alterungs- und Korrosionsschutzmitteln oder Stabilisatoren. In der Regel werden die angelieferten Lösemittelabfälle filtriert, um die groben Feststoffe vor der Destillation weitestgehend abzutrennen. Die Verunreinigungen haben einen Gesamtanteil am Abfall von 20 bis 30 Gewichtsprozent und verbleiben nach der Destillation als Sumpf in der Destillationsblase. Von der Art der Verunreinigungen und vom Verschmutzungsgrad hängt auch die Qualität des gewonnenen Regenerates ab. Die Verunreinigungen bestimmen auch die Entscheidung, ob der zu betreibende Aufwand der Destillation nicht zu hoch ist. Es muss berücksichtigt werden, ob beispielsweise die eingesetzte Energie zu hoch ist oder die Notwendigkeit einer anschließenden Rektifikation besteht.

Das nichthalogenierte Lösemittel oder Lösemittelgemisch kann nicht 100 %ig als Regenerat zurückgewonnen werden, da es sich bei der einfachen Destillation um ein einmaliges Verdampfen, Abführen und Kondensieren der Dämpfe handelt und zum Teil leichtflüchtige Verunreinigungen mitverdampfen. Das Lösemittel oder das Lösemittelgemisch verlässt während der Destillation das Einsatzgemisch, dadurch verarmt der in der Destillationsblase verbleibende Sumpf immer mehr an dem Lösemittel und die Temperatur des Sumpfes steigt an. Die Temperatur nähert sich so immer mehr den Siedebereichen der Verunreinigungen, sodass diese verdampfen und mitgerissen werden. Dadurch verschlechtert sich die Qualität des zu gewinnenden Destillates. Zur Gewährleistung einer hohen Qualität des Destillates und eines geringen Energieeinsatzes wird bei der Rückgewinnung nichthalogenerter Lösemittel nicht bis „zur Trockene“ destilliert, sondern im Destillationsrückstand verbleiben 5 bis 25 Gew.-% Lösemittel.

Bei Einsatz von Lösemittelgemischen, bei denen die Siedepunkte der einzelnen Komponenten weniger als 30 bis 50 °C auseinander liegen, kann das gewonnene Destillat die gleiche Zusammensetzung wie das Einsatzgemisch haben [Schebek 1994]. Sollen Lösemittelgemische in ihre Einzelkomponenten zerlegt werden, so ist dieses mit der einfachen Destillation nur möglich, wenn die Siedebereiche beziehungsweise Siedepunkte der einzelnen Komponenten weit auseinander liegen, das heißt der Unterschied mehr als 50 °C beträgt.

Müssen hochsiedende Lösemittel oder Lösemittelgemische, meist AIII-Produkte, von den Verunreinigungen getrennt werden, so bekommt die Vakuumdestillation eine besondere Bedeutung. Denn hier entsprechen die Siedebereiche des Lösemittels annähernd dem Siedebereich der Verunreinigungen, sodass die Verunreinigungen bei der Destillation teilweise mitgerissen werden und ins Destillat gelangen. Die Siedetemperatur des Einsatzgemisches wird durch das angelegte Vakuum herabgesetzt, sodass eine Trennung möglich wird. Außerdem wird die Gefahr des Crackens der Lösemittel

eingeschränkt, sodass Lösemittel mit hoher Qualität zurückgewonnen werden können und keine neuen Substanzen im Rückstand und im Destillat entstehen.

Auch Niedrig- und Mittelsieder, AI- und AII-Produkte, werden im Vakuum destilliert, da diese einen niedrigen Flammpunkt besitzen. Stoffe, die unter die VbF fallen, dürfen nur bis 15 °C unter den jeweiligen Flammpunkt erhitzt werden [UBA 1994]. Aufgrund der niedrigen Flammpunkte der AI- und AII-Produkte sind die Anlagen explosionsgeschützt.

Die gewonnenen Regenerate werden zur Hälfte für den ursprünglichen Anwendungszweck wieder eingesetzt. Dies geschieht entweder durch die Lohndestillation, d. h. das Regenerat geht wieder an den gleichen Anwender, oder durch Eigenvermarktung durch den Destillationsbetrieb. Handelt es sich um eine Lohndestillation, so erwartet der Anwender eine gleichbleibende Qualität seines Lösemittels. Die andere Hälfte wird vom Destillationsbetrieb „übernommen“, d. h. es handelt sich um eine Übernahmedestillation. Der Destillationsbetrieb kann dann die gewonnenen Regenerate in Eigenregie vermarkten oder für den Eigenbedarf, als Reinigungsmittel, verwenden. Hochwertige Regenerate werden als Ersatz von Frischware vermarktet, weniger Hochwertige beispielsweise zur Herstellung von Verdünnern und Pinselreinigern verwendet [UBA 1994].

Zur Herstellung von hochwertigen Regeneraten ist es häufig notwendig, das erhaltene Destillat „nachzuschärfen“. Das bedeutet, dass die prozentualen Anteile der Lösemittel und Zusatzstoffe wie beispielsweise Stabilisatoren wieder optimal eingestellt werden. Zur Einstellung der optimalen Lösemittelgehalte werden andere Regenerate oder auch Frischware verwendet.

4.2.1 Rahmenbedingungen der betrieblichen Destillation

Die Firma Buchen Umweltservice GmbH in Goch, Nordrhein-Westfalen, wurde als Referenzbetrieb für diese Arbeit ausgewählt. Deshalb werden für die folgenden Rahmenbedingungen, beispielsweise der Maßnahmen zur Luftreinhaltung und Logistik, Angaben dieser Firma verwendet.

Die Wärmeenergiebereitstellung für die Destillation erfolgt bei der Firma Buchen Umweltservice GmbH mit Dampf, wie bei 63 % der bundesdeutschen Destillationsbetriebe [Märker u.a. 1998]. Dieser hat eine Temperatur von etwa 180 °C und wird hier in einem erdgasbetriebenen Kessel erzeugt. Eine andere Möglichkeit, die Wärmeenergie zur Destillation bereitzustellen, ist die Erwärmung von Thermoöl. Es dient als Transportmittel für die Wärme, wird im Kreislauf gepumpt und hat einen Temperaturbereich von 150 bis 270 °C.

Die nichthalogenierten Lösemittelabfälle werden über Sammelstellen oder direkt beim Großverbraucher bundesweit eingesammelt und mit Spezial-Lkw²⁴ zum Destillationsbetrieb nach Goch in Nordrhein-Westfalen transportiert. Dort werden sie anhand des Begleitscheines geprüft und mit einer betriebsinternen (Buchen) oder auch externen Analytik untersucht. Diese umfasst nach Märker et al. [1998]:

24 gekühlte Fass oder Tankwagen

pH-Wert	Viskosität
Dichte	Elektrische Leitfähigkeit
Brechungsindex	Abdampfdruckstand
Flammpunkt	Wassergehalt
Nachweis von Chlorverbindungen	GC-Analyse

Mit Hilfe der Analyseergebnisse und den Angaben im Begleitschein kann der Destillationsbetrieb den angelieferten Abfall in seine Betriebslogistik einplanen. Große Mengen eines Lösemittelabfalls oder Lösemittelabfall, der zur Lohndestillation bestimmt ist, können direkt destilliert werden. Fallen bei der Übernahmedestillation kleine Mengen gleichartiger Lösemittelabfälle an, so können diese vor der Aufarbeitung zusammengefasst werden [Märker u.a. 1998].

Die Firma Buchen Umweltservice ist nach der 4. BImSchV Nr.4.8 Spalte 1 genehmigt, damit gilt für sie die TA Luft. In der TA Luft sind Grenzwerte genannt, die zum „Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen“ eingehalten werden müssen [1 Anwendungsbereich, TA Luft 1986]. Die Anlage in Goch ist für einen Volumenstrom von 6.000 m³/h genehmigt. Die Abgasreinigung erfolgt dort über eine Aktivkohleanlage mit einem Abscheidegrad von größer 99 % für organische Verbindungen. Für die Berechnung wurde eine Last an VOC und NMVOC mit 10 mg/m³ angenommen. Nach Angaben der Firma Buchen Umweltservice GmbH liegt die Last zwischen 5 mg/m³ und 20 mg/m³.

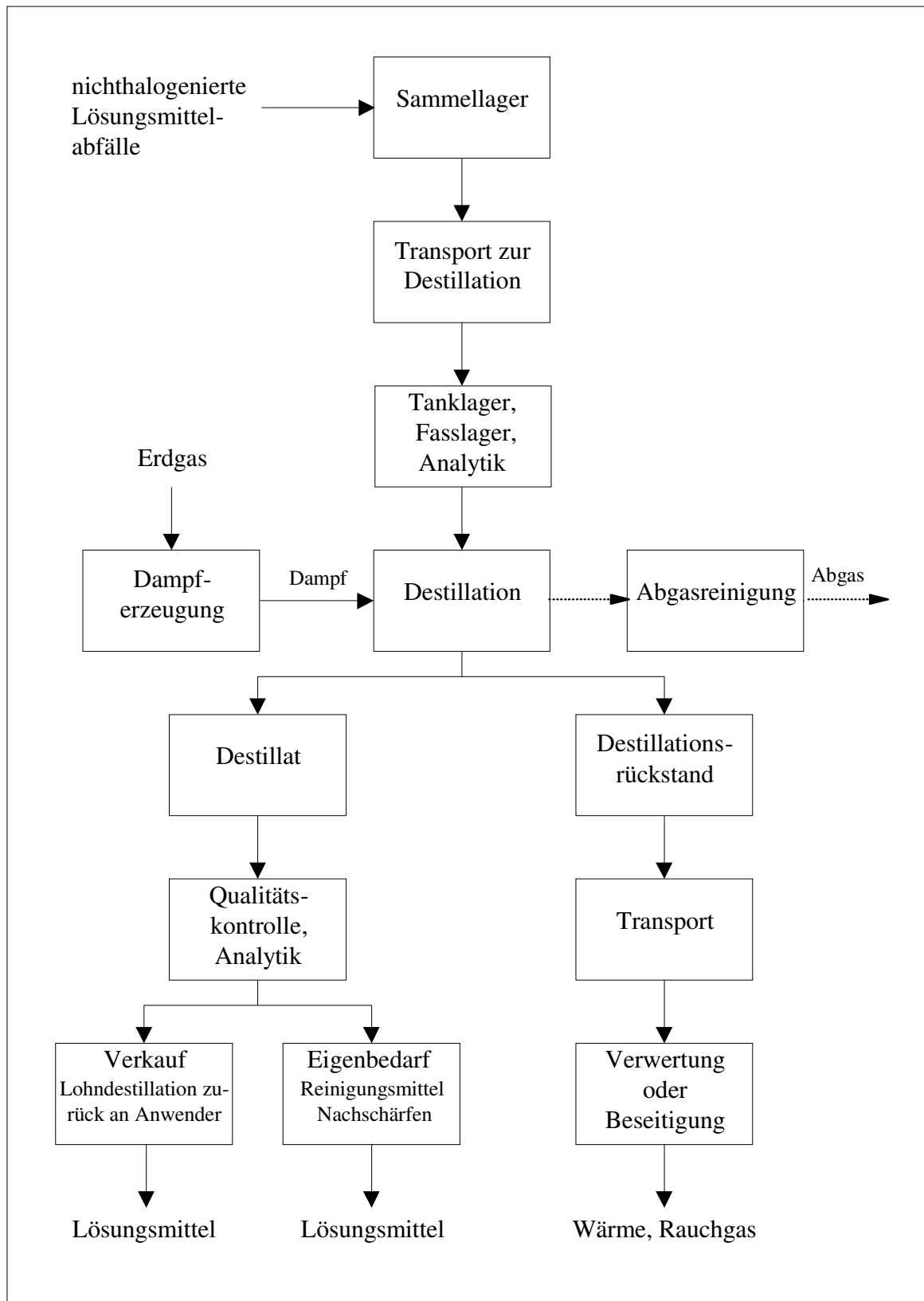


Abb. B 4-2: Verfahrensfließbild der einfachen Destillation

4.2.2 Besonderheiten der verschiedenen Lösemittelabfälle

Die Destillationen der einzelnen nichthalogenierten Lösemittelabfälle findet in Form einer einfachen Destillation in einer Rührwerksblase statt. Dabei wird bei allen Lösemitteln mit einem Vakuum von ca. 100 mbar gearbeitet.

Der **waschbenzin**haltige Lösemittelabfall wird häufig nach einer Untersuchung vom Destillationsbetrieb an eine Raffinerie gegeben. Dies geschieht dann, wenn der Abfall sehr stark verschmutzt ist und damit die Qualität des Regenerates sinkt beziehungsweise die Destillation²⁵ aufwendig wird, kein Eigenbedarf besteht oder bei der Vermarktung kein „guter Preis“ für das Regenerat erzielt werden kann [Buchen Umweltservice GmbH 1998].

Bei **Glykol**-Wassergemischen muss zunächst das im Abfall enthaltene Wasser abgetrennt werden, da dieses mit 100 °C einen sehr viel niedrigeren Siedepunkt besitzt als Glykol. Diese Abtrennung kann durch einfache Phasentrennung aufgrund der Dichteunterschiede der beiden Flüssigkeiten geschehen. Dieses Verfahren ist nur dann praktikabel, wenn ausreichend Zeit besteht, nicht zuviel Wasser enthalten ist und Hilfsstoffe, die die Phasentrennung unterstützen, hinzugegeben werden.

Die Methode, die in den Destillationsbetrieben angewendet wird, ist eine vorangehende Destillation des enthaltenen Wassers [Märker u.a. 1998]. Die Destillation, die das Glykol von den Verunreinigungen trennt, schließt sich an diese, der Vorreinigung dienenden Destillation an. In der Berechnung zum Verbrauch der thermischen und elektrischen Energie für den Lösemittelabfall Glykol-Wassergemische sind die beiden Destillationen berücksichtigt und berechnet worden. Für dieses Gemisch wurde ein Wassergehalt von 15 % angenommen. Dieser wird mit Hilfe der Vorbehandlung vollständig abgetrennt. Der Heizwert des Destillationsrückstandes steigt entsprechend an.

Tab. B 4-1 Besonderheiten der einzelnen Destillationen

	Toluol	Waschbenzin	Kaltreiniger	Lösemittel Wassergemisch
Stoff	Toluol	Waschbenzin	AIII-Produkt	Glykol
Heizwert des Abfalls in MJ/kg ^{a)}	36	38	37	18
Destillations-Temperatur	110 °C im Kopf der Anlage ^{b)}	120-150 °C ^{c)}	120-130 °C ^{d)}	110 °C ^{c)}
Destillat	Einzelsubstanz	Gemisch	Gemisch	Einzelsubstanz
Verwendungszweck	Lohndestillation	Übernahme Recycling (Eigenbedarf)	Lohndestillation	Übernahme Downcycling (Verdünner)

a) eigene Berechnungen
b) Angabe: Buchen Umweltservice GmbH 1998
c) Angabe: Christoph Dürr GmbH 1998
d) Annahme: gestützt auf [UBA 1994]

25 Durchführung einer anschließenden Rektifikation

4.2.3 Die Destillationsrückstände

Die Verunreinigungen der nichthalogenierten Lösemittelabfälle verbleiben nach der Destillation in der Destillationsblase und werden von dort in Lager- oder Transporttanks gepumpt. Bei den Verunreinigungen handelt es sich um 20 bis 30 % des eingesetzten Lösemittelabfalles. Je nach Anwendungszweck bestehen die Verunreinigungen aus verschiedenen Gemischen von Schmierölen, Fetten, Harzen, Wachsen und Klebern mit Farbpigmenten, Metall- oder Kunststoffspänen und Wasser. Die Lösemittel Kaltreiniger und Glykol-Wassergemisch enthalten außerdem Additive wie Alterungs- und Korrosionsschutzmittel sowie Stabilisatoren.

Der Anteil an verbleibenden, nicht destillierten Lösemitteln im Destillationsrückstand schwankt zwischen 5 und 25 %. Diese große Schwankungsbreite hängt unter anderem von folgenden Faktoren ab:

- von den Qualitätsanforderungen an das Regenerat,
- von der Art des eingesetzten nichthalogenierten Lösemittels.

Außerdem muss der Destillationsrückstand pumpfähig sein, da er nach der Destillation in der Destillationsblase verbleibt und in Tanks gepumpt werden muss.

Tab. B 4-2 Zusammensetzung der Destillationsrückstände

	Toluol	Waschbenzin	Kaltreiniger	Lösemittel Wassergemisch
Anteil der Verunreinigungen am Einsatzgemisch	30 % ^{a)}	20 % ^{b)}	20 % ^{b)}	30 % ^{b)}
Art der Verunreinigungen und Zusammensetzung ^{a)}	90 % Fette u. Öle 10 % Feststoffe u. Kontaktwasser	80 % Fette, Öle und Wachse 20% Wasser	90 % Fette u. Öle 10 % Feststoffe u. Kontaktwasser	50 % Fette, Öle und Wachse 50 % Wasser ^{d)}
Siedebereich der Verunreinigungen	>150 °C ^{a)}	> 222 °C ^{b)}	> 130 °C ^{b)}	> 150 °C ^{b)}
Restlösemittelgehalt im Destillationsrückst.	< 10 % ^{c)}	10-15 % ^{b)}	20 % ^{b)}	20-25 % ^{b)}
Destillationsrückstand bezogen auf das Einsatzgemisch	33 %	22 %	25 %	21 %
Heizwert des Destillationsrückst. ^{e)}	ca. 28 MJ/kg	ca. 25 MJ/kg	ca. 29 MJ/kg	ca. 27 MJ/kg
Beseitigungsart	Sonderabfallverbrennung	Sonderabfallverbrennung	Sonderabfallverbrennung	Sonderabfallverbrennung

^{a)} Annahme

^{b)} Angabe: gestützt auf Christoph Dürr GmbH 1998

^{c)} Angabe: Buchen Umweltservice GmbH 1998

^{d)} Das Wasser wird im Rahmen der Vorreinigung durch Destillation abgetrennt.

^{e)} eigene Berechnung

Die Destillationsbetriebe haben mehrere Möglichkeiten die Destillationsrückstände zu entsorgen:

- Einsatz in Zement- oder Kraftwerken, wobei der größte Anteil in die Zementindustrie geht [UBA 1994],
- Verbrennung in der Sonderabfallverbrennungsanlage.

