

## Ökobilanz-Allokationsmethoden

**Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft**

**Unterlagen zum 7. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich - 2. überarbeitete Auflage**

Die Diskussionsforen 'Ökobilanz' werden durch das Schwerpunktprogramm Umwelt des Schweizerischen Nationalfonds, Bern, finanziell unterstützt

### **Organisation:**

*Rolf Frischknecht, Stefanie Hellweg*

### **Autoren:**

*Kurt Buxmann, Mike Chudacoff,  
Rolf Frischknecht, Stefanie Hellweg,  
Georg Müller-Fürstenberger, Mario Schmidt*

Eidgenössische Technische Hochschule

Laboratorium für Technische Chemie  
Gruppe für Sicherheit und Umweltschutz  
ETH Zentrum UNK  
CH - 8092 **Zürich**

*ETH Zürich*

ISBN 3-906734-00-5

Zürich, Juni 1998



**Bezugsadresse:**

Eidgenössische Technische Hochschule  
Laboratorium für Technische Chemie  
Gruppe Sicherheit & Umweltschutz  
ETH Zentrum UNK  
CH - 8092 **Zürich**

## Vorwort

Das Diskussionsforum Ökobilanzen ist mittlerweile zu einer festen Veranstaltungsreihe an der ETH Zürich geworden. Seit zwei Jahren werden in mehrmonatigen Abständen verschiedene methodische Fragen der Ökobilanzierung mit Anwendern und Wissenschaftlern kontrovers diskutiert.

Folgende Themenbereiche wurden bereits behandelt und können als Dokumentation beim Laboratorium für Technische Chemie (siehe Bezugsadresse) bestellt werden:

1. Der Bewertungsschritt in Ökobilanzen, Stand und Perspektiven (8.07.1996)
2. Datenformate und Datenbanken für Ökobilanzen (24.09.1996)
3. Unsicherheit und Ungenauigkeit in ökologischen Bewertungen (30.10.1996)
4. Simplifying LCA - Just a Cut? (20.05.1997)
5. Schutzgüter und ihre Abwägung aus der Sicht verschiedener Disziplinen (17.10.1997)
6. Ökobilanz-Bewertungsmethoden (11.03.1998)

Nach zwei Anlässen zu Bewertungsfragen behandelt dieses siebte Forum Allokationsfragen auf Inventarebene. Wie die folgenden Beiträge der Referenten zeigen, beinhaltet auch die Sachbilanzierung viele subjektive Schritte. So kann die Wahl eines Allokationsprinzips die Resultate der Ökobilanz entscheidend beeinflussen.

In dem vorliegenden Dokumentationsband wird zunächst Kurt Buxmann den neusten Stand der ISO-Norm 14041 im Hinblick auf Allokationsfragen erläutern und die Norm an Beispielen illustrieren. Eine Anwendung der Norm im Rahmen der Kehrlichtverbrennung wird in den Beiträgen von Stefanie Hellweg und Mike Chudacoff behandelt. Während sich der erste Beitrag vor allem inputseitig auf das Allokationsprinzip der physikalischen Zusammenhänge konzentriert, spezialisiert sich der zweite Beitrag auf die Output-Allokation gemäss ökonomischer Prinzipien. Georg Müller-Fürstenberger leitet mit seinem volkswirtschaftlichen Aufsatz über Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion einen zweiten Themenblock ein. Er zeigt, wie mit Hilfe mikroökonomischer Instrumente die Kostenallokation in verschiedenen Situationen vorgenommen werden kann. Mario Schmidt schliesst mit seinem Allokationsansatz aus der Produktionstheorie an diesen Vortrag an. Er stellt einen Algorithmus vor, der die Handhabung von Allokationsvorgängen erleichtert. Zum Abschluss des zweiten Themenblocks wird Rolf Frischknecht auf die Behandlung starrer Kuppelproduktion in der Sachbilanz eingehen. Dabei steht die Frage der Motivation, mit der eine Allokation überhaupt durchgeführt wird, sowie die daraus folgenden Konsequenzen im Zentrum der Ausführungen.

Wir möchten uns herzlich bei den Referenten für ihre Zusage und das pünktliche Einreichen ihrer Beiträge bedanken, welches das frühe Erscheinen dieses Dokumentationsbandes ermöglichte. Ebenfalls danken möchten wir allen Mithelferinnen und Mithelfern, Anton Kuchler für sein organisatorisches Mitwirken, Peter Flückiger für die Moderation der Podiumsdiskussion, Stephanie Mössner für das Protokollieren und dem Schweizerischen Nationalfonds (Schwerpunktprogramm Umwelt) für die finanzielle Unterstützung dieser Veranstaltung. Wir wünschen Ihnen und uns eine interessante Tagung und kontroverse Diskussion.

Zürich, 10. Juni 1998

Rolf Frischknecht und Stefanie Hellweg

---

## Inhaltsverzeichnis

Vorwort	1
KURT BUXMANN	
Behandlung von Allokationsproblemen nach ISO/FDIS 14041	3
STEFANIE HELLWEG	
Allokation bei der Kehrrechtverbrennung	11
MIKE CHUDACOFF	
Ökobilanzen von Dampf und Strom aus Müllverbrennungsanlagen	19
GEORG MÜLLER-FÜRSTENBERGER	
Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion	27
MARIO SCHMIDT	
Ein leistungsfähiger Allokationsansatz für Stoffstromsysteme mit Kuppelprodukten aus der Produktionstheorie	35
ROLF FRISCHKNECHT	
Allokation in der Sachbilanz bei starrer Kuppelproduktion	42
Anhang A: Referentinnen und Referenten des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen	54
Anhang B: Tagungsprogramm	56
Anhang C: Protokoll der Podiumsdiskussion	57

KURT BUXMANN

## Behandlung von Allokationsproblemen nach ISO/FDIS 14041

*Frischknecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 3-10*

### 1. Problemstellung

In der Theorie sieht alles einfach aus. Wer die Ökobilanz eines Produktes erstellen will, muss das Produktsystem von der Wiege bis zur Bahre als Flussdiagramm darstellen und diejenigen Stoff- und Energieflüsse des Systems bilanzieren, die aus der Natur herauskommen bzw. in die Natur zurückgeführt werden. Diese Flüsse werden Elementarflüsse genannt. Liegen keine Elementarflüsse vor, z. B. beim Elektrizitätsbedarf oder bei Abfällen, so braucht man nur die entsprechenden Module (Elektrizitätsversorgung aus Ressourcen bzw. Abfallaufbereitung) in das Produktsystem einzubeziehen, und das Problem scheint gelöst.

Aufgrund dieser Vorstellung hat sich auch die Ansicht verbreitet, dass die Ökobilanz eine rein naturwissenschaftliche Disziplin wäre, weil es sich bei den Elementarflüssen ja stets um naturwissenschaftliche Grössen handelt.

