

*VDI-DECHEMA Fachausschuss für
Abfallbehandlung und Wertstoffrückgewinnung*

**Werkzeuge zur Bewertung von
Abfallbehandlungsverfahren
- Methoden und Ergebnisse -**

Mit Beiträgen von:

Michael Beckmann	Bauhausuniversität Weimar Energiebilanzierung
Paul Brunner	<i>Technische Universität Wien</i> Stoffflussanalyse und Kosten-Wirksamkeitsanalyse
Gernot Döberl	<i>Technische Universität Wien</i> Kosten-Nutzen und Kostenwirksamkeitsanalysen
Andreas Kicherer	<i>BASF, Ludwigshafen</i> Ökoeffizienz-Analyse
Thomas Kolb	<i>FZK-Forschungszentrum Karlsruhe</i> Thermische Abfallbehandlung
Helmut Rechberger	<i>Technische Universität Wien</i> Stoffflussanalyse
Liselotte Schebek	<i>FZK-Forschungszentrum Karlsruhe</i> Ökobilanz und Life Cycle Assessment
Isabell Schmidt	<i>KPMG Advisory Services</i> Soziale Aspekte
Reiner Scholz	<i>Technische Universität Clausthal</i> Systemgrenzen
Konrad Soyez	<i>Universität Potsdam</i> Mechanisch-biologische Abfallbehandlung)

Koordination:

Eleni Konstantinidou *Verein Deutscher Ingenieure*

Herausgegeben von:

Oliver Gohlke, Bernd Neukirchen und Jürgen Wiesner

INHALTSVERZEICHNIS

1.	Einleitung	5
2.	Zielsetzung.....	6
3.	Welche Fragen mit welcher Methode?	8
4.	Abfallwirtschaftliche Verfahren.....	10
4.1.	Deponierung	10
4.2.	Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen	10
4.3.	Thermische Abfallbehandlung	11
5.	Systemgrenzen	16
5.1.	Anwendungszweck.....	16
5.2.	Methodik	17
5.2.1.	Bilanzgrenzen bei Verfahren oder Anlagen	17
5.2.2.	Plausibilitätsprüfungen	19
5.3.	Beispiel: Systemgrenzen bei der Beurteilung der Energieeffizienz von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall.....	19
5.4.	Beispiel: Einfluss der Wahl von zeitlichen Systemgrenze bei der Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen	22
6.	Energiebilanz	24
6.1.	Anwendungszweck.....	24
6.2.	Methodik.....	24
6.2.1.	Energiebilanzen bei Verfahren oder Anlagen	24
6.2.2.	Energiebilanzen aus Vorgabewerten.....	25
6.2.3.	Energiebilanzen aus Betriebsmessungen	26
6.2.4.	Kennwerte.....	28
6.3.	Beispiel: Nettoprimärwirkungsgrad zur Beurteilung eines Verfahrens als Verwertung oder Beseitigung	30
7.	Stoffbilanzen.....	34
7.1.	Anwendungszweck.....	34
7.2.	Methodik.....	34
7.3.	Beispiel: Stoffbilanzen von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall.....	35
8.	Ökobilanzen	37
8.1.	Anwendungszweck.....	37
8.2.	Methodik.....	37
8.2.1.	Entwicklung der Ökobilanzierung	37
8.2.2.	DIN /ISO Normen.....	38
8.2.3.	Sachbilanzdatenbasis	40
8.2.4.	Software.....	40
8.3.	Beispiele	40

9.	Kosten-Wirksamkeits-Analyse	43
9.1.	Anwendungszweck.....	43
9.2.	Methodik.....	43
9.3.	Beispiel: Abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie.....	46
10.	Ökoeffizienz	50
10.1.	Anwendungszweck.....	50
10.2.	Methodik.....	50
10.3.	Beispiel: Ökoeffiziente Liberalisierung der Abfallwirtschaft.....	51
10.3.1.	Szenarien	51
10.3.2.	Systemgrenzen.....	52
10.4.	Ergebnisse.....	53
11.	Zusätzliche Berücksichtigung der sozialen Aspekte	55
11.1.	Anwendungszweck.....	55
11.2.	Methodik.....	55
11.3.	Beispiel zur Veranschaulichung der Methodik.....	57
12.	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	60
13.	Literatur	62

1. Einleitung

Zur Auswahl von Abfallbehandlungskonzepten und -verfahren werden Entscheidungen auf politischer, kommunaler und operativer Ebene getroffen. Diese müssen für die Öffentlichkeit transparent und nachvollziehbar sein. Hierfür stehen wissenschaftlich-technische Bewertungsmethoden zur Verfügung. Sie untersuchen Einzelaspekte wie zum Beispiel die Berechnung von Emissionsfrachten bis hin zu umfassenden Ökobilanzen oder Ökoeffizienzanalysen. Die übergeordnete Zielsetzung sollte sich an den Kriterien der nachhaltigen Entwicklung orientieren.

Aber was heißt eigentlich Nachhaltigkeit? Hierzu folgendes Beispiel aus dem Nachhaltigkeitslexikon unter www.nachhaltigkeit.info [1]: Heute sind die Hügel der Mittelmeerländer weitgehend kahl. Ein Resultat des Holzeinschlages von der Antike bis ins 19. Jahrhundert. Holz wurde gebraucht für die unzähligen Kriegs- und Handelsflotten, die in den letzten 2000 Jahren das Mittelmeer befahren haben. Oder zum Heizen, zum Bau von Häusern.

Wie kam es dazu? Einmal des Waldes beraubt und kahl geschlagen, konnte der Boden dem Wind, der Sonne und dem Regen keinen Widerstand mehr entgegen setzen. Der fruchtbare Waldboden wurde weggeschwemmt. Ein Prinzip wurde in der Waldwirtschaft des Mittelmeerraumes (und nicht nur dort) mit Füßen getreten: Das der Nachhaltigkeit nämlich. So, wie es vielen Wäldern im Mittelmeerraum ging, so kann es der industrialisierten Welt ergehen. Das jedenfalls war - auf einen kurzen Nenner gebracht - der Inhalt der Studie "Grenzen des Wachstums", die heute als eine der Ur-Studien zur Nachhaltigen Entwicklung gilt. Die Studie wurde von einem Team damals junger Wissenschaftlern im Auftrag der Volkswagen-Stiftung erstellt. Dieser erste Bericht an den Club of Rome sagte einen katastrophalen Niedergang des Lebensstandards und der Weltbevölkerung voraus. Gründe dafür waren der ungebremste Raubbau am Kapital des Planeten und die Steigerung der Weltbevölkerung

Leider sind jedoch viele Fragestellungen unsere heutigen Zeit nicht so eindeutig in Bezug auf ihre Nachhaltigkeit zu beurteilen. Im folgenden wird die Anwendung von Bewertungsmethoden beispielhaft auf Fragestellungen des Umgangs mit Siedlungsabfall -angewendet. Diese Auswahl ist nicht deshalb getroffen worden weil diese Abfälle das dringendste Problem für nachhaltiges Wirtschaften wären. Aber das Thema Siedlungsabfall ist relativ übersichtlich und für jedermann anschaulich und eignet sich deswegen besonders gut für diesen Vergleich der Bewertungsmethoden.



Abbildung 1: Abfallbehandlung als anschauliches Beispiel

2. Zielsetzung

Wie sollen Abfälle unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit am besten behandelt werden? Diese Frage wird seit Jahren kontrovers diskutiert und führt zu ganz unterschiedlichen Entscheidungen. Die Kontroverse resultiert häufig daraus, dass unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe angesetzt werden. Im Folgenden ist dies am Beispiel von Siedlungsabfall beispielhaft dargestellt.

- In den USA stehen die betriebswirtschaftlichen Kosten als Entscheidungsmerkmal im Vordergrund. Dies führt zu der Entsorgung der Abfälle durch Ablagerung auf billigen Megadeponien weit abseits von den Bevölkerungszentren. Wie würde man handeln, wenn die gesellschaftlichen Kosten der Klima schädigenden Deponiegase und der Ressourcenverbrauch durch Transporte berücksichtigt würden?
- In Deutschland werden für die Entsorgung von Verpackungsmaterialien Verwertungsquoten vorgegeben, die durch Massen- oder Stoffbilanzen überprüft werden. Dies führt wiederum zur sehr teuren Sammlung von Verpackungsabfällen in Gelben Tonnen und Säcken, die LKW-Transporte von Material geringer Dichte erforderlich macht. Würde man solche Lösungen realisieren, wenn man Ökobilanzen oder Ökoeffizienzanalysen als Entscheidungsgrundlage verwenden würde?
- Die Abfallhierarchie der EU, die bisher eine Bevorzugung des stofflichen Recycling vor thermischer Verwertung oder Deponierung vorsieht, wendet diese Stoffbilanz bezogene Sichtweise ebenfalls an. Aber sind die sich daraus ergebende Praktiken auch wirklich sinnvoll in Bezug auf die Zielsetzung einer nachhaltigen Entwicklung?
- In den Niederlanden wird Strom staatlich gefördert, der in Abfallbehandlungsanlagen gewonnen wird. Dies hat zu drastischen Steigerungen der Wirkungsgrade bei Müllverbrennungsanlagen geführt. Die Entscheidungen zur Förderung der Stromproduktion basiert auf der Bewertung von Energiebilanzen. Zur weiteren Steigerung des energetischen Verwertungspotenzial von Abfällen wurden zusätzlich die NO_x Emissionsgrenzwerte gelockert. Ist dies gerechtfertigt?

Im *VDI Fachausschuss für Abfallbehandlung und Wertstoffrückgewinnung* sind mit Naturwissenschaftlern und Ingenieuren viele kontroverse Diskussionen zu den oben genannten Themen geführt worden. Hierbei ist deutlich worden, dass es notwendig ist, die heute verwendeten unterschiedlichen Bewertungsmethoden genauer zu betrachten und in Bezug auf die verwendeten Kriterien sowie Anwendungsbereiche zu beschreiben. Nur so erschließt sich, welche Fragestellungen mit welcher Methode überhaupt beantwortet werden können und warum unterschiedliche Aussagen zu einem Problemkreis zustande kommen können.

Die folgenden Abschnitte sollen den Lesern Informationen über Grundlagen und Vorgehensweisen unterschiedlicher Bewertungsmethoden vermitteln. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Bewertungsmethoden – auch wenn sie unterschiedlich konzipiert sind und unterschiedliche Namen tragen – häufig auf gleichartige Ansätze zurückgreifen, insbesondere auf Stoff- und Energiebilanzen, (Umwelt-)Wirkungsabschätzungen und Kostenrechnung. Diese Ansätze können - ähnlich einem

Baukasten - zu einer Vielzahl von Bewertungsmethoden kombiniert werden, wobei zusätzlich noch Wichtungs- oder Wertungsschemata einbezogen werden können. Es ist nicht das Ziel des vorliegenden Papiers, die gesamte Vielzahl der auf diese Weise generierten und in der Literatur dargestellten Bewertungsmethoden zu dokumentieren. Vielmehr sollen häufig verwendete Ansätze, bekannte Methoden oder Beispiele für die Kombination unterschiedlicher Ansätze – auch unter Einbeziehung sozialer Faktoren - dargestellt werden. Die Zielsetzung ist hierbei, dass Sach- und Expertenwissen transparenter gemacht wird und letztendlich in der Zukunft auch stärker in die Entscheidungsfindung bei abfallwirtschaftlichen Maßnahmen einfließt. Insgesamt soll hiermit ein Beitrag geleistet werden, um das Vertrauen in moderne systemtechnische Methoden und Werkzeuge zu stärken.

3. Welche Fragen mit welcher Methode?

Wie die oben genannten Beispiele zeigen, hängt die Entscheidung weitgehend davon ab, welches Entscheidungskriterium genutzt wird. Um allgemein nachvollziehbare Entscheidungen zu fällen, wäre die Benutzung einheitlicher Kriterien wünschenswert, die die wirtschaftlichen, umweltseitigen und sozialen Belange umfassend und im richtigen Verhältnis berücksichtigen.

Ein solches Vorgehen hat beispielsweise das statistische Bundesamt für die umweltökonomische Gesamtrechnung gewählt. Dabei werden jeweils Indikatoren für die volkswirtschaftlichen, die umweltökonomischen und sozioökonomischen Gesamtrechnungen aufgestellt und getrennt ermittelt. Ein anderes Beispiel ist die VDI-Richtlinie 4070 „Anleitung zum nachhaltigen Wirtschaften“, die für die Belange der kleinen und mittelständischen Unternehmen die Anwendung von 19 Kriterien für den Bereich Ökonomie, 18 für Ökologie und 18 für Soziales empfiehlt.

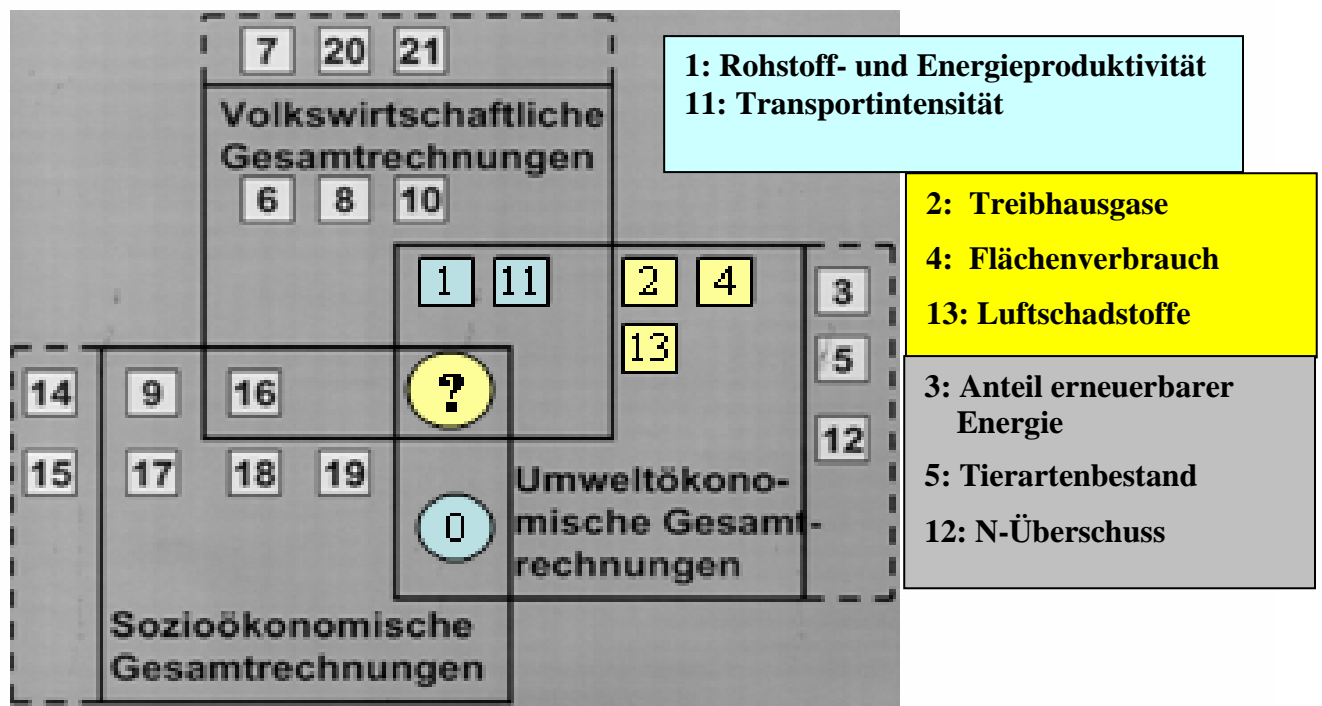


Abbildung 2: Nachhaltigkeitskriterien aus VDI-Richtlinie 4070

Die im Nachstehenden beschriebenen Bewertungsmethoden lassen folgendermaßen systematisieren: Am Anfang einer Bewertung steht die Materialbilanz, d. h. alle Stoffe, die für das Abfallbehandlungsverfahren eine Rolle spielen, werden bilanziert. Eine Energiebilanz ergibt über die Materialbilanz hinausgehend die zusätzliche Information über den energetischen Wirkungsgrad eines Prozesses. Aufbauend auf der Energie- und Materialbilanz wird eine Ökobilanz erstellt, die verschiedene Emissionen in Wirkungskategorien zusammenfasst. Nimmt man zur Ökobilanz noch die Informationen über die verschiedenen Kosten der Verfahren in die Analyse mit ein, erhält man die Kostenwirkungsanalyse. Bei der Ökoeffizienzanalyse werden die Ergebnisse der Ökobilanz mit den Kosten gewichtet zusammengefasst. Sozio-Ökoeffizienz-Analysen berücksichtigen zusätzlich noch sozialen Aspekte, wie z. B. Arbeitsplätze und Arbeitsunfälle für die Bewertung der Nachhaltigkeit eines Prozesses.

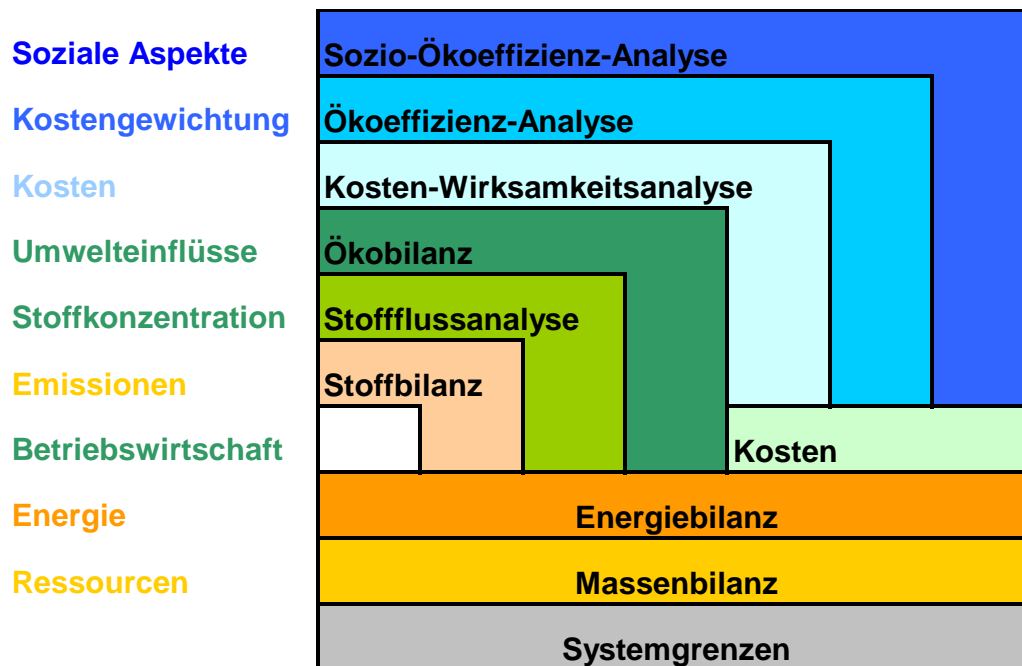


Abbildung 3: Hierarchie der Bewertungsmethoden

Ansonsten müssen aber auch K.O. Kriterien überprüft werden, die gewisse Verfahren von vorneherein ausschließen, weil sie offensichtlich im Widerspruch zu Grundwerten stehen. Dies kann zum Beispiel der Fall sein, wenn die Abfallbehandlung auf den Einsatz von Kinderarbeit basiert und sich der Einsatz von weiteren Bewertungsmethoden damit erübrigt.

4. Abfallwirtschaftliche Verfahren

Zum besseren Verständnis der Abfallbehandlungstechnologien, die in den beschriebenen Beispielen verwendet werden, wird hier eine Auswahl von Behandlungsverfahren für Siedlungsabfälle dargestellt, die jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit hat: Deponierung, mechanisch-biologische Aufbereitung und Energiegewinnung aus Abfall.

4.1. Deponierung (Gernot Döberl)

Eine Deponie ist eine Abfallentsorgungsanlage, in der Abfälle zeitlich unbegrenzt oberirdisch abgelagert werden (TASi, 1993). Die Zahl der Deponien ist in den letzten Jahren von einigen Tausend auf etwa 200 (Ziel: 2005) gesunken. Zukünftig ist vorgesehen, keine Deponien mehr zu betreiben, indem eine weitgehende Recyclingwirtschaft realisiert wird. Allerdings sind damit nicht die vorhandenen Deponien verschwunden: Bereits jetzt sind in Deutschland etwa 600 Millionen Tonnen Abfall auf Deponien gelagert, von denen weiterhin Umweltwirkungen ausgehen.

Denn je nach der Beschaffenheit der abgelagerten Abfälle und der Deponiegestaltung finden in der Deponie Umsetzungsprozesse statt, die schädliche Umweltwirkungen entfalten: Bildung von Deponiegas (v.a. hoch Klima relevantes Methan und andere Schadstoffe), Bildung von Sickerwasser sowie mechanische Veränderungen durch Setzungen etc. Durch den Aufbau von geologischen Barrieren, die Abdichtung der Deponie sowie die Vorbehandlung der Abfälle vor der Ablagerung (Barriere Abfall) werden diese Umweltwirkungen vermindert. Ziel der Vorbehandlung ist die Schadstoffentfrachtung, die Abtrennung von heizwertreichen Bestandteilen und die Reduktion des Organikanteils (Glühverlust bei MVA oder biologische Kenngrößen für MBA). Dennoch ist mit lang anhaltenden Prozessen in der Deponie zu rechnen. Untersuchungen in Deponiesimulationsreaktoren (Lysimetern) legen nahe, dass Sickerwasser noch nach Jahrhunderten entsteht (siehe Tabelle 1), so dass bei Bewertungen der Deponiewirksamkeit langfristige Zeithorizonte betrachtet werden müssen. Die Vorbehandlung führt zu einer Verringerung des Niveaus der Emissionen, nicht aber der Zeitdauer.

Tabelle 1: Dauer der Nachsorge für Siedlungsabfalldeponien (bezogen auf Stickstoff-Emissionen)

	Kruse (1994)	Heyer et al., (1997)	Kruempelbeck et al., (1999)
Gesamtstickstoff/NH ₄	815 Jahre	120 - 450 Jahre	Jahrzehnte bis Jahrhunderte

4.2. Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (Konrad Soyez)

Die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (MBA) ist die „Aufbreitung oder Umwandlung von Siedlungsabfällen und anderen Abfällen mit biologisch abbaubaren organischen Anteilen durch die Kombination mechanischer und anderer physikalischer Verfahren (zum Beispiel Zerkleinern, Sortieren) mit biologischen Verfahren (Rotte, Vergärung)“ (BMU, 2001). Die Ausgestaltung dieser Technologie ist in der Abfallablagerungsverordnung vom 1.3.2001 geregelt. Damit sollen hohe Umweltstandards und ein zukunftsfähiges Ressourcenmanagement gesichert werden. Um das zu erreichen, wird eine Abtrennung der heizwertreichen Bestandteile ($H_o < 6000 \text{ kJ/kg}$) und von

Wertstoffen vorgesehen. Die übrig bleibende, mit biologischem Material angereicherte Fraktion wird durch aerobe (Rotte) oder anaerobe Prozesse (Vergärung) behandelt, wobei als Bewertungsmaßstab anstelle des Glühverlustes der TASI als charakteristische Parameter der AT4 („Atmungsaktivität“) oder der GB21 („Gasbildungspotenzial“) verwendet werden, die den in der Deponie abbaubarer Organikanteil beschreiben. Das Abgasmanagement zielt auf geringe TOC- und Lachgasfrachten. Die Emissionsgrenzwerte sind durch die 30. BImSchV geregelt, die sich an die 17.BImSchV anlehnt (55 g C/t Abfall).

Ergebnisse einer MBA sind Stoffströme aus heizwertreicher Fraktion (etwa 40-55%), einem abzulagernden Material (bis etwa 35%) sowie Wertstoffen (Metalle, Glas, max. 5%) sowie Prozessverlusten durch Abbau der Organik bzw. energiereiches Gas aus Bioprozessen. Art und Mengen differieren je nach angewandter Technologie. Teilweise besteht das Prozessziel ausschließlich in der Herstellung von heizwertreichen Ersatzbrennstoffen (Abbildung 1, rechts)

In Deutschland sind derzeit etwa 55 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von etwa 6 Mio t/a installiert.

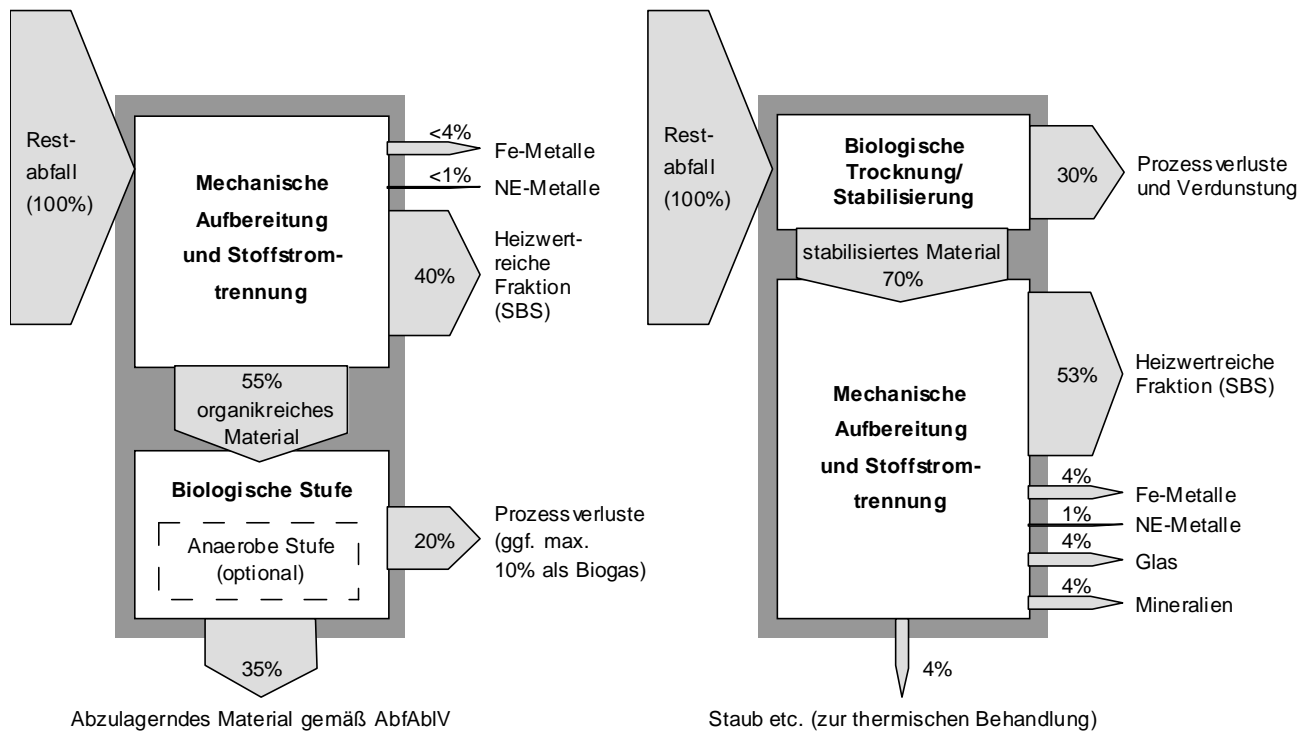


Abbildung 4: Stoffströme in MBA (klassische MBA - links; Trockenstabilat-Prozess - rechts)

4.3. Thermische Abfallbehandlung

(Thomas Kolb)

Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall werden in Europa überwiegend mit Rostfeuerungstechnologie realisiert. Hierbei erfolgt die Umformung des Abfalls durch Verbrennung zu Asche und Abgas. Die Energiegewinnung erfolgt über Dampferzeugung in Kesseln. Der erzeugte Dampf wird verwendet um mit Turbinen und Generatoren Strom herzustellen. Die Abwärme wird als Fern- und Prozesswärme genutzt.

Als Hilfsstoffe werden eingesetzt:

- Heizöl oder Erdgas
- NaOH oder Kalk zur HCl- und HF-Abscheidung,
- Ammoniak oder Harnstoff zur Reduktion der Stickoxide,
- Aktivkoks zur Bindung von PCDD/F und Quecksilber.

Im Folgenden werden zur vereinfachten Beschreibung Daten einer typischen deutschen Anlage mit einem nassen Abgasreinigungsverfahren und einer katalytischen Entstickung entsprechend [3] dargestellt.