Die beiden befragten Destillationsbetriebe liefern ihre Destillationsrückstände an eine Sonderabfallverbrennungsanlage. Die Firma Buchen Umweltservice GmbH liefert sie zunächst an eine Sammelstelle in Herne und von dort aus weiter zur SAV in Herten.

Tab. B 4-3 Richtwerte für die Entsorgung des Destillationsrückstandes

Parameter	Einheit	Verwertung ^{a)}	Beseitigung ^{b)}
Heizwert	MJ/kg	> 11	
Sedimente	Vol.-%	<5	
pH-Wert		4 - 10	
Viskosität	mm ² /s	< 200	
Chlor gesamt	Gew.-%	< 3	
Chlor org. ^{b)}	Gew.-%		> 5
Fluor, Jod, Brom	Gew.-%		< 0,1
Schwefel	Gew.-%	< 3	> 1
Schwermetalle ges.	g/kg	2000	< 1
Quecksilber (Hg)	mg/kg	0,5	< 1
Cadmium (Cd)	mg/kg	5	< 100
Blei (Pb)	mg/kg	300	
PCB	mg/kg		< 100
PCP	mg/kg		< 100
PCDD/F	ng/kg TE		< 1000
^{a)} Baufeld-Chemie GmbH 1998			
^{b)} Buchen Umweltservice GmbH 1998			

Zu den Zusammensetzungen der Destillationsrückstände liegen seitens der Destillationsbetriebe keine genaueren Angaben vor. Zur Wahrung der Konsistenz wird angenommen, dass sich sämtliche hier aufgeführte Substanzen und Verbindungen nach der Destillation vollständig im Destillationsrückstand befinden.

4.2.4 Berechnung des thermischen und elektrischen Energiebedarfs

Um den **Wärmeenergieverbrauch** der einfachen Destillation abschätzen zu können, wird auf zwei Berechnungsformeln aus dem Buch „Grundoperationen der Verfahrenstechnik“ zurückgegriffen [Vauck 1992]. Dieser Schritt wurde durch folgende Gründe notwendig:

- Bei den Einsatzgemischen handelt es sich um verschiedene Lösemittel oder Lösemittelgemische.
- Diese enthalten verschiedene Verunreinigungen in unterschiedlichen Konzentrationen.
- Die Destillationsbetriebe können nur Angaben zu ihrem Gesamtenergieverbrauch machen. Es ist den Betrieben nicht möglich, einzelnen Destillationen bestimmte Energieverbräuche zuzurechnen.

Mit Hilfe der Angaben der befragten Destillationsbetriebe ist es möglich, die Größenordnung der mit den Formeln berechneten Werte zu überprüfen.

Die verwendeten Formelzeichen befinden sich in Tabelle B 4-4 im Anschluss an die Beschreibung der Formeln.

1.) Berechnung des Wärmeenergieverbrauchs zum Aufheizen des Gemisches

Mit der Formel (1) wird zunächst die Masse Dampf berechnet, die bei der einfachen Destillation zum Aufheizen des Gemisches benötigt wird. Der Rührwerksblase der einfachen Destillation wird das Einsatzgemisch, bestehend aus der Komponente A, dem nichthalogenierten Lösemittel, und Komponente B sowie den Verunreinigungen, zugeführt. Der Heizdampf (Wasserdampf) geht mit einer spezifischen Enthalpie h'' in die Heizkammer der Destillierblase ein und verlässt das Heizsystem mit der Kondensationstemperatur T_1 und der spezifischen Wärmekapazität c_w . Daraus folgt die zum Erhitzen des Zweistoffgemisches von Anfangstemperatur T_a auf Siedetemperatur T_s erforderliche Aufheiz-Heizdampfmasse mit der Bezugstemperatur T_2 [Vauck 1992]. Um den Wärmeverbrauch in MJ anzugeben, müssen die errechneten Dampfmassen mit den entsprechenden Dampfparametern umgerechnet (2) werden.

$$m_d = \frac{m[c_A \cdot \mu_d + c_B(1 - \mu_d)](T_s - T_a)}{h'' - c_w(T_1 - T_2)} \quad (1)$$

$$Q = m_d \cdot h'' \quad (2)$$

2.) Berechnung des Wärmeenergieverbrauchs während der einfachen Destillation

Ist das Aufheizen des Einsatzgemisches beendet, beginnt die leichter flüchtige Gemischkomponente, das nichthalogenierte Lösemittel, mit der Masse m_A die Destillationsblase mit einer mittleren Temperatur T_d zu verlassen. In der Vorlage wird es als Regenerat gewonnen. Die Verunreinigungen verbleiben in der Rührwerksblase, zuzüglich etwa 10 % Lösemittel, siehe Kapitel 0.

$$md = \frac{mA \cdot [hA \cdot \mu d + hB(1 - \mu d) + cM(Td - Ts)]}{h'' - cw(T1 - T2)} \quad (3)$$

$$Q = md \cdot h'' \quad (2)$$

Tab. B 4-4 Dampf- und Gemischdaten, Beispieldaten zur Berechnung der Destillation

	Formel- zeichen	Einheit	Beispiel
Dampfdaten:			
Temperatur	T	°C	180
Druck	p	bar	10
Spezifische Enthalpie	h''	kJ/kg	2.776
Spezifische Wärmekapazität von Wasser	cw	kJ/kg*K	4,19
Kondensationstemperatur	T1	K	373
Bezugstemperatur	T2	K	273
Anfangstemperatur	Ta	K	293
Gesamtmasse des Einsatzgemisches	m	kg	1.000
Massenanteil Destillat	μd		1
Daten zur flüchtigeren Gemischkomponente (Lösemittel):			
Masse	mA	kg	660
Masseanteil	μA		1
Siedetemperatur	Ts	K	383
Spezifische Wärmekapazität	cA	kJ/kg*K	1,687
Verdampfungsenthalpie	hA	kJ/kg	360
Daten zur höher flüchtigen Komponente (Verunreinigungen):			
Siedetemperatur	TsB	K	470
Spezifische Wärmekapazität	cB	kJ/kg*K	2,0
Verdampfungsenthalpie	hB	kJ/kg	266
Mittlere Wärmekapazität der Gemischkomponenten	cM	kJ/kg*K	1,84
Mittlere Destillationstemperatur	Td	K	384
Destillattemperatur	TA	K	293
Masse Dampf	md	kg	
Wärmeenergie	Q	MJ	

Beispielberechnung

Diese Beispielberechnung wird anhand der in der Tabelle B 4-4 angegebenen Daten für die einfache Destillation von Toluol durchgeführt.

1.) Berechnung des Wärmeenergieverbrauchs zum Aufheizen des Gemisches

$$(1) \quad md = \frac{1000 \text{ kg} \cdot [1,687 \text{ kJ/kg} \cdot \text{K} \cdot 1 + 2,0 \text{ kJ/kg} \cdot \text{K} \cdot (1 - 1)] \cdot (383 \text{ K} - 293 \text{ K})}{2776 \text{ kJ/kg} - 4,19 \text{ kJ/kg} \cdot \text{K} \cdot (373 \text{ K} - 273 \text{ K})}$$

$$\underline{md \approx 64,4 \text{ kg}}$$

$$(2) \quad Q = 64,4 \text{ kg} \cdot 2776 \text{ kJ / kg}$$

$$\underline{Q \approx 179 \text{ MJ}}$$

2.) Berechnung des Wärmeenergieverbrauchs während der einfachen Destillation

$$(3) \quad md = \frac{660 \text{ kg} \cdot [360 \text{ kJ / kg} \cdot 1 + 266 \text{ kJ / kg} \cdot (1 - 1) + 1,84 \text{ kJ / kg} \cdot K \cdot (384 \text{ K} - 383 \text{ K})]}{2776 \text{ kJ / kg} - 4,19 \text{ kJ / kg} \cdot K \cdot (373 \text{ K} - 273 \text{ K})}$$

$$\underline{md \approx 101 \text{ kg}}$$

$$(2) \quad Q = 101 \text{ kg} \cdot 2776 \text{ kJ / kg}$$

$$\underline{Q \approx 282 \text{ MJ}}$$

Aus dieser Berechnung ergibt sich ein Bedarf an thermischer Energie in Form von Heizdampf von 460 MJ, um 660 kg Toluol von den nicht destillierbaren Verunreinigungen zu trennen. Dabei sind noch keine Verluste durch beispielsweise mangelhafte oder nicht ausreichende Isolierung berücksichtigt. Diese Verluste werden mit 10 % angenommen. Damit ergibt sich ein Wärmeenergieverbrauch von $\approx 506 \text{ MJ}$.

Wird nun der Bereitstellungsaufwand für den hier eingesetzten Primärenergieträger Erdgas bei der Destillation einer Einsatzmenge von 1.000 kg Rohware mit dem Faktor $EG = 1,26$ berücksichtigt, so ergibt sich ein Primärenergiebedarf von 638 MJ.

Primärenergieaufwand = Wärmeenergie * EG

Primärenergieaufwand = $506 \text{ MJ} \cdot 1,26$

Primärenergieaufwand = 638 MJ

Vergleich mit erhobenen Daten

Die Firma Buchen Umweltservice GmbH destilliert und rektifiziert jährlich etwa 25.000 Tonnen Lösemittel, bei einem durchschnittlichen Erdgasverbrauch von 518 MJ/t^{26} . Bei diesem Durchschnittswert wird nicht berücksichtigt, ob ein Hochsieder oder ein Niedersieder von den Verunreinigungen getrennt werden soll oder ob es sich um eine Rektifikation oder einfache Destillation handelt.

Mit Hilfe der Berechnungsformel wurde die benötigte Wärmeenergie mit 506 MJ/t berechnet. Dieser Wert ist um 2,3 % niedriger als der berechnete Durchschnittswert, der auf Angaben der Firma Buchen Umweltservice beruht. Bei Toluol, das einen Siedepunkt von 110°C hat, handelt es sich um einen Mittelsieder. Die beiden Werte passen also gut zusammen. Damit können die Berechnungsformeln zur Abschätzung der benötigten thermischen und elektrischen Energie, siehe unten, auch bei den anderen Lösemitteln angewendet werden.

²⁶ Die Berechnung beruht auf Angaben zum Gesamtwärmeenergieverbrauch

Der UBA Text gibt einen Gesamtenergieverbrauch von 16.880 MJ zur Trennung von 14,15 t Kaltreiniger an. Das entspricht einem Gesamtwärmeenergieverbrauch von 890 MJ/t [UBA 1994].

Die benötigte **elektrische Energie** wird mit 25 % der eingesetzten thermischen Energie angenommen. Diese Annahme stützt sich auf Angaben der Firma Öko-Recherche und diese wiederum auf Daten der Firma Buchen Umweltservice GmbH. Damit ergibt sich für diese einfache Destillation ein Stromverbrauch von 126 MJ/t. Wird der BRD-Mix zur Erzeugung von Strom zugrunde gelegt ergibt sich ein Primärenergieaufwand von 378 MJ/t.

Die elektrische Energie, die für die Trennung benötigt wird, wird unter anderen für den Betrieb

- diverser Pumpen (Kühlwasserkreislauf, Befüllung und Entleerung der Destillationsblase),
- des Rührers,
- der Vakuumpumpe und
- der Mess- und Regelungstechnik, Anlagensteuerung und Abgasreinigung, eingesetzt.

Diese Geräte und Instrumente müssen während einer Destillation betrieben werden. Ihr Einsatz richtet sich nach der Art und Menge des Einsatzgemisches und damit nach der Betriebszeit.

Literatur

Baufeld Chemie GmbH, München: persönliche Mitteilungen an ifeu, 1998

Borucki, H. W. Fischer, P. Rességuier: Schülerduden. Die Chemie. 2. überarbeitete Auflage, Dudenverlagen, Mannheim 1988

Buchen Umweltservice GmbH, Goch: persönliche Mitteilungen an ifeu, 1998

Christoph Dürr GmbH, Lauda-Königshofen: persönliche Mitteilungen an ifeu, 1998

Märker, W., H.H. Sittel, R. Busam: Aufbereitung gebrauchter Lösemittel. Verwertungsanlagen in Deutschland. Projektstudie 2; (Hg.) Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, Mainz, 1998

UBA – Umweltbundesamt: Metalloberflächenreinigung mit CKW, KW und wässrigen Reinigern; in UBA Texte 65/94; Berlin 1994

Vauck, W.R.A, H. Müller: Grundoperationen chemischer Verfahrenstechnik, 9. überarbeitete u. erweiterte Aufl.; Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1992

5 Reraffination von Ölabfällen

Die Baufeld-Mineralölraffinerie GmbH, Chemnitz, erzeugt an ihrem Standort in Chemnitz-Klaffenbach aus Altölen ein Reraffinat, welches über verschiedene Stufen zu Grundöl weiterverarbeitet oder auch direkt als Heizöl eingesetzt werden kann. Die Altöle werden mittels des sogenannten BKM-Verfahrens soweit von Schad- und Störstoffen entfrachtet, dass sie den Qualitätsanforderungen der DIN 51603-4 für Heizöle entsprechen.

Im BKM-Verfahren wird Altöl in drei grundlegenden Prozess-Schritten zu einem sog. Zwischenprodukt bzw. Filtrat aufgearbeitet, das von seiner Qualität zwischen Heizöl S und Heizöl EL anzuordnen ist.

Im ersten Schritt erfolgt eine chemische Behandlung des vorgewärmten Altöls. Unter Zugabe von Wasser, geringer Mengen Schwefelsäure sowie weiterer Additive (kationische Tenside) in einem Mischreaktor werden Schwermetalle aus der flüssigen Phase ausgefällt. In einem Dekanter werden die insgesamt drei erzeugten Phasen – vorgereinigtes Öl, Wasser und Feststoff – aufgetrennt. Die Feststoffe liegen in Form von ausgefällten Metallsulfaten und noch primär vorhandener Feststoffe des Altöls vor.

Die abgetrennten Feststoffe weisen einen Heizwert von bis zu 31 MJ/kg auf und werden als sog. Ölschlamm in der Zementindustrie eingesetzt. Das Wasser wird weitgehend im Kreislauf geführt. Etwa 30 % des verunreinigten Wassers wird ausgeschleust, betriebsintern vorgereinigt und einer kommunalen Kläranlage zugeführt.

Die Ölphase wird im 2. Prozess-Schritt einer thermischen Behandlung in indirekt beheizten Behältern unterzogen. Dabei werden das Restwasser und leichtflüchtige Bestandteile (Benzin, Gasöl) entfernt und die Reaktion der metallischen Komponenten mit der Schwefelsäure bis zu deren Ausfällung als Sulfate zum Abschluss gebracht. Die thermische Behandlung erfolgt je nach Qualität des Öls oder Anwendungszwecks des Endproduktes ein- oder zweistufig. In der ersten Stufe erfolgt eine indirekte Wasserdampfbeheizung des in Rohrbündeln transportierten Öls, das diese Rohre im Gegenstrom durchströmt. Das Öl wird dabei bis zu einer Temperatur von 160 °C erwärmt. Am Kopf der Kolonne werden die leichtflüchtigen Bestandteile als Gas oder Benzin abgetrennt. Durch diese Abtrennung werden auch die physikalischen Parameter wie Flammpunkt und Viskosität gezielt eingestellt.

Etwa 30 % des Öls wird noch in einer nachgeschalteten zweiten Stufe bei 270 °C behandelt. Hier erfolgt die Beheizung direkt über einen Brenner. Als Brennstoff wird das in der Anlage erzeugte Reraffinat verwendet. Am Kolonnenkopf wird wiederum Gas und jetzt auch Gasöl abgetrennt.

Dem thermisch behandelten Öl wird Bleicherde zugegeben, bevor es im 3. Prozess-Schritt einer Filtration in einer Kammerfilterpresse unterzogen wird. Der Filterkuchen wird einer Entsorgung im Zementwerk zugeführt. Das Filtrat bzw. Reraffinat kann ohne weitere Nachbehandlung als Heizöl S eingesetzt werden. Ebenfalls möglich ist eine Weiterverarbeitung zu Grundölen in zusätzlichen Prozessschritten wie Vakuumdestillation, Extraktion oder Hydrierung.

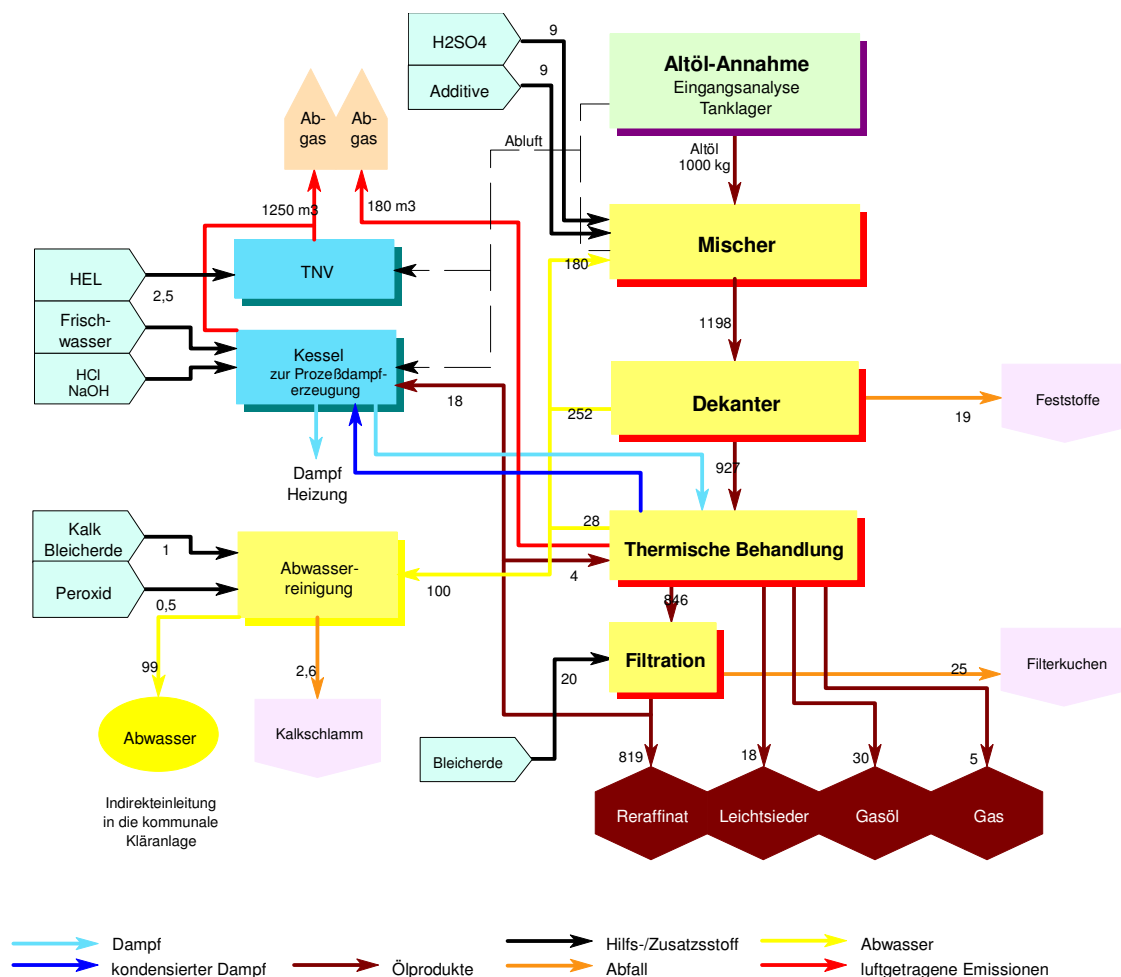


Abb. B 5-1 Aufarbeitung von Altöl nach dem BKM-Verfahren

Für die Aufbereitung der Ölphase aus Ölabscheidern wurde angenommen, dass deren Stoffeigenschaften eine für typische Altöle der Kategorie I vergleichbare Qualität aufweisen. Dies kann als Grundvoraussetzung für den Einsatz dieses Abfalls in diesem Verfahren angesehen werden. Für schlechtere Qualitäten kämen lediglich eine Fluxöldestillation oder eine der Destillation vorgeschaltete Emulsionsspaltung in Frage.