Der Praktiker weiss jedoch, dass dies so einfach nicht geht. Wenn die Elektrizität aus natürlichen Ressourcen hergestellt wird bzw. wenn der Abfall vollumfänglich deponiert wird, bestehen tatsächlich keine methodischen Probleme. Anders ist es jedoch, wenn die Elektrizität aus der energetischen Verwertung von Abfällen kommt oder die Abfälle rezykliert werden können. Hier haben wir es mit Flüssen zu tun, die aus anderen Produktsystemen kommen oder in andere Produktsysteme hineinfließen.

Wenn beispielsweise für ein Produkt Bitumen als Rohstoff benötigt wird, so muss die Erdölraffinerie, aus der dieser Stoff bezogen wird, in die Bilanz mit einbezogen werden. Man darf dann aber nicht einfach alle ökologischen Daten dieses Moduls dem Bitumen zuordnen, sondern muss sie auf gerechte Weise auf alle Raffinerieprodukte verteilen und darf nur den Anteil berücksichtigen, der dem Bitumen "gerechterweise" zukommt. Man muss eine **Allokation** vornehmen. Die Vereinbarung von allgemein verbindlichen Allokationsverfahren ist hier gefragt, also von Verfahren einer *gerechten* Verteilung der ökologischen Lasten von Modulen, die Stoff- oder Energieflüsse an verschiedene Produktsysteme liefern, auf die betroffenen Produktsysteme.

### 2. Die Diskussion des Allokationsproblems bei ISO

Bereits vor Beginn der LCA-Normung bei ISO mussten sich die Praktiker mit dem Allokationsproblem herumschlagen. Normalerweise kam es dabei zu Konsensformeln auf der Ebene der grossen mit Ökobilanzen beschäftigten Forschungsinstitute oder Beraterfirmen. Dabei versuchten vor allem die Pioniere auf diesem Gebiet, das Problem auf rein naturwissenschaftliche Weise zu lösen. Es entstanden häufig "lokale Konsensformeln" wie

- man soll prinzipiell immer das System erweitern, bis es kein Allokationsproblem mehr gibt;
- man soll prinzipiell nach Massgabe der jeweils vorliegenden Massenflüsse allozieren;
- man soll grundsätzlich nach dem Handelswert des jeweiligen Materials allozieren;
- man soll nach einem einmal vorgegebenen festen Schlüssel vorgehen;

das behandelte Produktsystem soll prinzipiell keine ökologischen Lasten vom Vorgänger übernehmen und keine Lasten an das Nachfolgesystem weitergeben, usw.

Solche Konsensformeln hielten sich auf lokaler Ebene recht lange, aber mit der Diskussion bei SETAC bzw. ISO/TC 207/SC 5, die vor sechs bzw. vier Jahren auf internationaler Ebene begann, stiessen die verschiedenen Schulmeinungen hart im Raum aufeinander. Die intensive Diskussion ergab, dass keiner der oben aufgeführten lokalen Konsensformeln allgemein akzeptabel waren. Schliesslich wurden im Rahmen von ISO/FDIS 14041, nach Vorarbeit von SETAC, konsensfähige Spielregeln geschaffen. Diese sollen nun erläutert und auf einige Fälle angewandt werden. Dabei soll insbesondere auch auf die Behandlung des Recyclings eingegangen werden, welches als Sonderfall des Allokationsproblems angesehen wird. Der Original-Normtext in einer Rohübersetzung ins Deutsche ist in der Beilage beigefügt.

Hierbei sei angemerkt, dass der Normenentwurf ISO/FDIS 14041 nach zwei Abstimmungsrounden so weit ausformuliert ist, dass nur noch eine letzte Abstimmung bevorsteht, bei der ausser rein textlichen Verbesserungen keine inhaltlichen Veränderungen mehr möglich sind.

### **3. Allgemeine Prinzipien der Allokation nach ISO/FDIS 14041**

Allokationsvereinbarungen sind immer notwendig, wenn ein bestimmtes Produktsystem oder ein darin befindliches Modul Eingänge aus anderen Produktsystemen oder Ausgänge in andere Produktsysteme hat.

Allokationsvereinbarungen sind insbesondere auch notwendig, um das Rezyklieren von Produktionsabfällen oder des betreffenden Produktes nach dessen Lebensende im Rahmen der LCA zu beschreiben. Hierzu gibt es besondere Spielregeln.

Allokationsvereinbarungen dürfen nicht zu einem Verstoss gegen das Massen- oder Energieerhaltungsgesetz führen.

Allokationsvereinbarungen sind prinzipiell sachlich zu begründen; der Hinweis auf Traditionen oder lokal vereinbarte Konsensformeln genügt nicht.

Für Allokationsvereinbarungen gilt grundsätzlich die Prioritätenfolge: 1. Allokation vermeiden – 2. Allokationsansatz naturwissenschaftlich begründen – 3. Allokationsansatz ökonomisch begründen.

Wenn verschiedene Allokationsmethoden bzw. Allokationsfaktoren stichhaltig begründet werden können, so müssen sie im Rahmen von Sensitivitätsstudien nebeneinander verwendet werden, um den Einfluss auf das Resultat der Studie zu überprüfen.

Damit erfolgt die Lösung des Allokationsproblems nach ISO/FDIS 14041 in folgenden Schritten:

1. *Schritt:* Identifizierung der Module, bei denen Allokation eventuell notwendig ist.
2. *Schritt:* Versuch, Allokation zu vermeiden durch Systemaufteilung oder Systemerweiterung.
3. *Schritt,* wenn Allokation unvermeidlich: Versuch, einen physikalischen Parameter als Allokationsfaktor zu ermitteln und auf naturwissenschaftlicher Basis zu begründen.
4. *Schritt,* wenn physikalische Allokation nicht möglich ist, d. h. physikalischer Faktor nicht eindeutig begründet werden kann: Heranziehen anderer Kriterien, z. B. ökonomische, sofern besser begründbar.
5. *Schritt:* Überprüfung (Massenbilanz etc.), evtl. Sensitivitätsstudien bei verschiedenen Allokationsansätzen.

## 4. Behandlung des Recyclings bei ISO/FDIS 14041

Wer heute Ökobilanzen anfertigt, hat es fast immer mit dem Problem zu tun, dass das Produkt als Ganzes oder gewisse Komponenten oder Fertigungsabfälle des Produkts weiter verwertet bzw. stofflich oder energetisch wiederverwertet werden und dabei primäre Rohstoffe oder Energieträger ersetzen. Die Norm betrachtet das Recycling als Sonderfall des Allokationsproblems, wobei zusätzliche Vereinbarungen notwendig sind.

Beim Recycling ersetzt ein Sekundärmaterial, das aus einem Produktsystem beispielsweise als Produktionsabfall austritt oder aus dem Produkt nach Ende der Nutzung zurückgewonnen wird, als Sekundärrohstoff einen Teil des Primärrohstoffs im betrachteten Produktsystem (Situation des geschlossenen Kreislaufs) oder in einem anderen Produktsystem (Situation des offenen Kreislaufs). Bei der Situation des geschlossenen Kreislaufs kann man im Sinne der im Flussdiagramm dargestellten Stoffflüsse verfahren.