Tabelle 2: Beispiel für Systemparameter - Input

INPUT		
Abfall	Kg	1.000,00
NaOH	Kg	4,8
Ammoniakwasser	Kg	7
Aktivkohle	Kg	1,6
Heizöl (Diesel)	MJ	81,3
Erdgas	MJ	13,4

Als Outputströme fallen Rückstände aus der Abgasreinigung Asche an. Asche ist der Inertanteil des Mülls, der bei der Verbrennung nicht umgesetzt wird und als Rostasche (Schlacke) und Flugasche anfällt. Des Weiteren sind die erzeugten Mengen an Strom und Wärme zu berücksichtigen. Der Abgasvolumenstrom der Beispielanlage beträgt $5635 \text{ Nm}^3/\text{Mg}$ Abfallinput.

Im Jahr 2000 wurden insgesamt ca. 13 Mio. Mg Abfall in den deutschen Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall verwendet. Von der insbesondere durch den Abfall eingebrachten Energie von ca. 36,9 Mio MWh wurden ca. 12 Mio MWh einer externen Nutzung zugeführt.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass bei Strom aufgrund der Turbinenverluste deutlich geringere Mengen erzeugbar sind als bei Fernwärme oder Prozessdampf, ergeben sich die in Abbildung 5 dargestellten Mengenströme. Hieraus ergibt sich ein Gesamtwirkungsgrad von ca. 33 %.

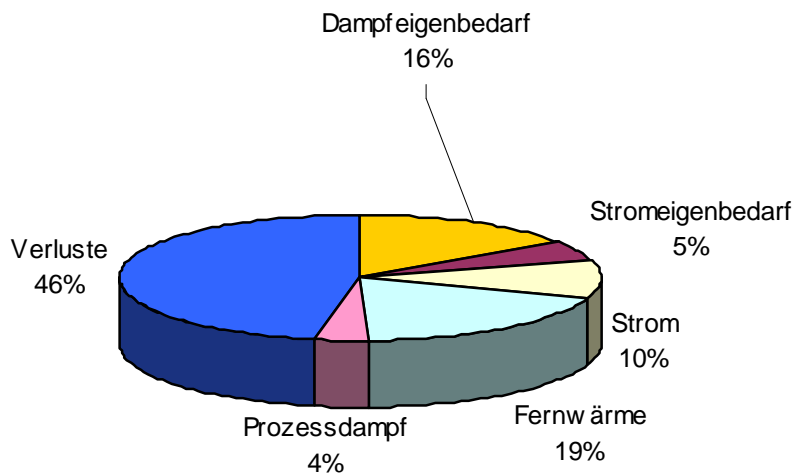


Abbildung 5 Extern verwertete Energie, Strom- und Dampfeigenbedarf und Verluste bei der Abfallverbrennung (Bezugsjahr 2000) [3]

Der elektrische Eigenbedarf der Anlagen liegt bei ca. 1,7 Mio. MWh/a bzw. bei durchschnittlich 130 kWh/Mg und wurde daher mit 31,4 % der erzeugten Strommenge berücksichtigt. Der Dampfeigenbedarf liegt bei ca. 16 %. Beim An- und Abfahrbetrieb sowie zur Stützfeuerung werden Heizöl oder Erdgas benötigt.

Durch die inhomogene Zusammensetzung des Brennstoffes Abfall in Verbindung mit gegenüber Regelbrennstoffen z. T. wesentlich höheren Schadstoffgehalten sind jedoch die Möglichkeiten der thermischen Nutzung der bei der Verbrennung entstehenden Energie noch nicht voll ausgeschöpft. Aufgrund des hohen Chlorgehaltes im Abfall, der sich im Verbrennungsgas mit zunehmendem Druck äußerst korrosiv verhält, werden MVA in der Regel bei Dampftemperaturen von 400 C° und einem Druck von 40 bar gefahren. Dies ist ein Kompromiss aus energetischem Wirkungsgrad und hoher Kesselverfügbarkeit. Mit diesen Dampfparametern lässt sich ein theoretischer Stromerzeugungswirkungsgrad von 31,8 % errechnen. Hiervon ist der Eigenenergieverbrauch der Anlagen abzuziehen.

Der durchschnittliche elektrische Wirkungsgrad aller 8 in Tabelle 3 berücksichtigten Anlagen, die ausschließlich Strom auskoppeln, liegt derzeit bei 16,1 % bei einem Eigenstrombedarf von 4,7 % der über den Abfall eingebrachten Brennstoffwärme [3].

Tabelle 3 Systemparameter von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall - Output [3]

OUTPUT			
		Stand der Technik	
		Durchschnitt	Besser
Energetischer Wirkungsgrad		33	43
Strom		10	8,6
Wärme		19	19
Prozessdampf		4	15
Rauchgas			
Menge	Nm ³ /Mg	5.635	
O ₂ im Rauch	Vol%	11,0	
H ₂ O im Rauchgas	Vol%	12,7	
Abgas- und Emissionswerte			
Staub mittel	mg/Nm ³	1	1
HCl mittel	mg/Nm ³	2	2
HF mittel	mg/Nm ³	0,1	0,2
SO ₂ mittel	mg/Nm ³	6	3
NO _x mittel	mg/Nm ³	94	50
Σ Schwermetalle 17. BImSchV	mg/Nm ³	0,023	0,015
Hg mittel	mg/Nm ³	0,004	0,002
Cd/Tl mittel	mg/Nm ³	0,004	0,001
PCDD/F mittel	ng/Nm ³	0,012	0,012
Nebenprodukte			
Schlacke, Rostasche	kg/Mg Abfall	202	
Eisenschrott	kg/Mg Abfall	26	
Flugasche, Stäube	kg/Mg Abfall	19	
Salze, Gips	kg/Mg Abfall	2,2	

Mit neuen Anlagenkonzepten können wesentlich höhere Wirkungsgrade erzielt werden, zum Beispiel wird mit der neuen Anlage AEB-Amsterdam ein Netto-Wirkungsgrad der Stromerzeugung von über 30 % angestrebt [5, 4].

Tabelle 4 Neue Anlagenkonzepte mit hohen Wirkungsgraden der Stromerzeugung [6]

	Brescia	Amsterdam	Bilbao
Besondere Merkmale	Energieoptimiert	Zwischenüberhitzung	Integriert in GuD-Erdgas-Kraftwerk
Druck des überhitzten Dampfes	60	130	100
Temperatur des Sattedampfes in °C	276	330	311 (330)
Temperatur des überhitzten Dampfes in °C	450	440	540 (Erdgas)
Abgastemperatur vor Abgasreinigung in °C	130	Wärmenutzung nach Gewebefilter	200
Projektiertes elektrisches Netto-Wirkungsgrad in %	27	30	42
Inbetriebsetzung	1998 und 2004	2006	2004

5. Systemgrenzen

5.1. Anwendungszweck *(Reiner Scholz und Michael Beckmann)*

Die Systemgrenze wird in Abhängigkeit zu den Zielen und den Fragestellungen sowohl räumlich als auch zeitlich gezogen. Die zeitliche Komponente der Systemgrenze bildet die Grundlage für den Bilanzierungszeitraum. Grundsätzlich kann der Bilanzierungszeitraum individuell gewählt werden. Da viele Daten auf die Zeitspanne von einem Jahr bezogen sind, beträgt der Bilanzierungszeitraum üblicherweise ebenfalls 1 Jahr. Im Beispiel 5.4 ist dargelegt, dass in manchen Anwendungsfällen auch zeitliche Systemgrenzen von z.B. 10000 Jahren Sinn machen können. Für die räumliche Komponente der Systemgrenze gibt es je nach Aufgabenstellung mehrere Möglichkeiten. Nachfolgend einige Beispiele für räumliche Systemgrenzen:

- Grundstücksgrenze eines Betriebes: z. B. Papierfabrik, Krankenhaus, Anlage zur Energiegewinnung aus Abfall
- Grenze des Einzugsgebietes eines Flusses
- Politische Grenze: Stadt, Gemeinde, Bundesland, Nation, Naturschutzgebiet
- Grenze einer sozialwissenschaftlich definierten Einheit: z. B. Privathaushalt.

Die räumliche Systemgrenze kann auch mehrere geographisch getrennte „Regionen“ umfassen. Wenn beispielsweise als Fragestellung die Untersuchung eines Produktes von der Wiege bis zur Bahre festgelegt ist, können die Grenzen von Bergbaugebieten über Produktionsanlagen und Konsum bis zu Entsorgungsanlagen zusammengefasst werden. Nachdem die Grenzen nach außen definiert wurden, wird im zweiten Teilschritt die innere Struktur des Systems festgelegt. Es werden die Prozesse ausgewählt, definiert und deren Verknüpfungen über die Input- und Outputgüter festgelegt

Bei der Beurteilung von Verfahren oder Anlagen ist eine Abgrenzung, d.h. Festlegung von Systemgrenzen¹ zwingend notwendig, weil erst dann deutlich wird, was bewertet werden soll: ein Anlagenteil, eine Anlagengruppe, eine gesamte Anlage, eine Verfahrenskette usw.. An der Systemgrenze können dann am Austritt beispielsweise der Nutzen und am Eintritt der Aufwand bestimmt werden. Danach kann z.B. eine Bewertung durch Bilden der Größe „Wirkungsgrad η “, die ganz allgemein das Verhältnis von Nutzen zu Aufwand

$$\eta = \frac{\text{Nutzen}}{\text{Aufwand}}$$

ist, erfolgen. Bei der Diskussion, was Nutzen und was Aufwand ist, kommt es sehr häufig zu Missverständnissen, weil entweder keine oder ganz verschiedene Systemgrenzen (Bilanzkreise, s.u.) angegeben sind und damit Werte genannt werden können, die nicht nur verschieden, sondern auch widersprüchlich sein können. Verbale Beschreibungen von Systemen und Systemgrenzen sind für

¹ „Systemgrenze“, „Bilanzgrenze“, „Bilanzkreis“ haben begrifflich identische Bedeutung

einleitende und orientierende Diskussionen hilfreich. Für konkrete Beurteilungen sind Systeme mit technischen Zeichnungen, mit geeigneten Schemata, mit Skizzen usw. darzustellen, um zu zeigen

- welche Größen (Stoffe, Massen und Energien) betrachtet und welche Zahlenwerte jeweils angesetzt werden,
- wie die Bilanzen erstellt sind,
- wie die Bilanzen geschlossen werden.

Außerdem ist zu beachten, dass der zu optimierende Wirkungsgrad als Verhältnis von Nutzen zum Aufwand nur gebildet werden, kann wenn alle Nutzen und wenn alle Aufwände in der gleichen Einheit gemessen werden. Das ist nicht ohne weiteres bei umfangreicheren Bewertungen (z.B. Ökobilanzen und Ökoeffizienz) der Fall. Beispielsweise hat eine MVA mindestens dreierlei verschiedenartige Nutzen, zum einen werden Abfälle beseitigt, zum anderen Strom und Dampf erzeugt und Schlacken können u.a. im Straßenbau eingesetzt werden. Diese Komplexität wird üblicherweise dadurch aufgelöst, dass der Systemraum derart erweitert wird, dass Nutzengleichheit zwischen den zu bewertenden Alternativen hergestellt ist. In diesem Fall sind nur die Kenngrößen des Aufwands bewertungsrelevant, da der Nutzen identisch ist.

5.2. Methodik *(Reiner Scholz und Michael Beckmann)*

5.2.1. Bilanzgrenzen bei Verfahren oder Anlagen

Als Erstes wird die in der Verfahrenstechnik übliche Aufteilung einer Anlage in Bausteine und Untersysteme (z.B. thermisches Hauptverfahren, Abgasreinigung etc.) vorgenommen und die jeweiligen System- bzw. Bilanzgrenzen definiert (Abbildung 6). Die zugehörigen Massen-, Energie- und Stoffbilanzen (z.B. Kohlenstoffbilanz für CO₂-Emissionen) erfolgen an der jeweils betrachteten Bilanzgrenze immer gemeinsam, um eindeutige Zuordnungen zu erhalten.

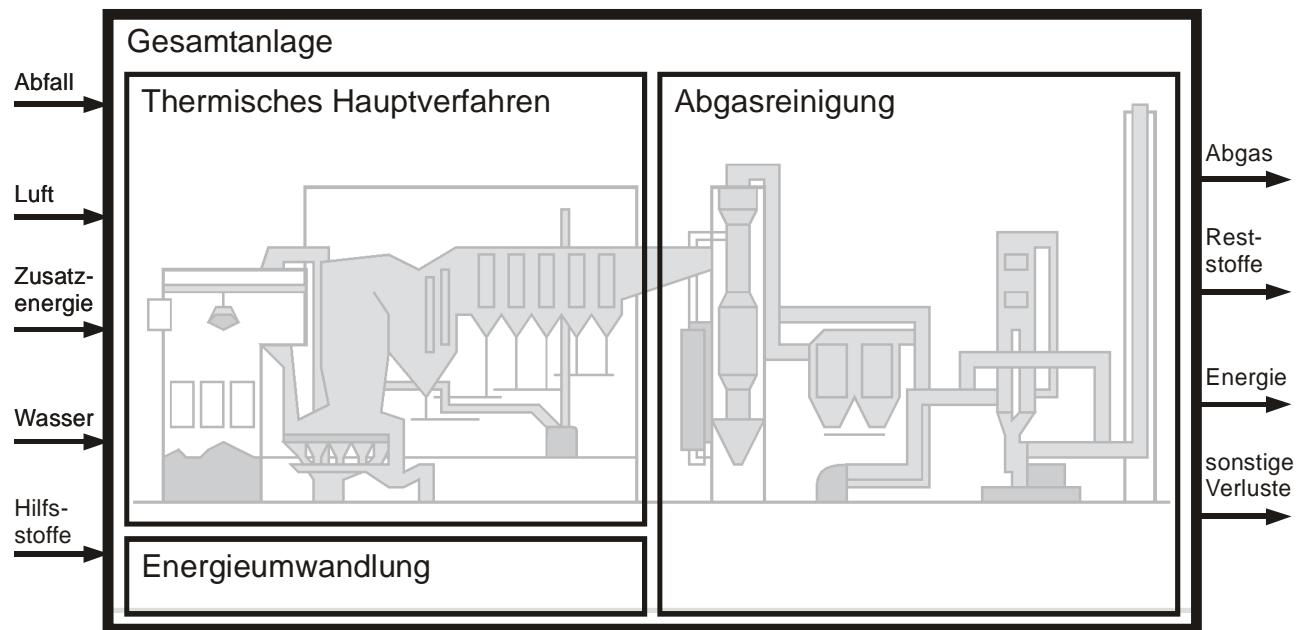


Abbildung 6: Übergeordnete Bilanzkreise für die Bilanzierung einer Müllverbrennungsanlage. Darstellung der wesentlichen Massen- und Energieströme.

Bei dem hier beschriebenen Fall von Anlagen und Verfahren bestehen Systeme je nach Fragestellung und Behandlung aus:

- ein Anlagenteil (Wäscher, Wärmetauscher, Kessel usw.),
- eine Anlagengruppe (thermisches Hauptverfahren, Abgasreinigung usw.),
- eine ganze Anlage (vgl. Abbildung 6)
- eine Anlagenkette

Die Systemgrenzen legen den Gegenstand der Betrachtung für die Bilanzierung fest. In der Regel werden stationäre Verhältnisse betrachtet, so dass zunächst ganz formal auf der Basis der Erhaltungssätze die so genannten Bilanzen aufgestellt werden können:

- $\text{Summe aller eintretenden Massenströme} = \text{Summe aller austretenden Massenströme},$
- $\text{Summe aller eintretenden Energieströme} = \text{Summe aller austretenden Energieströme}.$

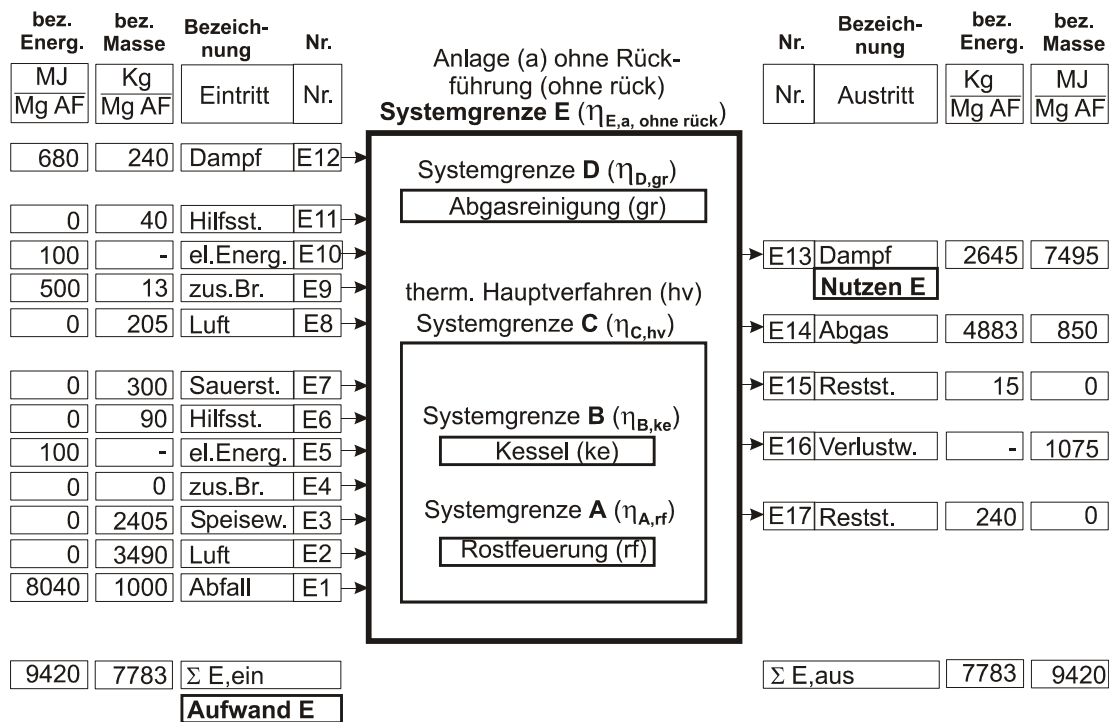
5.2.2. Plausibilitätsprüfungen

Sind Randbedingungen Schwankungen unterworfen, z. B. wenn bei Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall die Brennstoff-(Müll-)zusammensetzung in der Regel nur abschätzend bekannt ist und in relativ weiten Bereichen schwankt, sind Bilanzierungen schwierig. Darum ist der Plausibilität einer Bilanz jeweils besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Bei fehlenden oder auch bekannten, jedoch nicht plausibel erscheinenden Größen sind dabei sog. Kompatibilitätsüberlegungen (z.B. sog. Rückwärtsrechnungen mit Stoff- und Energiebilanzen) an allen Systemgrenzen durchzuführen. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Massen- oder Stoff- oder Energiebilanzen jeweils für sich allein, d.h. einzeln betrachtet, in der Regel nicht ausreichen. Erst Plausibilitätsüberlegungen mit allen drei Instrumenten an jeweils ein und derselben Systemgrenze zeigen Unschärfen, Unsicherheiten aber auch Fehler auf, d.h. geben die Sicherheit, eine tragfähige Basis für eine nachfolgende Beurteilung zu haben.

5.3. **Beispiel: Systemgrenzen bei der Beurteilung der Energieeffizienz von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall** *(Scholz und Beckmann)*

Als Anfangssystem diene die Abbildung 7. Dort ist das thermische Hauptverfahren, bestehend aus Rostfeuerung (Systemgrenze A) und Kessel (Systemgrenze B), durch die Systemgrenze C (thermisches Hauptsystemverfahren) eingegrenzt. Durch das Hinzufügen der Abgasreinigung (Systemgrenze D) erhält man die betrachtete Anlage, die nun mit der Systemgrenze E dargestellt wird, die sie umschließt. Da im Folgenden nicht zu weit detailliert werden kann, wird die Vernetzung der Systeme mit ihren Bilanzgrenzen A, B, C und D untereinander nicht betrachtet. Es soll mit der Bilanzierung des Systems E begonnen werden, das als Nutzen der Übersichtlichkeit wegen nur Dampf erzeugt. Im folgenden dargestellten Wirkungsgrade können somit nicht mit den elektrischen Wirkungsgraden in Tabelle 4 in Verbindung gebracht werden.

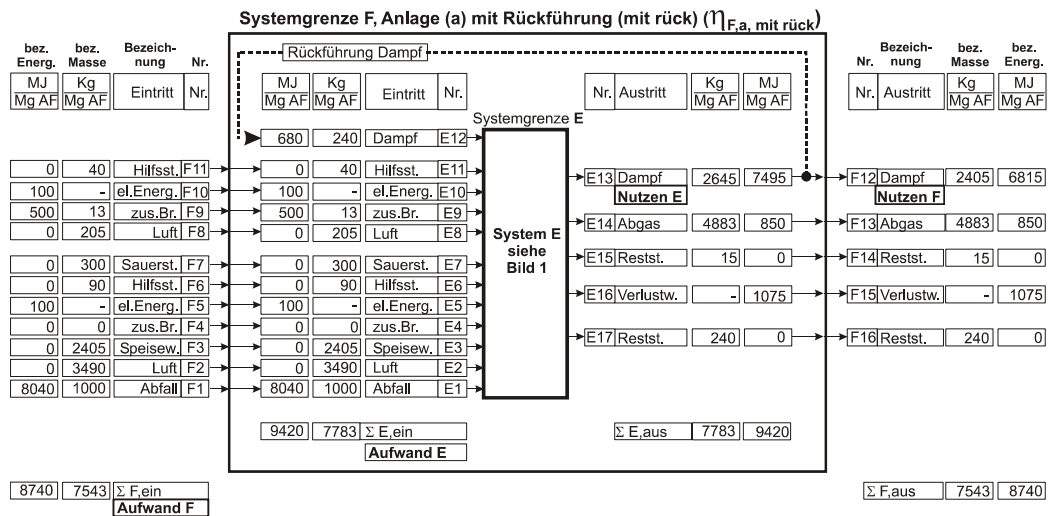
Bezogen auf die Systemgrenze E ergibt sich ein Wirkungsgrad η_E aus der Energie der Dampfproduktion E_{13} bezogen auf die Summe der eingehenden Energieströme.



$$\eta_{E,a, \text{ohne rück}} = \frac{E13}{\Sigma E, \text{ein}} = \frac{7495}{9420} = 79,6\%$$

Abbildung 7: Beispiel einer Anlage zur Energiegewinnung aus Abfall für die Betrachtung der Systemgrenzen („ohne Rückführung“ = Dampf-Eigenverbrauch wird gerechnet als von außen bezogen)

Bei der Betrachtung der Systemgrenze E fällt jedoch auf, dass Dampf sowohl als Eingangs- als auch Ausgangsstrom auftritt. Dies ist in Abbildung 7 bezeichnet als „ohne Rückführung“. In den meisten Anlagen würde jedoch der produzierte Dampf für den Eigenverbrauch, z.B. zur Wiederaufheizung des Abgases vor einem Katalysator zur Abgasentstickung, herangezogen. In diesem Fall würde man eine neue Systemgrenze ziehen, die in Abbildung 8 mit F beschrieben ist. Dieses Beispiel veranschaulicht, dass der Wirkungsgrad von der Wahl der Systemgrenze abhängig ist.



$$\eta_{E,a, ohne rück} = 79,6\%;$$

(siehe Bild 1)

$$\eta_{F,a, mit rück} = \frac{F12}{\Sigma F, ein} = \frac{7495-680}{8740} = \frac{6815}{8740} = 78,0\%$$

Abbildung 8: Beispiel einer Anlage zur Energiegewinnung aus Abfall für die Betrachtung der Systemgrenzen („mit Rückführung“ = Dampf-Eigenverbrauch wird gerechnet als aus dem Prozess bezogen)

Die hier dargestellte Abweichung vom Wirkungsgrad abhängig von der Definition der Systemgrenze ist in dem Beispiel noch relativ unbedeutend. Aber es ist durchaus Praxis in der Diskussion über die Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren, dass gravierende Fehlinterpretationen entstehen. Dies ist beispielsweise im Bereich der Verwendung von Abfällen in Kraftwerken oder Industrieprozessen der Fall. Hier wird teilweise als Kriterium für die Einstufung des Einsatzes von Abfall als Verwertung die Einsparung von konventionellen Brennstoffen gesehen. Diesem Grundgedanken folgend wäre es Praxis, dass ab der ersten Tonne eingesparter Brennstoff durch den Einsatz von Abfällen oder Sekundärbrennstoffen eine Verwertung vorliegen würde, auch wenn der eigentliche Wirkungsgrad dieser Maßnahme weit unter dem liegt, was in konventionellen Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall Praxis ist.

Auf Rostfeuerungen angewendet wird entsprechend auch der Begriff „plant efficiency“ verwendet, wenn das Kriterium der Verwertung entsprechend dem EU Urteil ECJ case C-458/00 par. 33 dargestellt werden muss [42]. Hierbei wird die mit dem Müll eingetragene Energie $(h_{AF})_T$ an der Bilanzgrenze T nicht berücksichtigt bzw. mit dem Wert Null gesetzt. Dann wird der Nutzen $(e_{Nutz})_T$ ins Verhältnis zu den Primärressourcen Σe_p als einzigem Aufwand gesetzt. So erhält man in der Regel für das Verhältnis von Nutzen zu Aufwand Werte, die größer als Eins bzw. größer als 100 % werden.

Die vorgenannten Beispiele zeigen, dass man je nach Systemgrenze sehr unterschiedliche Wirkungsgrade erhalten kann. In [41] ist mit umfassender Erklärung entsprechend dargestellt, dass man bei gleicher Problemstellung Wirkungsgrade von 78 % und 35 % angeben kann. Und dabei ist hier der Übersichtlichkeit wegen ist hier nur thermischer Nutzen betrachtet worden. Beginnt man z.B. mit dem so genannten Kesselwirkungsgrad und nimmt bei der Nutzung eine elektrische Umwandlung hinzu, so wird verständlich, dass man an ein und derselben Problemstellung bei Fragen nach der Energieeffizienz je nach Interpretation und Absicht mit der Nennung von Wirkungsgraden um 90% aber auch bis hinunter um 10% antworten kann. Was bei der Nennung einer Zahl gemeint ist, kann nur

in Verbindung mit einer eindeutigen Festlegung einer Systemgrenze verdeutlicht bzw. präzisiert werden.

5.4. Beispiel: Einfluss der Wahl von zeitlichen Systemgrenze bei der Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen *(Gernot Döberl)*

Im Gegensatz zu vielen anderen Prozessen der Abfallwirtschaft, bei denen sich die Wahl einer geeigneten zeitlichen Systemgrenze im Rahmen der Bewertung relativ einfach darstellt, kann insbesondere bei folgenden beiden Prozessen die Wahl der zeitlichen Systemgrenze das Bewertungsergebnis stark beeinflussen:

1. Bei der klassischen Deponierung von Abfällen, für die keine weitere Verwendung vorgesehen ist
2. Bei manchen Arten der stofflichen Verwertung, etwa der landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlamm oder dem Einsatz von Verbrennungsprodukten im Bauwesen

Beiden Prozesstypen ist gemein, dass ihre Wechselwirkungen mit der Umwelt über sehr lange Zeiträume erfolgen. Für viele Deponien muss beispielsweise mit einer zumindest viele Jahrzehnte andauernden Nachsorgephase gerechnet werden, d. h. es muss über sehr lange Zeiträume sichergestellt werden, dass aus der Deponie austretende Emissionen nicht ungefiltert in die Umwelt gelangen. Das hat einerseits ökonomische Auswirkungen, andererseits auch ökologische, da z. T. trotz eingebauter Filtersysteme signifikante Stoffströme in die Umwelt gelangen und diese schädigen können (etwa Treibhausgasemissionen).

Da aber eine Abfallwirtschaft ohne Deponien oder deponieähnliche Prozesse nicht denkbar ist, sind ökologische oder ökonomische Bewertungen ohne eine Miteinbeziehung der langfristigen Auswirkungen derartiger Prozesse zwangsläufig unvollständig. Die zeitliche Systemgrenze bei der Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen sollte zumindest Jahrhunderte umfassen. Dass auch nach noch viel längeren Zeiträumen aus deponieähnlichen Ablagerungen relevante Emissionen austreten können, kann an einigen Beispielen gezeigt werden. Abbildung 9 zeigt beispielsweise eine bronzezeitliche Bergbauhalde (Überreste eines ehemaligen Bergbaues auf Kupfer inkl. Verhüttungsschlackeresten), aus der auch fast 3.000 Jahre nach ihrer Ablagerung noch durch Niederschläge signifikante Mengen an Schwermetallen gelöst und in die Umwelt eingetragen werden. In Brunner et al. (2001) wurde daher eine zeitliche Systemgrenze von Jahrtausenden gewählt.