Die Aufarbeitungs- und Nebenprozesse wurden entsprechend der von der Baufeld Mineralö Raffinerie Chemnitz GmbH zur Verfügung gestellten umfangreichen Stoffstromangaben modelliert. Als vorgelagerte Prozesse werden der Abbau und die Bereitstellung von Bleicherde sowie die Herstellung von Schwefelsäure in die Bilanzierung einbezogen. Die Erzeugung des benötigten Dampfs erfolgt mit dem selbst erzeugten Recycling-Heizöl bzw. Reraffinat, die Stromversorgung erfolgt über das öffentliche Netz.

Das Zielprodukt – das **Reraffinat** (842 kg/t Ölphase) – wird in einem Kessel gemäß TA Luft verfeuert, wobei die Spezifikation $<0,5\%$ Schwefel einzuhalten ist. Mit den entstehenden Nebenprodukten bzw. Abfällen wird folgendermaßen verfahren:

- Die sekundären Brennstoffe **Gasöl** (30 kg/t Altöl) und **Leichtsieder** bzw. **Gase** (zusammen 23 kg/t Altöl) werden in Kesseln mit Abgaswäsche zur Einhaltung der 17.

BlmSchV zur Prozesswärmeerzeugung eingesetzt. Sie ersetzen damit vergleichbare Regelbrennstoffe wie Heizöl S.

- Der **Ölschlamm** (18,8 kg/t Altöl) aus der Dekanterstufe wird als Sekundärbrennstoff in der Zementindustrie²⁷ eingesetzt und ersetzt damit Steinkohle.
- Die ölhaltige **Bleicherde** bzw. der Filterkuchen (25 kg/t Altöl) wird in der Zementindustrie eingesetzt. Da dieser Stoffstrom in stofflicher wie energetischer Hinsicht vergleichsweise gering ausfällt, wird auf eine Modellierung von Lasten wie von Nutzen verzichtet („cut-off“).
- Der **Kalkschlamm** (2,6 kg/t Altöl) aus der Abwasserreinigung wird deponiert.

Literatur

ARGE Arcadis-Trischler&Partner – ifeu: Ökologische Bilanzierung von Altölverwertungswegen; Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamts, veröffentlicht als UBA Texte 20/00, Darmstadt, Heidelberg 1999.

ARGE Arcadis-Trischler&Partner – ifeu: Ökologische Bilanzierung des BKM-Verfahrens zur Herstellung von Heizöl nach DIN 1603-4 aus Altölen; im Auftrag der Baufeld Mineralölraffinerie Chemnitz GmbH, Darmstadt, Heidelberg 1998.

27 Lkw-Transport von 150 km

6 Zementwerk

Der Hauptrohstoff für die Zementherstellung ist der Kalksteinmergel oder auch die Einzelkomponenten Kalkstein und Ton. In der Bundesrepublik Deutschland befinden sich die Zementwerke in der Nähe dieser Lagerstätten, zum Beispiel in Westfalen, Baden-Württemberg, im Mainzer Becken und in Bayern.

6.1 Beschreibung des Klinkerbrennprozesses

Das Rohmaterial wird in Mühlen, beispielsweise Walzenmühlen, zu Feinmehl vermahlen. Durch Dosiereinrichtungen an den Mühlen wird die prozentuale Zusammensetzung des Zements erreicht. Im Feinmehl müssen die Hauptverbindungen Calciumoxid CaO oder auch Calciumkarbonat CaCO_3 , Siliziumoxid SiO_2 , Aluminiumoxid Al_2O_3 und Eisenoxid Fe_2O_3 im richtigen Verhältnis vorhanden sein, um gleichbleibende Qualität des Zementklinkers zu gewährleisten. In den Mühlen wird auch die Trocknung des Mehles mit Heißgas durchgeführt. Das Rohstoff-Feinmehl wird nun dem Zementofen zugeführt, wo es zu Zementklinker gebrannt wird.

In der BRD handelt es sich meist um Drehrohröfen mit einer Länge von 150 bis 200 m und einem inneren Durchmesser von bis zu 6 m. Diese sind leicht geneigt und drehen sich mit einer Geschwindigkeit von 1,3 bis 2 Umdrehungen pro Minute. Die Sintertemperatur beträgt 1.400 bis 1.450 °C. Das Gut bleibt etwa 10 bis 20 Minuten in dem Ofen.

Zunächst wird die Restfeuchtigkeit und das Kristallwasser ausgetrieben. Dann setzt die Entsäuerung, die Calcinierung, ein, bei der Kohlendioxid aus dem Calciumkarbonat entweicht. Die eigentliche Klinkerbildung findet am Ende des Ofens in der Sinterzone im heißesten Bereich des Ofens statt. Hier befindet sich die Feuerung. Diese hat als Primärbrennstoff meist Stein- oder Braunkohle und seltener Petrolkoks, Heizöl oder Erdgas. Als Sekundärbrennstoffe werden heute Altreifen, Gummimehl, Altöle, nichthalogenierte Lösemittel, Papierreste und neuerdings auch Leichtstoffverpackungen eingesetzt. Am unteren Ende des Ofens wird der Klinker abgenommen und schnell abgekühlt. Dies geschieht entweder durch einen Rost- oder Plattenkühler. Die dabei erhitzte Luft strömt 800 bis 900 °C warm in das Drehrohr im Gegenstrom zum Klinkermaterial und dient dort als Primärverbrennungsluft. Allerdings trägt diese Luft bzw. das Verbrennungsgas insgesamt auch zum Beispiel leichtflüchtige Schwermetalle wie Cadmium und Thallium aus der Sinterzone wieder in die Trocknungszone, wo diese kondensieren, so dass ein ofeninterner Kreislauf dieser Schwermetalle entsteht. Verlässt der Klinker die Kühlung wird er noch gemahlen und, je nach Produktspezifikation, mit Zusätzen wie beispielsweise Gips versehen.

Nach Angaben des Vereins deutscher Zementwerke VDZ liegt der Energiebedarf zur Herstellung von einer Tonne Zement bei 3,35 GJ für deutsche Zementwerke.

6.2 Abfalleinsatz in Zementwerken

Vom Grundprinzip lassen sich zwei verschiedene Abfalltypen einsetzen:

1. energiereiche Abfälle, die zum Zweck des Ersatzes von Regelbrennstoffen eingesetzt werden und daher einen Heizwert im Bereich eben jener aufweisen - dies trifft bei den in dieser Arbeit betrachteten Lösemitteln und der Ölphase aus den Ölabscheidern zu,
2. Mineralstoffe, die zum Zwecke des Ersatzes von Rohmaterialien eingesetzt werden – Gießereialtsand, Sand aus Sandfang/Ölabscheidern.

Die Aufgabe im Zementherstellungsprozess erfolgt für die beiden Abfalltypen an jeweils unterschiedlichen Stellen:

- ➔ Brennbare Materialien mit hohem Heizwert und geringem Aschegehalt (z.B. Altöle, Lösemittel, Kunststoffe) können in der Primärfeuerung eingesetzt werden. Diese muss Temperaturen von über 1.400°C erzeugen, damit die Klinkerbildungsreaktionen ablaufen können. Vorhandene organische Kontaminanten werden dabei zerstört, gering flüchtige Schwermetalle weitgehend in den Klinker eingebunden.
- ➔ Für brennbare Stoffe mit eher geringerem Heizwert bzw. höherem Aschegehalt ist eine Aufgabe in die Sekundär- bzw. die Kalzinatorfeuerung sinnvoll, da hier aufgrund des geringeren Temperaturniveaus von 800-900°C auch relativ heizwertarme Stoffe eingesetzt werden können. Gleichzeitig wird dadurch jedoch auch der Einsatz auf toxisch weitgehend unbedenkliche Materialien beschränkt, da bei diesen Temperaturen keine sichere Zerstörung persistenter organischer Verbindungen gewährleistet wird.
- ➔ Mineralische Abfälle können entweder in der Zementmühle dem schon fertig gebrannten Klinker zugemischt oder über die Rohmühle gemeinsam mit den konventionellen Rohstoffen eingebracht werden.

Für die hochenergetischen gebrauchten Lösemittel wie auch die Ölphase aus den Ölabscheidern erfolgt demnach eine Aufgabe über die Primärfeuerung. Der eingesetzte Lösemittelabfall oder Destillationsrückstand kann wie folgt zusammengesetzt sein:

1. Bsp: Aromatische und aliphatische Kohlenwasserstoffgemische, Ester, Ketone, Alkohole, Glykole,
2. Bsp: Toluol, Isopropanol, Ethanol, Methanol, Methyltertbutylether.

Die Gemische können in unterschiedlichen Konzentrationen Wasser, Sedimente und Farbpigmente enthalten.

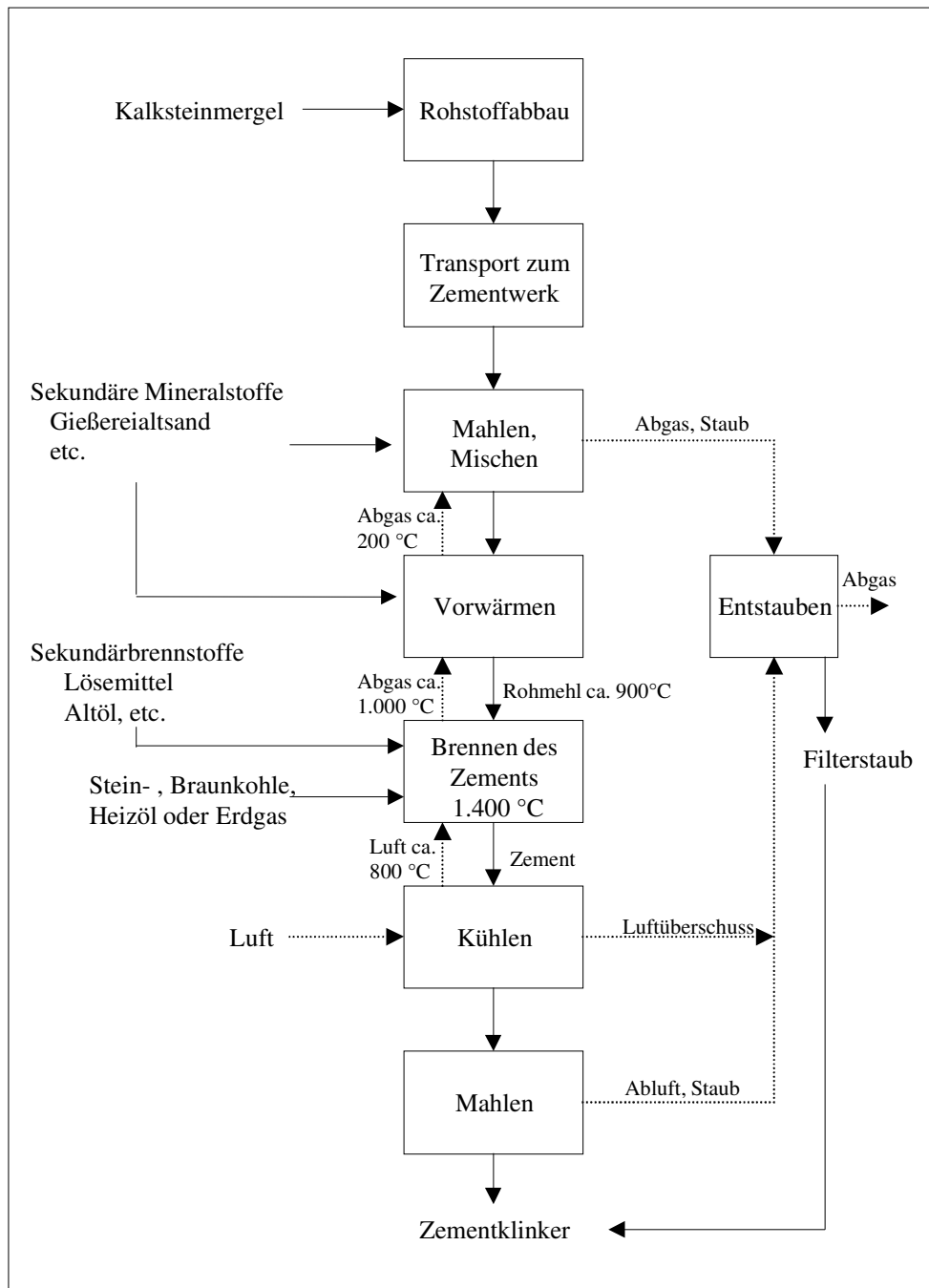


Abb. B 6-1 Verfahrensfließbild zur Entsorgung im Zementwerk

Schwieriger zu handhaben sind Materialien, welche sowohl einen hohen mineralischen als auch einen vergleichsweise hohen organischen, d.h. brennbaren Anteil aufweisen, wie beispielsweise die Schlufffraktion aus der Aufbereitung von Ölabscheiderinhalten. Ein mineralischer Einsatz verbietet sich aufgrund des hohen Organik- bzw. Ölanteils: Durch die Mahlung bzw. Trocknung würden diese Stoffe ausgetrieben und gelangen auf diese Weise unverbrannt in den Abgasstrom. Eine Nachverbrennung bzw. Rauchgasrückführung wäre aufgrund der hohen Volumenströme problematisch. Die Aufgabe in die Kalzinatorfeuerung scheidet wegen möglicher Kontaminationen sowie des hohen Aschegehaltes, wodurch die geforderte Rohmehlkonsistenz und -konstanz nachteilig beeinflusst würden, aus. Die Primärfeuerung wiederum erfordert einerseits einen höhe-

ren Energieinput, als ihn der Schluff liefert, andererseits ist eine so späte Zugabe mineralischer Komponenten in den Prozess verfahrenstechnisch nicht zu beherrschen.

Eine mögliche Alternative stellt die zirkulierende Wirbelschicht (ZWS) der Rüdersdorfer Zementwerke dar. Dort werden energiehaltige Abfall- und Reststoffe unterstöchiometrisch verbrannt, die in der Hauptfeuerung entweder aus Gründen der exakten Einstellung der Rohstoffmischung oder eines zu geringen Heizwertes nicht oder nur bedingt einsetzbar sind. Die direkte Eingabe solcher Stoffe in die Kalzinatorfeuerung würde aufgrund des dortigen Temperaturprofils eine Erhöhung der gaseitigen Emissionen befürchten lassen. Durch die ZWS hingegen wird ein Schwachgas erzeugt, welches sich im Kalzinator definiert verbrennen lässt; dadurch erhöht sich zum einen die Verweilzeit im Hochtemperaturbereich, zum anderen laufen Reaktionen in der Gasphase erheblich schneller und vollständiger ab, als dies bei direkter Aufgabe in der Sekundärfeuerung möglich wäre, wobei Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung parallel ablaufen müssten. Die entstehende Asche wird zwischengebunkert und kann über eine Dosierstation den übrigen Rohmehlkomponenten je nach Erfordernis exakt zugegeben werden [Kraus 1998].

Die für Materialien wie den Ölschluff ausgeführten Einschränkungen gelten in abgeschwächter Form auch für mineralische Abfälle mit geringer organischer aber toxikologisch dennoch relevanter Belastung. Hier sind die Gießereialsande zu nennen mit ihren vergleichsweise hohen PAH-Gehalten, die bei einer Zugabe in die Rohmühle ebenfalls z.T. über das Abgasstrom freigesetzt werden können.

Die Modellierung der Emissionen erfolgt unter Berücksichtigung der Zusammensetzung der Einsatzstoffe. Dabei werden die von Winkler [1997] veröffentlichten inputbezogenen Emissionsfaktoren bzw. die Mittel der dort angegebenen Werte zu Grunde gelegt.

Tab. 0-1 Inputbezogene Emissionsfaktoren des Klinkerbrennprozesses

Stoff	Emission in % Input Winkler [1997]		andere Autoren z.B. Sprung, Kirchner
	Minimum	Maximum	
Schwefel	0,01	2	
Chlor	0,1		
Fluor	0,01		
Cadmium	0,01	0,1	<0,2
Thallium	0,1	0,3	
Quecksilber	40	60	
Arsen	0,01	0,03	<0,1
Antimon	0,01	0,03	
Blei	0,00	0,05	<0,1
Chrom	0,001	0,01	
Kobalt	0,05		
Kupfer	0,02		
Nickel	0,002	0,01	<0,1
Vanadium	0,00	0,01	<0,1
Zinn	0,03		
Zink	0,004	0,05	
Beryllium	0,001	0,01	

Literatur

Kraus, J.: Weiterentwicklung und Test einer vereinfachten Bewertungsmethode zur Untersuchung von Entsorgungsoptionen – Inhalte von Leichtflüssigkeitsabscheidern; im Auftrag des ifeu-Instituts, 1998

VDZ - Verein deutscher Zementwerke e. V. (Hrsg.) 1984: Zement Taschenbuch

Winkler, H.D.: „Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen“, 1997

7 Ziegelei

Nach Kraus [1998] werden in der Bundesrepublik jährlich ca. 30 Mio. Tonnen keramische Erzeugnisse hergestellt, von denen Ziegel und Klinker den weitaus größten Anteil haben.