Die Norm legt nun fest, dass das Recycling *in der Situation des offenen Kreislaufs* als Allokationsproblem verstanden werden muss. Dabei muss festgelegt werden, wie die Module "Herstellung und Entsorgung des Primärrohstoffs" auf das untersuchte Produktsystem sowie auf die übrigen beteiligten Produktsysteme verteilt werden müssen. Die übrigen Module des Produktsystems kommen für eine Verteilung auf andere Produktsysteme im Sinne der Allokation nicht in Betracht.

Weiterhin verlangt die Norm, dass man die Produkteigenschaften ("inhärenten Eigenschaften") des Sekundärmaterials mit den entsprechenden Eigenschaften des Primärmaterials vergleicht. Wenn in einem Zementwerk Kohle durch gemahlene Autoreifen ersetzt werden kann, so liegt sicherlich ein Unterschied zwischen den inhärenten Eigenschaften von Primärmaterial und Sekundärmaterial vor. Ähnliches gilt für Recyclingpapier (wegen der geringeren Faserlänge) oder Kunststoff-Regranulat (wegen der geringeren Länge der Molekülketten). Hier kann man aus Qualitätsgründen meist nur ein beschränkter Anteil von Sekundärmaterial dem Primärmaterial zugeführt werden. Dagegen können bei Barren, die aus Metallschrotten gewonnen werden, gleiche inhärente Eigenschaften im Vergleich zu Primärbarren festgestellt werden, solange sich der Anteil an Legierungsverunreinigungen nicht wesentlich ändert.

Wenn in diesem Sinne gleiche inhärente Eigenschaften festgestellt werden, so kann gemäss der Norm das Allokationsproblem im Sinne der Vermeidung der Allokation gelöst werden, indem ebenso verfahren werden darf wie bei der Situation des geschlossenen Kreislaufs. Sie erlaubt die Modellierung und den Rechenansatz im Sinne des geschlossenen Kreislaufs (closed loop approach)

Beispielsweise werden aus Primärrohstoffen Barren hergestellt, die zu Messingrohren verarbeitet werden. Diese werden nach Verwendung wieder eingeschmolzen und zu Barren mit denselben Qualitätseigenschaften wie die Primärbarren vergossen. Es hängt nun vom Produktionsprogramm des Herstellers ab, ob aus den Sekundärbarren wiederum Rohre im Sinne der *Situation des geschlossenen Kreislaufs* hergestellt werden oder, im Sinne der *Situation des offenen Kreislaufs*, Schrauben oder Armaturen. Die Norm schreibt hier aber vor, auf jeden Fall so zu verfahren, als würde sämtliches rezykliertes Messing wieder in Form von Messingrohren in das System zurückgeführt. Und dies mit Recht. Denn es wäre ökologisch gesehen nicht sinnvoll, wenn man die Verwendungsmöglichkeiten der Sekundär-Messingbarren nur deshalb auf das Produkt "Messingrohre" einschränken würde, weil er durch das Einschmelzen von gebrauchten Messingrohren gewonnen wurde.

Haben sich die inhärenten Eigenschaften des Sekundärmaterials im Vergleich zum Primärmaterial geändert, so ist dies normalerweise mit einer Verringerung der Verwendungsmöglichkeiten verbunden. Die Norm schreibt hierfür vor, dass die gemeinsam benutzten Module (Erstellung des

Primärmaterials und Entsorgung) über einen Allokationsfaktor auf das betrachtete Produktsystem und auf die übrigen beteiligten Systeme zu verteilen, der sich orientieren kann

- an den physikalischen Eigenschaften;
- an ökonomischen Werten, z. B. dem Verhältnis zwischen dem Handelswert des Sekundärmaterials zum Handelswert des Primärmaterials;
- oder an der Anzahl der späteren Nutzungen des wiedergewonnenen Materials.

Im übrigen gelten hier die allgemeinen Forderungen der Norm an die Allokation. Insbesondere muss jeder Allokationsansatz begründet werden. Man darf nicht einfach aus Verlegenheit wesentliche Stoffflüsse in andere Produktionssysteme ignorieren, denn auch dies ist eine Allokation, bei der man den gewählten Allokationsfaktor Null zu begründen hat.

Auch diese Festlegung der Norm macht Sinn. Denn wenn es einem Produktmanager gelingt, durch recyclinggerechte Konstruktion ein Produkt auf den Markt zu bringen, aus dem nach der Nutzung hochwertige Sekundärmaterialien zurückgewonnen werden können, so sollte diese Leistung auch ökologisch honoriert werden. Ebenso ist die Beschaffenheit von Papier, welches fünf Recyclingumläufe zulässt gegenüber einem Vergleichsprodukt von mit nur zwei möglichen Umläufen ökologisch überlegen.

## 5. Beispiele aus den ISO-Normen für Vermeidung von Allokation

Zwei in einem informativen Anhang von ISO 14041 aufgeführte Beispiele zeigen auf, dass bei einem Allokationsproblem im Bedarfsfall von einem - von verschiedenen Produktsystemen gemeinsam benutzten - Modul Teilmodule abgespalten werden müssen, sofern diese Teilmodule nur von einem der betrachteten Produktsysteme in Anspruch genommen werden.

Im Falle der Herstellung von Natronlauge durch Chloralkalielektrolyse wird gefordert, dass nur der eigentliche Elektrolyseprozess sowohl den Produktsystemen, die NaOH benötigen, als auch den Produktsystemen, die Chlor benötigen, zugeordnet werden darf. Teilsysteme, die sich nur auf das Koppelprodukt Chlor beziehen, z. B. die Verdichtungsanlage für das Pumpen des Chlors, dürfen nur den Produktsystemen, die Chlor benötigen, zugeordnet werden. Analoges gilt für die Natronlauge.

In einer Mühle fallen neben dem Mehl auch Spelze, Keime und Kleie an. Der Mahlprozess selbst darf aber nur dem Mehl zugeordnet werden, weil dieser für die Herstellung der Koppelprodukte nicht notwendig ist.

Als Beispiel der Vermeidung von Allokation durch Erweiterung der Systemgrenzen wird die Nutzung der Energie aus der Abfallverbrennung aufgeführt, wobei diese den Input in ein anderes Produktsystem darstellt. Man kann Allokation vermeiden, indem man die Energie, die bei der Abfallverbrennung frei wird, wieder in das untersuchte Produktsystem zurückführt.

## 6. Beispiele aus den ISO-Normen für physikalische Allokation

Die im informativen Anhang von ISO/FDIS 14041 aufgeführten beiden Beispiele für die physikalische Allokation betreffen eine nicht starre Kopplung der Koppelprodukte. Dies bedeutet, dass das Mengenverhältnis der verschiedenen Koppelprodukte bei einem gegebenen Modul sich in weiten Grenzen ändern kann.