Wie können nun diese Überlegungen in eine Bewertung miteinbezogen werden? Prinzipiell ist davon auszugehen, dass eine (oberirdische) Abkapselung von Abfällen von der Umwelt langfristig nicht wirksam ist, daher hängen die Auswirkungen deponierter Abfälle auf die Umwelt in erster Linie von ihrer (chemischen) Qualität ab. Allerdings kann das langfristige Verhalten der meisten Abfälle bis dato erst in groben Zügen abgeschätzt werden. Im Rahmen von Kosten-Wirksamkeits-Analysen können die abgeschätzten Stoffflüsse in einem ersten Schritt relativ einfach integriert werden. Schwieriger lassen sich langfristige Auswirkungen mit klassischen Kosten-Nutzen-Analysen bewerten, da eine

Monetarisierung von Jahrzehnte bis Jahrhunderte andauernden Deponieemissionen nur über mehr oder weniger geeignete Hilfskonstruktionen erreicht werden kann; etwa über die Abschätzung zukünftiger Deponiesanierungskosten. Sofern die anfallenden Kosten diskontiert werden, wäre auch der Zeitpunkt der fälligen Sanierung abzuschätzen. Andererseits fielen selbst bei der Wahl sehr niedriger Raten bei derartig langen Zeiträumen zukünftige Kosten kaum ins Gewicht. Dem Nachhaltigkeitsgedanken am nächsten käme hier eine Diskontrate von Null.

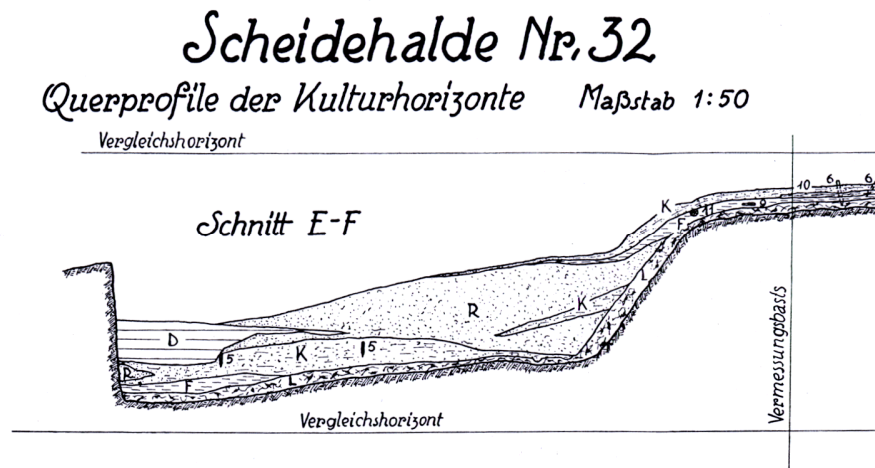


Abbildung 9: Schnitt durch eine bronzezeitliche Scheidehalde aus dem Bergbauggebiet Kelchalpe bei Kitzbühel (Preuschen & Pittioni, 1937)

Noch schwieriger stellt sich die Bewertung der langfristigen Auswirkungen von oben im Punkt 2 genannten Abfällen dar. Bei diesen Abfällen ist beispielsweise nicht davon auszugehen, dass sie bis an ihr „Lebensende“ am selben Ort verbleiben (Einsatz im Bauwesen), wie dies im Wesentlichen bei deponierten Abfällen der Fall ist. Abgesehen davon, dass sich somit laufend die Emissionspfade ändern, wäre im Rahmen einer umfassenden Bewertung auch noch der Einfluss diffuser Emissionen bis hin zur Problematik der letzten Senke zu quantifizieren. Auch in diesem Bereich existieren bis dato nur rudimentäre methodische Ansätze (siehe etwa Brunner, 2004 oder Döberl & Brunner, 2001).

6. Energiebilanz

(Michael Beckmann und Reiner Scholz)

6.1. Anwendungszweck

Insbesondere bei der Bewertung von Technologien zur Energiegewinnung aus Abfall spielen Energiebilanzen eine wichtige Rolle. Am weitesten verbreitet sind hierbei rostfeuerungsbasierte Anlagen, die Siedlungsabfall ohne Vorbehandlung zur Erzeugung von Strom und Wärme verwenden. Bei diesen Anlagen sollte Zielsetzung sein, möglichst hohe Energieausbeuten zu erzielen. Tatsächlich zeigt aber die Praxis, dass es vielfach nicht ausreichend wirtschaftliche Anreize gibt, um die Betreiber zu einer energetischen Optimierung ihrer Anlagen zu motivieren.

Die Entwicklung von präzisen Methoden zur Energiebilanzierung wird an Bedeutung gewinnen, weil Förderinstrumente notwendig sind um die Energieeffizienz bei der Abfallbehandlung zu erhöhen. Im Rahmen der EU Direktive zur Förderung regenerativer Energien 2001/77/EG werden die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet die Erzeugung von regenerativem Strom zu fördern. Entsprechend erhalten Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall eine Förderung des Strompreises in Dänemark, Italien und Ungarn von 10, 8 und 7 Cent pro Kilowattstunde. Noch stärkere Anreize zur Steigerung der Energieeffizienz der Abfallbehandlung bestehen in den Niederlanden. Die Förderung der Stromerzeugung von 2,9 Cent/kWh ist an einen Netto-Anlagenwirkungsgrad von 26 % gebunden. Es ist offensichtlich, dass für solche Anreizsysteme anerkannte und transparente Bilanzierungsmethoden vorliegen müssen. Diese Bilanzierungsmethoden werden im folgenden zusammengefasst beschrieben.

Besonders zu beachten bei der Energiebilanzierung sind:

- Verbräuche, die möglicherweise außerhalb der gewählten Systemgrenze liegen, zum Beispiel hervorgerufen durch Vorbehandlung und Transport, sowie
- die Bewertung von verschiedenen Energieformen, zum Beispiel Fernwärme im Vergleich zu Strom.

6.2. Methodik

6.2.1. Energiebilanzen bei Verfahren oder Anlagen

Für ein mit der Systemgrenze vorgegebenes System werden für die eingetragenen ein- und austretenden Energieströme auf der Basis der Erhaltungssätze Bilanzen erstellt. Die jeweiligen Ströme können dabei

- aus Vorgabewerten in Verbindung mit verfahrenstechnischen Berechnungsmethoden oder
- aus Betriebsmessungen in Verbindung mit verfahrenstechnischen Berechnungsmethoden

ermittelt werden. Die Erstellung von Bilanzen auf der Basis von vollständigen Betriebsmessungen ist theoretisch möglich, aufgrund des dafür erforderlichen Umfangs in der Praxis jedoch weniger von Bedeutung. Im Hinblick auf die Überprüfung der Bilanzen (Plausibilität) müssen jedoch ebenfalls verfahrenstechnische Berechnungsmethoden zur Auswertung mit hinzugezogen werden.

In jedem Fall sind an der jeweils betrachteten Systemgrenze nach Plausibilitäts- und Kompatibilitätsprüfungen alle ein- und austretenden Ströme anzutragen, zu nummerieren und die zugehörigen Werte für Massen und Energien² in sich schlüssig (kompatibel) aufzuschreiben.

Wichtig bei Bilanzierungen ist, dass man den **Nullpunkt** bzw. einen Bezugszustand für die jeweiligen Massen-, Energie- und Stoffströme festlegt und diesen von einer Systemgrenze zur nächsten beibehält. So ist

- es zunächst sinnvoll, den Nullpunkt für den Energieinhalt einer Masse (Enthalpie) bei 0°C festzuschreiben
- und für Wasser darüber hinaus den flüssigen Zustand anzunehmen;
- für reguläre Brennstoffe und Abfälle der Heizwert (unterer Heizwert) bei 0°C als Bezugszustand sinnvoll, wenn die Abgase oberhalb des Taupunktes liegen und kein flüssiges Wasser als Kondensat aus den Abgasen im Laufe des Prozesses durch Kühlvorgänge abgezogen wird. Anderenfalls ist der Brennwert als Energieniveau bei 0°C zu wählen, weil man bei Beibehaltung des Heizwertes sehr schnell den Fehler begehen kann, mehr Energie ab-, als zuzuführen, wodurch man falsche, d.h. zu große Wirkungsgrade ermitteln würde;
- bei zugeführten weiteren Stoffen (z.B. Metallen, Betriebshilfsstoffen usw.) ebenfalls auf den Bezugszustand zu achten. Hat man z.B. nennenswerte Mengen an Stahl (Eisen) etc. bei entsprechender Temperatur und Verweildauer als „Abbrand“ zu berücksichtigen, so ist die chemische Bindungs- bzw. Bildungsenthalpie bei 0°C (z.B. von Fe (Eisen) nach Fe₂O₃ („Eisenabbrand“)) als Nullniveau einzusetzen. Dem Eisen (Fe) ist damit in Analogie zum Brennstoff sein „Heizwert“ zuzuordnen.

6.2.2. Energiebilanzen aus Vorgabewerten

Die Bilanzierung von Apparaten, Anlagen usw. – allgemein von Systemen- auf der Basis von Vorgabewerten in Verbindung mit verfahrenstechnischen Berechnungsmethoden dient i.d.R. der Auslegung der Systeme oder der Überprüfung anhand von Messwerten bei bekannten Randbedingungen. Die verfahrenstechnischen Berechnungsmethoden schließen neben den Erhaltungssätzen auch die Transportgesetze (Wärme-, Stoff- und Impulsaustausch) mit ein. Beispiele hierfür sind die Berechnung von Wärmeübertragern für die Luftvorwärmung, von Verbrennungsprozessen in der Feuerung, Absorptionsprozessen in einem Wäscher usw. Die Abbildung 10 zeigt als Beispiel einen Wäscher mit der Systemgrenze und der wesentlichen ein- und austretenden Massen- und Energieströme.

² Es werden hier und im Folgenden nur die auf 1 MG Abfall (1MgAF) bezogenen Größen aufgeführt. Die jeweiligen Ströme erhält man durch die jeweilige Multiplikation mit dem, dem System zugeführten absoluten Abfallmassenstrom \dot{m}_{AF} .

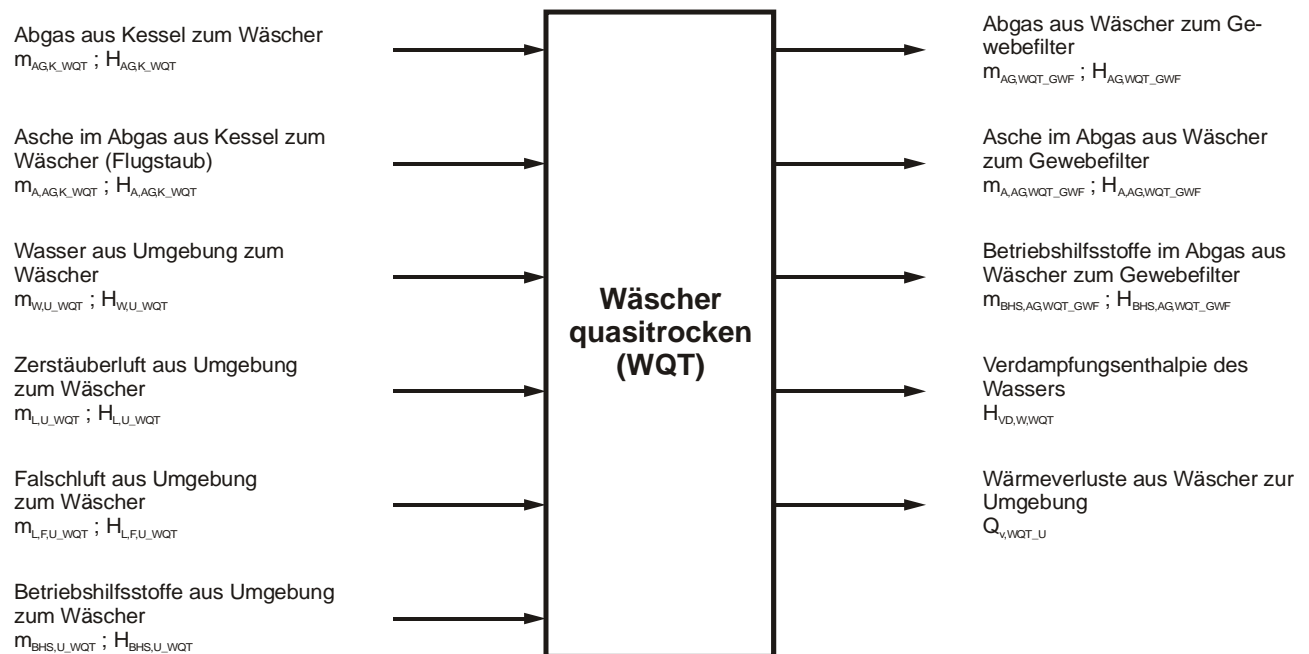


Abbildung 10. Ein- und austretende Massen-, und Energieströme in einem Abgaswäscher

Die Massenbilanz für den Wäscher lautet (siehe Abbildung 10):

$$\dot{m}_{AG,K_WQT} + \dot{m}_{A,AG,K_WQT} + \dot{m}_{W,U_WQT} + \dot{m}_{L,U_WQT} + \dot{m}_{L,F,U_WQT} + \dot{m}_{BHS,U_WQT} = \dot{m}_{AG,WQT_GWF} + \dot{m}_{A,AG,WQT_GWF} + \dot{m}_{BHS,AG,WQT_GWF}$$

Die Energiebilanz ergibt sich unter Berücksichtigung des für die Verdampfung des Zerstäuberwassers aufzubringenden Verdampfungsenthalpiestroms und der Verluste entsprechend mit

$$\dot{H}_{AG,K_WQT} + \dot{H}_{A,AG,K_WQT} + \dot{H}_{W,U_WQT} + \dot{H}_{L,U_WQT} + \dot{H}_{L,F,U_WQT} + \dot{H}_{BHS,U_WQT} = \dot{H}_{AG,WQT_GWF} + \dot{H}_{A,AG,WQT_GWF} + \dot{H}_{BHS,AG,WQT_GWF} + \dot{H}_{VD,W,WQT} + \dot{Q}_{v,WQT_U}$$

Zur Berechnung der Bilanzen aus den Vorgabewerten werden wie erwähnt gesonderte Berechnungsansätze zur Beschreibung der Stoff- und Wärmeübertragung einschließlich chemischer Reaktionen benötigt.

6.2.3. Energiebilanzen aus Betriebsmessungen

Bei der Erstellung von Bilanzen auf der Basis von Betriebsmessungen besteht oftmals das Problem, dass nicht an allen Systemgrenzen, die sich z.B. aus apparatechnischer Sicht ergeben, Messwerte für eine geschlossene Bilanzierung zur Verfügung stehen. Die Abbildung 11 zeigt als Beispiel das so genannte Thermische Hauptverfahren mit den Unterbilanzkreisen Luftvorwärmer, Feuerung und Kessel mit den jeweils verfügbaren Messdaten. Daraus wird ersichtlich, dass in einem solchen Fall ein entsprechend angepasster Berechnungsalgorithmus für die Bilanzierung zu entwickeln ist.

Verfügbare Messdaten und Vorgabewerte:

- Massen-/Volumenströme
- Zusammensetzungen
- ◐ Zusammensetzung teilweise bekannt (z.B. O₂)
- Temperaturen bzw. spezifische Enthalpien (Speisewasser, Frischdampf)
- ◐ Temperaturen bzw. spezifische physikalische Enthalpien werden angenommen

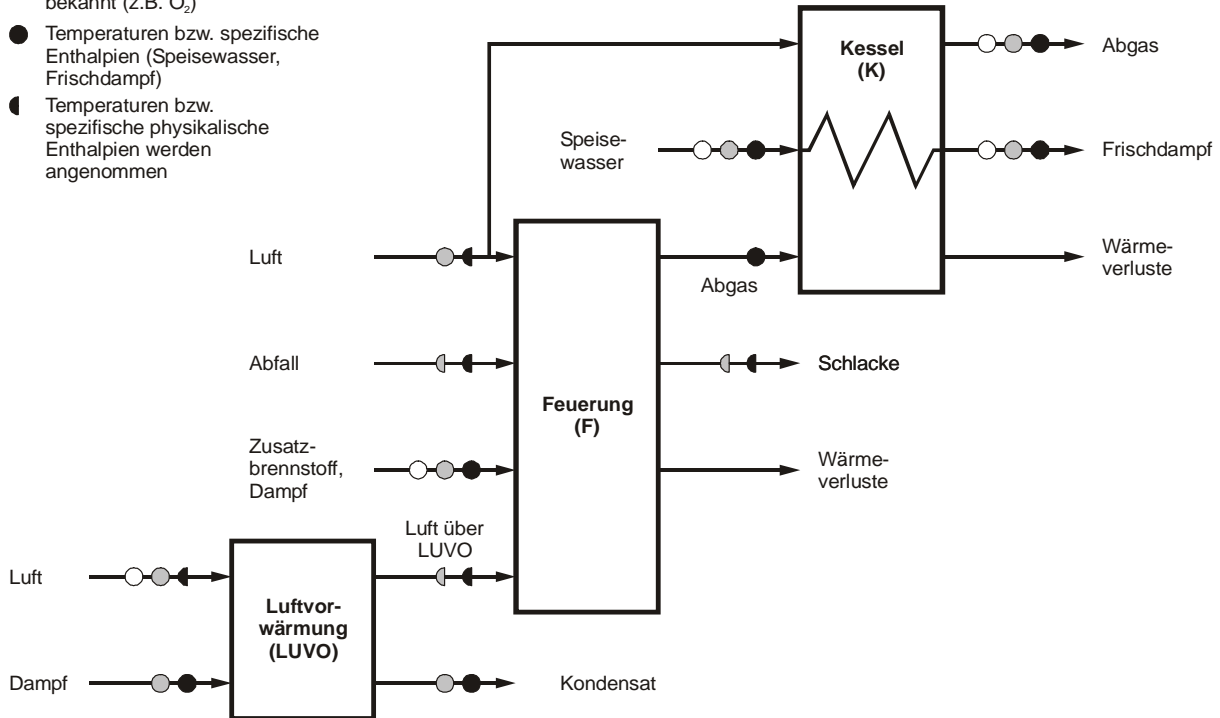


Abbildung 11: Verfügbare Messdaten und Vorgabewerte für die Berechnung von Feuerung und Kessel, Darstellung der wesentlichen Massen- und Energieströme

In Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall lässt sich der tatsächliche Massenstrom Abfall, der der Feuerung zugeführt wird, nicht ohne weiteres ermitteln. Ursache hierfür ist der zunächst unbekannte Falschlufteintritt in Feuerung und Kessel. Da die Verteilung der insgesamt in Feuerung und Kessel eintretenden Falschlufft auf Grundlage einer Massen- und Stoffbilanz allein nicht ermittelt werden kann, werden Feuerung und Kessel im ersten Schritt zusammengefasst berechnet (Abbildung 12). Im vorliegenden Beispiel wird für die Berechnung der Massen- und Stoffbilanz um Feuerung und Kessel deshalb folgender Berechnungsablauf gewählt:

- Berechnung des Massenstromes und der Zusammensetzung Luft zu Feuerung und Kessel,
- Berechnung des Massenstromes und der Zusammensetzung des Abfalls („reagierender Anteil“)
- Berechnung des Massenstromes und der Zusammensetzung der Asche („nicht reagierender Anteil“ des Abfalls) und deren Verteilung auf Schlacke, Flugstaub und Kesselasche und
- Berechnung des Massenstromes und der Zusammensetzung des gesamten Abfalls.

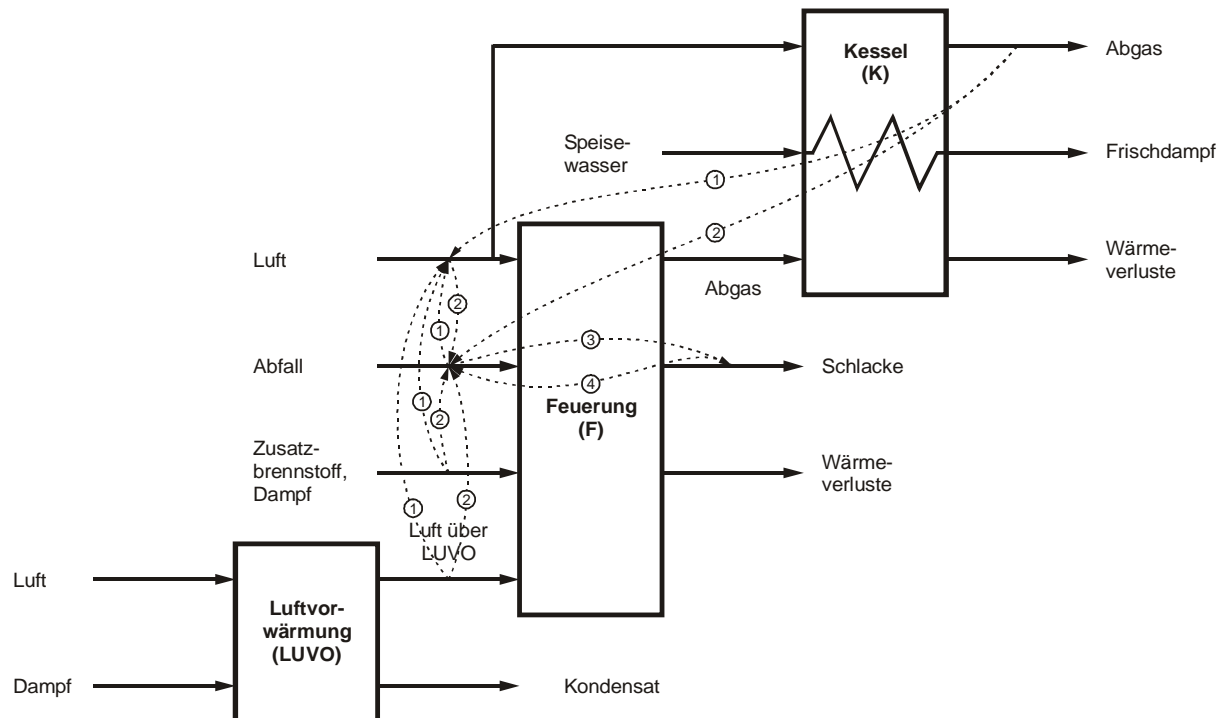


Abbildung 12: Berechnungsablauf für die Massen- und Stoffbilanz um Feuerung und Kessel

6.2.4. Kennwerte

Kennwerte lassen sich aus den bilanzierten Werten an einer ganz bestimmten Systemgrenze ableiten. Unterschieden werden dabei grundsätzlich

- Kennzahlen und
- Kenngrößen.

Kennzahlen sind wirkliche Zahlen, d.h. Werte ohne Einheit, wie z.B. die bereits zuvor genannten Wirkungsgrade aber auch andere bezogene Größen wie etwa

- Angaben zu der erforderlichen Energie einer Abgasreinigung im Verhältnis zur Summe aller zugeführten Energien (Aufwand) an einer Anlage oder
- Angaben zu Nutzenergie im Verhältnis zur benötigten Zusatzenergie (Fremdenergie)

Kenngößen sind dagegen Zahlen mit Einheit. So sind z.B.:

- CO₂-Mengenangaben bezogen auf Energien (Einheit z.B. kgCO₂/KWh) oder
- Emissionsfrachten (Einheit z. B. ppm NO_x/Mg Abfall)
- Werte für den spezifischen Energiebedarf bei der Stoffbehandlung (Einheit z. B. kJ/kg Produkt)

typische Kenngößen.

Zur Bildung von Kennzahlen und Kenngößen sind gleichermaßen folgende Bemerkungen wichtig:

- Die Nennung und Darstellung der jeweiligen Systemgrenzen ist notwendig, damit deutlich wird, an welchen Systemgrenzen Kennzahlen und Kenngößen gebildet werden.
- Man ist in der Bildung von Kennzahlen und Kenngößen grundsätzlich frei. Sie sollten jedoch einen physikalischen Hintergrund darlegen, d.h., sie sollten physikalisch technisch interpretierbar sein und z.B. gestatten, unterschiedliche
- Anlagen, physikalisch usw. miteinander zu vergleichen. Als Beispiel sei genannt, dass beim Vergleich von Anlagen-Emissionen die Nennung von Abgasfrachten tragfähiger ist als die Nennung von Konzentrationen.
- Bei der Bildung von Kennzahlen sollte geprüft werden, ob ihre physikalische Aussage in einer Wirkungsgraddefinition bereits enthalten ist.

Wird für einen Prozess Energie benötigt, so hat man zu unterscheiden, ob man

- den **Fall „Energieeinsatz zur reinen Energiewandlung“** (Kraftwerke (Müllkraftwerk), Verkehr, Heizungen) oder
- den **Fall „Energieeinsatz zur Stoffbehandlung“** (Grundstoffindustrie (wie Stahl, Zement usw.)usw.)

jeweils betrachtet.

Bei Stoffbehandlungsprozessen ist der Aufwand die Summe der zugeführten Energieströme, der Nutzen jetzt jedoch kein Energiestrom, sondern der produzierte Stoffstrom (Produktionsstrom), worauf im Folgenden kurz eingegangen wird.

Nimmt man zunächst an, dass bei der Stoffbehandlung keine chemisch gebundenen Energieformen auftreten, dann dient die aufgewendete Energie nur der Deckung der auftretenden Verluste, da der Produktstrom bei Umgebungstemperatur anfallen möge und somit keine Energie in ihm enthalten ist. Es liegt kein energetischer Nutzen vor. In solchen Fällen bildet man zur Beschreibung der Wirkung des Prozesses die Kenngröße

$$e_{\text{prod}} = \frac{\text{Aufwand an Energie}}{\text{Menge des Produktes (Nutzens)}}$$

Hieraus erhält man z.B. die Kenngröße des spezifischen Energiebedarfs e_{prod} mit der Einheit kJ/kg Produkt. Je kleiner der Wert ist, umso besser ist die betrachtete Anlage und umso besser sind folglich

die Wärmeträger³ zur internen Energierückgewinnung. Bei idealem Wärmetausch (theoretischer, nicht erreichbarer Grenzfall) ergäbe sich so z.B. trotz sehr hoher Prozesstemperaturen (Brenntemperaturen) kein Energieaufwand ($e_{\text{prod}} = 0$), weil keine Verluste vorliegen (ideale Anlage). Für diesen theoretischen Fall wird auch manchmal der Begriff „Nullwirkungsgrad“ gebraucht.

Die Diskussion darüber, wo welche Teilenergien im Prozess benötigt werden, ist auch hier nur anhand von geeigneten Systemgrenzen möglich.

Nimmt man an, dass bei der Stoffbehandlung chemisch gebundene Energieformen auftreten, wie z.B. beim „Kalkbrennen“ (Temperaturniveau 900 °C), so erhält man die Aussage, dass der kleinste Wert für den Aufwand die thermodynamisch bedingte Bindungsenthalpie ist. Beim Kalkbrennen ist dies die chemisch aufzubringende Energie für die Entsäuerung. Wenn also reale Anlagen z.B.

$$(e_{\text{prod}})_{\text{real}} = 3800 \text{ kJ/kg Branntkalk}$$

erreichen, so ist diese Größe zur Bewertung an dem Grenzwert

$$(e_{\text{prod}})_{\text{min}} = 3150 \text{ kJ/kg Branntkalk}$$

zu messen.

6.3. Beispiel: Nettoprimärwirkungsgrad zur Beurteilung eines Verfahrens als Verwertung oder Beseitigung

Die im folgenden beschriebene Darstellung von Nettoprimärwirkungsgraden knüpft an die Ausführungen im Kapitel 5.3 – „Beispiel: Systemgrenzen bei der Beurteilung der Energieeffizienz von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall“ an (siehe auch Abbildung 7 und Abbildung 8).