Ausgangskomponenten für die Ziegelproduktion sind Tone und Lehme sowie je nach Rohstoffvorkommen Magerungsmittel, die den Sinterprozess unterstützen. Hierbei handelt es sich überwiegend um silikatische Materialien wie Sand, Schlacke aus der Kohleverbrennung u.ä.. Unterschieden werden muss die Herstellung von Mauer- und Schallschutzziegeln und Dachziegeln bzw. Mauerklinkern: Während letztere zu einem möglichst dichten Scherben gebrannt werden, um die Wasseraufnahme und damit u.a. auch die Frostbeständigkeit zu gewährleisten, da sie direkt der Witterung als Dachabdeckung bzw. Verblender im Außenbereich ausgesetzt sind, werden den Mauer- und Schallschutzziegeln gezielt Porosierungsmittel zugegeben, welche beim Brennvorgang ausgetrieben werden und verbrennen. Die dabei entstandenen Poren verringern die Rohdichte und Festigkeit der Steine und führen zu stark verbesserten Wärme- und Trittschalldämmeigenschaften.

Den Prozess der Ziegelherstellung schildert Abbildung B 7-1. Über den Kastenbeschiecker werden die feuchten Ausgangsmaterialien aufgegeben, in Brechern, Kollergängen, Tonhobeln u.ä. zerkleinert und anschließend im Feinwalzwerk homogenisiert und gemischt. Das Gemenge wird im sogenannten Sumpfhaus zwischengelagert, wodurch ein weiterer Feuchtigkeitsausgleich stattfindet. In der Vakuumpresse werden die Presslinge in der Regel nach dem Strangpressverfahren geformt, wobei mittels unterschiedlicher Mundstücke Maße sowie Lochanzahl bzw. -form variiert werden können, und auf Tunnelofenwagen (TOW) gestapelt. Trocknungsanlagen sind meist als Durchlauf- oder Kammertrockner ausgebildet, für deren Beheizung in der Regel die Abluft des Brennofens genutzt wird.

Das Brennen von Ziegel- und Klinkermaterialien erfolgt meist in Tunnelöfen, wobei das Temperaturniveau beim Ziegelbrand zwischen 900 und 1.150 °C liegt. Die Öfen sind in ihrer Längsachse in Vorwärm-, Brenn- und Kühlzone untergliedert. In der Vorwärmzone wird Rest- und Kristallwasser ausgetrieben, organische Substanzen (natürlich enthalten oder über Sägemehl, Styropor, Kohlepulver als Porosierungsmittel zugesetzt) beginnen zu verschwelen, erste Mineralumwandlungen finden statt. Die Brennzone sorgt für die Bildung neuer Kristallphasen (Glas- und Schmelzphasenbildung) sowie für die Farbbildung. In der Kühlzone wandeln sich einige Minerale von der Hoch- in die Tieftemperaturmodifikation um, was mit Schwund des Scherbens einhergeht. Das Brenngut wird in Ofenwagen schubweise durch den Ofen geschoben. Tunnelöfen arbeiten bezüglich der Heißgas- und Kühlmedienführung im Gegenstromprinzip, d.h. die Luft durchströmt den Kanal entgegen der Materialrichtung. Die Beheizung erfolgt überwiegend mit Öl oder Gas.

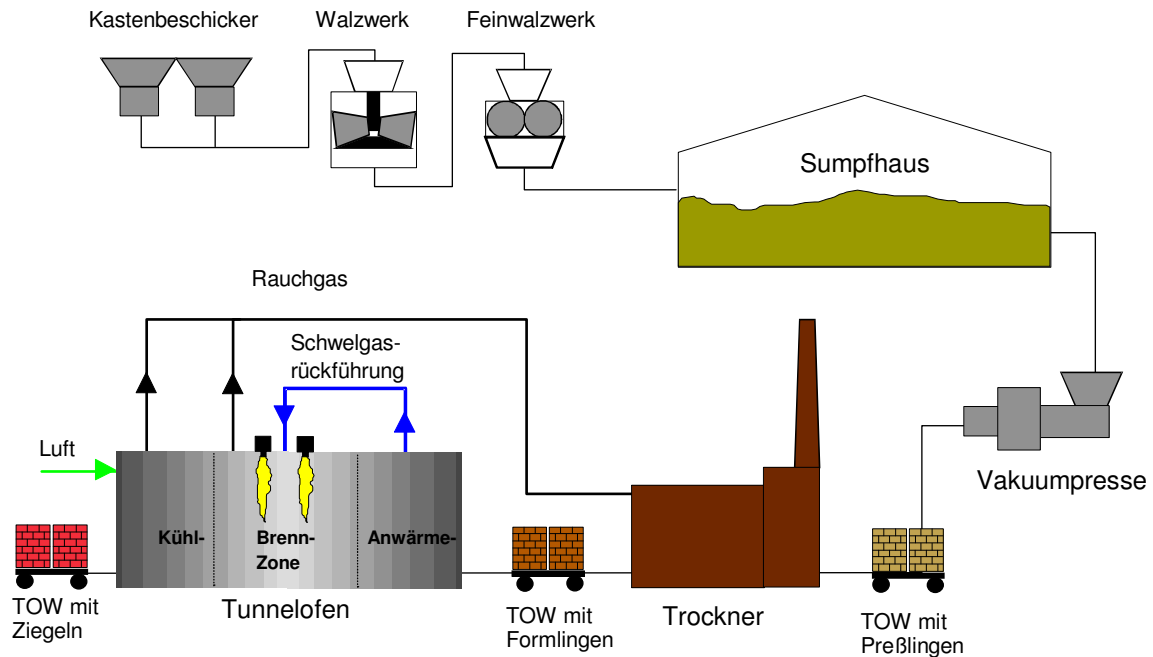


Abb. B 7-1 Ziegelherstellung

Tabelle B 7-1 zeigt den spezifischen Energiebedarf in Megajoule je Tonne Produkt. Die für den Einsatz energiehaltiger Einsatzstoffe maßgeblichen Werte der Prozessenergie (Brennstoff und Porosierungsmittel) sind grau unterlegt. Der Bedarf an elektrischer Energie und Treibstoffen wird durch diese Einsatzstoffe nicht beeinflusst.

Tab. B 7-1 Energieeinsatz bei der Ziegelproduktion

	Koch 1994			Grehl 1995	Schmidt 1990
[MJ/t _{Produkt}]	4 A, 4 D, 1 CH	IZF	CH _{stat}		Mittel
Elektrische Energie	144	144	187,2	-	-
Diesel/Benzin (stat.+Werksverk.)	32,4	36	50,4	-	-
Porosierungsmittel	525,6	363,6	3,6	294	380
Brennstoff (Heizöl/Butan)	1.242	1.641,6	2.109,6	1.265	1.200
Prozessenergie (Zeilen 3+4)	1.767,6	2.005,2	2.113,2	1.559	1.580
Gesamt	1.944	2.185,2	2.350,8	-	-

Die Daten von [Koch, 1994] repräsentieren dabei folgende Verhältnisse: Die erste Spalte zeigt die Mittelwerte einer Erhebung in 4 österreichischen, 4 deutschen und einer schweizer Ziegelei. Die mittlere Spalte stammt aus Durchschnittsangaben des Instituts für Ziegelforschung in Essen, während die letzten Angaben die Energieverbrauchsstatistik der schweizer Ziegelindustrie widerspiegeln. Deutlich aus dem Rahmen fällt hier der extrem niedrige Energieeinsatz über Porosierungsmittel, wohin-

gegen der Brennstoffwert erhöht ist, was darin begründet sein dürfte, dass hierbei der Anteil an Ziegeleien, welche Klinkerprodukte erzeugen, unverhältnismäßig hoch ist. Dadurch erklärt sich der geringe Porosierungsanteil bei vergleichsweise hoher Brennenergie (siehe auch Abbildung B 7-2).

Nach [Schmidt, 1990] liegt der Mittelwert von 22 Tunnelöfen zur Mauerziegelproduktion bei 1.580 MJ/t Produkt, während für das Ziegelwerk Grehl 1.559 veranschlagt werden.

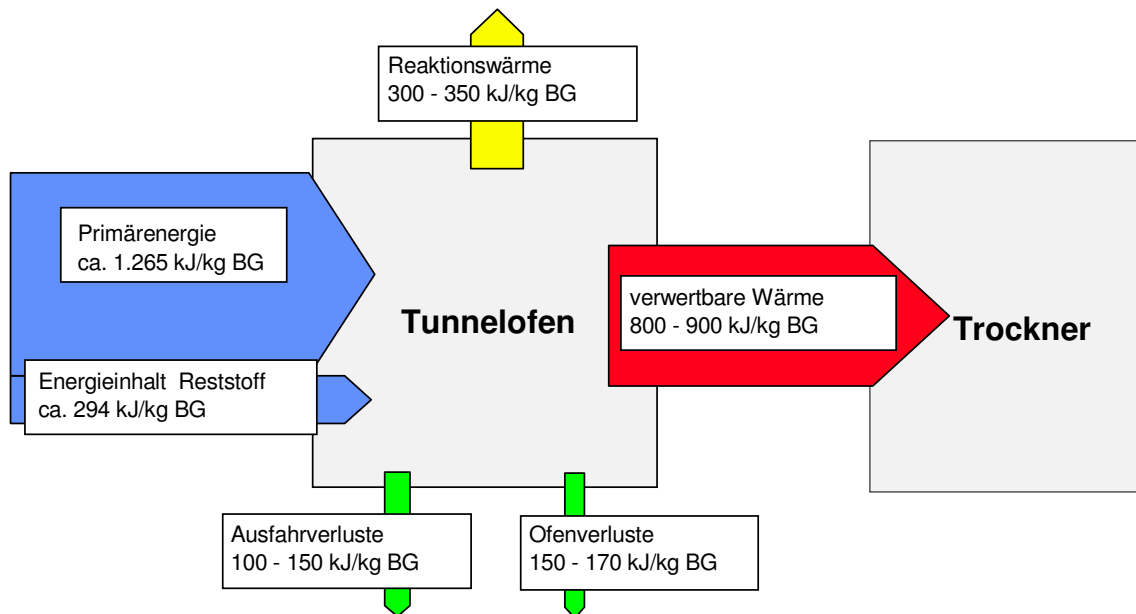


Abb. B 7-2 Energiebilanz Ziegelherstellung [Grehl, 1995]

Von den insgesamt eingebrachten 1.559 kJ pro kg Brenngut (BG), davon 294 kJ/kg BG über Abfälle (Bodenwaschschlamm) mit einem Anteil von 6,5%, werden knapp 22% direkt als Sinterenergie benötigt, 9% stellen Ausfahrverluste (Ziegel und TOW) dar. Knapp 11% gehen durch Strahlung und Konvektion des Brennofens verloren, während 57% als verwertbare Wärmemenge dem Trockner zugeführt und zur Wasserverdampfung genutzt werden.

Die Integration des Schluffanteils bei der (Mauer)Ziegelproduktion - und nur dieser eignet sich aufgrund der porosierenden Wirkung des Öl- bzw. Organikanteils - erfolgt zu Beginn vor dem Walzwerk, wodurch eine intensive Durchmischung mit dem Tonanteil gewährleistet wird. Vorteil des Einsatzes bei der Grobkeramikproduktion ist, dass dort ohnehin mit feuchtem Ton gemischt wird. Eine vorige Trocknung ist daher nicht erforderlich, sondern würde im Gegenteil die Zugabe von Anmachwasser erfordern, welches während der Trocknung dann wieder ausgetrieben werden müsste.

Wie in Abbildung B 7-1 dargestellt, werden die Schwelgase aus der Vorwärmzone abgesaugt und in der Brennzone nachverbrannt. Die heißen Abgase werden aus der Brenn- und Kühlzone abgeleitet, mit Frischluft angereichert und dann dem Trockner zugeführt, wodurch sich dessen Energiebedarf decken lässt. Für den Abfalleinsatz ist in jedem Fall eine derartige oder vergleichbare Konfiguration Voraussetzung.

Die Effizienz derartiger Anlagen konnte in großtechnischen Versuchen [Grehl, 1995] nachgewiesen werden, d.h. die interne Nachverbrennung konnte die Gesamtkohlenstoff-, PCB- und auch PCDD/F-Emissionen signifikant verringern. Die direkte Beheizung des Trockners mit den Rauchgasen führt hingegen wieder zu einem teilweise deutlichen Anstieg der Messwerte, die jedoch unterhalb gültiger Grenz- und Genehmigungswerte lagen, was bei einem direkten Einsatz in die Mahltrocknung einer Zementanlage nicht möglich wäre. Aus dem oben genannten Forschungsvorhaben wurden die in Abbildung B 7-3 dargestellten Forderungen für den Einsatz von Schlamm aus Bodenwaschanlagen, der dem hier zu behandelten Schluff in weiten Bereichen ähnelt, formuliert:

- Größere Stoffe und Körner beeinträchtigen die Versinterung der mineralischen Matrix.
- Die Begrenzung des Trockenrückstandes berücksichtigt die erforderliche Plastizität sowie den Trocknungsaufwand, während der Mineralölgehalt aufgrund der eingeschränkten Lagerfähigkeit limitiert ist.
- Die Einschränkung hinsichtlich der Schwermetalle sowie leichtflüchtiger Verbindungen erklärt sich zum einen aufgrund möglicher Emissionen beim Trocknungsprozess, zum anderen wegen der im Vergleich zu den übrigen Schwermetallen geringen Einbindung in die Keramik im Falle des Chroms.
- Die Gehalte an Kalk und Schwefel dürfen aufgrund der Gefahr des Ausblühens im Produkt bestimmte Werte nicht überschreiten.

Anforderungen:

- ☐ darf keine Störteile wie Eisen und Plastik o.ä. enthalten
- ☐ max. Korngröße 2 mm; Anteil < 63 µm größer als 65 %
- ☐ Trockenrückstand > 70 %
- ☐ Mineralölgehalt max. 100 g/kg
- ☐ leichtflüchtige organische Inhaltsstoffe dürfen keine unzulässigen Emissionen verursachen, gleiches gilt für geruchsintensive Stoffe
- ☐ Mineralogie: Kalkgehalt < 20 %
Schwefel < 1 %

Zusammensetzung:

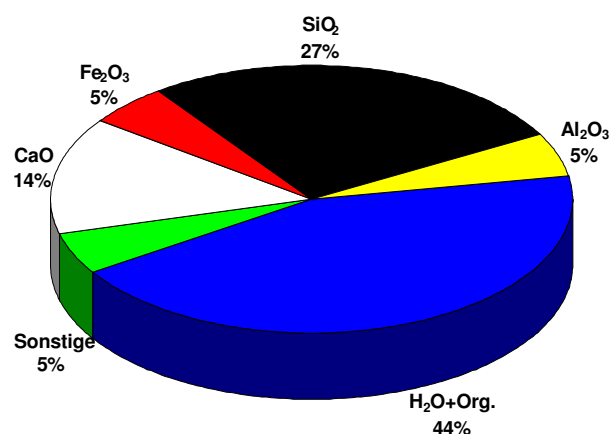


Abb. B 7-3 Anforderungen bzw. Eigenschaften bisher verwendeter Filterkuchen

Die durchschnittliche Zusammensetzung bisher eingesetzter Sekundärrohstoffe liefert folgendes Bild: Mineralische Hauptkomponenten sind analog zu sonst üblichen Ziegelrohstoffen SiO₂ mit 27% Aluminium und Eisen in Form stabiler Oxide mit je 5%. Auffällig sind die hohen CaO-Werte mit 14% sowie Wasser und organische Inhaltsstoffe mit zusammen 44%, während sonstige Verbindungen zu 5% vertreten sind.

Die Modellierung der Emissionen erfolgt unter Berücksichtigung der Zusammensetzung der Einsatzstoffe. Dabei werden aus Grehl [1995] abgeleitete inputbezogene Emissionsfaktoren von Winkler [1997] zu Grunde gelegt.

Stoff	Emission in % Input nach Grehl [1994]
Cadmium	0,67
Blei	0,1
Arsen	0,2
Chrom	0,1
Nickel	0,038

Literatur

- Grehl, A.; Keller, H.; Vonier, B.: „Entwicklung eines keramischen Verfahrens zur Verarbeitung von energiehaltigen Erdmaterialien und energiehaltigen Reststoffen als Zuschlagstoff zur Ziegelherstellung“ Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 144 058 812 des BMBF, 1995.
- Herrmann, R.: „Der feinkeramische Brand“ Handbuch der Keramik, 1988. Keramik, N.N.: „Handbuch der Keramik“ Schmid-Verlag 1992.
- Koch, G.: „Die Ökobilanz des Ziegels“ Keramische Zeitschrift 2/1994.
- Kraus, J.: Weiterentwicklung und Test einer vereinfachten Bewertungsmethode zur Untersuchung von Entsorgungsoptionen – Inhalte von Leichtflüssigkeitsabscheiden; im Auftrag des ifeu-Instituts, 1998
- Winkler, H.D.: „Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen“, 1997

8 Versatz unter Tage

Die Verbringung von Sonderabfällen unter Tage wurde bis zum Beginn der Versatzaktivitäten 1992 restriktiv gehandhabt und umfasste in Westdeutschland nur zwei Untertagedeponien (UTD Heilbronn und UTD Herfa-Neurode). Nach der Wiedervereinigung wurden Versatzgenehmigungen in großem Umfang erteilt, wobei diese von den zuständigen Landesbehörden nicht nur auf die Bergwerke beschränkt wurden, die durch Gebirgsschläge oder größere Bodensenkungen gefährdet waren. Auch die felsmechanisch stabilen Gruben im Werra-Revier erhielten entsprechende Bewilligungen.

Der Versatz unter Tage wird vor allem zukünftig verstärkt hydraulisch entweder über den Pumpversatz oder den Spülversatz erfolgen. Bisher weitgehend üblich war der Stapelversatz. Er lässt sich zudem gliedern in einen sich nicht verfestigenden Versatz und in einen verfestigenden Versatz: Bei letzterem verhärtet sich das Material durch Zugabe von abbindenden Stoffen. Die möglichst vollständige Verfüllung von Hohlräumen vorausgesetzt, erfolgt so ein möglichst schneller und vollständiger Form- und Kraftschluss mit dem umgebenden Gebirgskörper. Es wird in früherem und stärkerem Maße eine stützende Funktion erreicht als bei dem sich nicht verfestigenden Versatz.