Das erste Beispiel behandelt die Frage, nach welchen Kriterien die Cadmiumemission einer Abfallverbrennungsanlage einem Produktsystem zugeschrieben werden muss, sofern dieses Produkt

verbrannt wird. Als "Koppelprodukte" müssen hier die verschiedenartigen, gleichzeitig verbrannten Abfälle angesehen werden. Da das Mengenverhältnis der Koppelprodukte beliebig variiert werden kann, liegt hier eine nicht starre Koppelproduktion vor. Es ist naheliegend, hier die Allokation nach dem Cadmiumgehalt des zu verbrennenden Produktes vorzunehmen, sofern das im Produkt gebundene Cadmium bei der Verbrennung wirklich freigesetzt wird. Interessant ist hier die Feststellung, dass der Allokationsfaktor nicht für alle Emissionen der Verbrennungsanlage derselbe ist, sondern für jede emittierte Substanz und für jeden Abfallstoff separat gewählt werden muss.

Das zweite Beispiel behandelt den gleichzeitigen Transport von zwei Produkten in einem Lastkraftwagen. Es wird in dem Beispiel ausgeführt, dass es hier auf die genaueren Umstände ankommt, ob die Allokation nach dem Gewicht oder nach dem Volumen des zu transportierenden Produktes erfolgen muss, oder ein daraus ermittelter Mischparameter zu verwenden ist. Dabei muss herausgefunden werden, ob aufgrund der Dichten der beiden Produkte und der gewichtsmässigen und räumlichen Ladungsbegrenzung des Lkws der eine oder der andere Parameter der massgebende ist.

Das dritte Beispiel zeigt, wie man systematisch den physikalischen Parameter ermitteln kann, auf den man die Allokation aufbaut. Es wird eine Lackierstrasse angenommen, die zwei verschiedene Produkte A und B lackiert, wobei nur die ökologischen Daten für das Lackieren des Produkts A benötigt werden. Allokation könnte vermieden werden, indem man nur das Produkt A lackiert. Es soll jedoch angenommen werden, dass dies aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist.

Wenn man die Mengenrelation zwischen A und B variiert und dabei die Summe aus den Massen beider Komponenten konstant hält, so ändern sich üblicherweise Energiebedarf, Lackbedarf und Emissionen. Aussagen darüber, welches die ökologischen Daten wären, wenn nur das Produkt A lackiert würde, kann man aber gewinnen, wenn man anstelle der Masse den Parameter findet, der, wenn er bei Variation der Mengen von A und B konstant bleibt, zu *keinen* Änderungen der ökologischen Daten führt. Ein solcher Parameter ist die *Oberfläche* des zu lackierenden Produkts. Besitzen A und B zusammen die Oberfläche F, dann wären die ökologischen Daten dieselben, wenn A allein lackiert würde und die Gesamtoberfläche F besäße. Damit lässt sich der gemessene Datensatz für das Lackieren von A und B zusammen auf das Lackieren von A allein umrechnen.

In keinem der Fälle wäre es sinnvoll gewesen, die Allokation nach ökonomischen Gesichtspunkten vorzunehmen. Die Norm lässt dies auch nicht zu, weil ja physikalische Parameter begründet werden können.

## 7. Beispiel für ökonomische Allokation

Im Anhang zu ISO/FDIS 14040 gibt es kein Beispiel für ökonomische Allokation. Jedoch haben sich namhafte Vertreter der für diese Norm zuständigen Arbeitsgruppe zu einer neuen Arbeitsgruppe zusammengefunden, um Beispiele für Stoffbilanzen zu einem Technischen Bericht ISO/TR 14049 zusammenzustellen. In diesem Dokument findet sich das Beispiel "Bitumen als Raffinerieprodukt". Hier handelt es sich um ein Koppelprodukt im Sinne der starren Kopplung, denn die Relation zwischen den einzelnen Raffinerieprodukten lässt sich nur in sehr geringem Masse verändern.

Es wird in diesem Beispiel argumentiert, dass es natürlich sehr viele Parameter gibt, beispielsweise Masse, Energie, Dichte, Molekulargewicht, Wärmeleitfähigkeit etc., aber, nicht zuletzt wegen der starren Kopplung lässt sich bei keinem Parameter rechtfertigen, dass man auf ihn die Allokation aufbauen darf und auf allen anderen nicht. Es wird daher die ökonomische Allokation empfohlen, wobei festgestellt wird, dass der Marktpreis von Bitumen etwa halb so hoch ist wie derjenige der übrigen Raffinerieprodukte.

Es ist sicher nicht ungerecht, wenn man die Benzinverbraucher etwas stärker an den ökologischen Lasten der Raffinerie beteiligt als die Verbraucher von Bitumen. Der Hauptgrund zur Ölförderung und zum Betreiben von Raffinerien ist sicherlich die Benzinherstellung und nicht die Herstellung von Bitumen. Wegen der starren Kopplung kann man aber auf Bitumen meist nicht verzichten.

## 8. Diskussion und Ausblick

ISO/FDIS 14041 und die vorbereitenden Diskussionen auf SETAC-Ebene haben sicherlich einen grossen Beitrag zur Klärung und Kompromissfindung auf einem so kontrovers diskutierten Gebiet gebracht. Dennoch sind noch längst nicht alle Probleme ausgeräumt. Die Formulierungen in der Norm sind manchmal bewusst unscharf gehalten, so dass unterschiedliche Interpretationen möglich sind.

Die Grundsatzdiskussion zwischen den Vertretern der Vorstellung der Ökobilanz als rein naturwissenschaftlicher Disziplin, in der ökonomische Kriterien nichts zu suchen haben, und den Repräsentanten der Schulen, die ökonomische Kriterien zulassen, ist durch die in der Norm zusammengestellten Kompromissformeln noch nicht beendet. Ein typischer Kommentar der Vertreter der rein naturwissenschaftlichen Richtung war: "Es ist immer möglich, einen naturwissenschaftlichen Parameter zu finden und zu begründen, auf den die Allokation basiert werden kann, also ist, wegen der in der Norm festgelegten Prioritätenfolge die Zulassung der ökonomischen Allokation nicht relevant." Die Vertreter dieser Ansicht müssen sich jedoch vergegenwärtigen, dass ihre Begründungen auf den Naturwissenschaften basieren müssen. Allokationsansätze müssen offengelegt werden und dürfen nicht irgendwo in einer Computersoftware versteckt werden.

Die Diskussion wird sich also auf die Frage konzentrieren, welche Begründungen einer physikalischen Allokation im Einzelfall zugelassen werden. Sicherlich wird es nicht genügen, wenn der Verfasser einer Studie lediglich den Hinweis "auf die Tradition seines Hauses" bringt oder ohne weitere Begründung einen prominenten Vertreter der Zunft zitiert, der denselben Ansatz gewählt hat.