Der zur Abfallbehandlung erforderliche Primärenergieaufwand könnte als Ressource geschont werden, wenn es den zu behandelnden Abfall nicht gäbe. Man kann folglich einen „Nettoabfallnutzen“ e_{Netto} bilden, in dem man von der Nutzenergie $(e_{\text{nutz}})_T$ (Systemgrenze T) die für das System T benötigte Primärenergie Σe_p abzieht. Es würden also diese Primärressourcen dann durch „eigene erzeugte“ Nutzenergie ersetzt bzw. substituiert, wie in Prinzipschema 2 gezeigt. Das Abziehen der benötigten Energie Σe_p vom Nutzen (Punkt „X“ im Prinzipschema Abbildung 13) bedeutet wie dargestellt eine gedankliche Rückführung⁴ an den Eintritt des Systems T. Die erweiterte Systemgrenze U zeigt sehr deutlich, dass somit als Aufwand bei dem System U nur noch die zugeführte Abfallenergie h_{AF} verbleibt, d.h., es wird keine Fremdenergie mehr benötigt. Als Nutzen verbleibt dann nur die

³ Diese Wärmeübertrager können selbst wieder als Anlagenteile ausschließlich nach ihrer Wirkung im Hinblick auf die getauschte Energie, d.h. mit einer Energiebilanz und zugehörig mit energetischen Wirkungsgraden anhand geeigneter Untersystemgrenzen beurteilt werden.

⁴ Hier ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die Substitution von einer Energieart (z.B. Erdgasenthalpie) durch eine andere (z.B. erzeugte Dampfenthalpie) in der Regel nicht im gleichen Verhältnis (1:1) erfolgen kann, d.h. dass in der Regel die zu substituierende Energiemenge (z.B. an Erdgas gebunden) nicht durch eine gleich hohe Ersatzenergiemenge (z.B. an Dampf gebunden) ersetzbar ist. Dieser Sachverhalt wird durch das sog. Energieaustauschverhältnis f_{sub} als Verhältnis von Substitutionsenergie zu der zu substituierenden Energie ausgedrückt. Häufig ist $f_{\text{sub}} \neq 1$ und hängt von vielen Faktoren ab. Der Übersichtlichkeit wegen wird hier $f_{\text{sub}} = 1$ gesetzt, um das Prinzip der Substitution bzw. der Energierückführung so einfach, wie in Prinzipschema 2 dargestellt, zu veranschaulichen.

Nettoenergie $(e_{\text{Netto}})_U$ (System U), die ausschließlich der Wirkung des Abfalls allein zuzuordnen ist. Dem entsprechend bezeichnet man den zugehörigen Wirkungsgrad „Nettowirkungsgrad“.

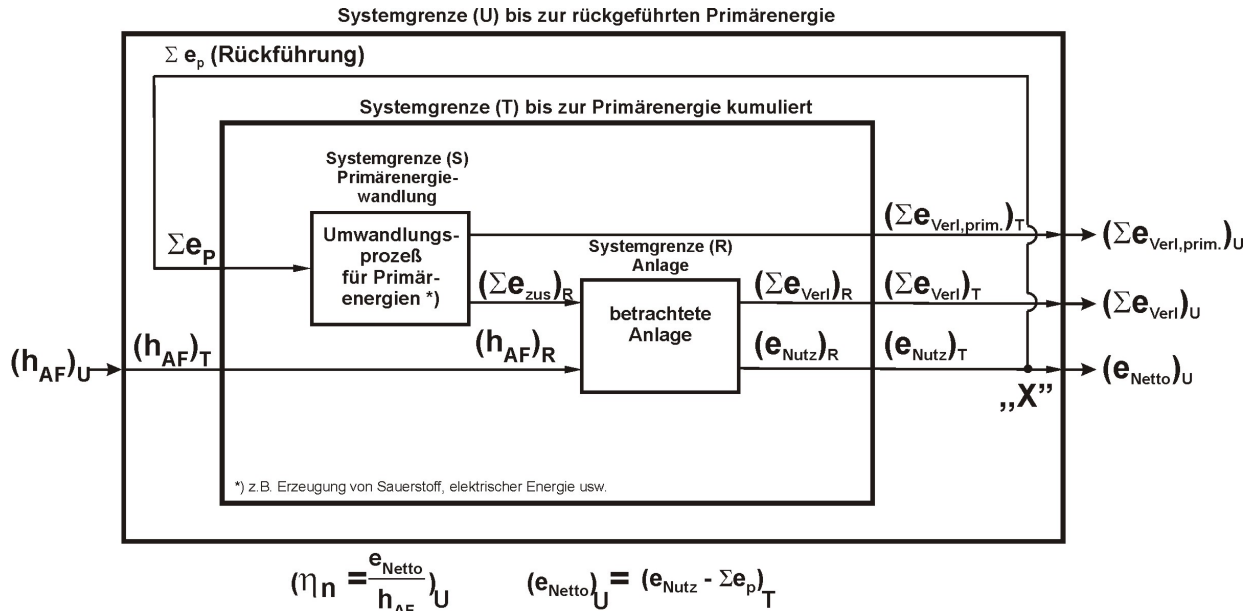


Abbildung13: Erweiterung der Systemgrenze T zur Darstellung der Rückführung der aufzuwendenden Primärenergien zur Systemgrenze U

An dem System U ergibt sich folglich

$$\left(\eta_n = \frac{\text{Nutzen}}{\text{Aufwand}} = \frac{e_{\text{netto}}}{h_{\text{AF}}} \right)_U$$

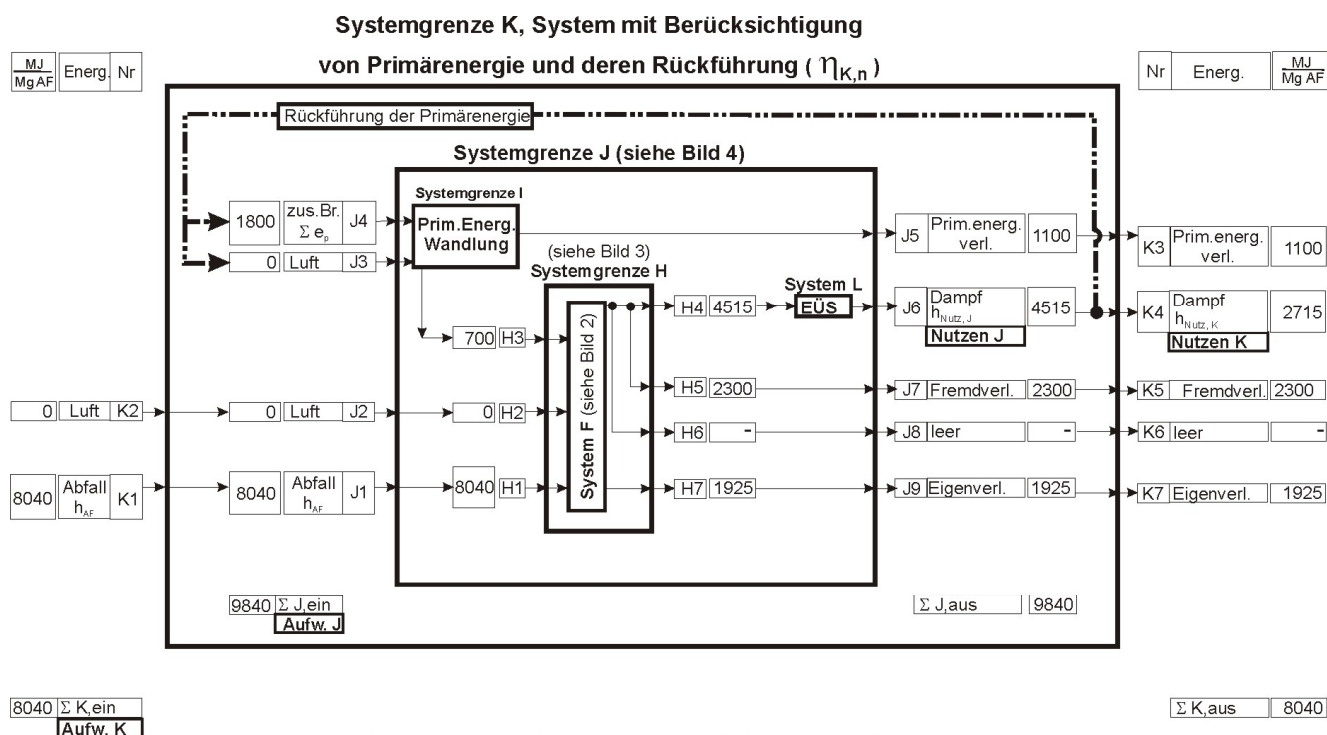
mit

$$e_{\text{Netto},U} = e_{\text{Nutz},T} - \Sigma e_p$$

Erhält man für η_n einen Wert $\eta_n > 0$ ($e_{\text{Netto},u} > 0$), wird aus dem Abfall ein energetischer Nutzen gezogen, d.h. einen Nutzen, der wirklich nur dem Abfall zuzuschreiben ist, weil nur noch der Abfall h_{AF} an der Bilanzgrenze U als Aufwand auftritt. Ein Nutzen kann damit auch nur aus dem Abfall stammen. Eine Abfallverbrennungsanlage hat dann über das Mindestziel der stofflichen Entsorgung (eventuell stoffliche Verwertung der Reststoffe) noch zusätzlich mit $\eta_n > 0$ **den Aspekt der energetischen Verwertung erfüllt.**

Erhält man für η_n einen Wert $\eta_n < 0$, d.h. wird die zusätzlich benötigte Energie Σe_p größer als der Nutzen $(e_{\text{Nutz}})_T$ des Systems T, dann reicht die im Abfall mitgeführte Energie (Enthalpie) h_{AF} nicht aus, um den „Primärenergieaufwand“ zu decken“, es verbleibt somit ein Primärressourcenverbrauch bei

der Abfallbehandlung. Damit ist mit $\eta_n < 0$ und somit der Aspekt einer zusätzlichen energetischen Verwertung nicht erfüllt⁵.



$$\eta_{E,a} = 79,6\%; \quad \eta_{F,a} = 78,0\%; \quad \eta_{H,t} = 51,7\%; \quad \eta_{J,p} = 45,9\%$$

(siehe Bild 1) (siehe Bild 2) (siehe Bild 3) (siehe Bild 4)

$$\eta_{K,n} = \frac{K4}{\Sigma K, \text{ein}} = \frac{4515 - 1800}{8040} = \frac{2715}{8040} = 33,8\%$$

Abbildung 14: System zur Bildung des Nettoprimärwirkungsgrades η_n

Anhand der Ermittlung von η_n mit dem aus der Verfahrenstechnik bekannten und auch allgemein anerkannten Methoden und Regeln ist die Frage, ob eine Anlage zur Energiegewinnung aus Abfall den Status einer energetischen Verwertung erfüllt (Wirkungsgrad η_n positiv) oder nicht erfüllt (η_n negativ) eindeutig zu beantworten.

Die Bildung eines Nettowirkungsgrades η_n ist vor einem weiteren Hintergrund sinnvoll: Man sollte sich bemühen, für eine Abfallbehandlung möglichst wenig Primärenergie einzusetzen. Verwendet man z.B. bei gleich bleibender Abfallenergie h_{AF} zusätzlich laufend steigende Primärenergie Σe_p (z.B. Erdgas), so ergeben sich sowohl für den Anlagenwirkungsgrad η_a als auch den Primärwirkungsgrad η_p steigende Werte. Dies ist physikalisch und technisch zwar richtig, bringt aber nicht unmittelbar zum Ausdruck, dass der steigende Wirkungsgrad durch „zusätzlichen Verbrauch von Primärressourcen“ „erkauft“ wird. Der Nettoprimärwirkungsgrad hingegen sinkt mit laufend steigendem Einsatz von Primärenergieressourcen, d.h. er verdeutlicht den Zusatzaufwand an

⁵ Häufig wird bei negativen Werten von η_n nicht von einem Wirkungsgrad sondern von einem Aufwandsgrad gesprochen. Inhaltlich sind die Begriffe mit identischem Inhalt belegt.

Primärenergie wie in Abbildung 15 beispielhaft an elektrischen Wirkungsgraden (Index „e“) gezeigt ist.

Die vorgenannten Beispiele zeigen, dass man an ein und der gleichen Problemstellung Wirkungsgrade zwischen 78% und 34% angeben kann. Der Übersichtlichkeit wegen wird hier nur thermischer Nutzen betrachtet. Beginnt man z.B. mit dem sog. Kesselwirkungsgrad und nimmt bei der Nutzung eine elektrische Umwandlung hinzu, so wird verständlich, dass man an ein und derselben Problemstellung bei Fragen nach der Energieeffizienz je nach Interpretation und Absicht mit der Nennung von Wirkungsgraden um 90% aber auch bis hinunter um 10% antworten kann. Was bei der Nennung einer Zahl gemeint ist, kann nur in Verbindung mit einer eindeutigen Festlegung einer Systemgrenze verdeutlicht bzw. präzisiert werden.

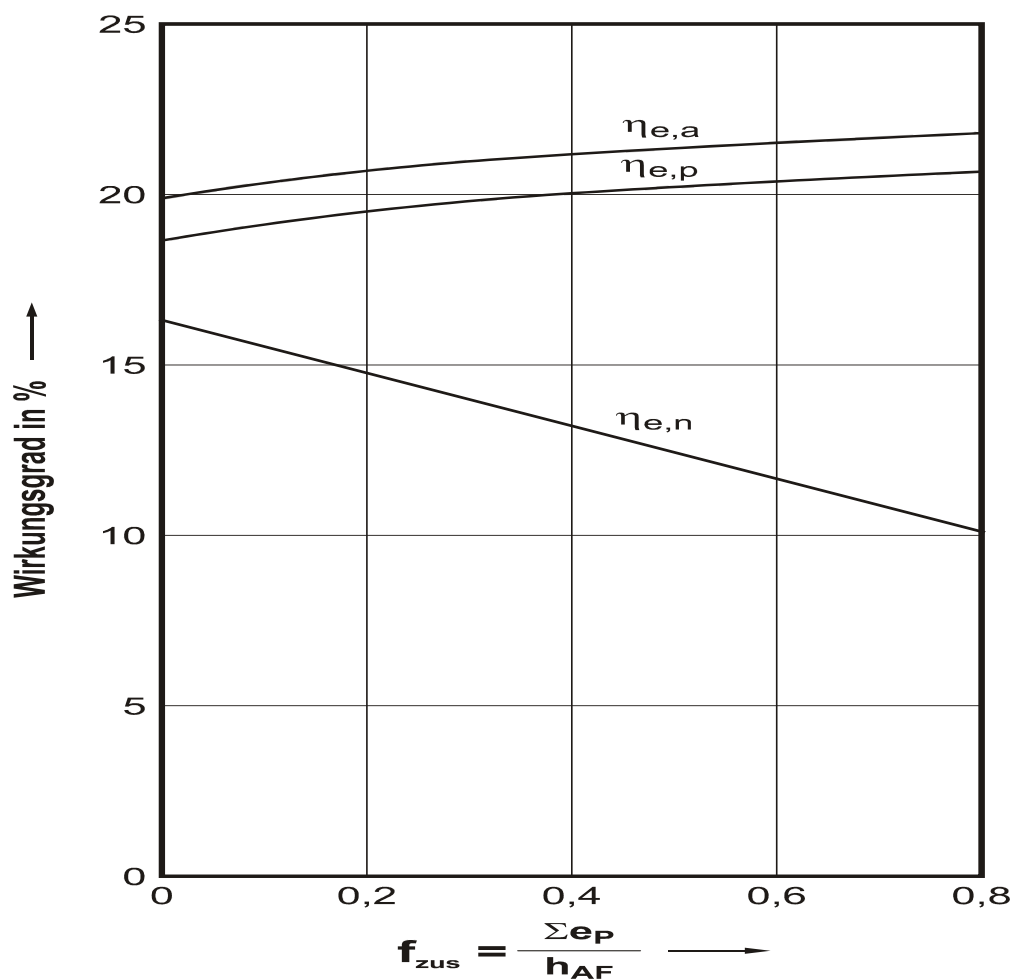


Abbildung 15: Anlagenwirkungsgrad $\eta_{e,a}$, Primärwirkungsgrad $\eta_{e,p}$, Nettoprimärwirkungsgrades $\eta_{e,n}$, (jeweils elektrisch Index e) in Abhängigkeit des Verhältnisses f_{zus} , d. h. des Verhältnisses von erforderlicher Primärenergie Σe_p zu der Abfallenergie h_{AF}

7. Stoffbilanzen

(*Helmut Rechberger und Martin Brunner*)

7.1. Anwendungszweck

Die Abfallwirtschaft hat eine wichtige Funktion innerhalb des anthropogenen Stoffhaushaltes. Einerseits sollen abfallwirtschaftliche Verfahren und Systeme Wertstoffe von Störstoffen trennen und die Wertstoffe möglichst effizient wieder in den Kreislauf zurückführen. Andererseits sind die nicht mehr recyclingfähigen Stoffe in eine geeignete letzte Senke zu lenken.

Die Abfallwirtschaftliche Gesetzgebung in den 90er Jahren war sehr stark geprägt von isolierter Betrachtung von Stoffbilanzen. Dies gilt zum Beispiel auf das vielfach angewendete Grundprinzip der Abfallhierarchie auf europäischer Ebene, die stofflichem Recycling einen Vorrang vor anderen Verwertungsmaßnahmen zugesteht. Dies hat sich dann zum Beispiel in Deutschland zur Einführung von Verwertungs- oder Recyclingquoten und dem auf gelben Säcken und Tonnen basierenden Dualen System geführt. Nachhaltigkeitsfaktoren wie Transportaufwand, Emissionen und insbesondere Kosten wurden hierbei nicht wesentlich berücksichtigt.

Um bewerten zu können wie „gut“ diese Funktion der kontrollierten Stoffsteuerung durch die Abfallwirtschaft erfüllt wird, sind Stoffbilanzen ein notwendiges - jedoch nicht hinreichendes - Werkzeug.

7.2. Methodik

Der Begriff "Stoff" wird in der Abfallwirtschaft auf unterschiedlichste Art und Weise gebraucht. Ausgehend von zwei wesentlichen Zielen der Abfallwirtschaft, nämlich *Langfristiger Umweltschutz* und *Ressourcenschonung* wird klar, dass „Stoffe“ chemisch zu definieren sind, da sowohl das Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt als auch das Ressourcenpotential vorwiegend durch (chemische) Stoffe gebildet wird. Es ist nicht das Sickerwasser einer Deponie, welches eine Umweltbelastung darstellen kann, sondern die in ihm enthaltenen Schadstoffe, d.h. chemischen Elemente oder deren Verbindungen. Ob die Schlacke einer Verbrennungsanlage als Sekundärrohstoff im Straßenbau oder zur Zementherstellung eingesetzt werden kann, ist ganz wesentlich durch den Gehalt an Schwermetallen und anderen organischen und anorganischen Schadstoffen bestimmt. Abfälle wie Altpapier, Kunststoffe oder Eisenschrott sind dagegen heterogene Stoffgemenge. Sie sollten gemäß der Stoffhaushaltmethodik als „Güter“ bezeichnet werden.

Die Stoffbilanz bezieht sich auf ein definiertes System. Um eine Bilanz erstellen zu können, müssen alle Flüsse in das System, alle Flüsse aus dem System sowie die Lager im System in die Bilanz aufgenommen werden. Gemäß dem Massenerhaltungsgesetz muss eine Bilanz für ein System im stationären Zustand ausgeglichen sein, d.h., die in das System eingebrachten Elemente und Massen müssen das System entweder wieder verlassen ("Input = Output"), oder im Bestand des Systems eingebaut sein („quasi-stationärer Zustand). Die Stärke einer Bilanz liegt demnach darin, dass *alle* Flüsse bestimmt werden und durch die Bilanz *eine Kontrolle dieser Flüsse bewirkt wird*. Dadurch wird verhindert, dass bei der Bewertung wichtige Flüsse nicht berücksichtigt werden. Die vollständige Stoffbilanz gibt Auskunft über die Qualität der Stoffsteuerung des Systems. Ausschließlich die direkten und indirekten Emissionen von verschiedenen abfallwirtschaftlichen Verfahren miteinander zu vergleichen, ist zu wenig. Wenn man sich bei einer LCA beispielsweise ausschließlich auf die gasförmigen und flüssigen Emissionen von Prozessen konzentrieren würde, erfasst man unter

Umständen weniger als 0,1 % des gesamten Stoffflusses, was die Gefahr einer unvollständigen Beurteilung in sich birgt. Derartige Verfahrensvergleiche unterscheiden dann nicht, ob ein Stoff durch die Verwertung/Behandlung konzentriert oder verdünnt wird, d.h. ob durch das Verfahren die Entropie geändert wird. Dies ist deshalb ein wesentlicher Mangel, weil damit Verfahren, die Stoffe aufkonzentrieren, sodass sie später leichter wieder genutzt werden können, nicht belohnt werden, und Verfahren, die auf dem Verdünnungsprinzip basieren, nicht bestraft werden.

Für die Erstellung von Stoffbilanzen gibt es eine ÖNORM [1], in der Begriffe und Vorgehensweise definiert sind. Weiters existieren Lehrbücher [2-4] und Fallstudien [5-8].

Eine Größe, welche die Verdünnung resp. Konzentrierung von Stoffen beschreibt, ist die Entropie. Entropie als ein Maßstab für die Abfallwirtschaft wird seit langem qualitativ diskutiert. Es herrscht Konsens darüber, dass die Abfallwirtschaft am Ende der Volkswirtschaft so auszulegen ist, dass der Entropieanstieg möglichst gering gehalten wird. Es sind also jene Verfahren zu bevorzugen, welche Stoffe weniger dissipieren (in die Umwelt emittieren) und gesamthaft gesehen eine konzentrierende (Entropie reduzierende) Wirkung haben. Mit Hilfe der Statistischen Entropie Analyse [5] lässt sich eine Größe, die Stoffkonzentrierungseffizienz (SKE) berechnen. Die SKE gibt an ob ein Prozess Stoffe konzentriert oder verdünnt.

7.3. Beispiel: Stoffbilanzen von Anlagen zur Energiegewinnung aus Abfall

Der Stand der Technik für Müllverbrennungsanlagen (MVA) hat sich in den letzten 80 beträchtlich geändert. In den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts bestand eine MVA aus einer Feuerung und dem Kessel. Weitere Rauchgasreinigungsschritte gab es nicht und Staubemissionen betragen daher um die 2.000 mg/Nm^3 (Technologie A). In den 70er Jahren wurden i.d.R. Elektrofilter zur Partikelabscheidung benützt. Diese hatten jedoch noch nicht die hohen Abscheideleistungen heutiger Aggregate und Staubemissionen von 150 mg/Nm^3 waren üblich (Technologie B). In den späten 80er Jahren wurde die MVA mit weitergehender Rauchgasreinigung bestehend aus einer effizienten Partikelabscheidung (Elektro- oder Gewebefilter), 2-stufiger Rauchgaswäsche und DeNO_x -Katalysator entwickelt. Staubemissionen $<5 \text{ mg/Nm}^3$ waren die Folge (Technologie C). In den 90er Jahren wurden Verfahren entworfen, welche zu einer besseren Qualität (Deponie- und Recyclingfähigkeit) der Reststoffe führen sollten. Technologie D stellt stellvertretend ein Verfahren dar, welches die Flug- und Kesselasche in einer neutralen und sauren Wäsche von Schwermetallen entfrachtet und in einer anschließenden thermischen Behandlung organische Verbindungen und Quecksilber in der Asche zerstört bzw. austreibt. Um die modernen Verfahren besser einschätzen zu können, wurden auch die Stoffbilanzen eines fiktiven optimalen Verfahrens bewertet (Technologie E). Diese Anlage produziert ausschließlich umweltverträgliche Emissionen, einen Reststoff, der erdkrustenähnlich ist und einen zweiten Reststoff, der die Konzentrationen eines Metallerzes aufweist. Es wird angenommen, dass alle Technologien den gleichen Restmüll behandeln.

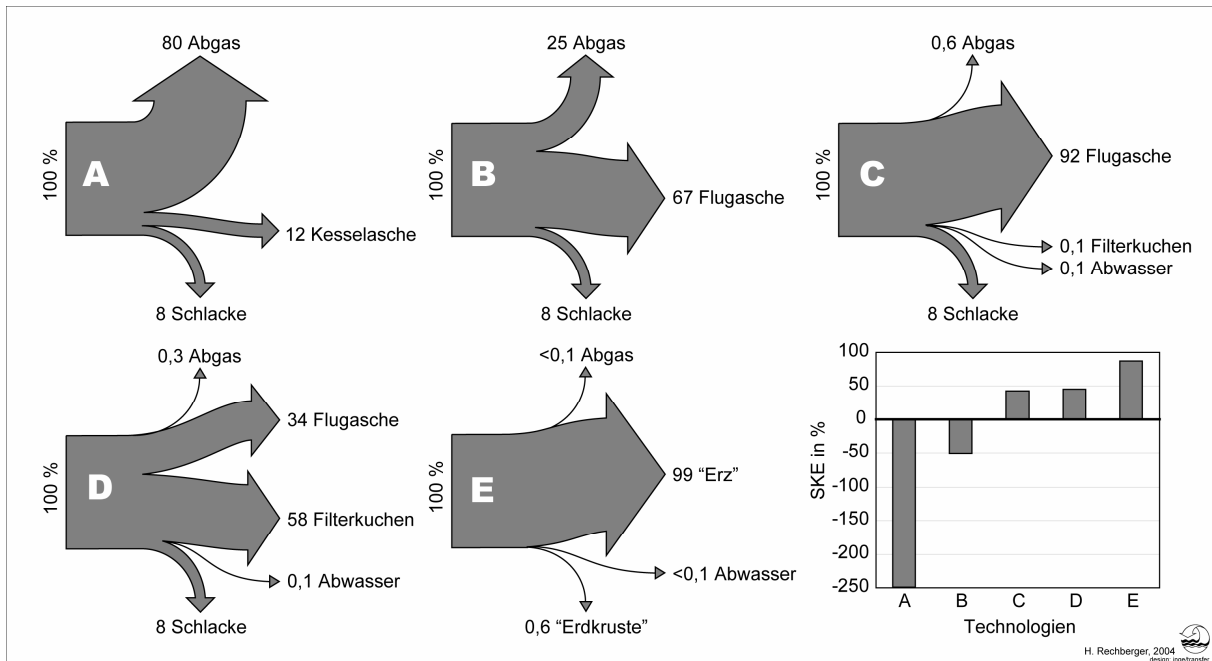


Abbildung 16: Stoffbilanzen und Stoffkonzentrierungseffizienz-Werte von Cadmium für Abfallverbrennungstechnologien im Laufe der Zeit (A: ca. 1930, B: ca. 1970, C: ca. 1990, D: ca. 1995, E: „optimaler“ Prozess).

Die Bilanzen in Abbildung 1 zeigen, wie Cadmium schrittweise von der Luft in die Reststoffe transferiert wurde. Im Gegensatz zu früher, wo der Boden die maßgebliche Senke für Cadmium darstellte, ist es heute die Untertagedeponie. Die Bewertungsgröße SKE zeigt, dass die Technologien A und B Cadmium verdünnten (negative Werte) und die großen Fortschritte bis ca. 1990 (C). Der Aufkonzentrierungsunterschied zwischen C und D ist dagegen relativ gering, trotz sehr unterschiedlicher Stoffbilanzen (als Resultat aufwendiger Reststoffbehandlung). Stoffbilanzen und SKE-Bewertung zusammen, stellen eine aussagekräftige Beschreibung der Qualität der Stoffsteuerung von Prozessen und Systemen dar und sind damit notwendiger Bestandteil einer umfassenden Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen im Sinne der Gestaltung eines nachhaltigen Stoffhaushalts.

8. Ökobilanzen

(Liselotte Schebeck)

8.1. Anwendungszweck

Mit Ökobilanzen (engl. Life Cycle Assessment - LCA) werden allgemein die Umwelteinflüsse von Produkten und Prozessen systematisch, prozessübergreifend und über den Lebensweg untersucht, d.h. es werden die Herstellung unter Einschluss der Gewinnung der erforderlichen Rohstoffe, die Nutzungsphase und die Entsorgung erfasst. Für die Durchführung produktbezogene Ökobilanzen werden Vorgehensweisen durch die Normenreihe ISO 14040ff festgelegt.

Das Ziel von Ökobilanzen ist in der Regel ein Vergleich der Umweltauswirkungen von verschiedenen Produkten bzw. Prozessen bei identischer Funktion. Möglich ist auch ein Vergleich von Produkten mit Dienstleistungen, die identische Funktion haben. Ökobilanzen können auch als Schwachstellenanalyse für Prozessketten genutzt werden, indem die Prozesse mit den höchsten Umweltauswirkungen identifiziert werden. Dagegen sind Ökobilanzen im Sinne der ISO 14040ff *nicht* für anlagen- oder standortbezogene Untersuchungen *ohne* Bezug auf ein spezifisches Produkt oder eine Funktion (dies sind z.B. Störfallanalyse oder Umweltverträglichkeitsuntersuchung) konzipiert.