Bei letzterem wird ein Tragverhalten erst nach der weitgehenden Kompaktion unter der Auflast des hängenden Gebirges erreicht, also nachdem infolge der Konvergenz des den Hohlraum umschließenden Gebirgskörpers der Kraftschluss zwischen Versatz und Gebirge hergestellt ist. Eine vergleichsweise schnelle Konvergenz weisen Kalistöcke auf.

8.1 Rechtliche Grundlagen des Versatzes mit bergbaufremden Abfällen

Seit längerem besteht die Bestrebung, die derzeitige Praxis des Versatzes bergbaufremder Abfälle bundesweit zu vereinheitlichen. So wurde die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) von der Umweltministerkonferenz beauftragt, einheitlich anwendbare Abgrenzungskriterien zur Einbringung von Abfällen in Bergwerke zu erarbeiten. Seitens der Umweltministerkonferenz wurde 1996 empfohlen, diese sofort in den Verwaltungsvollzug zu übernehmen. Diese betreffen u.a.:

- ⇒ Die bergbauliche Notwendigkeit des Versatzes als wesentliche Voraussetzung der Anerkennung des Versatzes als Verwertung: Eine Zweckmäßigkeit oder auch nur (wirtschaftliche) Nützlichkeit des Versatzes begründet keine bergbauliche Notwendigkeit.
- ⇒ Anforderungen an die stofflichen Eigenschaften des Abfalls. Die stoffliche Nutzung eines Abfalls ist dann gegeben, wenn die bauphysikalischen Eigenschaften der Abfälle grundsätzlich nachgewiesen sind. Eine stoffliche Verwertung liegt dann vor, wenn die stofflichen Eigenschaften des Abfalls genutzt werden. Als Indiz, inwieweit wirklich die stofflichen Eigenschaften beim Versatz unter Tage im Vordergrund stehen, wird der Anteil des jeweiligen Abfalls am Versatzmaterial herangezogen. Zur Abgrenzung Beseitigung zur Verwertung gilt hier ein Anteil von mindestens 50%.
- ⇒ Maximal zulässige Schadstoffkonzentrationen. Hier wurde empfohlen, zur Abgrenzung zwischen einer Verwertung und einer (untertägigen) Beseitigung der Abfälle als Orientierungswerte $10 \times Z_2$ zu setzen. Bei den Z-Werten handelt es sich um

Zuordnungswerte Feststoff für Recyclingbaustoffe bzw. nicht aufbereiteten Bauschutt zur stofflichen Verwertung.

Die Anforderungen der LAGA wurden z.T. durch entsprechende Erlasse auf Ebene der Bundesländer in die Praxis umgesetzt. Der Stand der Umsetzung [DPU, 1997] ist nachfolgend aufgeführt:

Bundesland	bergbauliche Notwendigkeit	bauphysikalische Eignung	Orientierungsliste Abfälle und Orientierungswerte 10 * Z2
Baden-Württemberg	uneingeschränkte Übernahme	uneingeschränkte Übernahme	uneingeschränkte Übernahme
Hessen	uneingeschränkte Übernahme	weitgehende Übernahme	eingeschränkt: Die Orientierungswerte 10* Z2 dürfen nicht signifikant überschritten werden.
Nordrhein-Westfalen	-	-	nur Orientierungsliste
Sachsen-Anhalt	-	-	Selbstverpflichtung der Bergwerke auf Orientierungswerte
Thüringen	-	-	Für die meisten Abfälle finden die Orientierungswerte keine Anwendung, ansonsten dürfen die Werte nicht signifikant überschritten werden.

Die Technischen Regeln des Länderausschusses Bergbau (LAB) unterscheiden unterschiedliche Versatzklassen, mit deren Hilfe Abfälle in Abhängigkeit von ihrem Umweltgefährdungspotential (Schadstoffkonzentration im Eluat) verschiedenen Arten des bergbaulichen Versatzes als Verwertungsmaßnahme zugeordnet werden. Sie werden über Zuordnungswerte (V-Werte) voneinander abgegrenzt:

- ☐ uneingeschränkter Versatz mit weitgehend unbelastetem Material (VO),
- ☐ eingeschränkter Versatz mit mäßig belasteten Abfällen nach dem Konzept der immissionsneutralen Einbringung(V1),
- ☐ eingeschränkter Versatz von höher belasteten Abfällen unter definierten Sicherungsmaßnahmen nach dem Konzept des vollständigen Einschlusses(V2).

8.1.1 Bergbauliche Notwendigkeit

Derzeit steht in etwa 40 Anlagen eine jährliche Kapazität von etwa 2 Millionen Jahrestonnen zum Versatz zur Verfügung. Die entsprechenden Bergwerke befinden sich in

den alten Bundesländern vor allem in Baden-Württemberg und in Nordrhein-Westfalen, in den neuen Bundesländern vor allem in Thüringen. Nach Bieler [1994] bestand zum damaligen Zeitpunkt ein Hohlraumpotential von etwa 118 Mio. m³ zur Verfügung, wobei sich etwa 75% im Bereich des Kali- und Steinsalzabbaus befinden. Nicht für alle diese Hohlräume besteht der Bedarf eines Versatzes, gerade in den neuen Bundesländern sind jedoch erst die dringendsten Versatzmaßnahmen angeordnet.

Dieser aufgeführten Kapazität bzw. dem Hohlraumpotential steht nach Erhebungen der Bergakademie Freiberg [Reuter, 1994] alleine für Ostdeutschland eine Halde von gut einer Milliarde Tonnen Bergematerial gegenüber. Aber auch in Westdeutschland ist die Situation nicht anders. So wurden nach den Angaben des Landesoberbergamtes Dortmund von den 1992 angefallenen 54 Millionen Tonnen Bergematerial etwa 75% aufgehaldet und nur 5% unter Tage versetzt. Bei dieser Gegenüberstellung der Masse der bergbaueigenen Abfälle mit den für Versatzmaßnahmen zur Verfügung stehenden Hohlräumen stellt sich sofort die Frage der Notwendigkeit des Einsatzes bergbaufremden Materials.

Von den Bergwerken, bei denen ein Versatz praktiziert wird, werden viele gleichzeitig noch im Abbau betrieben. Diese Abbauaktivitäten und die hohen Fördermengen führen gerade in den Kaligruben dazu, dass der jährliche Zuwachs an Hohlraum das Potenzial der theoretisch für einen Versatz zur Verfügung stehenden Abfallmengen bei weitem übertrifft. Trotz der aus Gründen der kurzfristigen oder mittelfristigen Schadensabwehr postulierten Notwendigkeit des Versatzes wird durch die derzeitige Praxis des Kaliabbaus der Problemdruck jährlich extrem verstärkt.

Es stellt sich demnach zumindest bei den Bergwerken, die in großem Umfang über bergbaueigene Abfälle zum Versatz verfügen und/oder sich im Abbaubetrieb befinden die Frage, inwieweit die Rahmenbedingungen gegeben sind, bei der Verfüllung mit bergbaufremden Material von einer Verwertung zu sprechen.

Für die in dieser Untersuchung zu betrachtenden Bergwerke ergibt sich diesbezüglich folgende Situation [Buser, Roth, 1998]. In den Bergwerken Kochendorf, Teutschenthal besteht vollständige Versatzpflicht, bei Unterbreizbach und Sondershausen besteht nur Teilversatzpflicht.

Tab. B 8-1 Versatzpraxis in bundesdeutschen Bergwerken

	Kochendorf	Unterbreizbach	Sondershausen	Teutschenthal
Abbau	Kalisalz	Kalisalz	Kalisalz	Kalisalz
Wiedereinbringung von Restsalzen	ja, aus Heilbronn	teilweise	teilweise	nein
Hohlraumvolumen in Mio. m ³	15	60	40	k.A.
Art des Versatzes	Totalversatz	Teilversatz	Teilversatz (3 Felder)	Totalversatz
Zugelassene Abfälle	10xZ2	10xZ2	Einzelgenehmigung	
Abbaumengen in t/Tag	eingestellt	13000 bis 15000 t/Tag	eingestellt	eingestellt
bisher eingelagerte Mengen	23% des Hohlraumvolumens	>200:1 (Salzgewinnung : Abfalleinlagerung)	Seit 1996 > 2,2 Mio. t	k.A.

Nach Angaben des Umweltministeriums in Thüringen werden alle im Land befindlichen Kaligruben nicht mehr betrieben.

Bei den im Bundesgebiet noch betriebenen Gruben liegen die Fördermengen der Salzgewinnung bei bis zu einigen Millionen m³/Jahr. Mit Ausnahme der Gruben, für die Versatzpflicht besteht (diese weisen sich durch große Verfüllungsraten aus), liegen die durchschnittlich eingebrachten Abfallmengen bei maximal wenigen 10.000 m³/Jahr. Das Verhältnis Salzgewinnung zu Abfalleinlagerung liegt bei mindestens 35:1, im Werk Unterbreizbach >200 : 1. Dies bedeutet, dass die Grubenhohlräume jährlich z.T. massiv wachsen, bzw. es wird heute bedeutend mehr Hohlraum geschaffen, als gegenwärtig verfüllt werden kann. Grundsätzlich stellt sich damit die Frage, ob prinzipiell überhaupt genug Abfallmengen je vorhanden sein werden, um die bestehenden Grubenhohlräume zu verfüllen.

Bei der Benennung des Hohlraumvolumens muss die Differenz zwischen angefahrenem und tatsächlichem Volumen beachtet werden, die sich aus der Konvergenz des Gebirges ergibt. In den meisten Bergwerken liegen diese Konvergenzbewegungen allerdings in einer Größenordnung, die einen vollständigen Verschluss der Hohlräume erst in einigen tausend Jahren erwarten lassen.

8.1.2 Bauphysikalische Eignung

Über die Frage, inwieweit die diskutierten Abfälle den bauphysikalischen Ansprüchen für den untertägigen Versatz genügen, kann in erster Näherung die Tatsache der Aufnahme in die angesprochene Orientierungsliste befinden. Diese Orientierungsliste beinhaltet die in der Regel für die Verwertung als Versatz im Bergbau in Frage kommenden Abfälle. Danach sind:

- ⇒ Gießereisande enthalten,
- ⇒ nicht jedoch zinkhaltige Galvanikschlämme (in der Liste sind nur blei- oder zinnhaltige aufgeführt).

Dies bedeutet, dass zinkhaltige Galvanikschlämme nur für die Bergwerke in Frage kommen, die sich in Bundesländern befinden, die der Empfehlung des Umweltministeriums (noch) nicht gefolgt sind.

8.1.3 Maximal zulässiger Schadstoffgehalt

Durch die LAGA-Richtlinie von 3/96 wurden die zuzulassenden Abfälle in einer „Orientierungsliste“ und die einzuhaltenden Grenzwerte festgelegt. Diese Festlegungen stellen jedoch nur eine Orientierung dar. Wie bereits erwähnt, wurde die Richtlinie zudem nicht in allen Bundesländern eingeführt. Bezugsgröße ist der jeweils unvermischte Abfall und damit nicht das an den Bergwerken für den Versatz erzeugte Stoffgemisch.

Tab. B 8-2 Schadstoffgrenzwerte nach LAGA-Richtlinie von 3/96

	LAGA 9/95 Feststoffwerte Z2 mg/kg	Orientierungswerte Bergeversatz mg/kg
Arsen	150	1.500
Blei	100	10.000
Cadmium	10	100
Chrom	600	6.000
Kupfer	600	6.000
Nickel	600	6.000
Quecksilber	10	100
Zink	1.500	15.000
Cyanide	100	1.000
PAK		200
KW	30	10.000
Dioxine/Furane	1.000	11.000

Die im Rahmen dieser Untersuchung diskutierten Abfälle weisen eine große Bandbreite an Schadstoffbelastungen auf. Bei einer stärkeren Belastung können die oben aufgeführten Orientierungswerte überschritten werden. Dies gilt beispielsweise für die PAH bei bestimmten Gießerei-Altsanden.

8.2 Problematik Bergehalten

Im Steinsalz gelegene Gruben wie Kochendorf können weit über 90% der geförderten Mengen auch als Produkt absetzen. In allen diesen Werken werden die nur in geringem Umfang anfallenden Restfraktionen wieder eingelagert. In Kochendorf werden

jährlich bis zu 200.000 t Bergesalze aus dem benachbarten Heilbronn eingelagert. Es bestehen damit auch dort keine Halden.

In Zechsteingruben ist die Ausbeute an Kalisalzen gering und liegt zwischen 8% und 16% (Untereibitzbach): Der Abbau dieser Gruben führt und führte damit notgedrungen zur Förderung enormer Mengen an „Nebenanteilen“, die mengenmäßig über 80% ausmachen können. Historisch haben sich zwei Strategien im Umgang mit diesem Salzabraum entwickelt. In der DDR war eine Verdünnung über die Vorflut nicht unüblich, in Westdeutschland wurde der Abraum ausschließlich zu Halden aufgeschichtet. Daraus ergibt sich für die meisten Gruben ein großes Potenzial an bergbaueigenen Abfällen zum Versatz von Hohlräumen mit Bergesalzen. Nur bei besonders akuten Bedrohungen wurde bisher jedoch auf diese Halden zurückgegriffen. Auch in der Zukunft wird dies wohl aus wirtschaftlichen Gründen so praktiziert werden.

Diese Halden aus Bergematerial, die im Wesentlichen aus Steinsalz bestehen können, sind wie alle auch natürlichen Erhebungen in der Landschaft Erosionsprozessen durch Umweltmedien sind in der Hauptsache ausgesetzt. Da die Halden durch chemische und physikalische Prozesse an ihrer Oberfläche sehr stark verhärten, sind die Erosionsabträge über Wind wohl eher gering und im Wesentlichen auf den Zeitpunkt der Aufschüttung des Bergematerials beschränkt. Die hauptsächlichen Abträge dürften über Lösungsprozesse und Niederschlagswässer erfolgen. Nach Auskunft der GH Kassel sind die anfallenden Lösungen gesättigt: Es handelt sich vor allem um NaCl in einer Größenordnung von 300 Gramm/Liter.

Die Sicherung der z.T. großen Halden erfolgt unterschiedlich. Bei den in Westdeutschland liegenden Kaligruben (Werra-Gebiet) wird meist auf die Plangenehmigung verwiesen. Hier ist es Praxis, Gräben um die Halden zu ziehen, mit dem Ziel die auf den Halden niedergehenden und damit stark belasteten Wässer zu fassen. Nach Buser/Roth [1998] gibt es keine definierte Entsorgung dieser belasteten Wässer. Seitens der Betreiber wird jedoch versichert, dass keine Belastung von Grund- und Oberflächenwässern erfolgt. Die Situation bei den diskutierten Versatzbergwerken stellt sich wie in Tabelle B 8-3 zusammengefasst dar.

Tab. B 8-3 Situation bei den diskutierten Versatzbergwerken

	Kochendorf	Untereibitzbach	Sondershausen	Teutschenthal
Anteil Salzgewinnung	>> 90%	>12%	>> 12%	k.A.
Salzhalden	nein	nein	ja	ja
Bemerkung		zu Zeiten der DDR in die Werra geleitet	Steinsalzhalde, untergeordnet andere Salze	zwei Halden
Volumen in Mio. m ³	-	-	27	k.A.
Abdeckung/ Rekultivierung	k.A.	k.A.	Abdeckung und Rekultivierung erfolgt aus Rentabilitätsgründen	k.A.
Art der Konditionierung	Mischung, Flüssigkeitszugabe mit Big-Bag-Abfüllung	Aufbereitung zu Blasversatz	Big-Bag-Abfüllung sowie Aufbereitung zu Pumpversatz	Stapelversatz, teilweise auch in Big-Bag

In Ostdeutschland (Thüringen) besteht seit geraumer Zeit die Idee der Rekultivierung der Halden, durchgeführt bspw. in Sondershausen. Die direkte Rekultivierung der Halden ist zunächst eigentlich nicht möglich, da zum einen die Hänge sich als zu steil erweisen, zum anderen das Ausgangsmaterial zu pflanzenfeindlich ist. Auch wenn hier nach erfolgter Auswaschung von Salz an der Haldenoberfläche Gips und Ton angereichert anzutreffen sind. Man errichtet deswegen Böschungen, um die Halden aus mineralischen Abfällen wie Bauschutt, belasteten Böden etc. anzuschütten und abzuflachen. Dann erfolgt die Aufbringung einer Rekultivierungsschicht mit organischen Abfällen wie Klärschlamm und Kompost. Im Westen wird nach Buser/Roth [1998] darauf verwiesen, dass entsprechende Rekultivierungsversuche deren Unpraktikabilität erwiesen haben. Zu bedenken ist insbesondere der enorme Flächenbedarf von „Haldenvorland“, der gerade bei aktuell betriebenen Bergwerken wegen der Konkurrenz zu Bergbaueinrichtungen kaum zur Verfügung stehen dürfte.

In der Halden-Richtlinie aus Thüringen [1995] wird zur Notwendigkeit der Rekultivierungen ausgeführt, dass es durch die Niederschläge auf den Halden zu Auflösung chloridischer Salze kommt, was zwangsläufig zum Lösungsaustrag aus dem Haldenkörper und damit zu Umweltbelastungen im Standortumfeld führt. Durch eine Abdeckung der Halden durch Abfälle und einen mehrschichtigen Aufbau soll dies verhindert werden. Damit muss aber auch sichergestellt werden, dass die Abfälle oder die sonstigen zur Rekultivierung eingesetzten Stoffe nicht selbst zu Umweltbelastungen führen. Die Halden-Richtlinie regelt im Einzelnen:

- ⇒ Der Aufbau der Rekultivierungsschicht hat in drei Schichten mit eventuell dazwischen liegenden Drainleitungen zu erfolgen:
 Schicht 1 = kapillarbrechende Schicht (soll den kapillaren Aufstieg von Haldenlösungen in die konturgebende Schicht verhindern),
 Schicht 2 = konturgebende Schicht (soll die Oberflächenkontur herstellen und hat im Zusammenwirken mit der Kulturschicht die Aufgabe, eine möglichst hohe Wasserspeicherfähigkeit zu gewährleisten),
 Schicht 3 = Kulturschicht (hohe Nährstoffversorgung und gute Durchwurzelbarkeit).
- ⇒ Folgende Abfälle dürfen für diese Zwecke genommen werden:
 Kapillarbrechende Schicht: Bauschutt, gebrochen und sortiert, Keramikabfälle, Bauschutt mit schädlichen Verunreinigungen gebrochen und sortiert sowie Gleisotter,
 Konturgebende Schicht: Bodenaushub, ölverunreinigter Boden, sonstige Böden mit schädlichen Verunreinigungen, Erdaushub mit schädlichen Verunreinigungen,
 Kulturschicht: Rübenerde, ausgefaulte und stichfester Klärschlamm gemäß AbfKlärV, Komposte angelehnt an die Qualitätskriterien LAGA Merkblatt M10.