Die in den Beispielen vorgeschlagenen Vorgehensweisen lassen die Vermutung zu, dass man prinzipiell nicht falsch liegt, wenn man bei einem Allokationsproblem folgende vereinfachte Vorgehensweise wählt:

1. Versuch, die Allokation mit den oben angegebenen Mitteln zu vermeiden.
2. Allokation nach einem physikalischen Faktor bei nicht starrer Kopplung zwischen den Koppelprodukten
3. Allokation nach ökonomischen Kriterien bei starrer Kopplung zwischen den Koppelprodukten

Beim Recycling im Sinne des open loop approach liefert die Norm kein Beispiel, wo eine rein physikalische Allokation begründet werden kann. Die Menge an zu rezyklierenden Abfällen, die einem Modul zugeordnet werden kann, ist im Sinne einer starren Kopplung festgelegt, so dass die Rechtfertigung eines bestimmten physikalischen Faktors schwierig sein dürfte. So dürfte hier, mit Ausnahme von Spezialfällen, wo die Angabe einer Anzahl der Zyklen vorzuziehen ist, die ökonomische Allokation sinnvoll sein. Meist lässt sich die Relation zwischen dem Handelswert des Sekundärmaterials zum Handelswert des Primärmaterials leicht bestimmen. Zeitliche Schwankungen sind als Fehlergrenzen zu berücksichtigen.

## Anhang: Auszug aus der Norm ISO/FDIS 14041 zum Thema Allokation und Recycling.

## 6.4 Allokation

Die Sachbilanz beruht darauf, Module innerhalb eines Produktsystems durch einfache Material- oder Energieflüsse miteinander zu verbinden. In der Praxis bringen wenige Betriebsabläufe einen einzigen Output hervor oder beruhen auf der Linearität des Rohstoffinputs und den Outputs. Tatsächlich bringen die meisten Betriebsabläufe mehr als ein Produkt hervor, und sie verwerten Zwischenprodukte oder Ausschußprodukte als Rohstoffe. Deshalb müssen die Material- und Energieflüsse sowie die damit verbundenen Freisetzungen in die Umwelt den einzelnen Produkten nach eindeutig angegebenen Verfahren zugeordnet werden

Die Sachbilanz beruht auf Massengleichgewichten zwischen Input und Output. Allokationsverfahren sollten deshalb so genau wie möglich solchen grundlegenden Input-Output-Beziehungen oder Input-Output-Kennwerten entsprechen. Die folgenden Grundsätze sind für Koppelprodukte, die interne Energieallokation, Dienstleistungen (z. B. Transport, Abfallbehandlung) und Recycling im offenen oder geschlossenen Kreislauf anwendbar:

- Im Rahmen der Studie müssen die Prozesse gekennzeichnet werden, die mit anderen Produktsystemen gemeinsam benutzt werden, und diese entsprechend dem nachfolgend dargestellten Verfahren behandelt werden.
- Die Summe der durch Allokation zugeordneten Inputs und Outputs eines Moduls muß gleich sein den Inputs und Outputs des Moduls vor der Allokation.
- Wenn mehrere alternative Allokationsverfahren zulässig erscheinen, muß eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um die Folgen des Abweichens vom ausgewählten Ansatz darzustellen.
- Das für jedes Modul benutzte Allokationsverfahren, nach dem die Inputs und Outputs zugeordnet werden, muß dokumentiert und begründet werden.

### 6.4.2 Allokationsverfahren

Auf der Grundlage der vorhergehend erwähnten Grundsätze muß das folgende schrittweise Verfahren<sup>1</sup> angewendet werden:

1. Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden durch
  - Teilung der betroffenen Module in zwei oder mehrere Teilprozesse und Sammlung der Input- und Outputdaten bezogen auf diese Teilprozesse;
  - Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen, die sich auf Koppelprodukte beziehen, wobei die Anforderungen nach 5.2.1 zu berücksichtigen sind.
2. Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, sollten die Systeminputs und Systemoutputs zwischen ihren unterschiedlichen Produkten oder Funktionen so zugeordnet werden, daß die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen widergespiegelt werden; d. h., diese müssen die Art und Weise widerspiegeln, in der sich Inputs und Outputs durch quantitative Änderungen in den vom System gelieferten Produkten oder Funktionen verändern. Die sich ergebende Allokation wird nicht notwendigerweise auf eine naheliegende Größe wie Masse oder molarer Fluß von Koppelprodukten abgestützt.
3. Wenn physikalische Beziehungen allein nicht aufgestellt oder nicht als Grundlage für die Allokation benutzt werden können, sollten die Inputs zwischen den Produkten und Funktionen

---

<sup>1</sup> Schritt 1 gehört formal nicht zum Allokationsverfahren

so zugeordnet werden, daß sich darin andere Beziehungen zwischen ihnen widerspiegeln werden. Zum Beispiel könnten Daten auf der Input- und Outputseite im Verhältnis zum ökonomischen Wert der Produkte den Koppelprodukten zugeordnet werden.

### 6.4.3 Allokationsverfahren für Recycling

Die Allokationsgrundsätze und -verfahren nach 6.4.1 und 6.4.2 gelten auch für die Wiederverwendung und das Recycling. Dabei ist jedoch folgendes zusätzlich zu beachten

1. Wiederverwendung und Recycling (sowie Kompostierung, Energierückgewinnung und andere Prozesse, die in die Wiedergewinnung/das Recycling eingebunden sein können) können bedeuten, daß die Inputs und Outputs, die zu Modulen der Gewinnung und Verarbeitung von Rohstoffen und der endgültigen Beseitigung von Produkten gehören, an mehr als einem Produktsystem beteiligt sind.
2. Wiederverwendung und Recycling können die inhärenten Eigenschaften bei der nachfolgenden Anwendung verändern.
3. Im Hinblick auf Verwertungsprozesse ist außerdem eine besondere Vorsicht bei der Festlegung der Systemgrenzen notwendig.

Für Wiederverwendung und Recycling sind mehrere Allokationsverfahren anwendbar. Einige Verfahren werden in Bild 4 begrifflich dargestellt und anschließend im einzelnen aufgeführt, um zu erläutern, wie die oben erwähnten Bedingungen angegangen werden können:

Ein Allokationsverfahren im geschlossenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im geschlossenen Kreislauf. Es gilt auch für Produktsysteme im offenem Kreislauf, bei denen beim wiederverwerteten Material keine Veränderungen der inhärenten Eigenschaften vorliegen. In diesen Fällen wird die Allokation vermieden, da die Verwendung von Sekundärmaterial die Verwendung von ungebrauchtem (primären) Material ersetzt. Der erstmaligen Verwendung von primären Materialien in anwendbaren Produktsystemen mit offenem Kreislauf kann jedoch ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf folgen, das nachfolgend beschrieben wird.

Ein Allokationsverfahren im offenen Kreislauf gilt für Produktsysteme im offenen Kreislauf, bei denen das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und das Material eine Veränderung der inhärenten Eigenschaften erfährt. Die in 6.4.2 angegebenen Allokationsverfahren für gemeinsam benutzte Module sollte als Grundlage für die Allokation benutzen:

- physikalische Eigenschaften,
- ökonomische Werte (z. B. Schrottwert im Verhältnis zum Primärwert), oder
- die Anzahl späterer Nutzungen des wiederverwerteten Materials (siehe ISO TR 14049)

Zusätzlich, und besonders für die Verwertungsverfahren vom ursprünglichen zum späteren Produktsystem, müssen die Systemgrenzen ausgewiesen und begründet werden, um sicherzustellen, daß die in 6.4.1 beschriebenen Grundsätze der Allokation beachtet werden

STEFANIE HELLWEG

## Allokation bei der Kehrichtverbrennung

*Frischknecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 11-16*

### 1. Einleitung

Traditionell wird in Ökobilanzen die Abfallbehandlung als letzter Schritt des Lebenszyklus von Produkten nur sehr grob berücksichtigt. Oft wird die generierte Menge Abfall lediglich als Mengenangabe ausgewiesen, ohne weiter auf die bei der Entsorgung entstehenden Emissionen und die benötigten Ressourcen einzugehen.