8.2. Methodik

8.2.1. Entwicklung der Ökobilanzierung

Erste Grundzüge der Ökobilanzierung entstanden bereits Ende der sechziger/Anfang der siebziger Jahre in den USA, insbesondere im Bereich von Getränkeverpackungen. Seit Anfang der 90er Jahre gibt es intensive Bestrebungen zur methodischen Vereinheitlichung der Ökobilanz. Beispielhaft sei hier auf internationaler Ebene der 'Code of Practice' der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) [Consoli 1993] genannt. Andere wegweisende Arbeiten entstanden in den Niederlanden [Heijungs 1992] und der Schweiz [Ahbe 1990][BUWAL 1998]. 1997 wurde durch die Internationale Standardisierungsorganisation die Normengruppe ISO 14040ff veröffentlicht (s.u.). Basierend auf den Erfahrungen einer eigenen Studie zur Untersuchung von Verpackungen hat das deutsche Umweltbundesamt weitergehende normkonforme Vorgaben für Ökobilanzen formuliert [Schmitz 1999].

Auf deutscher Ebene wird die Normierung der Ökobilanz von einem seit 1993 bestehenden Arbeitsausschuss des DIN-NAGUS behandelt. Diese Arbeiten sind in die internationale Revision der ISO-Normen eingebunden, die bis September 2006 abgeschlossen sein soll.

Auch in der wissenschaftlichen Diskussion wird das Instrumentarium der Ökobilanz fortlaufend weiterentwickelt. Neben methodischen Fragen sind dabei Anwendungsaspekte und Datenqualität Kernpunkte. In jüngster Zeit wurde durch die Umweltorganisation der Vereinten Nationen (UNEP) in Kooperation mit der SETAC eine breite internationale Initiative ins Leben gerufen, die sowohl die verstärkte Anwendung von Ökobilanzen als auch die Implementierung des „Life Cycle Thinking“ in Managementsysteme und Bildungskonzepten zum Ziel hat. In Deutschland stellt das Netzwerk Lebenszyklusdaten eine Plattform dar, in der Akteure aus Wissenschaft und Wirtschaft auf eine harmonisierte Datenbasis und die Implementierung in unterschiedliche Anwendungen von Ökobilanzen hinarbeiten (www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de).

8.2.2. DIN /ISO Normen

Der Aufbau einer Ökobilanz und die erforderlichen Verfahrensschritte wird durch das Normensystem DIN EN ISO 14040 ff beschrieben. Abbildung 1 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer Ökobilanz.

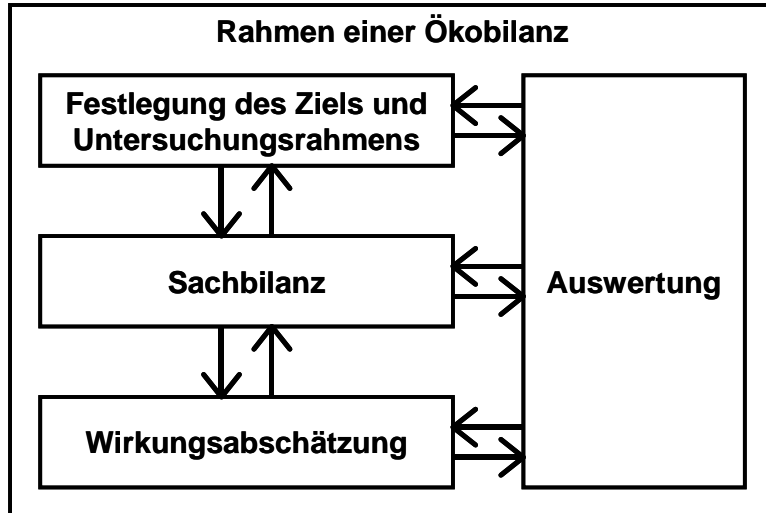


Abbildung 17: Prinzipieller Aufbau einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 [ISO 14040]

Nach Abbildung 17 umfasst eine Ökobilanz insgesamt vier Teile. Im ersten Schritt wird die Fragestellung und der damit verbundene Untersuchungsrahmen festgelegt. Als gemeinsamer Referenzpunkt für die zu vergleichenden Optionen wird eine "funktionelle Einheit" definiert. Die funktionelle Einheit ist durch einen Nutzen gekennzeichnet, der einem Produkt entspricht oder durch eine Dienstleistung erbracht wird, beispielsweise eine Entsorgungsdienstleistung.

Im Rahmen der Sachbilanz werden die entsprechenden Stoff- und Energieströme als Input für das betrachtete Produkt oder den ausgewählten Prozess zusammengestellt. Zu der Sachbilanz gehören weiterhin notwendige Referenzprozesse (bzw. Produkte), resultierende Emissionen, Koppelprodukte und Abfälle. In der Norm DIN EN ISO14041 werden die Anforderungen an den Untersuchungsrahmen und die Sachbilanz detailliert beschrieben [ISO 14041].

Die potenziellen Umweltauswirkungen der Sachbilanz werden mit der anschließenden Wirkungsabschätzung beurteilt. Hierzu wurden verschiedene Wirkungsabschätzungsmethoden entwickelt (wie "CML-Methode", "UBA-Methode" oder "Impact 2002"). Diese basieren auf unterschiedlichen Wirkungskategorien wie z.B. Treibhauseffekt, Eutrophierung oder Versauerung. Die einzelnen Methoden unterscheiden sich hinsichtlich der enthaltenen Wirkungskategorien (so umfasst die CML- Methode beispielsweise 14 Kategorien); zusätzliche Wirkungskategorien – z.B. für die Landnutzung – sind in der wissenschaftlichen Diskussion. Insgesamt hat sich derzeit ein „Katalog“ von ca. 10 Wirkungskategorien entwickelt, die auf allgemein anerkannten Modellen beruhen und heute üblicherweise in Ökobilanzen erfasst werden. Die Zusammenhänge zwischen Sachbilanz und Wirkungsabschätzung verdeutlicht vereinfacht Abbildung 18.

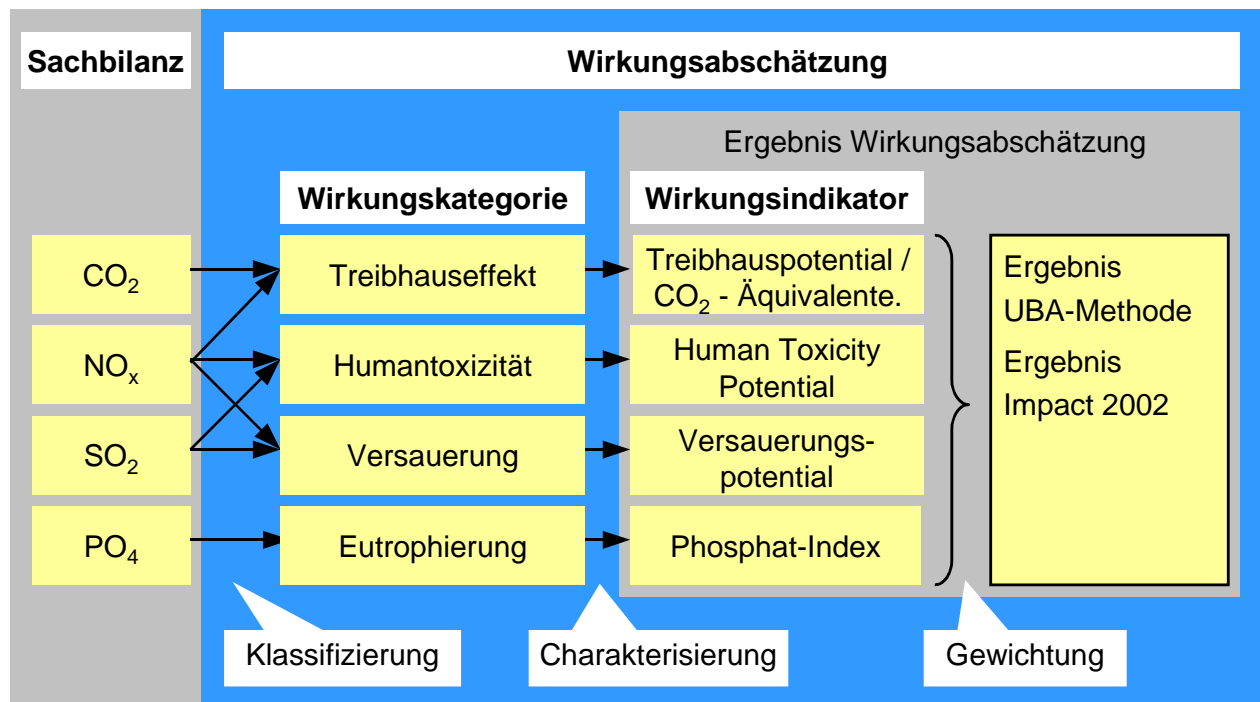


Abbildung 18: Beispielhafte Darstellung der Wirkungsabschätzung

Entsprechend Abbildung 18 werden im Rahmen der Klassifizierung die Stoffströme aus der Sachbilanz den einzelnen Wirkungskategorien zugeordnet. Bei der Charakterisierung werden die (verschiedenen) Beiträge zu einer Wirkungskategorie mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren in Wirkungsindikator-Werte umgerechnet. So ist beispielsweise für die Wirkungskategorie "Treibhauseffekt" der Wirkungsindikator "Kohlendioxid-Äquivalente" definiert. Mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren können die in der Sachbilanz ermittelten Massenflüsse unterschiedliche Substanzen, die Beiträge zum Treibhauseffekt leisten (z.B. N₂O oder Methan), in CO₂-Äquivalente umgerechnet werden. Mit der Norm DIN EN ISO 14042 ist ein Rahmen für die Anforderungen, Auswahl und Verwendung der Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren gegeben [ISO 14042].

Daneben haben einige nicht normkonforme Ansätze eine gewisse Verbreitung. Die schweizerischen Umweltbelastungspunkte (UBP) bewerten beispielsweise relativ zu politisch gesetzten Grenzwerten (distance to target), während der EcoIndicator 99 weniger auf Wirkungspotenziale, sondern auf die direkte Schadwirkung abzielt.

Sollen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zusammengefasst werden, schließen sich in Abhängigkeit von der ausgewählten Wirkungsabschätzungsmethode die Schritte "Gewichtung" bzw. "Normierung" an. Mit der Normierung wird innerhalb des Bezugsraums der spezifische Beitrag der potentiellen Umweltbelastung einer Wirkungskategorie relativ zu anderen Wirkungskategorien aufgezeigt und ihre relative Bedeutung zu ermittelt. Die Gewichtung wandelt verschiedenartige Wirkungsindikator-Ergebnisse in vergleichbare Zahlenwerte mittels numerischer Faktoren um. Die Gewichtung beruht auf Werthaltung, nicht auf naturwissenschaftlicher Erkenntnis. Auf Basis der Wirkungsabschätzung erfolgt dann die abschließende Auswertung mit einer Aussage zu der ursprünglichen Fragestellung.

Für die Auswertung existiert mit der DIN EN ISO 14043 [ISO 14043] eine weitere Norm, die neben einer allgemeinen Beschreibung der Auswertung auch Vorgaben für die Identifikation signifikanter Parameter und die abschließende Beurteilung enthält.

Bei Ökobilanzen, die eine vergleichende Aussage bezwecken, ist eine kritische Prüfung (critical review) vorgesehen. Diese Prüfung kann entweder intern von Unbeteiligten, von Externen oder anderen interessierten Kreisen vorgenommen werden [ISO 14040].

8.2.3. Sachbilanzdatenbasis

Für die Erstellung einer Sachbilanz werden umfangreiche Informationen und Daten benötigt, deren Erhebung im allgemeinen einen wesentlichen Anteil am Aufwand für die Durchführung einer Ökobilanz hat. Die Erhebung erfolgt je nach Fragestellung und verfügbaren Mitteln durch Neuerhebung, auf Basis von Literaturrecherchen oder durch Rückgriff auf bestehende Datenbanken. Dazu stehen eine Reihe von Datenbanken zur Verfügung, die z.T. Bestandteil kommerzieller Softwareprogramme sind, z.T. auch softwareunabhängig erhältlich sind (z.B. ecoinvent).

8.2.4. Software

Für die Unterstützung der Durchführung von Ökobilanzen stehen heute umfangreiche Softwaresysteme zur Verfügung. In diesen Programmen sind für die Erstellung der Sachbilanz zahlreiche Datensätze zu unterschiedlichen Industriebereichen hinterlegt. Außerdem sind verschiedene Wirkungsabschätzungsmethoden integriert, so dass mit Hilfe dieser Softwareprogramme die Erstellung von Ökobilanzen wesentlich vereinfacht wird.

8.3. **Beispiele**

In der Vergangenheit wurden aufgrund der umweltpolitischen Diskussion zahlreiche Ökobilanzen zu unterschiedlichen Fragestellungen der Abfallwirtschaft publiziert. Gegenstand dieser Ökobilanzen waren sowohl unmittelbare abfallwirtschaftliche Fragestellungen als auch Produkte mit großem Einfluss auf die Abfallwirtschaft. Der im Kreislaufwirtschaftsgesetz formulierte Vorrang der besten umweltverträglichen Entsorgungsart ist eine wichtige Veranlassung zur Erstellung von Ökobilanzen in Deutschland. Einen Schwerpunkt bildeten hier Untersuchungen bezüglich der Einweg- und Mehrwegsystemen im Bereich von Getränkeverpackungen, die u.a. im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden (z.B. [Schmitz 1995] [Plinke 2000a] [Schonert 2002]). Die ökobilanziellen Ergebnisse sind in die politische Willensbildung für bundesweite Regelungen mit eingegangen.

Weitere Themen der Ökobilanzierung betrafen Optionen der mechanischen, biologischen und thermischen Restabfall-Behandlung. Eine solche Studie wurde beispielsweise als Entscheidungsunterstützung für die Restabfallstrategie eines Entsorgungsgebietes in Südhessen unter Beachtung der lokalen Gegebenheiten angefertigt [Schwing 1999].

Auch übergeordnete Fragestellungen können anhand von Ökobilanzen beantwortet werden. So hat eine aktuelle Studie des ifeu-Instituts/Heidelberg den "Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland" untersucht [Giegrich 2005]. Im Vergleich der Situationen von 1990 und 2001 mit einem Ausblick auf das Jahr 2005 wurde eine wesentliche Verringerung von Umweltauswirkungen durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen festgestellt. Zugleich wird die Bedeutung der Abfallwirtschaft für die Nachhaltigkeit im Allgemeinen untersucht.

Ökobilanzen haben Aussagen zu treffen sowohl zur räumlichen als auch zur zeitlichen Reichweite von Umweltauswirkungen. Zeitliche Aspekte betreffen zum einen die Langzeitwirkung bestimmter Emissionen. Für den Treibhauseffekt hat sich beispielsweise ein zu betrachtender Zeithorizont von

100 Jahren etabliert. Zum anderen wurden Langzeitemissionen am Beispiel der Deponierung thematisiert [Hellweg 2000]. Für den letzten Punkt dauert die wissenschaftliche Diskussion noch an, nicht zuletzt mangels ausreichender technisch-naturwissenschaftlicher Erkenntnisse für eine Emissionsprognose.

Der prinzipielle und genormte Aufbau einer Ökobilanz (siehe Abbildung 17) und die systematische Vorgehensweise für die Wirkungsabschätzung (Abbildung 18) stellen eine hohe Transparenz des Vorgehens sicher. Auf Grund der Komplexität einer ökobilanziellen Untersuchung regelt die Norm jedoch keine Details, sondern läßt in der Praxis sehr viele Gestaltungsmöglichkeiten zu, deren Auswahl im Rahmen einer Studie klar dargestellt und argumentativ begründet werden muss.

Zuerst ist zu unterscheiden, ob das Ziel auf verschiedene Abfallbehandlungsverfahren oder einen bestimmten Abfall ausgerichtet ist. Im ersten Fall steht ein Vergleich der Verfahren im Mittelpunkt, der auch verschiedene Abfallarten beinhalten kann. Im zweiten Fall wird für eine bestimmte Abfallart die bestmögliche Entsorgungsvariante gesucht.

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal ist, ob die Untersuchungen generisch oder konkret mit einem definierten Beispiel durchgeführt worden sind. Während mit generischen Untersuchungen ein Verfahrenstyp i.A. anhand von Mittelwerten beschrieben wird, hat eine konkrete Untersuchung einzelne Anlagen mit realen Spezifizierungen und Standorten im Fokus.

Im Fall der Bilanzgrenzen ist zwischen zwei grundsätzlichen Varianten zu differenzieren. Im Fall räumlicher Bilanzgrenzen werden Fragestellungen bearbeitet, die eine entsorgungspflichtige Körperschaft, ein Bundesland oder ganz Deutschland betreffen. Werden dagegen die Bilanzgrenzen auf die untersuchten Verfahren bezogen, stehen einzelne Anlagen oder Technologien mit vor- und nachgelagerten Prozessen im Mittelpunkt.

Außerdem unterscheiden sich Ökobilanzen, wie bereits oben erwähnt. Hinsichtlich des Vorgehens bei der Wirkungsabschätzung. Neben den etablierten Wirkungsabschätzungsmethoden mit Gewichtung einzelner Wirkungsindikatoren werden Studien publiziert, die nur separate Ergebnisse zu ausgewählten Wirkungsindikatoren betrachten. Eine weitere Möglichkeit ist durch Verwendung – allerdings nicht norm-konformer – sogenannter single-score-Methoden gegeben, die verschiedene Wirkungsarten zu einer einzigen Bewertungsgröße aggregieren, z.B. mit die schweizerischen Umweltbelastungspunkten (UBP) [BUWAL 1998]. Eine weitere Möglichkeit ist die Anwendung des Kumulierten Energieaufwands (KEA), der die Anzahl relevanter Flüsse einschränkt und den Aufwand der Wirkungsabschätzung deutlich reduziert. Der Kumulierte Energieaufwand ist in der VDI-Richtlinie 4600 genormt [VDI 4600], seine Eignung als allgemeinen Indikator für Umweltauswirkungen wird in aktuellen Studien überprüft (z.B. Walk 2005).

Die Tabelle 5 zeigt eine vergleichende Übersicht zu ausgewählten Ökobilanzen mit abfallwirtschaftlichen Fragestellungen. Die Darstellung erhebt angesichts der Vielzahl von Untersuchungen keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Sie soll in erster Linie eine Übersicht zu verschiedenen Ausprägungen ökobilanzieller Studien geben. Hingewiesen werden muss darauf, dass die Zuordnung der Schwerpunkte in den Spalten 2 bis 4 (Verfahren/ Abfall, generisch/ konkret, Raum-/ Verfahrensbezug) nicht immer ganz eindeutig ist.

Tabelle 5: Beispiele verschiedener Ausprägungen von Ökobilanzen und ökobilanziellen Studien

Zielstellung/ Referenz	Schwerpunkt	Bezug	Bilanzgrenzen	Bewertungsmethode bzw. Wirkungskategorien	Sonstiges (Besonderheiten, Aussage, Nutzen)
	Verfahren (V) Abfall (A)	generisch (g) konkret (k)	räumlich (R) verfahrensbezogen (V)		
Systemvergleich Restabfallbehandlung [Seeberg 1994]	V	G	V	Untersuchungskriterien: Entwicklungsstand, Rückstände, lokale Luftbelastung, globale Luftbelastung, Klimawirksamkeit, Wasserbelastung, Flächenbilanz, Energiebilanz, Wirtschaftlichkeit	Keine Ökobilanz, sondern Systemvergleich der einer Ökobilanz ähnlich ist.
Ökobilanz für Getränkeverpackungen [Schmitz 1995]	A	G	R	Wirkungskategorien: Verbrauch fossiler Rohstoffe, Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung, Versauerung, Nährstoffeintrag Flächenverbrauch, Lärm Holzverbrauch, Wasserverbrauch	Erste Ökobilanz für Frischmilch- und Bierverpackungssysteme, stark von der Diskussion um die Ökobilanzmethodik geprägt.
Restabfallbehandlung in Südhessen [Schwing 1999]	A	K	R	Wirkungskategorien: Ozonabbau, Versauerung, Eutrophierung, Ozonbildung, Humantoxizität, aquatische und terrestrische Ökotoxizität, kritische Luft- und Wasservolumina	Entscheidungsunterstützung Entsorgungskonzept Südhessen
Verfahrensvergleich Restabfallverbrennung [Hellweg 2000]	V	G	V	EcoIndicator 95 [Goedkoop 1995] und UBP [BUWAL 1998]	Zeit- und Ortsabhängigkeit thematisiert
Vergleich von Altöl-Verwertungswegen [Kolshorn 2000]	A	K	V	Wirkungskategorien: Ökotoxizität, Humantoxizität, Versauerung, Treibhauseffekt, Ressourcenbeanspruchung (fossil), Photooxidantienbildung, terrestr. Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung, Schadstoffanreicherung.	externe Begutachtung Entscheidungsunterstützung §5 KrW-AbfG, Vorrang der besser umweltverträglichen Verwertungsart"
Ökobilanz für Getränkeverpackungen II [Plinke 2000a]	A	G	R	UBA-Methode Wirkungskategorien: photochem. Oxidantienbildung, terrestr. und aquat. Eutrophierung, Versauerung, Humantoxizität, Ökotoxizität, Ressourcenbeanspruchung, Naturraumbeanspruchung, Treibhauseffekt	Zweite große Ökobilanz über Verpackungen, wichtiges Ergebnis ist die ökologische Gleichstellung von Getränkekartons und Glas-Mehrwegsystemen
Verfahrensvergleich Verwertung von Verpackungen, Schwerpunkt Sortiertechnik [Christiani 2001]	A	G	V	Wirkungskategorien: Treibhauseffekt, Naturraumbeanspruchung, terrestr. und aquat. Eutrophierung, Versauerung, KEA [VDI 4600] als fossiler Ressourcenbedarf, photochem. Oxidantienbildung, Krebsrisiko.	Ökobilanz kombiniert mit wirtschaftlicher Betrachtung. Entscheidungsunterstützung für Neuregelung der Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen
Klärschlamm Entsorgung Schleswig Holstein [Fehrenbach 2002]	V	G	V	UBA-Methode (angepasst) Wirkungskategorien: Treibhauseffekt, Sommersmog, Eutrophierung, Versauerung Humantoxizität, Ökotoxizität, Ressourcenbeanspruchung, Schadstoffeintrag in Boden, KEA	Entscheidungsunterstützung für die Klärschlamm Entsorgung. Die Annahmen für die Szenarien beziehen sich auf Schleswig Holstein.
Vergleich von Entsorgungsoptionen für Galvanikschlamm, Gießereialtsande, Lösemittel und Ölscheiderinhalte [Giegrich 2002]	A	allgem. G, Einzel-fälle K	V	Konzept "Kumulierter Energieaufwand (KEA) plus Kontrollfragen", ergänzt durch die UBA-Methode [Schmitz 1999] mit den Wirkungskategorien: Treibhauseffekt, Sommersmog, Versauerung, aquat. und terrestr. Eutrophierung, Krebsrisikopotenzial, Ökotoxizität, nichtregenerativer KEA als Ressourcenbeanspruchung	Entscheidungsunterstützung §5 KrW-AbfG, Vorrang der besser umweltverträglichen Verwertungsart"
Ökobilanz für Getränkeverpackungen II Phase II [Schoenert 2002]	A	G	R	UBA-Methode Wirkungskategorien: photochem. Oxidantienbildung, terrestr. und aquat. Eutrophierung, Versauerung, Humantoxizität, Ökotoxizität, Ressourcenbeanspruchung, Naturraumbeanspruchung, Treibhauseffekt	Fortsetzung von [Plinke 2000a], Erfassung von zukunftsweisenden Verpackungssystemen, Rahmenbedingungen und Einflüssen durch das Füllgut
Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teilbericht Siedlungsabfälle [Giegrich 2005]	A	G	R	UBA-Methode Beanspruchung energetischer Ressourcen (KEA fossil), Beanspruchung mineralischer Ressourcen, Treibhauseffekt, Versauerung, aquatische und terrestrische Eutrophierung, Humantoxizität (nur Kanzerogenität und Feinstaub)	zeigt zeitliche Entwicklung von 1990 bis 2001 auf. Prognose für das Jahr 2005.

9. Kosten-Wirksamkeits-Analyse *(Gernot Döberl und Martin Brunner)*

9.1. Anwendungszweck

Kosten-Wirksamkeitsanalysen (KWA) dienen der vergleichenden Analyse alternativer Projekte zur Identifikation des oder der Vorteilhaftesten. Mit Hilfe der KWA ist es möglich alternative Vorhaben untereinander zu vergleichen, die auf demselben Zielsystem beruhen oder anders ausgedrückt: Es sind weitgehend verwandte Projekte in ihrer relativen Stellung zueinander bewertbar. Aufgrund der unterschiedlichen Dimensionen, in denen Kosten und Wirksamkeiten gemessen werden, nämlich in Geldeinheiten einerseits und physischen Größen andererseits, ist eine KWA nicht dafür geeignet, Aussagen über die gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit eines isolierten Vorhabens zu treffen. Im Gegensatz zur Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ist auch nicht feststellbar, ob es sinnvoll ist, für ein bestimmtes Projekt Mittel aus einer alternativen Verwendung im privaten oder öffentlichen Sektor abzuziehen. Es also z. B. nicht möglich zu entscheiden, ob es volkswirtschaftlich vorteilhafter wäre, eine Müllverbrennungsanlage oder eine Autobahn zu bauen.

Im Allgemeinen werden KWA auf einer projektspezifischen Zielebene durchgeführt, das heißt, das konkrete Vorhaben wird in operationalisierbare Subziele aufgespalten. Auf der Kostenseite gehen betriebswirtschaftliche Kosten und Erträge monetär ein, während auf der Nutzenseite die Beiträge zur Erreichung der projektspezifischen Subziele ausschließlich in physischen (nichtmonetären) Größen in die Analyse eingehen. Bei klassischen KWA werden die Gesamtkosten den Teilwirksamkeiten der einzelnen Subziele in einer Kosten-Wirksamkeitsmatrix gegenübergestellt. Auf die Berechnung einer aggregierten Gesamtmaßzahl wird verzichtet, wodurch es oft nicht möglich ist, eine Rangfolge unterschiedlicher Alternativen zu eruieren sondern nur eindeutig dominante Alternativen zu identifizieren.

Um diesen Nachteil zu umgehen, wurde in Brunner et al. (2001) die modifizierte Kosten-Wirksamkeitsanalyse (mKWA) entwickelt. Die mKWA bedient sich einer Zielhierarchie mit mehreren Ebenen, an deren unterster Ebene die Teilwirksamkeiten mittel integrativer Zielkriterien gemessen werden. Die Teilwirksamkeiten werden dann, ähnlich einer Nutzwertanalyse, zu einer Gesamtwirksamkeit zusammengeführt und den Kosten gegenübergestellt. Zusätzlich können die einzelnen Subziele auf den unterschiedlichen Ebenen gewichtet werden, etwa um gesellschaftliche Präferenzen berücksichtigen zu können.

9.2. Methodik

Eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) lässt sich in drei Hauptteile untergliedern: Vorbereitung, KWA im engeren Sinne und abschließenden Ergebnisbearbeitung (Abbildung 19).