Die Mindestvoraussetzungen bei der Verwendung von Abfällen ist die Einhaltung der Zuordnungswerte gemäß LAGA Z 1.2 für mineralische Abfälle bzw. Baustoffe. Die notwendigen Mengen ergeben sich wesentlich aus der Geometrie der Kalihalde. Die Kulturbodensubstrate sind vor Ort herzustellen. Die Einrichtungen zur Fassung der belasteten Niederschläge bzw. der Haldenlösungen müssen auch während der Errichtung der Abdeckung stets funktionsfähig sein.

Nach Prause/Kautz [1997] bestehen folgende grundsätzliche Möglichkeiten des Umgangs mit den Haldenwässern: Einleiten in die Grubengebäude, deren Aufnahmever-

mögen jedoch begrenzt ist, oder Einpressen in Schluckbrunnen. Eine ebenfalls übliche Praxis ist der kontrollierte Abstoß in die Fließgewässer. Die Eindampfung der Haldenlaugen mit einer Rückführung der Salze ist zu kostenintensiv.

Bei den Kalihalden wird geplant, dass auf dem Plateau-Bereich zunächst eine Tonschicht als mineralische Dichtungsschicht aufgebracht wird. Auf diese Sperrschicht erfolgt die Aufbringung einer mineralischen Schicht als Drainage und zur Kapillarbrechung, darüber eine Kultivierungsschicht von mindestens 10 m Mächtigkeit.

An den Böschungen besteht das Problem, dass die hangabwärtsgerichteten Schubkräfte ein Kriechen etc. der Böden bewirken können. Dies ist vor allem bei langanhaltenden heftigen Niederschlägen oder bei der Schneeschmelze ein Problem.

Aufgrund der Steilheit der Böschungen reicht eine einfache Überschüttung mit Erdreich nicht aus. Eine Umgestaltung der Haldenoberfläche ist notwendig, was durch größere Böschungsabsätze erfolgen kann. Der felsartige Charakter der remineralisierten Rückstandshalden erfordert jedoch die Entwicklung von bergmännischen Auffahrtechniken, was zu kaum finanzierbaren Entwicklungs- und Betriebskosten führt. Es ist deshalb vorgesehen, die Halden abzuflachen.

Von der GH Kassel wird darauf verwiesen, dass bei den Halden, bei denen bereits teilweise eine Abdeckung erfolgt ist, die Gefahr besteht, dass sich die Lösungsprozesse auf die frei gebliebenen Abschnitte beschränken bzw. dort Erosionsprozesse verstärkt ablaufen und möglicherweise zu einem Nachbrechen der Haldenoberfläche führen können. Es ist deshalb sehr darauf zu achten, dass die Rekultivierungsmaßnahmen möglichst zügig über die gesamte Haldenfläche erfolgen.

Für die hier diskutierten Bergwerke, für die aus unterschiedlichen Gründen eine Versatznotwendigkeit bzw. -pflicht besteht, müssen die direkten und indirekten Umweltwirkungen von aufgehaldetem Material mit berücksichtigt werden.

- ☐ In **Kochendorf** sind keine Halden vorhanden, es müssen daher weder direkte noch indirekte Emissionen aus den Halden berücksichtigt werden. Zum Versatz gelangen neben bergbaufremden Abfällen auch Bergematerial aus dem in unmittelbarer Nachbarschaft gelegenen Bergwerk Heilbronn zum Versatz. Es sollte für die Bilanzierung davon ausgegangen werden, dass der Einsatz der in diesem Rahmen diskutierten Gießereisande nicht in Konkurrenz zur Verbringung bergbaueigenen Materials erfolgt.
- ☐ In **Sondershausen** unterliegt etwa ein Drittel des Hohlraumvolumens der Versatzpflicht. Bei einer insgesamt gewonnenen Menge von etwa 100 Millionen Tonnen und einer durchschnittlichen Ausbeute von nur etwa 15% verbleiben etwa 85 Millionen Tonnen Bergabraum, die aufgehaldet prinzipiell einer Verwendung unter Tage zur Verfügung stünden. Man kann daher davon ausgehen, dass ausreichend bergbaueigene Abfälle zum Versatz zur Verfügung stünden und die Verbringung von bergbaufremden Materials daher in Konkurrenz dazu erfolgt.

Nach Prause/Kautz [1997] erfordert jede Tonne aufgehaldeten Abraumsalzes etwa 0,3 Tonnen verschiedener Erdbaustoffe zur Abdichtung. Da eine Abdichtung des Haldenkörpers vorgesehen ist, sind die dazu notwendigen entsprechenden Mengen

Erdbaustoff (als Abfall) inklusive ihres Antransportes in der Bilanz zu berücksichtigen. Der Aufwand des Handlings dieses Materials dürfte sich von dem der Aufhaltung des Bergabraums nicht wesentlich unterscheiden. Die Halden können eine Höhe von bis zu 240 m (Beispiel Wintershall) einnehmen, sie betragen im Südharz durchschnittlich eher knapp 60 m.

Die Erosionsrate über Lösungsprozesse beträgt bei nicht abgedeckten Halden etwa 0,25 % pro Jahr [Prause/Kautz, 1997]. Die bedeutet einen vollständigen Abtrag der Halden innerhalb von 400 Jahren. Durch Drainage lassen sich bis zu 40 % der Haldenlösungen fassen. Durch den speziellen Schichtenaufbau ist eine Reduzierung der Haldenlösungsmenge um 80 % möglich, natürlich erst nach Abschluss der Überdeckung nach mehreren Jahren. Unterstellt man diese Abdeckung, ergäbe sich eine Reduzierung der Erosionsraten auf 0,05 %. Davon würden 60 % diffus emittieren, 40 % ließen sich fassen und beispielsweise zur Aufbereitung der zum Versatz vorgesehenen Abfälle verwenden. Nach Auskunft der GH Kassel liegen die NaCl-Konzentrationen der Lösungen bei 300 g/l Niederschlag.

Der Flächenbedarf der Halde liegt bei einer durchschnittlichen Höhe von knapp 60 m bei $0,0175 \text{ m}^2$ pro m^3 abgelagerten Materials. Bezieht man den zu einer Böschungsverflachung notwendigen zusätzlichen Flächenbedarf mit ein, lässt sich hier durchaus ein doppelter Bedarf von zusammen $0,035 \text{ m}^2$ ableiten.

- In **Unterbreizbach** wird nach Auskunft des zuständigen Oberbergamtes in Gera weiterhin Kalisalz abgebaut, wobei derzeit die Verfüllung mit bergbaueigenem und bergbaufremden Material über Spülversatz erfolgt. Eine Aufhaltung von Bergabraum erfolgt weder derzeit noch erfolgte dies in der Vergangenheit.
- In **Teutschenthal** bestehen zwei Halden mit bergbaueigenen Abfällen. Im Gegensatz zu Thüringen bestehen hier keine Vorgaben zur Haldenrekultivierung. Nach Auskunft des Ministeriums werden auch keine Haldenwässer erfasst. Da für diese Bergwerke nur eine teilweise Versatzpflicht besteht und ausreichend bergbaueigene Abfälle zum Versatz zur Verfügung stehen, kann auch hier von einer Konkurrenzsituation zur Verbringung von bergbaufremden Materialien gesprochen werden.

Hinsichtlich der direkten und indirekten Auswirkungen sollten deshalb für Teutschenthal die am Beispiel Sondershausen aufgeführten Werte und Annahmen bei der Bilanzierung zugrunde gelegt werden. Die Ausnahmen bestehen im Verzicht auf Rekultivierungsmaßnahmen und einer fehlenden Minderung des Anfalls an Niederschlagswässern.

8.3 Problematik Versatz

8.3.1 Versatzarten

Der Versatz von Abfällen unter Tage erfolgt auf verschiedene Weise:

Beim Stapelversatz erfolgt die Konditionierung in aufwendigen Anlagen durch Mischung und Zugabe von Wasser oder weiteren flüssigen Stoffen zu einem „Baustoff“ mit mechanisch definierten Eigenschaften. Diese so aufbereiteten Stoffe werden teilweise in Big-Bags verfüllt und unter Tage in einzelnen Lagen übereinander gestapelt. Je nach Versatzhöhe erfolgt eine Zwischenlage aus Abraumsalz.

Der verbleibende Hohlraum zum First wird in Kochendorf mit Abraumsalz zugeschleudert, in Sondershausen bleibt dieser frei. Der Stapelversatz erfolgt in Kochendorf seit 1992, in Sondershausen erst seit 1998. Auch in Teutschenthal wird das Material über Stapelversatz unter Tage eingebaut.

Beim **Spülversatz** werden die Versatzstoffe mit Flüssigkeiten zu einem pumpfähigen Medium aufbereitet. Es wird in einer Misch- und Rühranlage ein Gemisch aus staubförmigen Abfällen, Laugen und/oder Haldenwasser und Zuschlagstoffen erstellt und in einer Pumpleitung von über Tage bis in den zu versetzenden Hohlraum geführt: Der Dickstoff bindet dort ohne Bildung von Überschussflüssigkeit ab. Nach den Informationen des Oberbergamtes erfolgt im Werk Unterbreizbach zumindest zukünftig ein Spülversatz.

Beim **Blasversatz/Sturzversatz** wird das Versatzgut von oben in die Kuppe eingeblasen. Der Versatz gilt als abgeschlossen, wenn an den Einblasstellen ein Gegendruck festgestellt wird. Eine Kontrolle über die Versatzqualität sowie über einen hohlraumfüllenden Versatz ist hier nicht gegeben. Im Werk Unterbreizbach wurde der Versatz in den Kuppen bislang mit Blasversatz durchgeführt.

8.3.2 Geologisch/hydrogeologische Randbedingungen

Neben der Frage der Art der Einbringung der Abfälle unter Tage und der Kontrollmöglichkeiten sind auch die an den Bergwerken unterschiedlich ausgeprägt auftretenden Konvergenzen bei der Frage möglicher Umweltbeeinträchtigungen von Bedeutung.

Im Werragebiet (Werk Unterbreizbach) sind zwei geologische Prozesse zu beachten:

- ☐ Die Subrosion, d.h. meist einfache Ablaugungen, führen zu langsamen sich in geologischen Zeiträumen vollziehenden Bodenbewegungen und damit auch an der Oberfläche zu entsprechenden Bodensenkungen. Der Nachbruch des Salinars und damit auch des Deckengebirges verläuft dagegen abrupt.
- ☐ Es treten Kriechbewegungen des Salzes auf, deren Geschwindigkeit in hohem Maße vom Salztyp, den Abbauparametern und der Dimensionierung der Hohlräume bestimmt wird. Heute bestehen beim Auffahren neuer Gruben starke Sicherungsmaßnahmen, die die Konvergenz stark hemmen. Laut Buser/Roth [1998] lauten die

Betreiberangaben, dass die Konvergenzen in den neu abgebauten Grubenbereichen zu Beginn höchstens wenige mm pro Jahr betragen. Sie gehen schnell zurück und dürften danach weit unter 1 mm pro Jahr liegen. In älteren Gruben oder im Bereich des Kuppenbaus sind die Standsicherheitsfaktoren niedriger.

Im Werra-Revier ist die Situation kritisch zu sehen, da in allen neu erschlossenen Abbaubereichen hohe Standfestigkeiten bestehen und damit Gruben sehr lange für einen Grundwasserzutritt offen stehen dürften. Angesichts der langen Zeiträume, während der die Gruben offen stehen, ist das „Ersaufen“ der Gruben deshalb nicht auszuschließen. Eine Bekämpfung von Zuflüssen ist aber nach Verwahrung eines Bergwerkes nicht mehr möglich. Wie Beispiele aus dem Werra-Gebiet zeigen, können Wässer auch aus größeren Tiefen wieder an die Oberfläche gelangen. Dies konnte auch in einzelnen Fällen nachgewiesen werden.

In Sondershausen wurde für das besonders gefährdete Ostfeld unter der Ortschaft Sondershausen der Versatz abgeschlossen. Die Konvergenz ist danach von ursprünglich 24 cm/Jahr auf maximal 5 cm/Jahr mit abnehmender Tendenz zurückgegangen. Für das ebenfalls der Versatzpflicht unterliegende Südfeld V bestehen bezüglich der Konvergenzen drastische Verringerungen der Bewegungsraten. Die Bodenabsenkungen von ehemals 10 cm/Jahr über Tage während des Abbaus haben sich deutlich verringert.

Die beiden zu Sondershausen nächst gelegenen Gruben sind ersoffen bzw. am Ersaufen. Nach Buser und Roth [1998] bestehen Anzeichen, dass der Sicherheitspfeiler zur Grube Sondershausen abgelautet wird. Ein Durchbruch der Grubenwässer der benachbarten Gruben ist demnach längerfristig nicht ausgeschlossen.

Nach Einschätzung von Buser/Roth ist das Werk Sondershausen die einzige der betrachteten Anlagen, für die die Langzeitr Risiken grundsätzlich richtig angedacht wurden. Ziel ist es, den vollständigen Umschluss der Abfälle innerhalb von vertretbaren Zeiträumen zu erreichen. Auch nach der vollständigen Verfüllung der Grube kann nicht ausgeschlossen werden, dass der eingelagerte Abfall mit Wasser aus größeren Tiefen in Kontakt gerät und dieses über längere Zeiträume betrachtet zu einer Kontamination des Grundwassers führt.

In Kochendorf führt die Subrosion zu stellenweise vollständiger Ablaugung der Salzlager, was geologisch wie auch hydrogeologisch belegt ist. Es sind Bodenbewegungen an der Oberfläche und Konvergenzbewegungen in den Gruben festzustellen, die eine stellenweise Stützung des Gebirges als erforderlich erachten lassen. Das Werk Kochendorf wird deshalb in einem vernünftigen Zeitraum vollständig verfüllt.

Für Teutschenthal liegen diesbezüglich keine Informationen vor. Nach Auskunft des Umweltministeriums kam es auch nach einem Gebirgsschlag zu keinem Wasserzutritt. Entsprechend wird das Bergwerk bisher in die Versatzklasse V2 eingestuft. Das Gutachten, das die Langzeitsicherheit nachweisen soll, liegt jedoch noch nicht vor.

Die möglichen Emissionen aus den unter Tage abgelagerten Abfällen über Wasserzutritt bzw. entsprechende Auslaugungen sind nicht quantifizierbar. Dies gilt insbesondere dann, wenn man die möglichen Belastungen der zur Trinkwassergewinnung dienenden Grundwasserstockwerke abschätzen möchte. Dass diese Belastungen zumindest über längere Zeiträume nicht ausgeschlossen werden können, ist jedoch unstrittig. Nicht zuletzt deswegen wurde in einer Studie für das BUWAL [Buser, Roth 1998] empfohlen, keine Sonderabfälle aus der Schweiz für deutsche Bergwerke zum Versatz zuzulassen. Die Zuflussmengen betragen unterhalb 700 m Tiefe weniger als 10^{-3} Liter pro m^2 Oberfläche.

8.3.3 Aufwendungen für die Konditionierung des Abfalls und dessen Verbringung unter Tage

Die betrieblichen Aufwendungen für den Versatz von bergbaufremden Abfällen ergibt sich aus

- ☐ der Konditionierung der Abfälle beispielsweise über Mischungen und Wasserzugaben,
- ☐ der Verbringung nach unter Tage und
- ☐ ggf. der Aufhaldung der bergbaueigenen Abfälle

Nach derzeitigem Kenntnisstand liegen keine geeigneten Untersuchungen zu den betrieblichen Aufwendungen für die verschiedenen Versatzarten vor. Die Mischung der Stoffe erfolgt aber über Aggregate, die sich in ihren Aufwendungen von denen aus dem Baugewerbe nicht wesentlich unterscheiden dürften.

Die Aufwendungen der Verbringung nach unter Tage ergeben sich aus den Schritten der Verbringung nach unter Tage und des Transportes der Abfälle bis zum Versatzort. In Teuschenthal erfolgt die Verbringung der Abfälle über Container und deren Transport mittels spezieller Lastkraftwagen. Der Einbau an der Versatzstrecke selbst erfolgt mittels Radladern.

Die Aufhaldung der bergbaueigenen Abfälle erfolgt über Förderbänder. Deren betriebliche Aufwendungen ergeben sich vor allem aus der erreichten Haldenhöhe sowie aus der Entfernung des Haldenstandortes von dem eigentlichen Bergwerksstandort. Nach Schroth [1977] besteht das aufgehaldete Material aus 92,5 Gew.% NaCl, 2,1 Gew.% KCl, 0,4 Gew.% $MgCl_2$, 2,4 Gew.% $MgSO_4$ und 1,6 Gew.% $CaSO_4$. Der Wassergehalt liegt bei etwa 1 Gew.%. Gerade wenn man sich vor Augen führt, dass die Kalihalden teilweise eine sehr große Höhe aufweisen, sind Verwehungen während der Aufhaldung nicht auszuschließen. Quantitative Angaben hierzu liegen nicht vor.

Die Aufwendungen zum Abbau der Halden sind vergleichsweise hoch. Durch die starke oberflächige Verkrustung muss dies ansatzweise bergmännisch erfolgen.