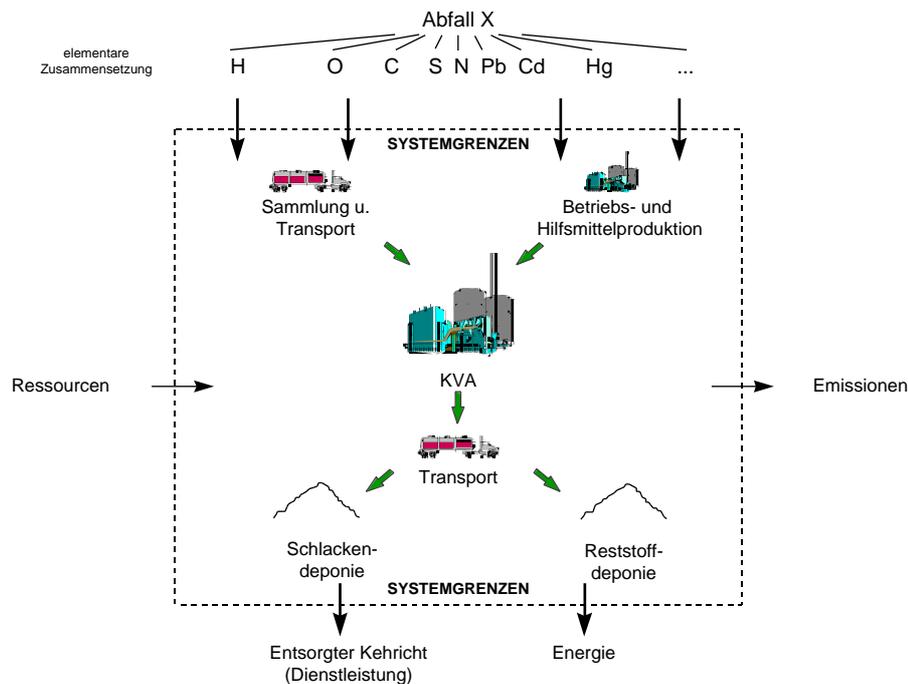
Um die Entsorgung in Ökobilanzen besser berücksichtigen zu können, wurden in den letzten vier Jahren in verschiedenen Ländern Modelle entwickelt, mit deren Hilfe die Emissionen und Ressourcenverbräuche berechnet werden können. Die meisten dieser Modelle (Franke et al., 1994, Zimmermann et al., 1996, van den Berghe et al., 1997, Sundqvist et al., 1997) erlauben eine - zumindest weitgehend - abfallspezifische Berechnung, d.h. die durch die Entsorgung eines Kilogramms Durchschnittsabfalls, Kunststoffes, Papiers etc. entstehenden Auswirkungen auf die Umwelt können individuell berechnet werden. Die Modelle unterscheiden sich jedoch in der Genauigkeit, in der sie Zusammenhänge abbilden.

Im folgenden Beitrag wird vor allem auf das an der ETH entwickelte Modell zur Kehrichtverbrennung (Zimmermann et al., 1996) eingegangen, welches vor kurzem leicht verändert und ergänzt worden ist (Hellweg et al., 1998). Dieses Modell zeichnet sich dadurch aus, dass es mehr als die anderen Modelle versucht, Kausalitäten bei der Abfallverbrennung und der nachgeschalteten Deponierung zu berücksichtigen. Für diese Aufgabe sind Allokationsmechanismen eine unmittelbare Voraussetzung.

### 2. Systembeschreibung

Das betrachtete System zur Kehrichtverbrennung berücksichtigt die Sammlung, den Transport und die Verbrennung von Kehricht sowie die Abwasserbehandlung und die Ablagerung von Reststoffen und Schlacke auf Deponien (Abbildung 1). Die funktionelle Einheit ist ein Kilogramm Kehricht.

Der Abfallinput kann vom Benutzer auf der Ebene von Materialien (Papier, Pappe, Glas, etc.) oder optional als Elementvektor spezifiziert werden. Bei der Verbrennung kann zwischen mehreren konventionellen Technologieausführungen gewählt werden (mit/ohne weitergehende Rauchgasreinigung, mit/ohne Entstickungsanlage). Es wird davon ausgegangen, dass sämtliche Reststoffe aus der Verbrennung deponiert werden.



**Abb. 1:** System Kehrlichtentsorgung mittels Verbrennung (KVA)

Das in Abbildung 1 dargestellte System ist ein Multi-Input / Multi-Output Problem, da mehrere Abfallfraktionen (Elemente) in das System einfließen und mehrere Produkte (die Dienstleistung Entsorgung sowie Energie) das System verlassen. Aus diesem Grund muss eine Allokation vorgenommen werden.

### 3. Allokation

Die Müllverbrennung ist für die Illustration von Allokationsproblemen besonders geeignet, da sie für fast alle Allokationsoptionen ein Beispiel sein kann. Im folgenden wird eine Vorgehensweise entsprechend dem aktuellen Entwurf von ISO 14041 vorgenommen (Anonymous, 1998).

#### 3.1 Systemaufteilung

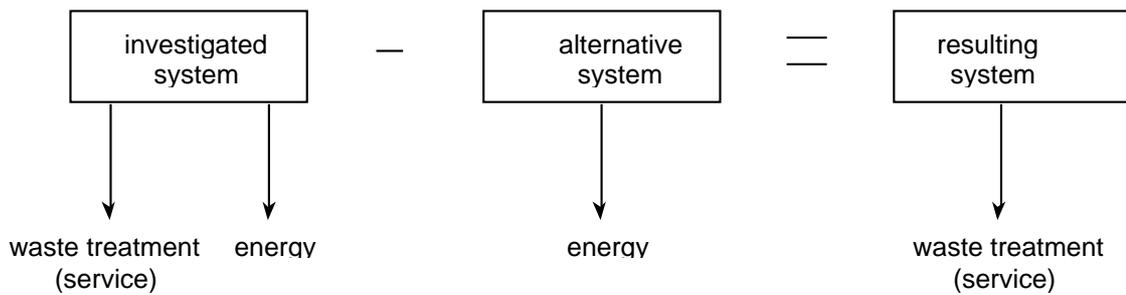
Durch die Systemaufteilung wird eine Vermeidung von Allokation angestrebt, indem Teilprozesse direkt einem Kuppelprodukt bzw. einer Inputsubstanz zugeordnet werden.