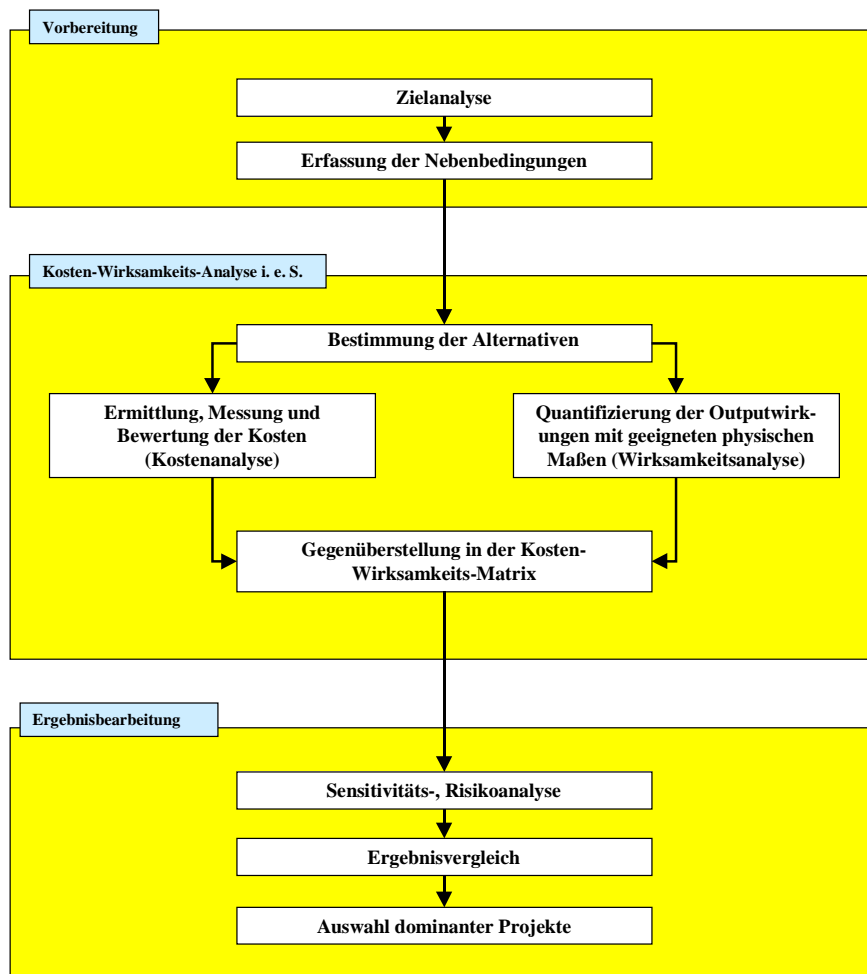


Abbildung 19: Ablaufschema einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse (nach GUA & IFIP, 1999; aus Brunner et al., 2001)

Der erste Schritt einer KWA ist die vollständige, widerspruchsfreie und operationalisierbare Erfassung der Ziele, die mit Hilfe der Projekte erreicht werden sollen. Dieser Zielanalyse kommt übergeordnete Bedeutung zu, da der Output der Projekte und damit die Vorteilhaftigkeit derselben anhand der Erreichung dieser Ziele gemessen werden soll. Nach der Erfassung aller relevanten Nebenbedingungen und der Auswahl der in Frage kommenden Handlungsalternativen kann mit der Wirksamkeitsanalyse im engeren Sinn begonnen werden.

Die Wirksamkeitsanalyse setzt sich einerseits aus der Festlegung von Größen, die als Gradmesser für die Zielerreichung der einzelnen Teilziele dienen, und andererseits aus deren Messung und der Berechnung einzelner Teilwirksamkeiten zusammen. Die Festlegung der Größen hat zum Ziel, operationale Maßstäbe oder Indikatoren zu entwickeln, anhand derer man feststellen kann, in welchem Umfang alternative Maßnahmen oder Maßnahmenbündel dazu beitragen können, die vorher formulierten Teilziele zu erfüllen. Um die Teilwirksamkeiten messen zu können und somit die Grade der Zielerreichung zu quantifizieren, ist es notwendig, die Positionen der Teilwirksamkeiten auf einer geeigneten Wirksamkeitsskala zu ermitteln. Grundsätzlich kommen als Skalierungsarten Nominal-, Ordinal- oder Kardinalskalen in Betracht.

Nominalskalen nehmen nur Klasseneinteilungen vor, die qualitativ abgrenzbar sind, z. B. nach den Kriterien „ja/nein“ oder „befriedigend/unbefriedigend“. Mit Hilfe von Nominalskalen kann man rasch

die einzelnen Zielkriterien nach ihren Zielerfüllungsgraden einstufen, allerdings ist auch ihre Aussagekraft relativ gering.

Vergleichende Aussagen ermöglichen Maßzahlen, die sich auf einer Ordinalskala abbilden lassen, wie z. B. die Bewertung von 1 bis 5 nach dem Schulnotensystem. Diese Maße kennzeichnen die Erfüllungsgrade einzelner Teilziele in einer komparativen Betrachtung mit Hilfe von Kriterien wie „höher“, „geringer“ oder „gleich als“. Die zweifellos aussagekräftigste Form einer Skalierung stellt die Kardinalskalierung dar. Kardinalskalen erlauben im Gegensatz zu den beiden oben genannten Skalen auch die Messung des konkreten Ausmaßes der Wirksamkeitsunterschiede. Kosten-Wirksamkeits-Analysen sollten sich daher nach Möglichkeit auf Maßzahlen für den Grad der Zielerreichung beziehen, die kardinal messbar sind.

Das Ergebnis der Wirksamkeitsanalyse wird in einer Wirksamkeits- oder Zielertragsmatrix dargestellt. In dieser Matrix ist für jedes betrachtete Alternativvorhaben und für jedes angestrebte Teilziel der Grad der Teilwirksamkeit einzutragen. Die einzelnen Teilwirksamkeiten werden meist nicht zu einer Gesamtwirksamkeit zusammengefasst, diese Aufgabe wird dem (politischen) Entscheidungsträger überlassen. Sehr wohl aber ist es Aufgabe einer KWA, die erforderlichen Grundlagen für diese Entscheidung in einer möglichst transparenten Form zu liefern.

Schlussendlich werden in der KWA die Ergebnisse der Analyse in einer vollständigen Kosten-Wirksamkeits-Matrix dargestellt. In dieser werden die Teilwirksamkeiten der einzelnen Alternativprojekte den jeweiligen Projektkosten gegenübergestellt. Die prinzipielle Form dieser Kosten-Wirksamkeitsmatrix ist in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Schematische Darstellung einer Kosten-Wirksamkeits-Matrix (nach Hanusch, 1987 und IFIP, 1999; aus Brunner et al., 2001)

Projekt	Projektkosten	Wirksamkeit		
		Teilwirksamkeit 1	Teilwirksamkeit 2	Teilwirksamkeit 3
1	K_1	W_{11}	W_{12}	W_{13}
2	K_2	W_{21}	W_{22}	W_{23}
3	K_3	W_{31}	W_{32}	W_{33}

Auf Grundlage dieser Kosten-Wirksamkeits-Matrix können nun Schlussfolgerungen gezogen und daraus Empfehlungen abgeleitet werden: Ist ein Projekt eindeutig besser gestellt als alle anderen, lässt sich daraus eine klare Rangfolge bzw. Empfehlung ableiten. Es stellt sich aber häufig das Problem, dass nicht ein Projekt sowohl hinsichtlich der Kosten als auch hinsichtlich der Teilwirksamkeiten alle anderen Projekte dominiert, d. h., dass die Durchführung von Projekt 1 sowohl billiger als auch in allen Teilwirksamkeiten den beiden anderen Projekten überlegen ist. Es können aber durch einen paarweisen Vergleich von Alternativen diejenigen Projekte ausgeschieden werden, die von anderen Projekten dominiert werden, auf diese Weise können dominante Projekte eruiert werden; die Erstellung einer Rangfolge unter diesen dominanten Projekten ist allerdings nicht möglich.

Aufgrund dieser Einschränkung wurde im Rahmen des Projektes BEWEND (Brunner et al., 2001), das von drei österreichischen Bundesländern und dem Umweltbundesamt Wien in Auftrag gegeben und in den Jahren 1999-2000 von zwei Instituten der TU Wien (Wassergüte & Abfallwirtschaft und Finanzwissenschaft & Infrastrukturpolitik) sowie der GUA GmbH durchgeführt wurde, die

„modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA)“ entwickelt. Sie stellt einerseits die Kosten eines Maßnahmenfalles dar, andererseits werden die Wirkungen hinsichtlich der Erreichung gesetzter Ziele nicht nur dargestellt, sondern, ähnlich wie bei der Nutzwertanalyse, zu einer Gesamtwirksamkeit zusammengeführt. Ergebnis der Berechnungen ist das Gesamtwirksamkeitswert-Kosten-Verhältnis, anhand dessen eine Reihung der untersuchten Maßnahmenfälle vorgenommen werden kann (siehe Abschnitt 9.3).

9.3. Beispiel: Abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie

In der Studie BEWEND „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie“ (Brunner et al., 2001; Döberl et al., 2002) wurden ausgewählte Abfallbehandlungsoptionen in Hinblick auf die gesetzlichen Ziele der Abfallwirtschaft bewertet. Dazu wurde eine neue, auf Stoffflussanalysen und ökonomischen Bewertungsverfahren basierende Methode entwickelt. Besonderes Augenmerk wurde auf die langfristigen Auswirkungen der unterschiedlichen Behandlungsoptionen gelegt. Innerhalb des definierten Systems „Österreichische Abfallwirtschaft“ wurden die Prozesse Sammlung, Sortierung, Verwertung, Behandlung und Deponierung von Haushaltsabfällen und kommunalem Klärschlamm betrachtet. Zur Quantifizierung der wesentlichen Stoffflüsse sowie der relevanten Emissionen wurde eine Stoffflussanalyse nach Baccini & Brunner (1991) für acht ausgewählte Stoffe (C, N, S, Cl, Hg, Cd, Pb, Zn) und deren für die modellierten Prozesse wesentlichen chemischen Verbindungen durchgeführt. Zusätzlich wurden die relevanten Energie- und Geldflüsse quantifiziert. Mit Hilfe einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) sowie einer neu entwickelnden modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA) wurden die kurz-, mittel- und langfristigen Stoff-, Energie- und Geldflüsse bewertet. An dieser Stelle wird nur auf die mKWA eingegangen. Abbildung 20 zeigt das in der Studie betrachtete System (zur Wahl einer geeigneten zeitlichen Systemgrenze siehe Abschnitt 5.4), Tabelle 7 die betrachteten Abfallbehandlungsoptionen (in der Folge Maßnahmenfälle genannt).

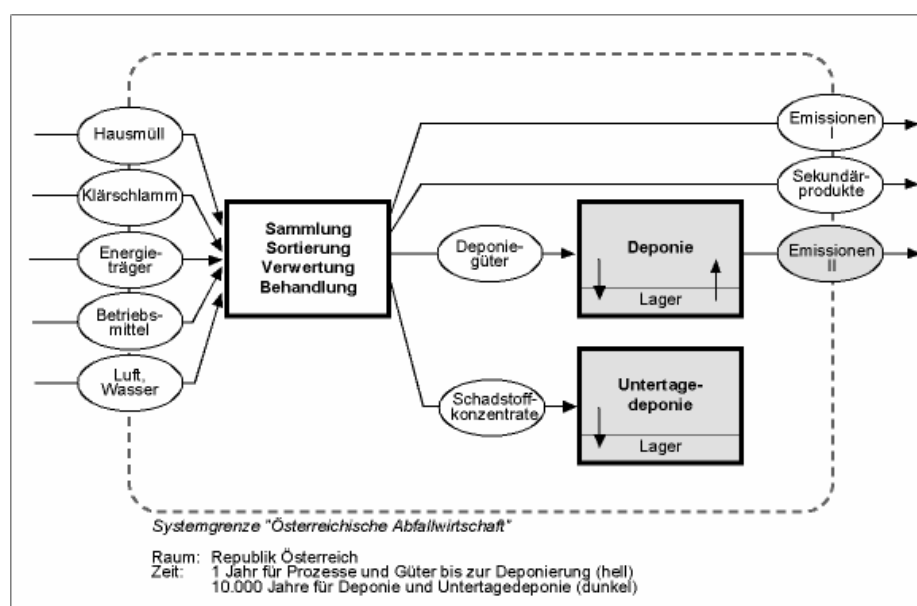


Abbildung 20: Überblick über das betrachtete System (Brunner et al., 2001)

Tabelle 7: Betrachtete Abfallbehandlungsoptionen

Maßnahmenfall		Kurzname
Status-quo-Fortschreibung (Planungsnullfall)		P0
Keine Vorbehandlung, Direktdeponierung		M1
Maximum thermische Behandlung	Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Reststoffe	M2a
	Rostfeuerung mit Zementverfestigung der Reststoffe	M2b
	Hochtemperatur-Schmelz-Redox-Verfahren	M2c
Maximum mechanisch-biologische Behandlung	Leichtfraktion in industrielle Wirbelschicht	M3a
	Leichtfraktion in Zementdrehrohr	M3b
	höherkalorischer Teil der Schwerfraktion in MVA, Leichtfraktion wie M3a	M3c
	höherkalorischer Teil der Schwerfraktion in MVA, Leichtfraktion wie M3b	M3d

Die oberste Ebene der erwähnten Zielhierarchie im Rahmen der mKWA leitet sich aus den im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz festgeschriebenen Zielen der Abfallwirtschaft ab (Schutz von Mensch und Umwelt, Schonung von Ressourcen und Nachsorgefreiheit von Deponien). Diese Ziele sind ob ihres hohen Abstraktionsgrades nicht direkt bewertbar und müssen daher auf eine bewertbare (operationalisierbare) Ebene gebracht werden. Dies geschieht in mehreren Schritten: Das Oberziel „Schutz von Mensch und Umwelt“ wird beispielsweise in die drei Unterziele Erhaltung der Luft-, Wasser- und Bodenqualität auf gespalten, ersteres weiter in die konkreten Unterziele Verminderung des Treibhauseffektes, des Ozonabbaues etc. (Tabelle 8) und wiederum ersteres weiter auf Reduzierung der Methan-, der Kohlendioxid-, der Lachgasemissionen etc. Die Subziele auf dieser untersten Ebene sind mittels integrativer Zielkriterien, etwa CO₂-Äquivalenten, messbar. Für jedes Zielkriterium wird ein Sollwert festgelegt (jener Wert, der in der Abfallwirtschaft bei alleiniger Konzentration auf dieses eine Subziel erreicht werden könnte) und in der Folge der Grad der Zielerreichung ermittelt (Zielertrag). Die einzelnen Zielerträge werden einem Planungsnullfall (Status-quo-Fortschreibung) gegenübergestellt, auf der Ebene der konkreten Unterziele gewichtet, anschließend aggregiert und den betriebswirtschaftlichen Gesamtkosten in Form des Gesamtwirksamkeitswert-Kosten-Verhältnisses gegenübergestellt (Abbildung 21 und Abbildung 1). Die Teilwirksamkeiten sowie die Gewichtungen stellen einen integralen Bestandteil des Ergebnisses einer mKWA dar und sind daher im Sinne maximaler Transparenz unbedingt neben dem aggregierten Ergebnis (Abbildung 22) darzustellen. Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wurden die Ziele unterschiedlich gewichtet. Das Ergebnis der mKWA zeigt, dass – unabhängig von der Gewichtung der Ziele – die thermischen Verfahren deutlich am besten (2c vor 2a und 2b) und die Direktdeponierung deutlich am schlechtesten zu bewerten ist. Die mechanisch-biologische Behandlung ohne Verbringung der höherkalorischen Schwerfraktion in eine MVA ist knapp besser, die mechanisch-biologische Behandlung mit Verbringung der höherkalorischen Schwerfraktion in die MVA ist deutlich besser als der Planungsnullfall zu bewerten (das Ergebnis der Kosten-Nutzen-Analyse entspricht weitgehend dem Ergebnis der mKWA).

Tabelle 8: Hierarchisches Zielsystem für die mKWA

Ziele AWG	Unterziele	Konkrete Unterziele
Schutz des Menschen und der Umwelt	Erhaltung der Luftqualität	Verminderung von Schäden durch regional wirkende Schadstoffe
		Verminderung des Treibhauseffekts
		Verminderung von Schäden an der Ozonschicht
Erhaltung der Wasserqualität	Verträglichkeit von Immissionen in Oberflächengewässern (Fließgewässern)	Verträglichkeit von Immissionen in Grundwässern
		Verträglichkeit der Schadstoffanreicherung in Oberflächenböden
Erhaltung der Bodenqualität	Verträglichkeit der Schadstoffanreicherung in tiefen Bodenschichten	
Schonung der Ressourcen	Schonung der Ressource Fläche	Minimierung des Flächenbedarfs für Deponien
	Schonung stofflicher Ressourcen zur Produktgewinnung (Rohstoffe)	Minimierung des Ressourcenverbrauchs durch hohen Grad stofflicher Verwertung
	Schonung materieller Ressourcen zur Energiegewinnung	Maximierung der Schaffung neuer Ressourcen
Nachsorgefreiheit von Deponien (Vorsorgeprinzip)	Langfristige Verträglichkeit der Stoffflüsse in die Umwelt	Saldo der Energiemengen aus den Zielen: <ul style="list-style-type: none"> Substitution von Primärenergieträgern durch Energieträger der Abfallwirtschaft Minimierung des Energieeinsatzes für die Abfallbewirtschaftung Minimierung des Einsatzes von Energieträgern bei der Primärproduktion durch den Einsatz von Abfällen bei der Sekundärproduktion
		Minimierung des langfristigen Reaktionspotentials und der langfristigen Schadstoffverfügbarkeit im Deponiekörper
		Minimierung der Schadstoffmenge im Deponiekörper
		Zuordnung unterschiedlicher Abfallarten zu den jeweils geeigneten Deponietypen

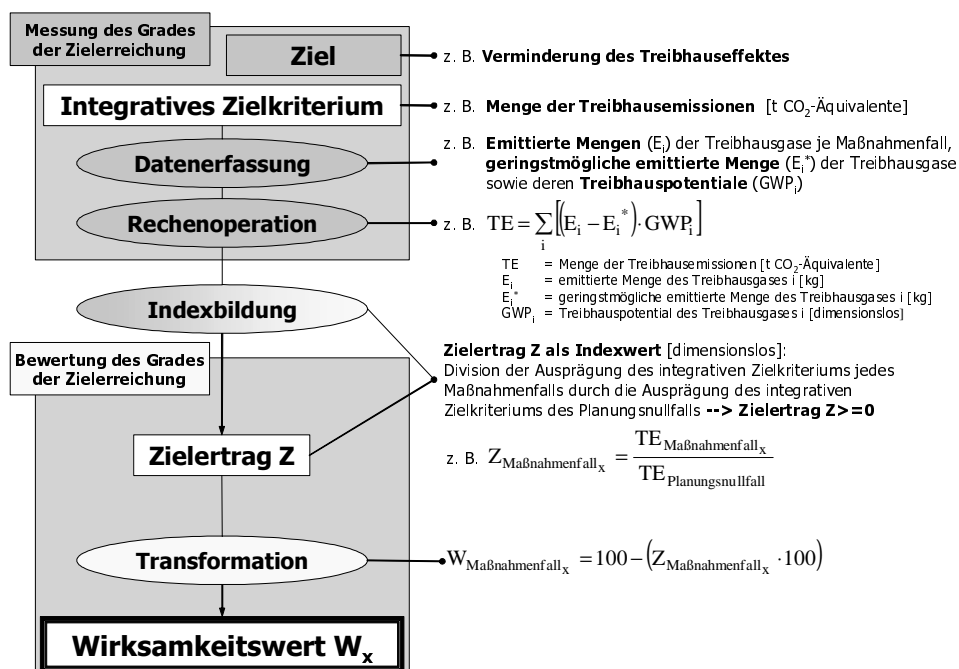


Abbildung 21 Schema der Wirksamkeitsmessung im Rahmen der mKWA (Brunner et al., 2001)

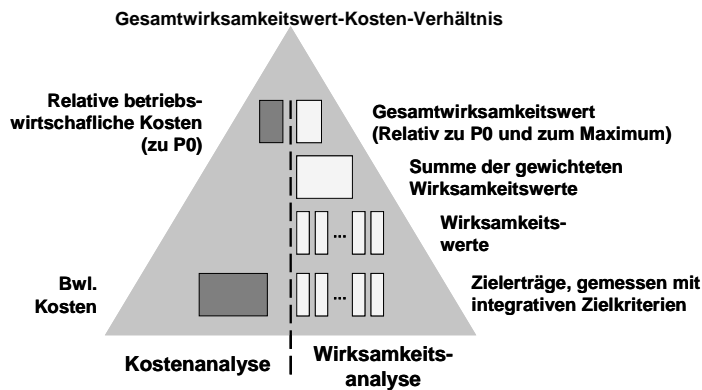


Abbildung 1 Schritte bei der Berechnung des Gesamtwirksamkeitswert-Kostenverhältnisses (Döberl et al., 2002)

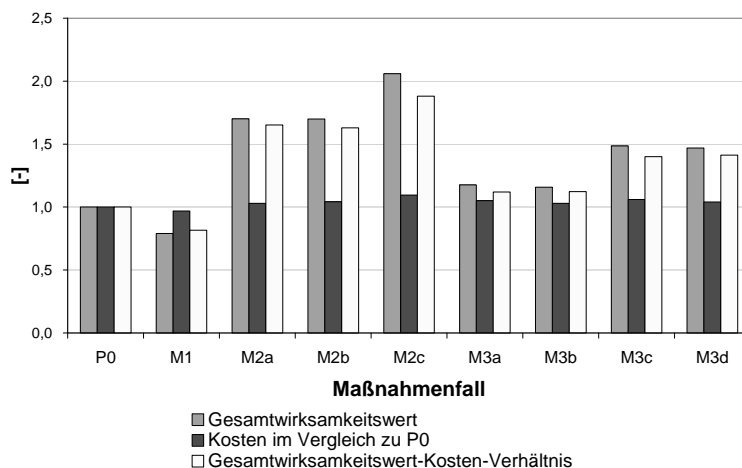


Abbildung 22: Ergebnis der mKWA im Projekt BEWEND (Brunner et al., 2001)

Das Ergebnis einer mKWA ermöglicht, im Gegensatz zur klassischen KWA, eine eindeutige Reihung der untersuchten Alternativen. Die Miteinbeziehung der Kosten unterscheidet alle KWA von vielen gängigen Bewertungsmethoden, die meist nur die ökologischen Auswirkungen bewerten. Gegenüber Kosten-Nutzen-Analysen (KNA) haben KWA im Allgemeinen den Vorteil auch Effekte bewerten zu können, die KNA aufgrund fehlender Monetarisierungsmöglichkeiten nicht zugänglich sind. Weiters hervorzuheben ist die hohe Transparenz und relativ einfache Nachvollziehbarkeit von KWA. Wie bei allen anderen Bewertungsmethoden darf aber der Einfluss subjektiver Elemente, etwa die Auswahl oder der Ausschluss bestimmter Zielkriterien oder deren Gewichtung, nicht außer Acht gelassen werden. Der Einfluss letzterer auf das Ergebnis sollte zumindest in Form von Sensitivitätsanalysen untersucht werden.

10. Ökoeffizienz

(Andreas Kicherer)

10.1. Anwendungszweck

Die Ökoeffizienz-Analyse ist ein strategisches Entscheidungsinstrument, das seit 1996 in der BASF eingesetzt wird. Die Methode wurde innerhalb der BASF zusammen mit dem Unternehmensberater Roland Berger entwickelt und basiert auf einer Grundidee von Schaltecker und Sturm vom Jahre 1992. Die zugrunde liegenden Annahmen und Modelle wurden mit NGOs (Non Governmental Organisations) der Politik und Wissenschaft diskutiert. Seit dem Jahre 2002 ist die Methode als Erste weltweit vom TÜV zertifiziert und mit einem eigenen Label versehen.

Die Ökoeffizienz-Analyse ist eingebettet in die in das Gesamtprogramm nachhaltige Entwicklung der BASF. Nachhaltige Entwicklung in diesem Zusammenhang basiert auf drei Säulen: Ökonomie, Ökologie und den gesellschaftlichen/sozialen Aspekten. Eine nachhaltige Entwicklung ist dahingehend definiert, dass alle drei Säulen gleich gewichtet betrachtet werden müssen. So kann z. B. ohne wirtschaftlichen Erfolg ein Unternehmen nicht nachhaltig produzieren bzw. nachhaltige Produkte und Verfahren entwickeln. Mit der Ökoeffizienz-Analyse ist es nun gelungen, die ökologischen und ökonomischen Aspekte der Nachhaltigkeit von Produkten gleich gewichtet zu bewerten. Die Quantifizierung der gesellschaftlichen Aspekte von Produkten ist hingegen deutlich schwieriger. Trotzdem wird zum Beispiel bei der SEEBalance-Analyse (Socio Eco-Efficiency) auch die dritte Säule in die Bewertung mit aufgenommen [BASF].

10.2. Methodik

Die Ökoeffizienz-Analyse ist eine vergleichende Bewertung alternativer Produkte oder Verfahren. Sie liefert also **nicht** die Aussage, ob ein Produkt absolut gesehen ökoeffizient, nachhaltig oder umweltfreundlich ist. Sie liefert jedoch Aussagen, ob ein Produkt in einer speziellen Anwendung nachhaltiger ökoeffizienter ist als ein Alternativprodukt, das den gleichen Kundennutzen erfüllt. Diese Aussagen werden aufgrund des gesamten Lebenswegs der Produkte ermittelt. Die Betrachtung startet bei der Rohstoffentnahme aus der Erde, beinhaltet die Transporte sowie die Herstellung der Rohmaterialien sowie die Produktion der Verbraucherprodukte. Ebenfalls wird das Verhalten der Endkonsumenten sowie das Recycling bzw. die Verwertung der Produkte in die Betrachtung mit aufgenommen.

Bei der Ökoeffizienz-Analyse werden also sämtliche ökonomischen und ökologischen Belastungen aus Sicht der Endkunden ermittelt. Somit wird der gesamte Lebensweg der Produkte oder Prozesse von der Wiege bis zur Bahre betrachtet. Neben der Ist-Aufnahme werden auch verschiedene Szenarien durchgerechnet, um die aus der Ökoeffizienz-Analyse resultierenden Entscheidungen auf ihre Zukunftsfähigkeit zu überprüfen.

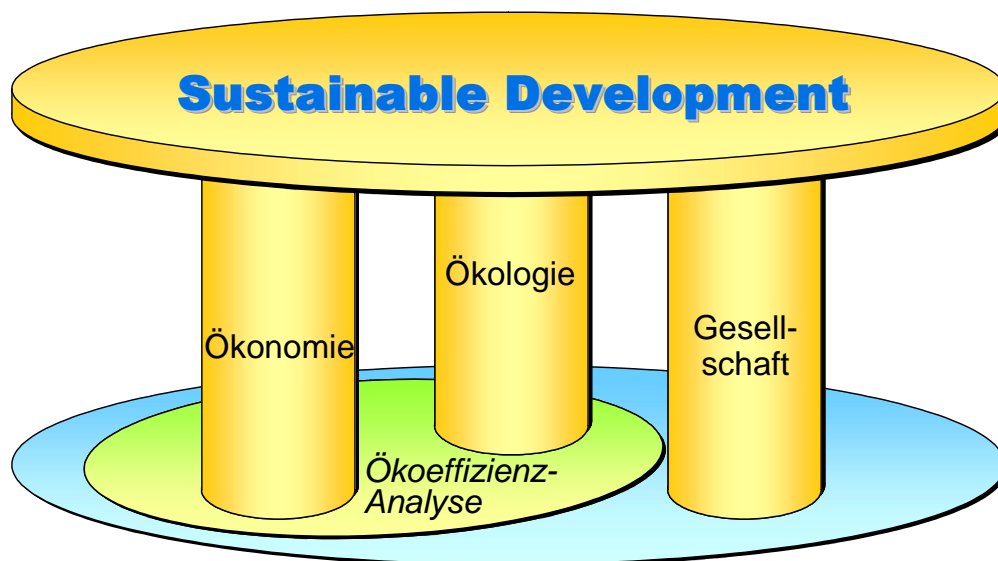


Abbildung 23: Ökoeffizienz-Analyse (BASF-Methode)

10.3. Beispiel: Ökoeffiziente Liberalisierung der Abfallwirtschaft

10.3.1. Szenarien

Im Jahre 2002 wurde im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Forsten, Rheinland-Pfalz, zusammen mit dem Ökoinstitut in Darmstadt eine Ökoeffizienz-Analyse zur Liberalisierung der Abfallwirtschaft durchgeführt. Ziel dieser Analyse war es zum einen, einen Ist-Zustand der aktuellen Entsorgungsmöglichkeiten für Siedlungsabfall sowie Chancen und Risiken einer zukünftigen gesetzlichen Liberalisierung der Abfallwirtschaft zu ermitteln.

Bei dieser Analyse wurde die bedarfsbezogene Nutzeneinheit als "Entsorgung von 1.000 kg Restmüll aus einem durchschnittlichen Haushalt in Deutschland" festgelegt. Dazu gibt es prinzipiell mehrere Möglichkeiten. Der Abfall kann gesammelt, transportiert und auf einer Deponie abgelagert werden, oder er kann nach einer Sammlung in einer Müllverbrennungsanlage energetisch verwertet werden. Als dritte Alternative wurde die mechanisch-biologische Stabilisierung und die energetische Verwertung in einem Zementwerk betrachtet. Vierte Variante war ebenfalls eine mechanisch-biologische Stabilisierung sowie die Zumischung des Stabilats in ein Kohlekraftwerk. Die fünfte Variante war eine mechanisch-biologische Behandlung, deren biologischer Abbau deutlich weiter geht als die zuvor erwähnte mechanisch-biologische Stabilisierung sowie eine Verwertung der Leichtstoffe im Zementwerk und eine Deponierung des Rotteprodukts.