Literatur:

- Buser, Roth: Bergeversatz von Sonderabfällen in deutschen Salzbergwerken: Evaluation der heutigen Beseitigungs- und Versatzpraxis im Zusammenhang mit den Exportanträgen für Abfälle aus der Schweiz, Entwurfsfassung August 1998, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern
- Deutsche Projektunion, Versatzhandbuch. Studie zum bergbaulichen Versatz von Rauchgasreinigungsrückständen aus Abfallverbrennungsanlagen, Essen 1997
- Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Thüringen, Richtlinie für die Abdeckung und Begrünung von Kalihalden im Freistaat Thüringen, 23. November 1995
- Prause, B., Kautz, K.: Modellierung einer optimalen Oberflächenabdichtung für Rückstandshalden der Kaliindustrie, in Müll und Abfall 11/97, S. 684 – 691
- Schroth, H. E.: Die Errichtung einer Großhalde unter umweltschützenden Bedingungen, in: Kali und Steinsalz Juli 1977, S. 147-154
- Striegel, K.-H.: Die Bedeutung der untertägigen Verwertung von Reststoffen für die Entsorgungswirtschaft, in: M. Dohmann (Hg), Umweltschutz fördern, Bürokratie abbauen, Eigenverantwortung stärken, Aachen 1995, S. 34/1-34/69

9 Entnahme und Aufbereitung von Ölabscheiderinhalten

Nach DIN 1999 Teil 2 müssen die Leichtflüssigkeitsabscheider von Ölabscheidern nach Erreichen von vier Fünftel der Speichermenge, die Schlammfänge bei Füllung des halben Schlammfangvolumens, beide jedoch mindestens halbjährlich, entleert werden. Der oft saisonal stark schwankende Anfall von verunreinigtem Abwasser führt üblicherweise zu einer Überdimensionierung der Abscheider. Aus diesem Grund erreichen sie selten die aufgrund der DIN maximal zulässigen Füllgrade innerhalb eines halben Jahres.

9.1 Entnahme

Entnahme zur stationären Aufbereitung

Bei der herkömmlichen Entleerungsmethode werden die Inhalte des Sandfanges und des Ölabscheiders durch das Absaugen des gesamten Inhaltes in ein Saugfahrzeug miteinander vermischt. Die Abscheideranlagen werden anschließend häufig mit Frischwasser gespült, welches ebenfalls vom Saugfahrzeug aufgenommen und als Sondermüll entsorgt wird. Schließlich muss, um die Funktionstüchtigkeit des Leichtflüssigkeitsabscheiders wiederherzustellen, dieser wieder mit Frischwasser aufgefüllt werden.

Rückrechnungen gemäß Firmenangaben über die entsorgten Mengen, Einzugsbereiche sowie Standorte von Aufbereitungs- bzw. Beseitigungsanlagen ergeben bei Nutzung eines üblichen Entsorgungsfahrzeuges **spezifische Fahrleistungen von 18 bis 22 km pro Tonne** Abscheiderinhalt. Die hierfür zugrunde gelegten Daten lauten:

- Auslastung 80 – 90 %,
- Einzugsbereich zu 70 % im 100 km Umkreis, 30 % 200 km (inklusive Aufbereitungsanlagen) Entsorgungsfahrzeug mit 12 m³ Fassungsvermögen,
- mittlere Dichte der Abscheiderinhalte von 1,2 t/m³.

Entnahme zur mobilen Aufbereitung

Die zur Zeit auf dem Markt bekannten und z. T. im Einsatz befindlichen mobilen Behandlungsanlagen können nach der Art der Behandlung in drei Hauptkategorien eingeteilt werden:

- Anlagen mit physikalischen Verfahren (Adsorption),
- chemischen Verfahren (Emulsionsspaltung),
- kombinierte chemisch-physikalische Verfahren.

Bei der Entsorgung mit mobilen Anlagen wird versucht, die in den stationären Abscheideranlagen bereits getrennten Öl-, Wasser-, Sandfangsediment- und Ölschlammphasen weitgehend gesondert aufzunehmen, um den Behandlungsaufwand im Fahrzeug zu reduzieren. Eine darauf ausgerichtete Gerätetechnik ist in vielen Fällen jedoch nicht vorhanden, so dass sich die separierten Phasen bei der Aufnahme teilweise wieder vermischen. Hinsichtlich der benötigten unterschiedlichen Aufbereitungsgänge für Sandfangsedimente und Ölschlämme besteht dementsprechend noch gerätetechni-

scher Entwicklungsbedarf, um eine verwertungsorientierte Entleerungstechnik bereitzustellen.

Problematisch ist außerdem die Überwachung des Kohlenwasserstoffeinleitwertes bei Rückführung des abgetrennten Wassers in den Abscheider. Bisher gilt hier bei Eingabe des Wassers in den Sandfang, d.h. vor der Abscheidanlage, derselbe 20 mg/l-Wert, wie er nach Behandlung bei Einleitung in den Kanal einzuhalten ist. Eine kontinuierliche Überwachung gestaltet sich aufgrund des Messprinzips der geltenden DIN 38409-H18 jedoch schwierig. Entsprechend gibt es zwar Fahrzeuge auf dem Markt (z.B. Kroll-Selector, Ölmeister-Helmers), die auch eingesetzt werden. Die überwiegende Anzahl der Abscheider wird jedoch, auch aufgrund der dort ausgesprochen inhomogenen Verhältnisse, nach wie vor in herkömmlichen Saugfahrzeugen entsorgt. Gleichwohl ließe sich der Transportaufwand signifikant verringern: Legt man einen Wassergehalt von 75% zugrunde, von dem 2/3 wieder rückgeführt werden können, verbleiben 250 kg Wasser je zu entsorgende Tonne sowie rund 250 kg Öl und Feststoffe (Trockenrückstand TR ungefähr 50%), womit sich die **spezifischen Fahraufwendungen halbieren**, wenn man davon ausgeht, dass das Entsorgungsfahrzeug trotz der aufwendigeren Anlagentechnik das selbe Fassungsvermögen aufweist.

9.2 Aufbereitung

Die Notwendigkeit zur Aufbereitung ergibt sich aus den unten aufgeführten Forderungen, welche insbesondere verfahrenstechnisch bzw. genehmigungsrechtlich begründet sind:

- Feuchtegehalt: Aus den eingesetzten Reststoffen dürfen keine Flüssigkeiten (auch Öle) austreten, auch nicht während längerer Lagerung.
- Die Konsistenz der Reststoffe muss derart sein, dass sie als Schüttgut mechanisch handhabbar sind (Förderung, Dosierung).
- Bezüglich der Stückigkeit dürfen keine Störstoffe wie (Nicht-)Eisenmetalle vorhanden sein; in der Regel wird eine maximale Korngröße (um ca. 5 mm) vorgegeben.
- Die Reststoffe sollen keine leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe beinhalten, die zu Geruchsbelästigung, Explosionsgefahr oder gesundheitlichen Beeinträchtigung des Personals führen können.
- Des weiteren muss die Geruchsbildung durch Fäulnisprozesse unterbunden sein.

Der Erfolg eines Aufbereitungsverfahrens hängt maßgeblich davon ab, welche Schadstoffe wie und wo in der Reststoffmatrix auftreten und wie sie sich bei der Reststoffaufbereitung ablösen bzw. umverteilen lassen:

- Bei gröberen Kornfraktionen (außer bei Adsorbentien wie z.B. Kohle) lassen sich die nur leicht an der mineralischen Kornoberfläche anhaftenden lipophilen Stoffe durch gezielte mechanische Beanspruchung (z.B. Attrition) der Kornoberfläche abreiben und in die Feinkornfraktion überführen. Zur Unterstützung dieses Prozesses können Tenside eingesetzt werden, welche zum einen die Oberflächenspannung des Waschwassers herabsetzen und dadurch ein Benetzen der Feststoffpartikel erleichtern, zum anderen durch erhöhte chemische Affinität ein Ablösen von der Kornoberfläche bewirken.

- Bei sehr feinkörnigen Gemischen sind lipophile Stoffe aufgrund der großen Oberfläche und des daraus folgenden sehr starken Adsorptionsvermögens extrem stark gebunden und können, wenn überhaupt, nur unter enormem Eintrag von Attritionsennergie sowie unter hohem Einsatz von chemischen Reagenzien, z.B. Tensiden, von der Feststoffpartikeloberfläche gelöst werden, so dass man sich aus Wirtschaftlichkeitsgründen für technische Belange damit begnügt, oberflächlich anhaftende Stoffe der gröberen Feststofffraktion abzulösen und sie in die Abgänge bzw. Schlammphase zu überführen.
- Tonminerale und zeolithartige Silikate, die überwiegend im Korngrößenbereich unter 20 µm zu finden sind, vermögen darüber hinaus Schwermetalle durch Ionenaustausch zu binden und je nach Gitterstruktur und Quelleigenschaften auch organische Stoffe zu adsorbieren.

Diese oben genannten Effekte können verfahrenstechnisch genutzt und umgesetzt werden. Die technische Umsetzung bedarf einer mehrstufigen Verfahrensführung, die im Wesentlichen eine Verknüpfung verschiedener verfahrenstechnischer Grundprozesse bzw. -operationen zur Folge hat (siehe Tabelle B 9-1).

Tab. B 9-1 Stufen einer Aufbereitungsanlage für Ölabscheiderabfälle

Verfahren	Wirkungseffekt
8. Klassierung	Korngrößentrennung
9. Sortierung	Dichtentrennung
10. Attrition	Trennung der Kornagglomerate, Oberflächenabrieb
11. Entwässerung	Fest-/Flüssigphasentrennung
12. Eindicken	Flockung und Sedimentation
13. Filtrieren	Entwässern bis zur geforderten Endfeuchte
14. Abwasserreinigung	Flüssig-/Flüssigtrennung, Ölabtrennung, Emulsionsspaltung, Neutralisation, Brauchwasserrückführung

Referenzanlage Müller

Die Verfahrensführung dieser Sandwasch-/Spaltanlage erfordert einen diskontinuierlichen Betrieb. Bei der Entleerung des Inhalts des Tankfahrzeugs wird die flüssige Phase in den Abwasserbehandlungsstrang gepumpt und anschließend das Sediment des Tankfahrzeugs über einen Aufgabetrichter mittels Kettenkratz- und Schneckenförderer einer Siebmaschine zugeführt. In der nassen Klassierung bei einem Trennschnitt von 10 mm wird zunächst das die Folgeprozesse störende Überkorn (2) abgetrennt. Das Masseausbringen dieser Kornklasse ist in aller Regel zu gering, um vor Ort unter wirtschaftlichen Bedingungen weiter aufbereitet zu werden.

Abbildung B 9-1 zeigt den Verfahrensgang der Anlage der Fa. Müller, Coburg. Der Siebunterlauf < 10 mm wird einem Aufstromklassierer zugeführt, der einen Leichtstoff (Groborganik) (4) gewinnt, welcher auf einem Trommelsieb entwässert wird.

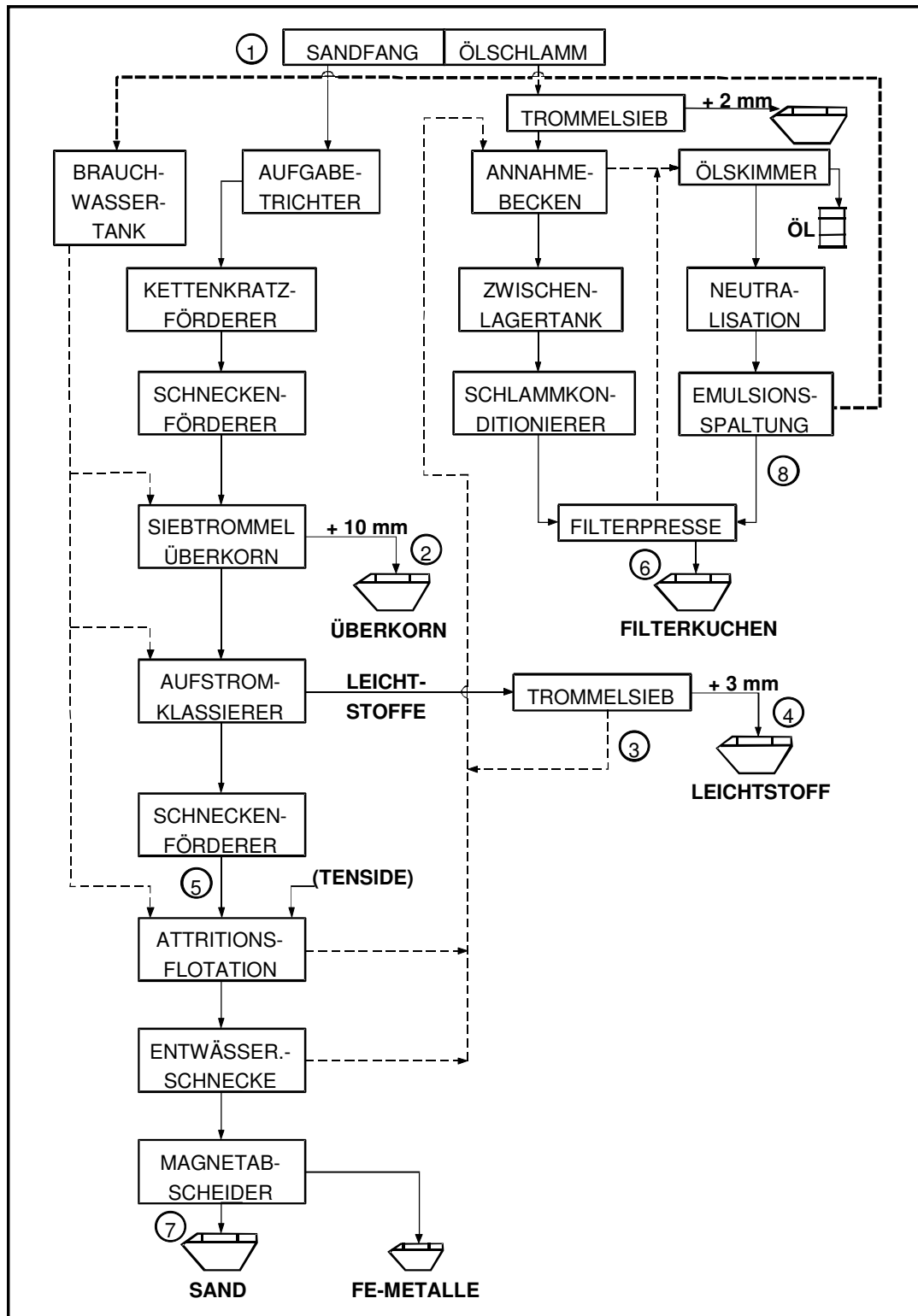


Abb. B 9-1 Verfahrensgang der Sandwasch-/ Spaltanlage der Fa. Müller; aus Kraus [1998]

Der Unterlauf des Aufstromklassierers wird über einen Schneckenförderer einer kombinierten Attritionsflotation aufgegeben.

Dieses diskontinuierlich aufbereitende Aggregat arbeitet in drei Schritten als Wäscher und nach dem zweiten und dritten Waschvorgang zusätzlich als Flotationszelle: Nach-

dem der Feststoff eingefüllt ist, wird in der ersten Stufe Brauchwasser zugegeben, bis eine Trübedichte von ca. 60 Gew.% erreicht ist. Der befüllte Behälter ist mit einem Rührwerk ausgestattet, welches auf die Trübstoffe attritierend einwirkt. Nach einer Rührdauer von ca. 10 min wird das Reinigungswasser zusammen mit fein suspendierten, belasteten Feststoffen (Schluffanteile) in die Abwasserreinigung geleitet. In der zweiten Stufe werden erneut Brauchwasser und gegebenenfalls Tenside zugegeben. Nach einer Einwirkdauer von weiteren 10 min wird vom Boden des Behälters Luft eingeblasen, so dass Schluffanteile und freie Organik als stark belastete Charge, ebenfalls in die Abwasserreinigung, ausgeschleust werden können. Gegebenenfalls kann der Reinigungsvorgang den Erfordernissen der Kontamination entsprechend um Wasch- oder Flotationsstufen erweitert werden.

Freies Öl wird mittels eines Skimmers von der Flüssigphase separiert und vorhandene Emulsionen anschließend durch die Zugabe von Spaltmitteln gebrochen. Der Schlamm aus der Emulsionsspaltanlage wird gemeinsam mit dem übrigen Feinschlamm in der Filterkammerpresse (8) unter Zuhilfenahme von Polymeren entwässert und als Schluff (6) ausgeschleust, während das gereinigte Wasser als Anlagen- und Betriebswasser Verwendung findet und Überschüsse ins öffentliche Kanalnetz geleitet werden.

Im Behälter verbliebener und gereinigter Sand wird statisch entwässert und nach magnetischer Abtrennung von Eisen-Anteilen als Sand (7) aus dem Prozess ausgeschleust. Abbildung B 9-2 zeigt die Massenbilanz der Feststoffe bezogen auf die Trockenrückstandsgehalte.

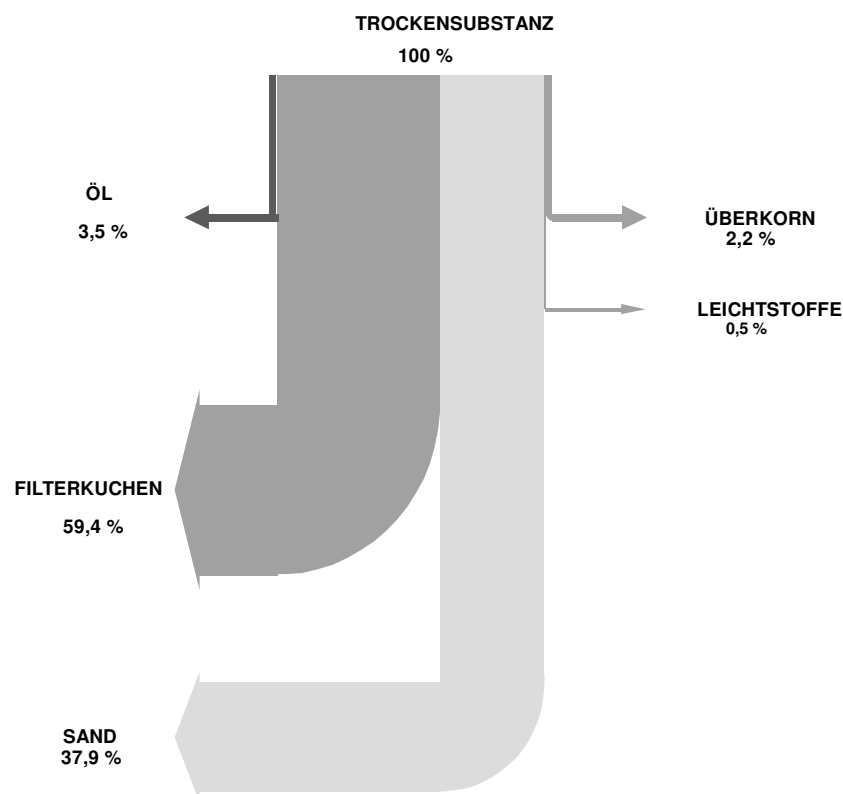


Abb. B 9-2 Massenbilanz bezogen auf den Trockenrückstand [TR]; aus Kraus [1998]

Tab. B 9-2 Betriebsmittelbedarf der Aufbereitung (je Tonne Input)

Strombedarf	[kWh/t]	5,2
Polymer	[kg/t]	0,125
Spaltmittel	[kg/t]	0,5
Tenside	[kg/t]	-

Literatur:

Krauss, J.: Inhalte von Leichtflüssigkeitsabscheidern – Studie im Auftrag des ifeu- Instituts im Rahmen der hier vorliegenden Forschungsarbeit, Achern, 1998

10 Sonderabfallverbrennungsanlage

Da das Bundesland Baden-Württemberg einen langfristigen Vertrag zur Beseitigung von besonders überwachungsbedürftigen und in einer SAV thermisch zu behandelnden Abfällen mit der Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH AVG der Freien und Hansestadt Hamburg hat, wird deren Anlage hier als Basis für die Beseitigung solcher Abfälle angesetzt. Die folgenden Daten sind aus der Umweltverträglichkeitsprüfung [Umweltbehörde 1994] Thome-Kozmiensky [1994] entnommen.