Bei der Kehrlichtverbrennung ist die Systemaufteilung in nur sehr beschränktem Mass möglich. Als ein Beispiel kann der Einsatz und somit die vorgelagerte Produktion von Betriebsmitteln genannt werden, da Betriebsmittel gezielt dazu eingesetzt werden, Problemsubstanzen bei der weitergehenden Rauchgasreinigung und Abwasserbehandlung unschädlich zu machen. Allerdings werden die meisten Betriebsmittel nicht nur wegen einer, sondern mehrerer Inhaltssubstanzen im Abfall eingesetzt, weshalb auf eine Allokation - wenn auch auf tieferer Ebene - nicht verzichtet werden kann (siehe Kapitel 3.3).

#### 3.2 Systemerweiterung

Eine weitere Möglichkeit zur Vermeidung von Allokation ist die Systemerweiterung.

Die ISO Norm (Anonymous, 1998) zitiert das Beispiel der Kehrlichtverbrennung, um das Prinzip zur Systemerweiterung zu illustrieren.



**Abb. 2:** Systemerweiterung bei der Kehrichtverbrennung mit Energienutzung (Anonymous, 1998)

Das Kuppelprodukt Energie ist gleichwertig mit anderweitig erzeugter Elektrizität bzw. Wärme, weshalb eine Gutschrift prinzipiell möglich ist. Ein Teil der produzierten Energie wird in der Kehrichtverbrennungsanlage benötigt und kann daher direkt verrechnet werden. Da im Normalfall allerdings ein Nettoüberschuss an Energie erzeugt wird, stellt sich bei einer Systemerweiterung die Frage nach dem Referenzsystem.

In dem vorliegenden Beispiel werden mehrere Allokationsoptionen durchgeführt und bei der Darstellung der Resultate nebeneinandergestellt:

- keine Gutschrift (Betrachtung von Energie als Nebenprodukt)
- Gutschrift entsprechend dem Schweizer Strommix und Wärmegutschrift Öl/Gas
- Gutschrift entsprechend dem UCPTE Strommix und Wärmegutschrift Öl/Gas
- Gutschrift der “wirklich vermiedenen Strom- und Wärmeproduktion” (Grenztechnologien). Da eine Kehrichtverbrennungsanlage relativ konstant Strom und Wärme produziert, sollte die ersetzte Kraftwerksleistung ebenfalls im Grundlastbereich Energie erzeugen können (z.B. Kernkraft, Braun- oder Steinkohle, Gas). Zudem muss eine Motivation vorhanden sein, die entsprechende Kraftwerksleistung zu ersetzen (die billige und vergleichsweise umweltfreundliche Energie aus Wasserkraft wird z.B. kaum durch die Kehrichtverbrennung ersetzt werden).

Eine Systemerweiterung vermeidet zwar die Allokation auf der Outputseite, nicht jedoch umfassend auf der Inputseite. Eine inputspezifische Allokation entsprechend dem unteren Heizwert des Abfalls wird daher in Abschnitt 3.3 vorgeschlagen. Des Weiteren wird eine Outputallokation gemäss physikalischer Kausalitäten diskutiert.

### 3.3 Allokation gemäss physikalischer Kausalitäten

Auf dem Allokationsprinzip entsprechend physikalisch-chemischer Kausalitäten liegt der Schwerpunkt der vorliegenden Analyse.

Ein grosser Teil der entstehenden Emissionen ist direkt vom Abfall-Input abhängig. Die ISO-Norm nennt hier das Beispiel von Cadmium in der Kehrichtverbrennung (Anonymous, 1998). Die Cadmium-Emissionen hängen direkt mit dem Cadmiumgehalt des Input-Materials zusammen. Das gleiche gilt analog für fast alle anderen Emissionen der Kehrichtverbrennung und der nachgeschalteten Deponien (z.B. alle weiteren Schwermetalle, CO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub>). Aufgrund dieses engen Zusammenhangs zwischen Abfall-Input und Emissionen ist es möglich, verschiedene Abfallzusammensetzungen unterschiedlich zu bilanzieren, d.h. zwischen der Entsorgung von einem Kilogramm Kunststoff, einem Kilogramm Papier und einem Kilogramm Metall etc. differenzieren zu können.

Leider sind die Zusammenhänge nicht immer so eindeutig wie im obigen Abschnitt dargestellt. Zwar kann man mit gutem Gewissen behaupten, dass alle Cadmiumemissionen durch Abfälle

entstehen, die dieses Schwermetall enthalten, jedoch ist nicht unmittelbar klar, welche Abfallfraktion die Luftemission Cadmium der Verbrennung und welche die Wasseremission Cadmium der nachgeschalteten Deponie verursacht. Da Emissionen in unterschiedliche Kompartimente zu unterschiedlichen Zeitpunkten auch unterschiedliche Umweltauswirkungen haben, handelt es sich um ein relevantes Problem.

Viele Modelle wählen eine "Durchschnittslösung" (Franke et al., 1994, van den Berghe et al., 1997, Sundqvist et al., 1997). Sogenannte Transferkoeffizienten quantifizieren aufgrund von Messwerten für durchschnittlich zusammengesetzten Abfall die Mengen, die bei der Verbrennung in die Luft, in die Schlacke, in die Reststoffe der Rauchgasreinigung und ins Abwasser emittiert werden. Einige Modelle wählen den gleichen Ansatz für die nachgeschalteten Deponien (Zimmermann et al., 1996, van den Berghe et al., 1997, Sundqvist et al., 1997). Dieses konstante Set an Transferkoeffizienten vernachlässigt jedoch, dass Abfall mit einer anderen Zusammensetzung sich eventuell ganz anders verhält als einer mit einer durchschnittlichen Zusammensetzung. Die emittierten Massen entsprechen zwar korrekterweise den Massen der Eingangsstoffe, jedoch werden die chemischen Verbindungen und die Verteilung zwischen Luft-, Wasser- und Bodenemissionen nicht richtig abgeschätzt.

Eine genaue Abschätzung dieser Emissionsverteilung in Abhängigkeit vom Abfallinput ist in der Tat unmöglich, da die genauen Reaktionsabläufe innerhalb einer Kehrichtverbrennungsanlage nicht bekannt sind und es voraussichtlich auch nie sein werden. Der im folgenden beschriebene Ansatz (Hellweg et al., 1998) versucht jedoch, möglichst weitgehend die bekannten Informationen in das Modell zu integrieren, um eine Allokation gemäss physikalisch-chemischer Zusammenhänge so genau wie möglich treffen zu können.

Es ist bekannt, dass inerte Abfallsubstanzen in die Schlacke transferiert werden. Daher sollten für diese Abfälle nicht die durchschnittlichen Transferkoeffizienten verwendet werden, sondern ein neues Set von Koeffizienten, welches 1000 g/kg für alle Elemente in der Spalte für Schlacke angibt (und dementsprechend 0 g/kg für Luft- und Wasseremissionen sowie weitere Rückstände).