Das Szenario Liberalisierung beschreibt eine mögliche Änderung der gesetzlichen Rahmenbedingungen. In diesem Szenario wird zunächst davon ausgegangen, dass es keine Unterscheidung von Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung mehr gibt. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass im Jahre 2005 keine Haushaltsabfälle mehr deponiert werden. Die Hälfte der Abfälle wird dann in der Müllverbrennungsanlage nach der 17. BImSchV verwertet. Die andere Hälfte der Abfälle geht über eine MBA bzw. eine MBS ins Zementwerk und das Kohlekraftwerk. Dabei werden die Zementwerke und Kohlekraftwerke nach ihrem technischen Stand unterschieden. Die 30 % besten Zementwerke bzw. Kohlekraftwerke dürfen Haushaltsabfälle dann nach der gültigen TA-Luft verbrennen, ohne die Erfordernisse der 17. BImSchV einhalten zu müssen. Für die restlichen 70 % ändert sich nichts gegenüber der heutigen Gesetzgebung. Diese können weiterhin nach der

Mischungsregel der 17. BImSchV diese Abfälle verwerten. Dies bedeutet also, dass die 30 % besten Kraftwerke bzw. Zementwerke dadurch belohnt werden, dass sie einen erleichterten Zugang zu Abfällen haben. Für die restlichen 70 % der Kraftwerke bzw. Zementwerke besteht dann der Anreiz, ihren Gesamtprozess so zu verbessern, dass sie in die Spitzengruppe kommen. Durch den dann einfacheren Zugang zu Abfällen kann sich die Gesamtverbesserung des Prozesses wirtschaftlich rechnen und deshalb auch durchgeführt werden.

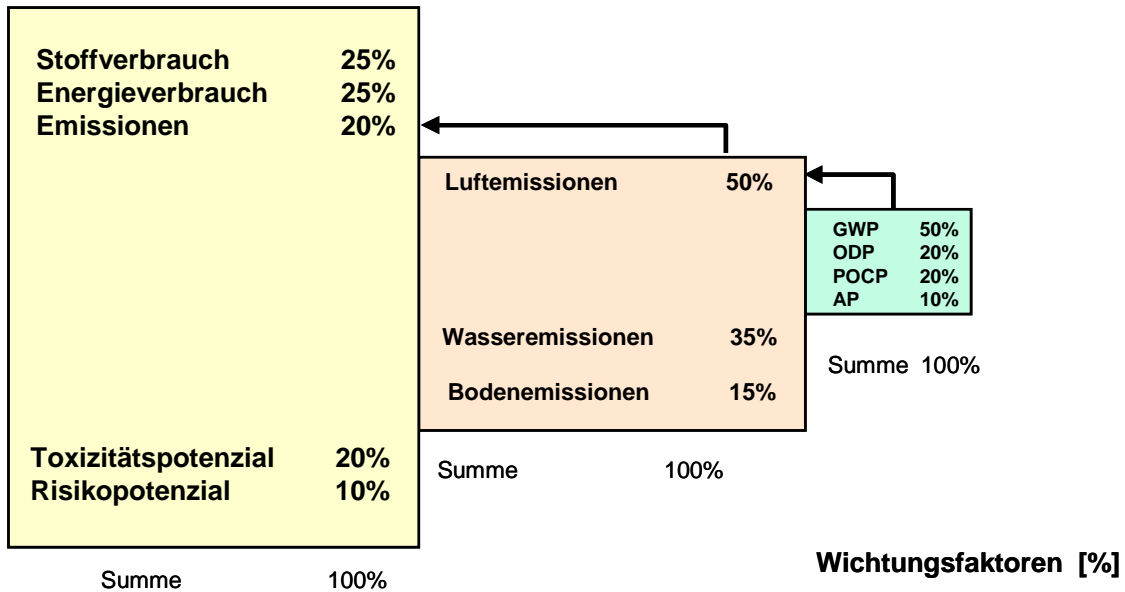


Abbildung 24 Bewertungs-, Wichtungs- und Auswerteschema (gesellschaftlicher Faktor)

10.3.2. Systemgrenzen

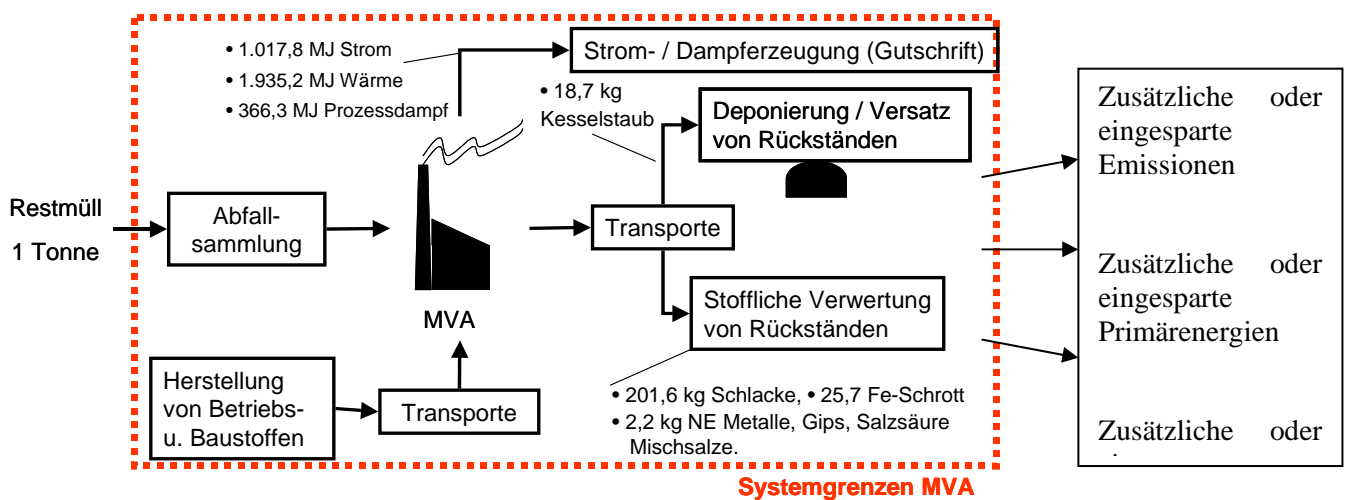


Abbildung 25: Systemgrenze bei der Betrachtung von rostbasierten Systemen zur Energiegewinnung aus Abfall (BASF-Methode)

Bei jedem Verfahren wird von der gleichen Tonne Restmüll im Haushalt ausgegangen. Danach werden die unterschiedlichen Transportentfernungen mit berücksichtigt. Ebenfalls mit berücksichtigt ist die Herstellung der Betriebs- und Baustoffe für die MVA bzw. die MBS. Für den erzeugten Strom bzw. Dampf sowie für die stoffliche Verwertung von Rückständen werden Gutschriften der jeweiligen Referenzprozesse gegeben. Es werden sämtliche Emissions-, Energie- und Stoffströme bilanziert, die einen Einfluss auf die Umwelt haben. Gleichzeitig werden sämtliche direkt bezahlte Kosten ermittelt und der Umweltentlastung gegenüber gestellt:

- GrSz1 - Deponie
- GrSz2 - Müllverbrennungsanlage
- GrSz3 - MBS/„durchschnittliches“ Zementwerk
- GrSz4 - MBS/„durchschnittliches“ Kohlekraftwerk
- GrSz5 - MBA/„durchschnittliches“ Zementwerk
- GesSz10 – „Anlagenoptimierung“

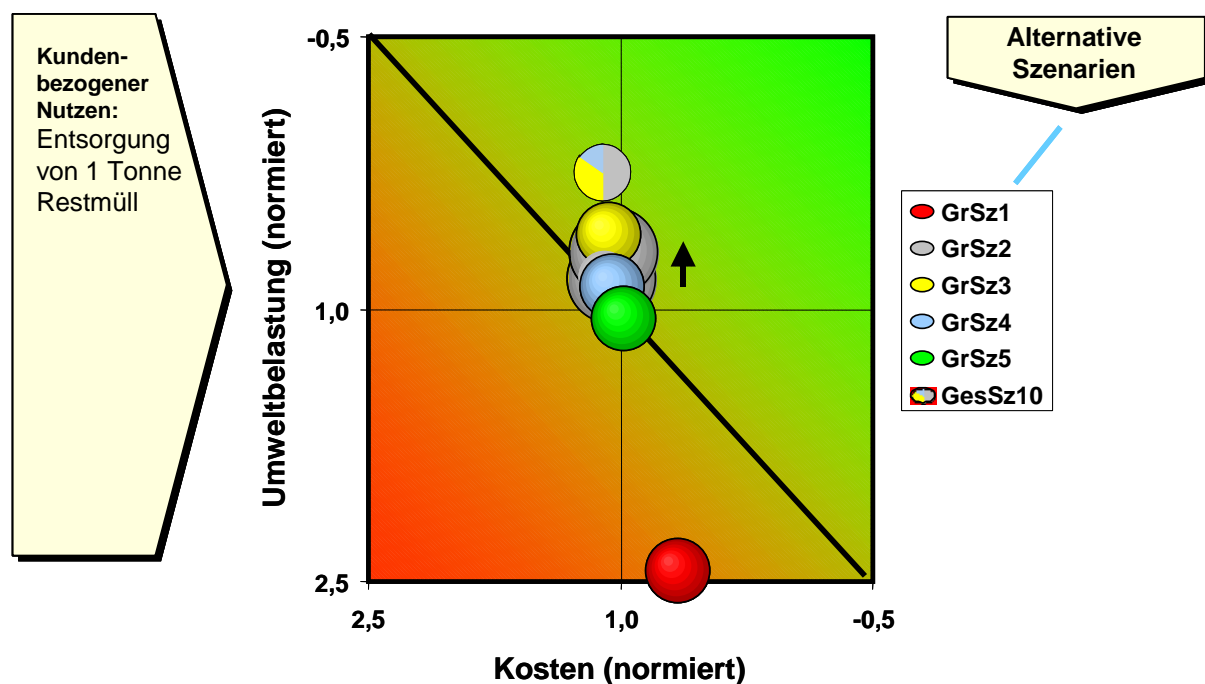


Abbildung 26: Ökoeffizienzportfolio (BASF-Methode)

10.4. Ergebnisse

Die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse werden im so genannten Ökoeffizienz-Portfolio dargestellt. Auf der X-Achse sind die normierten Kosten zu sehen. Diese beinhalten alle direkt zu zahlenden Ausgaben, jedoch nicht eine Internalisierung von externen Kosten. Rechts sind niedrige Kosten, links

hohe Kosten abgebildet. Auf der Y-Achse ist die Umweltbelastung dargestellt. Oben die niedrige Umweltbelastung, unten hohe Umweltbelastungen. Dies führt zu einem 4-Quadrantensystem, wobei der rechte obere Quadrant niedrige Kosten und gleichzeitig niedrige Umweltbelastung hat. In diesem Quadranten befinden sich die ökoeffizienteren Produkte. In dem linken unteren Quadranten, der hohe Umweltbelastung bei gleichzeitig hohen Kosten hat, befinden sich die weniger ökoeffizienten Produkte oder Verfahren. Ein Maß für die Ökoeffizienz ist der Abstand von der Diagonalen. Je größer der Abstand nach rechts oben ist, desto ökoeffizienter ist ein Produkt und je größer der Abstand nach links unten ist, desto weniger ökoeffizient ist ein Produkt.

In diesem Portfolio ist sehr gut zu sehen, dass die Deponie die geringsten Kosten aufweist, jedoch gleichzeitig die höchsten Umweltbelastungen. Alle anderen Optionen haben höhere Kosten bei gleichzeitig reduzierter Umweltbelastung. Jedoch sind die Mehrkosten gegenüber der Deponie gering im Verhältnis zu der deutlich höheren Umweltentlastung, so dass insgesamt die Ökoeffizienz von allen untersuchten Verfahren deutlich höher ist, als die der Deponie. Innerhalb der energetischen Verfahren gibt es nur geringere Unterschiede hinsichtlich der Ökoeffizienz. Die MBA schneidet etwas ungünstiger ab, da bei der MBA noch ein Teil des Abfalls als Rotteprodukt deponiert und somit nicht energetisch genutzt wird. Bezüglich der MBS Kohlekraftwerk, MBS Zement und MVA bestehen nur kleinere Unterschiede hinsichtlich der Ökoeffizienz.

11. Zusätzliche Berücksichtigung der sozialen Aspekte (Isabell Schmidt)

11.1. Anwendungszweck

Ökoeffizienz und Sozioeffizienz stellen Schlüsselkonzepte einer nachhaltig orientierten Unternehmensführung dar. Doch erst durch ein geeignetes Management-Instrumentarium lassen sich diese Konzepte in konkrete Strategien und Maßnahmen umsetzen. Während mit der Ökoeffizienz bereits ein langjährig praxiserprobtes Verfahren zur ökologisch-ökonomischen Bewertung von Produkten und Verfahren existiert, besteht hinsichtlich der Sozioeffizienz-Bewertung noch erheblicher Konkretisierungs- und Entwicklungsbedarf. Im Rahmen eines vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsvorhabens haben das Institut für Geographie und Geoökologie der Universität Karlsruhe (TH), das Öko-Institut e.V., Freiburg, und BASF AG, Ludwigshafen, daher gemeinsam das Instrument der Ökoeffizienz-Analyse (vgl. Kapitel 10) um die soziale Dimension der Nachhaltigkeitsbewertung erweitert. Die in dieser Kooperation neu entwickelte Sozioeffizienzbewertung wird von der BASF als SEEbalance[®] bezeichnet und stellt ein strategisches Instrument zur integrierten Bewertung von Produkten und Verfahren nach ökologischen, ökonomischen und sozialen Kriterien dar. Sie hilft bei der Auswahl von Produkt- oder Verfahrensvarianten, bei denen die Relation aus Umweltverträglichkeit, sozialem Nutzen und Kosten besonders günstig ist. Außerdem können die jeweiligen Stärken und Schwächen der Alternativen analysiert werden.

11.2. Methodik

Was bedeutet Sozioeffizienz in Bezug auf Produkte und Verfahren? Analog zum Konzept der Ökoeffizienz bewertet die Sozioeffizienz den durch ein Produkt oder ein Verfahren hervorgerufenen sozialen Nutzen (bzw. sozialen Schaden) und setzt diesen ins Verhältnis zu einer ökonomischen Kenngröße, beispielsweise den Kosten aus Verbraucherperspektive. Je höher also der soziale Nutzen (bzw. je geringer der soziale Schaden) eines Produkts oder Prozessen im Verhältnis zu seinen Kosten, desto sozioeffizienter ist dieses. Die Sozioeffizienz von Produkten und Prozessen kann nicht absolut angegeben werden, sondern bestimmt sich relativ zu alternativen Lösungen, die den gleichen Kundennutzen erfüllen.

Die Grundlage einer Sozioeffizienzbewertung bildet eine Ökoeffizienz-Analyse, deren Methodik bereits in Kapitel 10 beschrieben wurde. Diese wird um ein sog. „Social Life Cycle Assessment“ (SLCA) der Produkt- bzw. Verfahrensalternativen ergänzt. Gemeint ist damit ein Verfahren, mit dessen Hilfe die sozialen Auswirkungen von Produkten und Prozessen entlang des gesamten Produktlebenswegs von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung bilanziert werden können – eine Art soziales Pendant zur Ökobilanz. Im Fokus der Untersuchung stehen fünf Gesellschaftsgruppen, für die Unternehmen eine besondere Verantwortung tragen: Neben die „klassischen“ Unternehmensstakeholder wie Mitarbeiter, Verbraucher und dem Nachbarschaftsumfeld bzw. der Gesellschaft im allgemeinen treten die zukünftigen Generationen sowie die internationale Gemeinschaft, die im Zentrum des Nachhaltigkeitsdiskurses um intra- und intergenerative Gerechtigkeit stehen. Die sozialen Auswirkungen auf diese Gesellschaftsgruppen können durch die folgenden Indikatoren abgebildet werden⁶:

⁶ Weitere Indikatoren, insbesondere zum Stakeholder „Internationale Gemeinschaft“, befinden sich in der Entwicklung.

A) Mitarbeiter:

- Meldepflichtige Arbeitsunfälle
- Tödliche Arbeitsunfälle
- Anerkannte Berufskrankheiten
- Toxizitätspotenzial
- Löhne und Gehälter
- Berufliche Aus- und Weiterbildung
- Zufriedenheit (Streiks und Aussperrungen)

B) Verbraucher

- Toxizitätspotenzial
- Je nach Untersuchungsobjekt weitere Indikatoren, z.B. Verletzungsgefahr

C) Nachbarschaftsumfeld und Gesellschaft

- Beschäftigte
- Qualifizierte Beschäftigte
- Gleichberechtigung (weiblich leitende Angestellte)
- Integration (schwer behinderte Beschäftigte)
- Freizeit (Teilzeitbeschäftigte)
- Aufwendungen für Familienunterstützung

D) Zukünftige Generationen

- Auszubildende
- Aufwendungen für Forschung und Entwicklung
- Investitionen
- Aufwendungen für Vorsorgeeinrichtungen

E) Internationale Gemeinschaft

- Direktinvestitionen in Entwicklungsländer

Das Verfahren zur Quantifizierung der sozialen Indikatoren beruht auf einer Wirtschaftszweiganalyse (engl. sector assessment) der im Produktlebensweg eingesetzten Stoffe und Energien, welche bereits für die Ökoeffizienz-Analyse im Rahmen der ökologischen Sachbilanzierung ermittelt wurden. Alle benötigten Energieträger, Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe, Halbfertig- und Fertigprodukte werden mit branchentypischen sozialen Kennzahlen bewertet. Diese können mit Hilfe statistischer Daten ermittelt werden. So verzeichnet bspw. der deutsche Steinkohlenbergbau ca. 2.240 meldepflichtige Arbeits- und Wegeunfälle bei einer Produktionsmenge von ca. 28 Mio. Tonnen (Jahr 2001). Somit errechnet sich ein Wert von ca. 0,08 Unfällen pro 1000 t geförderter Steinkohle. Die im gesamten Produktlebensweg benötigte Menge an Steinkohle wird mit dieser Kennzahl multipliziert, um so die Anzahl der meldepflichtigen Unfälle zu errechnen. Auf diese Weise werden alle Stoff- und Energieströme werden mit eigenen, branchenspezifischen Kennwerten multipliziert und, Indikator für Indikator, entlang des gesamten Produktlebenswegs aufsummiert. Das Prinzip bei Verfahrensvergleichen bleibt dasselbe, denn auch hier müssen die Produktionsketten aller Einsatzstoffe bis zur Rohstoffgewinnung zurückverfolgt und bilanziert werden. Gesetzt den Fall, dass alle Verfahren gleiche (und gleichwertige) Produkte und Nebenprodukte erzeugen, braucht jedoch der weitere Lebensweg nicht untersucht zu werden.

Mit Hilfe eines Aggregationsverfahrens, wie es auch in der Ökoeffizienz-Analyse angewendet wird, werden die Einzelbewertungen der Indikatoren nach Stakeholdergruppen zusammengefasst. Das Ergebnis dieser Aggregation kommt im sog. „Sozialen Fingerabdruck“ zum Ausdruck, die eine Analogie zum Ökologischen Fingerabdruck der Ökoeffizienz-Analyse darstellt. Die jeweils sozial nachteiligste Option nimmt den Skalenwert 1 an, während alle anderen relativ dazu abgetragen werden. Durch weitere Aggregation und die Hinzunahme der bereits im Rahmen der Ökoeffizienz-Analyse ermittelten Kosten gelangt man zur Darstellung der Sozioeffizienz im sog. Sozioeffizienz-Portfolio (siehe). Wie im bekannten Ökoeffizienz-Portfolio liegen die sozioeffizientesten Produkte und Verfahren im grünen Bereich rechts oben. Durch Kombination des Ökoeffizienz- mit dem Sozioeffizienz-Portfolio schließlich gelangt man zur Darstellung im dreidimensionalen Nachhaltigkeits-Portfolio (siehe Abbildung Abbildung 27).

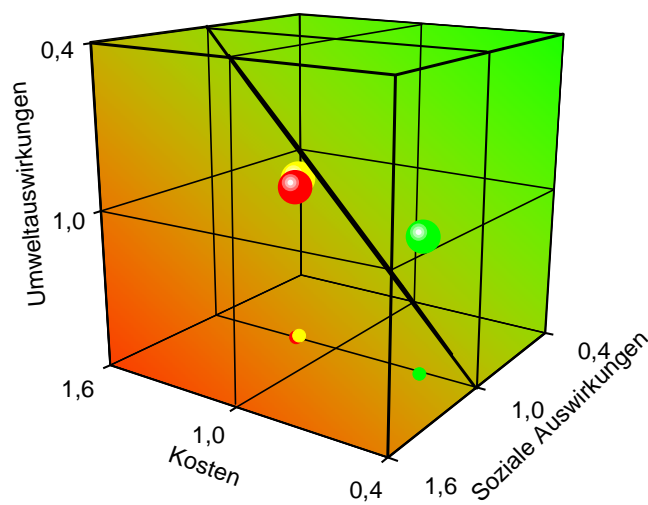


Abbildung 27: Dreidimensionale Sozio-Ökoeffizienzportfolio (SEEbalance® der BASF)

11.3. Beispiel zur Veranschaulichung der Methodik

Bisher liegen noch keine Beispiele von Sozioeffizienzanalysen im Abfallbereich vor. Im Folgenden ist zur Veranschaulichung der Methodik der Genuss von Kuhmilch (1,5% Fett) mit der veganen Alternative Sojamilch verglichen. Kuhmilch ist nicht nur eine bedeutende Calciumquelle, sondern trägt auch wesentlich zur Vitamin B₂-Versorgung bei. Soll Sojamilch als ernährungsphysiologisch gleichwertige Alternative zur Kuhmilch fungieren, müssen ihr entsprechende Mengen an Vitamin B₂ und Calcium zugesetzt werden, und sie muss kalorisch sowie in Bezug auf die Eiweiß-, Kohlenhydrat- und Fettgehalte der Kuhmilch in etwa angeglichen werden. Hinsichtlich der industriellen Erzeugung des Vitamins wurden außerdem zwei verschiedene Herstellungsverfahren betrachtet, ein chemischer sowie ein fermentativer Prozess. Als Nutzeinheit (NE) wurde der tägliche Genuss eines halben Liters über den Zeitraum eines Jahres gewählt, entsprechend 182,5 Litern.

Am Beispiel des Indikators „Beschäftigte“ zeigt sich, dass die Produktionskette der Milch mit mehr Arbeit verbunden ist als die der Sojamilch (s. Abbildung 28). Das wirkt sich in Zeiten hoher Arbeitslosigkeit positiv auf die soziale Beurteilung der Milch aus.

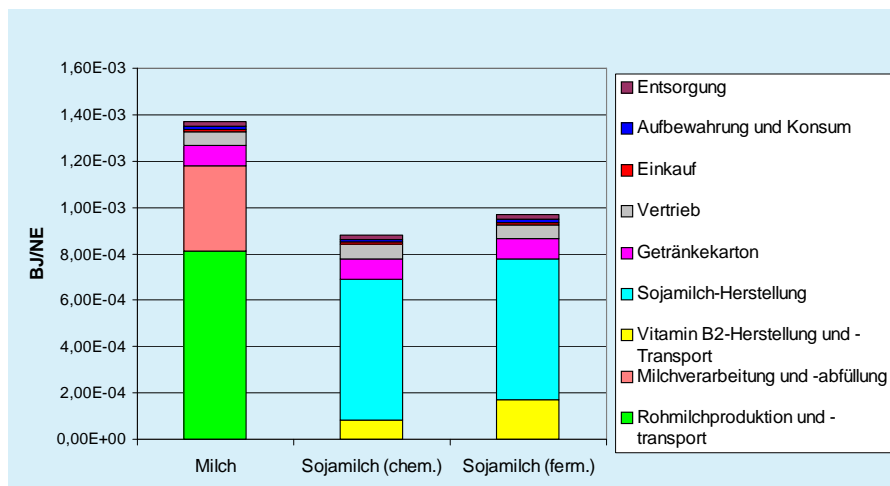


Abbildung 28: Anzahl der Beschäftigten – ein Indikator für soziale Auswirkungen auf das Nachbarschaftsumfeld und die Gesellschaft (Einheit: BJ/NE = Beschäftigtenjahre pro Nutzeneinheit (NE))

Hinsichtlich vieler weiterer sozialer Indikatoren liefert die Kuhmilch jedoch schlechtere Ergebnisse als Sojamilch. Im Sozialen Fingerabdruck belegt die Kuhmilch daher in vier der insgesamt fünf Stakeholder-Kategorien den schlechtesten Platz (Wert 1). Der Vergleich der beiden Sojamilchvarianten zeigt in drei Kategorien leichte Vorteile zugunsten der fermentativen Vitamin B₂-Synthese (vergleiche Abbildung 29)

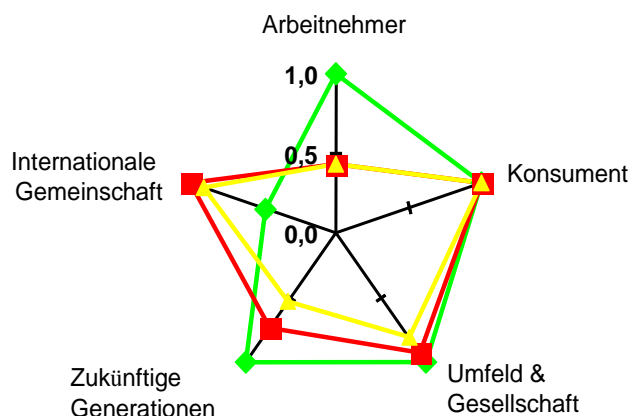


Abbildung 29 Sozialer Fingerabdruck (Skalenwert der schlechtesten Alternative = 1; alle anderen relativ dazu abgetragen)

Trotz der höheren Arbeitsintensität ist Kuhmilch für den Verbraucher deutlich preisgünstiger als Sojamilch: Während es den Liter Milch für etwa 70 Cent zu kaufen gibt, kostet die Sojamilch im Einzelhandel ca. 1,60 Euro pro Liter.

Der große Preisunterschied schlägt sich deutlich auf das Ergebnis der Sozioeffizienzbewertung nieder: Kuhmilch bildet trotz der insgesamt sozial nachteiligen Performance die sozioeffizientere Alternative (vgl. Abbildung 27). Im Sozioeffizienzportfolio erscheinen günstige Alternativen rechts oben (grüner Bereich), nachteilige links unten (roter Bereich). Die bereits im Fingerabdruck ersichtlichen sozialen

Vorteile des fermentativen gegenüber dem chemischen Verfahren der Vitaminherstellung kommen auch im Sozioeffizienz-Portfolio zum Ausdruck. Das Ergebnis der Ökoeffizienz-Bewertung liefert ein nahezu identisches Portfolio (hier nicht dargestellt).

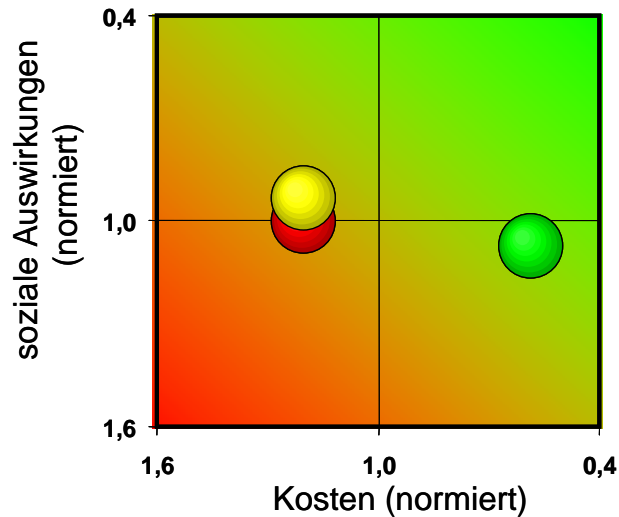


Abbildung 30: Sozioeffizienz-Portfolio

In Kombination mit den Ergebnissen der ökologischen Bewertung, gelangt man zur integrierten Darstellung der Sozio-Ökoeffizienz im dreidimensionalen Portfolio (siehe Abbildung 27). Das Prinzip der Betrachtung ist dasselbe wie im zweidimensionalen Portfolio: Die Alternativen sind umso besser, je weiter rechts und je weiter oben sie erscheinen. Der orthogonal gemessene Abstand zur Diagonale gibt im Zweifelsfall zusätzliche Orientierung. Geringe Positionsunterschiede dürfen aber nicht überinterpretiert werden. In der Gesamtbewertung zeigt sich somit das gleiche Bild wie im schon im Sozioeffizienz-Portfolio: Die Kuhmilch ist gegenüber der Sojamilch aufgrund des Kostenvorteils die sozio-ökoeffizienteste Alternative. Sozial und ökologisch schneidet zwar die Sojamilch etwas besser ab, dieser Vorteil wird aber durch den allzu großen Preisunterschied zur Kuhmilch überdeckt.

12. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Bewertung von Verfahren und Produkten ist stets nur vergleichend möglich – es gibt keine *guten* oder *schlechten* Verfahren, es gibt nur *bessere* oder *schlechtere*. Auch diese vergleichende Bewertung führt zu unterschiedlichen Ergebnissen, wenn unterschiedliche Anforderungen an die zu bewertenden Verfahren gestellt werden oder wenn die zugrunde liegenden Randbedingungen sich unterscheiden.

Es muss daher zunächst die Fragestellung eindeutig formuliert werden: „*Gesucht wird das Verfahren mit der größten ..., dem geringsten ...,*“. Anschließend sind die technischen, ökonomischen, ökologischen, politischen und sozialen Randbedingungen zu definieren unter denen die zu vergleichenden Verfahren bewertet werden sollen. Hierbei ist insbesondere auch der Bilanzraum, der für alle Verfahren identisch ist, festzulegen.

Je exakter diese Aufgabenstellung definiert ist, umso zuverlässiger ist das Ergebnis der vergleichenden Bewertung. Nach der Formulierung der Aufgabenstellung, kann die vergleichende Bewertung auf Basis der oben ausführlich beschriebenen wissenschaftlich-technischen Werkzeuge erfolgen.

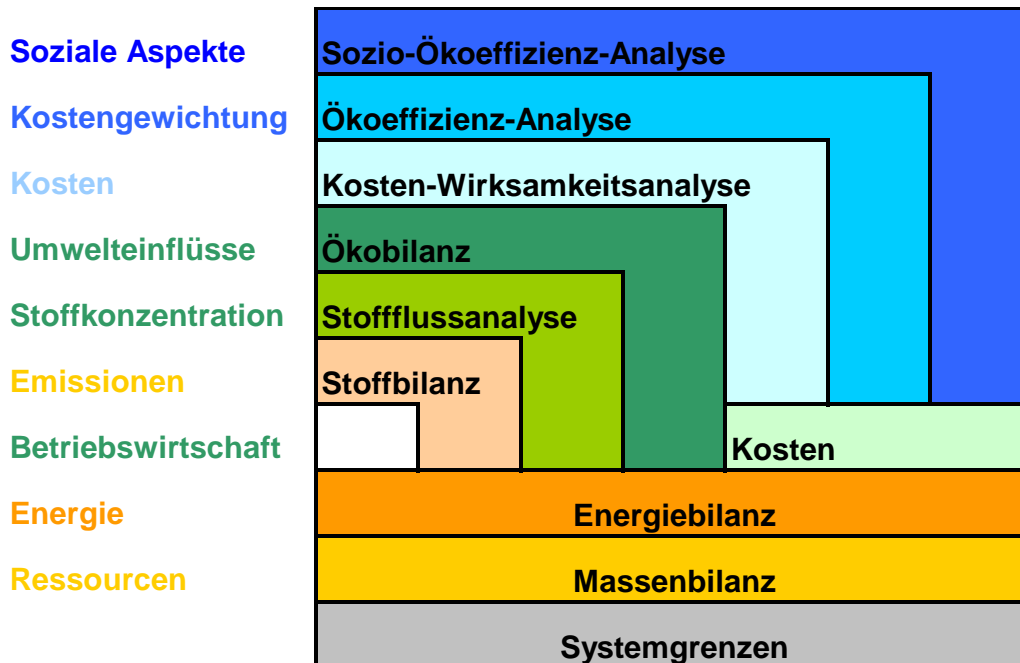


Abbildung 31 Hierarchie der Bewertungsmethoden

Die Massen- und Energiebilanzen sind Grundlage jeder Bewertung. Die Stoffbilanz macht eine Aussage zu den lokal zu erwartenden Schadstoff-Emissionen, während die Ökobilanz, die Stoffbilanz einschließend, die Umweltauswirkungen der Verfahren beschreibt. Bei der Kosten-Wirksamkeits-Analyse werden die Kosten zu Erreichung einzelner Verfahrenszielgrößen ermittelt, während bei der Ökoeffizienzanalyse sowohl die ökonomischen als auch die ökologischen Belastungen des Verfahrens bewertet werden. Bei der Socio-Eco-Efficiency-Analyse werden in Erweiterung der Öko-Effizienz-Analyse zusätzlich sozial-politische Aspekte eines Verfahrens berücksichtigt.


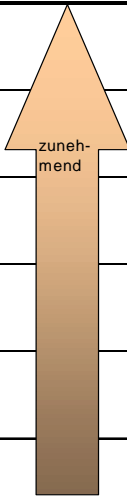
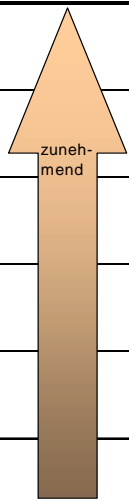
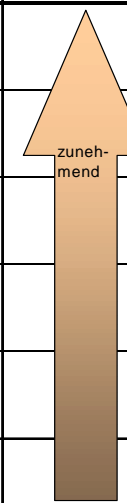


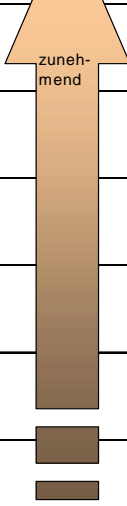
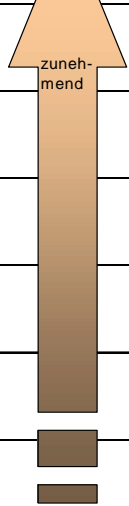
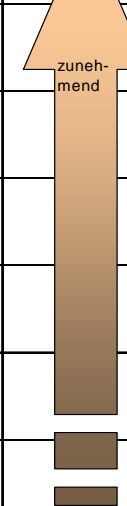


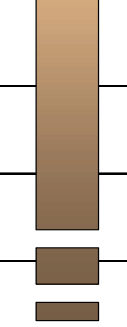
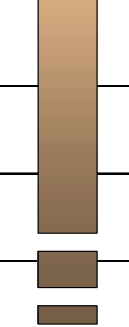
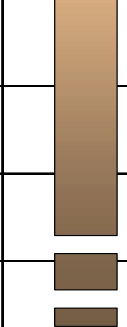


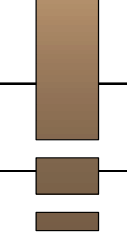
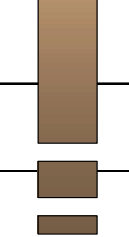
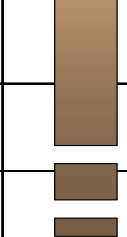


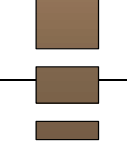
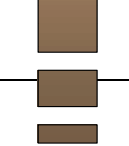












Je nach Fragestellung ist also das entsprechende Werkzeug zu nutzen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass mit steigender Komplexität der Fragestellung, d.h. mit der Anwendung komplexerer

Bewertungsmethoden, auch der Anteil an subjektiven Kriterien, die in die Bewertung einfließen, zunimmt.

Die Aussagen einer Stoffbilanz, zum Beispiel bzgl. der Emission von SO₂, sind eindeutig und objektiv, die Bewertung des Einflusses der SO₂-Emission auf die Umwelt in einer Ökobilanz enthält eine subjektive Komponente über den Wirkungsindikator (Versauerungspotenzial), bei der Öko-Effizienz-Analyse fließen schließlich die Gesamtemissionen im ökologischen Fingerprint über Wichtungsfaktoren in die Größe Umweltbelastung ein, die dann den Kosten des Verfahrens gegenüber gestellt wird.

Interessiert sich der Entscheidungsträger also für die lokalen Emissionen, darf er keine Öko-Effizienz-Analyse in Auftrag geben, er ist mit der Stoffbilanz bestens bedient. Soll ein ökologisch/ökonomisch optimales Verfahren gefunden werden, ist die Öko-Effizienz-Analyse das richtige Werkzeug. Sie schließt die Stoffbilanz und die Ökobilanz ein, muss aber weiter als diese Werkzeuge den ökologischen Aspekt aggregieren um zur Zielgröße der Öko-Effizienz zu gelangen.

Tabelle 9: Zusammenfassung

Methodik	Aufwand	Validierung /Transparenz	Bekanntheitsgrad	Verständlichkeit/ Kommunizierbarkeit	Aussagekraft für Nachhaltigkeit	Beispiel
Massenbilanzen						Recyclingquoten
Energiebilanzierung						Förderung von regenerativer Stromerzeugung geknüpft an Wirkungsgrad
Stoffflussanalyse						Berechnung der Stoffkonzentrationseffizienz von abfallwirtschaftlichen Optionen
Ökobilanzierung und LCA						DIN/ISO Normen vorhanden. Zahlreiche Beispiele aus der Abfallwirtschaft.
Kosten-Nutzen und Kosten-Wirksamkeit						BEWEND Studie: Bewertung Abfallwirtschaftlicher Massnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie
Ökoeffizienz						Ökoinstitut: Liberalisierung der Abfallwirtschaft
Zusätzliche Betrachtung der sozialen Aspekte						Kein Beispiel aus der Abfallwirtschaft

Es ist offensichtlich, dass hier keine umfassende Beschreibung aller Bewertungsmethoden und Ergebnisse möglich ist. Insbesondere fehlt für eine bessere Veranschaulichung der Unterschiede, dass anhand eines konkreten Beispiels mit allen Bewertungsmethoden unter gleichen Randbedingungen gerechnet wird. Deswegen ist es erklärtes Ziel, dass man als nächsten Schritt hierzu eine Art Ringversuch durchführt.

13. Literatur

Einleitung

[1] Lexikon der Nachhaltigkeit, gefördert von der Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, www.nachhaltigkeit.info

[2] Fraktionen werten Anhörung zur Mülltrennung völlig unterschiedlich, EUWID Recycling und Entsorgung, 7.12.2004, Seite 23

Abfallwirtschaftliche Verfahren

[3] Dehoust, G.; Hermann, A.; Rheinberger, U.: Liberalisierung in der Abfallwirtschaft - ökologische und ökonomische Auswirkungen einer Liberalisierung der Abfallwirtschaft am Beispiel der Restmüllentsorgung (Bericht des Ökoinstitut Darmstadt; Auftraggeber: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz)

[4] K. D. van der Linde: 4th-generation waste incineration, ECOTECH, Amsterdam (14.5.03)

[5] J. Wandschneider, U. Seiler, G. Hölter, T. Willman: Steigerung des elektrischen Wirkungsgrades bis 30 % durch eine Hochleistungskesselanlage am Beispiel der HR-AVI-Amsterdam, Optimierung der Abfallverbrennung 1, K.J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), TK-Verlag Neuruppin (2004)

[6] Gohlke, O. Martin, J.: Stand und Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung in Deutschland, Europa und weltweit; (VDI Wissensforum, München, 16. September 2004)

Systemgrenzen und Energiebilanz

[7] Marcard, W.: Zusammenhänge zwischen Feuerraum, Feuerraumtemperatur, Verbrennungsvorgang und Wirkungsgrad. Die Wärme / Zeitschrift für Dampfkessel und Maschinenbetrieb, Jg. 53, Nr. 39, 1930.

[8] Lüth, F.: Bewertung verschiedener Brennstoffe. Stahl und Eisen 71, Nr.7, 1951.

[9] Cernoch, S.: Vergleichende wärmetechnische Bewertung von Brennstoffen für Industrieöfen. Arch. Eisenhüttenwesens 44, Nr.7, 1973, S.521-527.

[10] Cernoch, S.F.: Die wärmetechnischen Gesetzmäßigkeiten des Brennstoffaustausches bei Industrieöfen. gas wärme international, Bd.27, Nr.4, 1978.

[11] Jeschar, R.; Specht, E.; Bittner, H.-G.: Wärmebehandlungsanlagen und -öfen. Handbuch der Fertigungstechnik, Band 4/2, Herausgeber: G. Spur, Carl-Hanser-Verlag, München, Wien, 1987, S. 649-714.

[12] VDI-Richtlinien VDI 4661: Energiekenngrößen; Definitionen- Begriffe- Methodik. Verein Deutscher Ingenieure, September 2003.

[13] VDI-Richtlinien VDI 4660: Ermittlung zielenergiebezogener Emissionen bei der Energieumwandlung. Verein Deutscher Ingenieure, Mai 2003.

[14] Richtlinien zur vergleichenden Brennstoffbewertung. Stahleisen M.B.H., Düsseldorf, 1969, S.3-33.

[15] Michalowski, M.; Wessely, R.: Bewertung der komplexen Austauschbarkeit von Brenngasen in Hüttenwerken. Arch. Eisenhüttenwesens 54, Nr.6, 1983.

- [16] Lüth, F.: Die Wertigkeit von Gasen gegenüber anderen Brennstoffen und Energien in der Industrie. Stahl und Eisen 78, Nr.15, 1958.
- [17] Kahnwald, H.: Wärmetechnische Bewertung von gasförmigen und flüssigen Austauschbrennstoffen. Archiv für das Eisenhüttenwesen, 35. Jahrg., Heft 10, 1964.
- [18] Görgen, R.; Kahnwald, H.: Vergleichende Bewertung von Gasen. gas wärme international, Bd.17, Nr.2, 1968, S.50-53.
- [19] Thöne, E.; Fahl, U.: Energiewirtschaftliche Gesamtsituation. BWK, Bd. 53 (2001) Nr. 4, April. S. 28 – 37.
- [20] Collins, H.-J.; Münnich, K.; Stoffstromtrennung von Siedlungsabfall vor einer thermischen Behandlung zur Optimierung des Entsorgungskonzeptes. in: „Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren,“ Zentrum für Abfallforschung, Braunschweig 1998, Heft 13, ISSN 0934-9243, S. 53 - 62.
- [21] Weiss, W.; Janz, J.: Kunststoffverwertung im Hochofen – Ein Beitrag zum ökologischen und ökonomischen Recycling von Altkunststoffen. VDI-Berichte 1288, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, 1996, pp. 123-138. ISBN 3-18-091288-X.
- [22] Albrecht, J.; Gafron, B.; Scur, P.; Wirthwein, R.: Vergasung von Sekundärbrennstoffen in der zirkulierenden Wirbelschicht zur energetischen Nutzung für die Zementherstellung. DGMK Tagungsbericht 9802, Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V., Hamburg, 1998, pp. 115-130. ISBN 3-931850-40-4.
- [23] Jennes, R.; Jeschar, R.: Einsatz von brennbaren Reststoffen in industriellen Prozessen. VDI-Berichte 1313, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, 1997, pp 257-268. ISBN 3-18-091313-4.
- [24] Junge, K.: Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung in der Ziegelindustrie, Produktverbesserung, Anforderungen an Ersatzbrennstoffe. 2. Seminar UTECH Berlin 1998, Umwelttechnologieforum, Berlin 1998, pp. 149-158.
- [25] BMBF-Abschlussbericht Förderkennzeichen 1471114: Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. 1999.
- [26] Fischer, M.: Wärmeübertragung und spezifischer Wärmebedarf bei Verwendung von Braunkohlenstaub zum Klinkerbrennen im Trockenverfahren. Dissertation. Hochschule für Architektur und Bauwesen, Weimar, 1982.
- [27] Huckauf, H.: Stand und Möglichkeiten der rationellen Energieanwendung beim Zementklinkerbrand. ZKG International 41, 1988, Nr. 4, pp 153-157.
- [28] Scholz, R.; Beckmann, M.; Schulenburg, F.: Abfallbehandlung in thermischen Verfahren. Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse, Verfahrens- und Anlagenkonzepte. Teubner-Reihe UMWELT, B. G. Teubner GmbH, Stuttgart/Leipzig/Wiesbaden 2001, ISBN 3-519-00402-X, S.1-460.
- [29] Beckmann, M.; Scholz, R.: Energetische Bewertung der Substitution von Brennstoffen durch Ersatzbrennstoffe bei Hochtemperaturprozessen zur Stoffbehandlung. Energy evaluation of the substitution of fuels by replacement fuels in high temperature material treatment processes. Teil 1 / Part 1: ZKG INTERNATIONAL 52 (1999) 6, S. 287-303. Teil 2 / Part 2: ZKG INTERNATIONAL 52 (1999) 8, S. 411-419.

- [30] Scholz, R.; Harnaut, T.; Beckmann, M.; Horeni, M.: Zur systematischen Bewertung der Energieumwandlungen bei der thermischen Abfallbehandlung – Was ist Energieeffizienz? in: Optimierung der Abfallverbrennung 1, TK - Verlag, Neuruppin 2004, ISBN 3-935317 - 16 - 6, S. 203 - 235.
- [31] Scholz, R.; Beckmann, M.; Schulenburg, F.: Abfallwirtschaftliche Maßnahmen und Klimaschutz. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 4: 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Münster 2001, ISBN 3-9806149-3-X, S. 23-36.
- [32] Scholz, R.: Abfallverbrennung - Energieeinspar- und CO₂-Minderungspotentiale. in: Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, TK Verlag, Neuruppin 2001, ISBN 3-935317-05-0, S. 717 - 735.
- [33] Scholz, R.; Beckmann, M.: Ersatzbrennstoffbewertung bei unterschiedlicher Prozessführung. in: Ersatzbrennstoffe 2, TK-Verlag, Neuruppin 2002, ISBN 3-935317-08-5, S. 73-90.
- [34] Beckmann, M.; Horeni, M.; Scholz, R.; Harnaut, T.: Einfluss der Prozessführung auf den spezifischen Energieverbrauch in Verfahren der Grundstoffindustrie beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen. VDI-Berichte 1708, „Ersatzbrennstoffe in der Energietechnik“, VDI-Verlag, Düsseldorf 2002, ISBN 3-18-091708-3, S. 131-163.
- [35] Scholz, R.; Beckmann, M.; Schulenburg, F.: Waste Incineration Systems; Current Technology and Future Developments in Germany. 3rd European Conference on Industrial Furnaces and Boilers (INFUB), Lisbon, Portugal, 18.-21. April 1995, Proceedings, Vol. 1; S. 361 - 424. ISBN 972-8034-02-4.
- [36] Schulenburg, F.; Scholz, R.: Bilanzierung und Bewertung von thermischen Abfallbehandlungsverfahren; Einfluss unterschiedlicher Abfallvorbehandlungsverfahren. VDI-Bericht 1387, Restmüllentsorgung '98, VDI-Verlag, Düsseldorf 1998, ISBN 3-18-091387-8, S. 17-47.
- [37] Schulenburg, F.; Scholz, R.: Energetische Bilanzierung von Verfahrenslinien aus mechanisch-biologischer und nach geschalteter thermischer Abfallbehandlung. in: „Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren“ Zentrum für Abfallforschung, Braunschweig 1998, Heft 13, ISSN 0934-9243, S. 15-52.
- [38] Scholz, R.; Beckmann, M.: Substitution von Brennstoffen und Rohstoffen durch Abfälle in Hochtemperaturprozessen. 11. DVV-Kolloquium „Stoffliche und thermische Verwertung von Abfällen in industriellen Hochtemperaturprozessen“, Braunschweig 1998, ISBN 3-00-003484-X, S. 21-46.
- [39] Scholz, R.; Schulenburg, F.: Prozessführung bei Verfahren zur thermischen Restabfallbehandlung in Kombination mit mechanisch-biologischer Vorbehandlung. UTECH Berlin '96: Zukunft der thermischen Behandlung von Restabfällen, Berlin, 26. Februar -1. März 1996, Tagungsband S. 55 - 111.
- [40] Beckmann, M.; Horeni, M.; Metschke, J.; Krüger, J.; Papa, G.; Englmaier, L.; Busch, M.: Wirkungsgrad von Abfallverbrennungsanlagen; technische, ökologische und ökonomische Optimierung. Abschlussbericht EU24, erstellt für das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 2005.
- [41] Scholz, R.; Harnaut, T.; Beckmann, M.; Horeni, M.: Zur systematischen Bewertung der Energieumwandlungen bei der thermischen Abfallbehandlung – Was ist Energieeffizienz? in:

Optimierung der Abfallverbrennung 1, TK - Verlag, Neuruppin 2004, ISBN 3-935317 - 16 - 6, S. 203 - 235

[42] Reimann, D.: Einsatz von Kennzahlen zu Energie-/ Anlagennutzung und von Wirkungsgraden mit zugehöriger Heizwertbestimmung an unterschiedlichen W-t-E Anlagen (VDI Wissensforum, München, 16. September 2004)

Stoffbilanzen

[43] ÖNORM S2096, Stoffflussanalyse, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.

[44] Baccini, P. Bader, H.-P. *Regionaler Stoffhaushalt*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 1996.

[45] Brunner, P.H., Rechberger, H. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*, Lewis Publishers, New York, 2004.

[46] Brunner, P.H., Rechberger, H. Verfahrensbewertung durch Stoffbilanzen. *Müll-Handbuch*, Hösel, Bilitewski, Schenkel, Schnurer (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, 2000, Kapitel 8506, 1-22.

[47] Rechberger, H., Brunner, P.H. Die Methode der Stoffkonzentrierungseffizienz (SKE) zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft. *Müll-Handbuch*, Hösel, Bilitewski, Schenkel, Schnurer (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, 2002, Kapitel 8506.1, 1-19.

[48] Skutan, S. *Stoffflussanalysen an MBA und MA zur Restabfallbehandlung*, In: DepoTech 2004 "Abfall- und Deponietechnik, Altlasten, Abfallwirtschaft", 24.-26. November, Leoben, Lorber, K. E., Staber, W., Novak, J., Prochaska, M., Maier, J., Kastl, I. (Hrsg.) 2004, p. 133-138.

[49] Morf, L., Ritter, E., Brunner, P.H. *Güter- und Stoffbilanz der MVA Wels* (Projekt Mape III), TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien, 1997.

[50] Schachermayer, E., Lahner, T., Brunner, P.H. *Stoffflussanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen* (Projekt STOVAUF), UBA-Monographie, Band 99, Umweltbundesamt, Wien, 1997.

Ökobilanzen

[51] [BUWAL 1998] N.N.: Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 297. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern (1998)

[52] [Christiani 2001] Christiani, J. et al. und Giegrich, J. et al: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. HTP Ingenieurgesellschaft (Aachen) und ifeu-Institut (Heidelberg) i. A. des Umweltbundesamtes, Berlin (2001)

[53] [Fehrenbach 2002] Fehrenbach, Horst; Knappe, Florian: Ökobilanzielle Betrachtung von Entsorgungsoptionen für Klärschlamm im Land Schleswig-Holstein. Bearbeitung: ifeu Institut (Heidelberg) i. A. des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig Holstein (2002)

[54] [Giegrich 2002] Giegrich, J. et al.: Bewertung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsoptionen. Reihe Abfall, Heft 63. Bearbeitung: ifeu-Institut (Heidelberg) i. A. des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (2002)

[55] [Giegrich 2005] Giegrich, J. et al: Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teilbericht Siedlungsabfälle. ifeu (Heidelberg) i.A. des Umweltbundesamtes Berlin (2005)

- [56] [Goedkoop 1995] Goedkoop, M.: The Eco-Indicator 95 – Final Report. Pré Consultants, Amersfoort (1995)
- [57] [Hellweg 2000] Hellweg, Stefanie: Time- and Site-Dependent Life-Cycle Assessment of Thermal Waste Treatment Processes. Verlag dissertation.de, Berlin (2000), zugl. Dissertation ETH Zürich. ISBN 3-89825-239-6
- [58] [ISO 14040] Norm DIN EN ISO 14040, Ausgabe 1997-08: Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen (ISO 14040:1997); Deutsche Fassung EN ISO 14040:1997
- [59] [ISO 14041] Norm DIN EN ISO 14041, Ausgabe 1998-11: Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz (ISO 14041:1998); Deutsche Fassung EN ISO 14041:1998
- [60] [ISO 14042] Norm DIN EN ISO 14042, Ausgabe 2000-07: Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung (ISO 14042:2000); Deutsche Fassung EN ISO 14042:2000
- [61] [ISO 14043] Norm DIN EN ISO 14043, Ausgabe 2000-07: Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung (ISO 14043:2000); Deutsche Fassung EN ISO 14043:2000
- [62] [Kolshorn 2000] Kolshorn, Uwe; Fehrenbach, Horst: Ökologische Bilanzierung von Altöl-Verwertungswegen. Reihe UBA-Texte, Nr. 20/00. Umweltbundesamt, Berlin (2000)
- [63] [Plinke 2000a] Plinke, E., Schonert, M.; Meckel, H.; Detzel, A.; Giegrich, J.; Fehrenbach, H.; Ostermayer, A.; Schorb, A.; Heinisch, J.; Luxenhofer, K.; Schmitz, S.: "Ökobilanz für Getränkeverpackungen II - Hauptteil". UBA-Texte 37/00. Umweltbundesamt. Berlin, 2000.
- [64] [Plinke 2000b] Plinke, E., Schonert, M.; Meckel, H.; Detzel, A.; Giegrich, J.; Fehrenbach, H.; Ostermayer, A.; Schorb, A.; Heinisch, J.; Luxenhofer, K.; Schmitz, S.: "Ökobilanz für Getränkeverpackungen II - Materialsammlung". UBA-Texte 38/00. Umweltbundesamt. Berlin, 2000.
- [65] [Schmitz 1995] Schmitz, S.; Oels, H.-J.; Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen : Teil A: Methode zur Berechnung und Bewertung von Ökobilanzen für Verpackungen ; Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. UBA-Texte 52/95. Umweltbundesamt. Berlin, 1995.
- [66] [Schmitz 1999] Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Reihe Texte, Nr. 92/99. Umweltbundesamt, Berlin (1999)
- [67] [Schonert 2002] Schonert, M. et al. und Detzel A. et al.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/ Phase 2. Reihe UBA-Texte, Nr. 51/02. Prognos AG (Basel) und ifeu-Institut (Heidelberg) i. A. des Umweltbundesamt, Berlin (2002).
- [68] [Schwing 1999] Schwing, Elke: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und Thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Schriftenreihe WAR Nr. 111, zugl. Dissertation TU Darmstadt. Eigenverlag des Instituts WAR der TU Darmstadt (1999). ISBN 3-923518-06-3
- [69] [Seeberg 1994] Seeberg, A. et al. und Dehoust, G. et al.: Systemvergleich Restabfallbehandlung - Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. ITU GmbH (Dieburg) und Öko-Institut (Darmstadt) i. A. der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (1994)

[70] [VDI 4600] VDI-Richtlinie 4600: Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Beuth Verlag, Berlin (1997)

Kosten-Wirkungsanalyse

[71] Brunner, P.H., Döberl, G., Eder, M., Frühwirth, W., Huber, R., Hutterer, H., Pierrard, R., Schönback, W. & Wöginger, H. (2001): Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND). Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien, Band 149, Wien.

[72] Döberl, G., Huber, R., Brunner, P.H., Eder, M., Pierrard, R., Schönback, W., Frühwirth, W. & Hutterer, H. (2002): Long-term assessment of waste management options – a new, integrated and goal-oriented approach. Waste Manage. Res., 20, 4, 311-327.

[73] Brunner, P.H. (2004): Material Flow Analysis and the Ultimate Sink. Journal of Industrial Ecology, 8, 3, 4-7.

[74] Döberl, G. & Brunner, P.H. (2001): Geeignete letzte Senken und Endlager als zentrales Ziel einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. SIDAF-Schriftenreihe, 8, 290-305, Freiberg/Sachsen.

[75] Preuschen, E. & Pittioni, R. (1937): Untersuchungen im Bergbaugebiete Kelchalpe bei Kitzbühel, Tirol. Mitteilungen der Prähistorischen Kommission der Akademie der Wissenschaften, III. Band, Nr. 1-3, Wien, Hölder-Pichler-Tempsky A. G.