Die Anlage hat eine Gesamtkapazität von 113.000 t/a. Es werden von der Hausmüllentsorgung ausgenommene Gewerbe- und Sonderabfälle aus Hamburg und den benachbarten Bundesländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen verbrannt. Außerdem können jährlich bis zu 30.000 Tonnen Sonderabfall aus Baden-Württemberg mit der Bahn angeliefert werden.

Die Sonderabfallverbrennungsanlage ist nach der 17. BImSchV zugelassen und verfügt über eine Wärmenutzung, sowohl für den Eigenbedarf als auch zur Abgabe an das öffentliche Fernwärmenetz. Die Anlage ist untergliedert in einen Annahme- und Lagerbereich sowie in zwei unabhängig voneinander betriebene Verbrennungs- und Abgasreinigungslinien. Im Annahmebereich wird der angelieferte Abfall gewogen, die Menge und Art durch die Begleitpapiere, durch Probenahmen und Analytik bestimmt. Der Lagerbereich besteht aus einem Kassettenbunker für festen Abfall mit 1.200 m³ Fassungsvermögen, einem Tanklager mit 990 m³ Fassungsvermögen für flüssigen Abfall, einem Gebindelager und einem Lager für Krankenhausabfälle.

Die Abfälle werden je nach Konsistenz den beiden Drehrohröfen zugeführt. Dort werden sie bei Temperaturen von 800 bis 1.200 °C verbrannt. Die nötige Luft zur Verbrennung, die Primärluft, wird aus dem Bunker angesaugt und im Gleichstrom durch den Ofen geführt. Die entstandenen Rauchgase gelangen in die Nachbrennkammer. Hier werden Sekundärluft und flüssige, heizwertreiche Abfälle oder Heizöl eingebracht, um die nötige Hitze von 1.200 °C für den vollständigen Ausbrand zu gewährleisten. Die Schlacke wird schmelzflüssig abgezogen, im Wasserbad glasartig erkaltet und in Container überführt. Die Rauchgase gelangen in den Kessel, wo sie Dampf erzeugen, der zur Wärmenutzung dient.

Die anschließende Rauchgasreinigung beginnt mit einem dreistufigen Elektrofilter der den Staub abscheidet. Dieser wird der Verbrennung wieder zugeführt. Es folgt eine Quenche und ein HCl-Wäscher zur Absorption von Chlor- und Fluorwasserstoff. Die gewonnene Salzsäure wird aufkonzentriert, gereinigt und verkauft. Dann folgt ein SO₂-Absorber zur Abscheidung der SO₂-Gase unter Zugabe von Kalksteinmehl. Der entstehende Gips wird verwertet. Anschließend wird das Rauchgas über einen Wärmetauscher zur nochmaligen Erwärmung in einen Aktivkohlefilter geleitet, um Dioxine/Furane, sonstige organische Verbindungen und Schwermetalle abzuscheiden. Die selektive katalytische Entstickungsanlage (SCR) bildet den Abschluss der Rauchgasreinigung. Hier wird Ammoniakwasser als Reduktionsmittel für die Stickoxide zugeführt. Die gereinigten Rauchgase gelangen in den 80 m hohen Kamin.

Für die Fernwärmeauskopplung wird in der vereinfachten Bestimmung und in der Ökobilanz ein Wert von 10 % angenommen. Der übrige Teil der gewonnenen Wärme wird für den Eigenbedarf der Anlage angesetzt. Da die AVG eine Behandlungsanlage für die intern entstehenden Abwässer betreibt und auch beispielsweise angelieferte

Schlämme vor der Verbrennung eindampfen muss, ist dieser angenommene Wert realistisch.

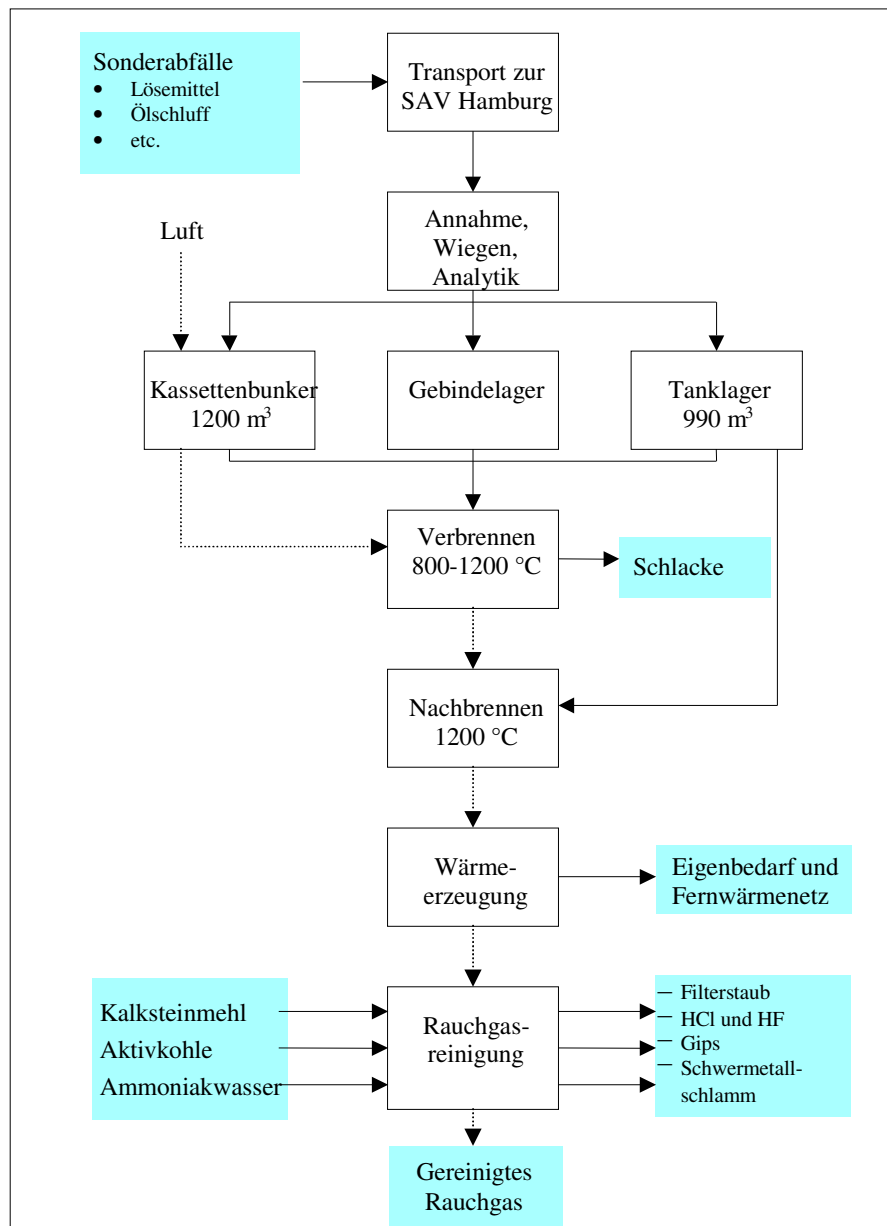


Abb. B 10-1 Verfahrensfließbild der Sonderabfallverbrennung

Literatur:

Thomé-Kozmiensky: Thermische Abfallbehandlung; Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Verlag TK Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 1994.

Umweltbehörde Hamburg: Umweltverträglichkeitsprüfung UVP der SAV der AVG; wesentliche Änderung der SAV. Freie und Hansestadt Hamburg, 1994

11 Sonderabfalldeponie

Besonders überwachungsbedürftige Abfälle, die weder für eine Verwertung, noch für eine thermische Beseitigung (SAV) geeignet sind, für die nach TA Abfall Anhang C Abschnitt IV eine untertägige Deponierung jedoch nicht anempfohlen wird, werden in aller Regel auf oberirdischen Sonderabfalldeponien (SAD) beseitigt.

Die Entscheidung für die „...endgültige Zuordnung eines Abfalls zu einer bestimmten Abfallentsorgungsanlage hat ... insbesondere aufgrund der Abfalleigenschaften und der Zulassung der Abfallentsorgungsanlage zu erfolgen. Bei der Beurteilung der Abfalleigenschaften sind insbesondere die Angaben zu den Parametern

- Konsistenz,
- Aussehen, Farbe,
- Geruch,
- Brennverhalten unter üblichen Bedingungen,
- Reaktionen mit Wasser und mit anderen Stoffen

...heranzuziehen“ (Kapitel 4.4.1 TA Abfall).

Für die in Baden-Württemberg anfallenden Abfälle ist die Deponie Billigheim (Neckar-Odenwald-Kreis) vorzusehen, die die technischen Anforderungen aus Kapitel 9 der TA Abfall (siehe Abbildung B 11-1) erfüllt. Der Aufbau dieser Deponie im Detail wurde in Anhang A Kapitel 2 bereits geschildert. Der Deponiebetrieb stellt sich folgendermaßen dar.

Die Anlieferung erfolgt per Lkw, der nach Verwiegung an einer genau zugewiesenen Stelle den Abfall abkippt. Nach Probenahme wird der Abfall durch Spezialraupen eingebaut. Ein dreidimensionales Deponiekataster dokumentiert die genaue Lage jeder Lieferung im Deponiekörper. Bis zum endgültigen Abschluss eines Deponieabschnitts wird der abgelagerte Abfall stets mit Planen abgedeckt.

Da ausschließlich Abfallstoffe ohne biologisches Abbauverhalten eingebaut werden, entsteht kein Deponiegas. Im Gegensatz zur Hausmülldeponie entfallen damit alle Einrichtungen zur Erfassung und Nutzung von Deponiegas.

Der aufwändigste Prozessbereich der Deponie stellt die Sickerwassererfassung und -reinigung dar. Jährlich fallen ca. 11.000 m³ Sickerwasser an mit einer durchschnittlichen Belastung von etwa 1.100 mg CSB, 300 mg BSB₅, 3 mg AOX und 180 mg Ammonium-Stickstoff jeweils pro Liter. Die Sickerwasseraufbereitung erfolgt in zwei Schritten:

Die 1. Reinigungsstufe ist eine biologische Behandlung in geschlossenen Denitrifikations-/Nitrifikationsreaktoren. Mikroorganismen bewirken die weitgehende Zerstörung biologisch abbaubarer Stoffe, v.a. der Stickstoffverbindungen. Durch Ultrafiltration wird der Belebtschlamm inklusive der darin eingebundenen Schadstoffe abgetrennt.

In der 2. Reinigungsstufe werden Schadstoffe (z.B. persistente Organika wie Dioxine) durch Adsorption an Aktivkohle abgeschieden. Nach Durchlauf dieser beiden Stufen

sind die oben genannten Belastungen CSB und BSB₅ um 98 %, AOX um 93% und NH₄⁺-N um 97 % gemindert.

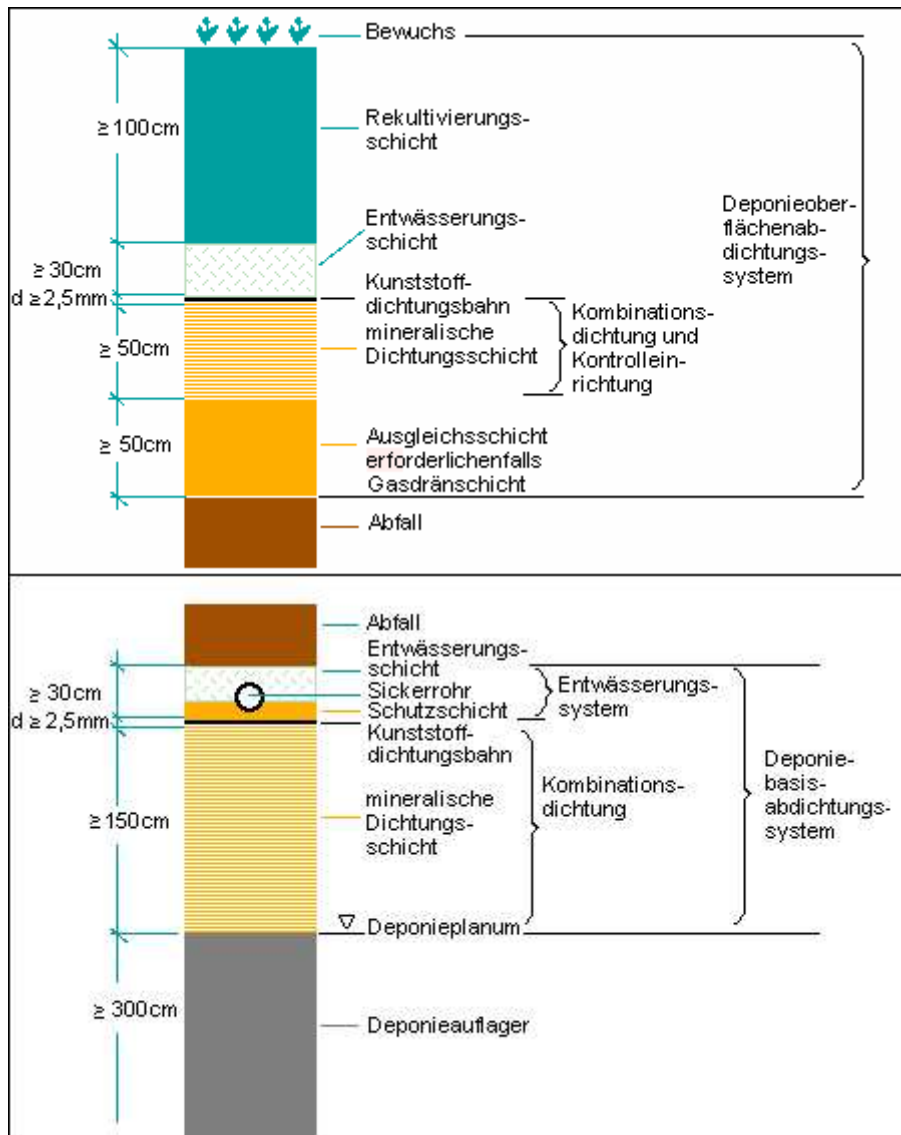


Abb. B 11-1 Anforderungen der TA Abfall an die Oberflächen- (oben) und Basisabdichtung (unten) einer SAD.

Für die Modellierung des Deponiebetriebs wurde von folgenden Kennwerten ausgegangen: Pro Tonne abgelagerten Abfalls beansprucht der allgemeine Betrieb 9,3 kWh Strom, 0,8 l Heizöl und 0,7 l Diesel. Die 1. Stufe der Sickerwasserreinigung benötigt pro m³ Sickerwasser 32 kWh Strom, die 2. Stufe 27 kWh.

Für eine eindeutige Zuordnung von Verbrauchswerten auf die Tonne Abfall ist zu beachten, dass die jährlich anfallende Abfallmenge einen erheblichen Einfluss auf die spezifische Umlegung hat. Einige der betrieblichen Aufwendungen sind in ihrer Höhe von der Auslegung der Anlagenteile (ursprünglicher Ansatz 90.000 bis 100.000 t/a), weniger durch die real eingebaute Abfallmenge (in den letzten Jahren z.T. nur 20.000 t/a) bestimmt. Je länger sich der Verfüllungszeitraum streckt (durch geminderte

Andienung an die Deponie), umso höher steigt der spezifische Aufwand pro Tonne Abfall.

Für die Modellierung von Verbrauchswerten und Emissionen wird eine Deponiebetriebsdauer von 50 Jahren angesetzt, da davon auszugehen ist, dass in einer nach TA Abfall ordnungsgemäß mit Oberflächenabdichtung versehenen Deponie nach diesem Zeitraum kein Sickerwasser mehr anfällt und die Sickerwasserbehandlung eingestellt werden wird. Für die Entstehung von Sickerwasser wird zwischen der

- Einbauphase (offen bzw. teilweise offen: über 10 Jahre mit 40 % Eintrag von Niederschlagswasser in das Sickerwasser)
- und der Abschlussphase (geschlossen, über 10 Jahre mit 8 % Eintrag von Niederschlagswasser in das Sickerwasser)

unterschieden. Es wird davon ausgegangen, dass 90 % des gesamten Sickerwassers erfasst wird, die verbleibende Menge diffus entweicht. Für die Sickerwasserqualität wird der mittlere Messwert der Deponie Billigheim angesetzt.

Für die Schlämme aus der Sickerwasserreinigung (es wird von ca. 0,1 kg Trockensubstanz pro 1 m³ Sickerwasser ausgegangen) wird eine Trocknung und eine Verbrennung in einer geeigneten Abfallverbrennungsanlage angesetzt.

Literatur:

- Eggels, P., Ven, v.d.B.: Allocation model for landfill. in: Finnveden, G., Huppes, G.(Hrsg.): Life cycle assessment and treatment of solid waste. AFR-Report 98, Naturvardsverket, Stockholm, Sweden. 1995
- Rettenberger, G.: (Hrsg.): Wirtschaftliche Sickerwasserreinigung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 10. Economia-Verlag. Bonn. 1997
- SBW – Sonderabfallentsorgung Baden-Württemberg: SAD Billigheim – die moderne Sonderabfalldeponie nach dem Multibarrierenkonzept, Fellbach 1994
- TA Abfall: Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall) Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12. März 1991 (GMBI. S. 138)