Mit der Kenntnis der Transferkoeffizienten für durchschnittlichen und für inerten Abfall und der Zusammensetzung des durchschnittlichen Abfalls kann ein Set von Transferkoeffizienten für brennbaren Abfall wie unten dargestellt berechnet werden. In den Formeln wird jeweils davon ausgegangen, dass die jeweiligen Zusammensetzungen des Abfalls in Prozent angegeben sind und in der Summe 100% ergeben.

$$Output_{avg} = C_{avg} * TC_{avg} = x * C_{inert} * TC_{inert} + (1-x) * C_{burn} * TC_{burn}$$

inerte Abfälle
brennbare Abfälle

$$TC_{burn.} = \frac{Output_{avg} - x * TC_{inert} * C_{inert}}{(1-x) * C_{burn.}}$$

mit

TC: Transferkoeffizienten [g/kg]

Output: Verbrennungsrückstände und in die verschiedenen Kompartimente emittierte Stoffmengen [g/kg] (vor Berechnung der Gewichtszunahme durch Reaktion mit Verbrennungsluft)

C: Zusammensetzung des Abfalls [%]

x: Anteil der inerten Substanzen im Abfall [%]

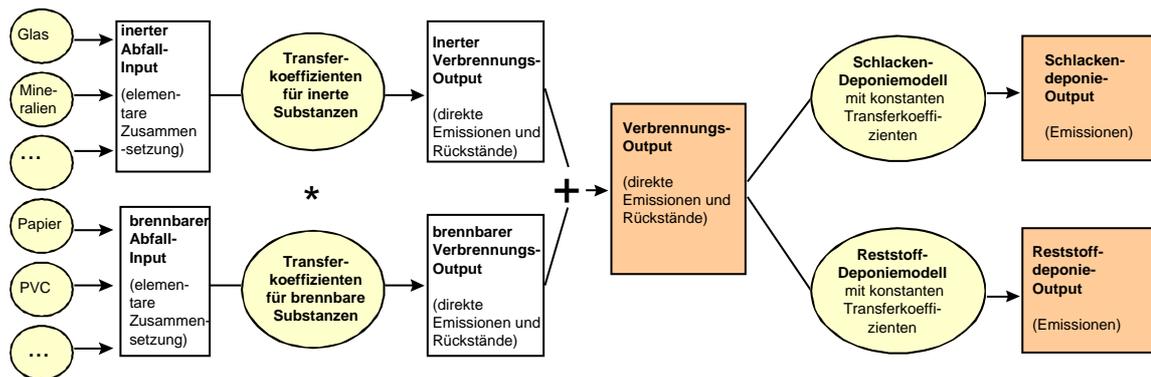
avg: Index für durchschnittlichen Abfall

burn.: Index für brennbaren Abfall

inert: Index für inerten Abfall

Es wird davon ausgegangen, dass die Aufteilung des Abfalls nach inerten und brennbaren Substanzen mit einem jeweiligen Transferkoeffizientenset einen erhöhten Genauigkeitsgrad gewährleistet. Es ist jedoch klar, dass auch bei dieser Lösung mit Abweichungen von realen Werten zu rechnen ist, da sich nicht alle brennbaren Materialien gleich verhalten und weitere Prozessbedingungen vernachlässigt werden.

Die Abbildung 3 zeigt im Überblick das angewandte Modell bezüglich der abfallspezifischen Emissionen bei der Kehrichtverbrennung. Die gewählte Methode weist den Vorteil auf, dass sie die Massenbilanz erfüllt, d.h. für einen durchschnittlichen Input entspricht der aufaddierte Verbrennungoutput den gemessenen Werten für Durchschnittsabfall.



**Abb. 3:** Abfallspezifische Berechnung der Emissionen/Ressourcenverbräuche innerhalb des Systemmodells

Neben den abfallspezifischen Emissionen gibt es auch solche, die (weitgehend) unabhängig vom Abfall-Input entstehen, sogenannte prozessspezifische Emissionen. Hierzu gehören Kohlenmonoxid und VOC sowie zum Teil Stickoxide. Über den Einfluss der Abfallzusammensetzung auf die Entstehung von Dioxinen und Furanen ist zu wenig bekannt, um ihn im Modell abbilden zu können (Eggels and van der Ven, 1994). Aus diesem Grund wird für diese Gruppe von Emissionen keine Allokation entsprechend physikalisch-chemischer Zusammenhänge gewählt, sondern eine pauschale Allokation auf das Gesamtkilogramm Abfall (Zimmermann et al., 1996).

Die bei der Betriebsmittelproduktion entstehenden Emissionen und Ressourcenverbräuche werden anteilmässig auf die jeweiligen "Zielsubstanzen" (z.B. SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>) alloziiert, die unschädlich gemacht werden sollen (Zimmermann et al., 1996). Die Mengen an Betriebsmitteln hängen somit direkt mit der Zusammensetzung des Abfalls zusammen.

Die in Abschnitt 3.2 bereits angesprochene Allokation der produzierten bzw. verbrauchten Energie wird entsprechend dem Heizwert des jeweiligen Abfalls alloziiert, da verschiedene Input-Materialien auch unterschiedlich zur Energieproduktion beitragen.

Ein Ansatz der Output-Allokation, der physikalische Kausalitäten berücksichtigt, ist der folgende: Es wird davon ausgegangen, dass der hauptsächliche Zweck von Kehrichtverbrennungsanlagen die Entsorgung von Abfällen ist, und Energie nur als Nebenprodukt entsteht. Der Abfall enthält Elemente, die keinen Beitrag zur Energieausbeute liefern. Die entstehenden Emissionen werden komplett der Funktion Entsorgung zugeschrieben. Die Emissionen und Ressourcenverbräuche jedoch, die durch Elemente entstehen, die einen Einfluss auf den Heizwert des Abfalls haben (Kohlenstoff, Wasserstoff, Schwefel und Stickstoff), werden beiden Kuppelprodukten (Entsorgungsdienstleistung und Energie) zugeordnet. Das gleiche gilt für die Betriebsmittelallokation der weitergehenden Rauchgasreinigung sowie die prozessspezifischen Emissionen.

Dieser Ansatz verlangt das Festlegen eines Allokationsschlüssels, da die genannten Emissionen und Ressourcenverbräuche auf die Dienstleistung Entsorgung und die produzierte Energie aufgeteilt werden müssen. Dies kann z.B. nach ökonomischen Kriterien erfolgen.

### 3.4 Allokation entsprechend ökonomischer Prinzipien

Dieses Allokationsprinzip ist prinzipiell für die Abfallverbrennung denkbar (im vorhergehenden Abschnitt wurde eine Verwendungsmöglichkeit erwähnt). Eine umfassende Diskussion dieses Allokationsprinzips ist im Beitrag von Mike Chudacoff zu finden.

## 4. Überprüfung und Sensitivitätsanalysen

Der gewählte Ansatz der geteilten Transferkoeffizienten für die Verbrennung und der durchschnittlichen Koeffizienten für die Deponien gewährleistet eine Einhaltung des Massengesetzes, was leicht aus der Herleitung erkennbar ist.

Im folgenden werden einige Resultate gezeigt, welche die Auswirkungen der oben geschilderten Allokationsmechanismen auf die Ökobilanz verdeutlichen. Es wurden für die Analyse die Materialien Papier, Kunststoff und Glas zur exemplarischen Illustration ausgewählt.

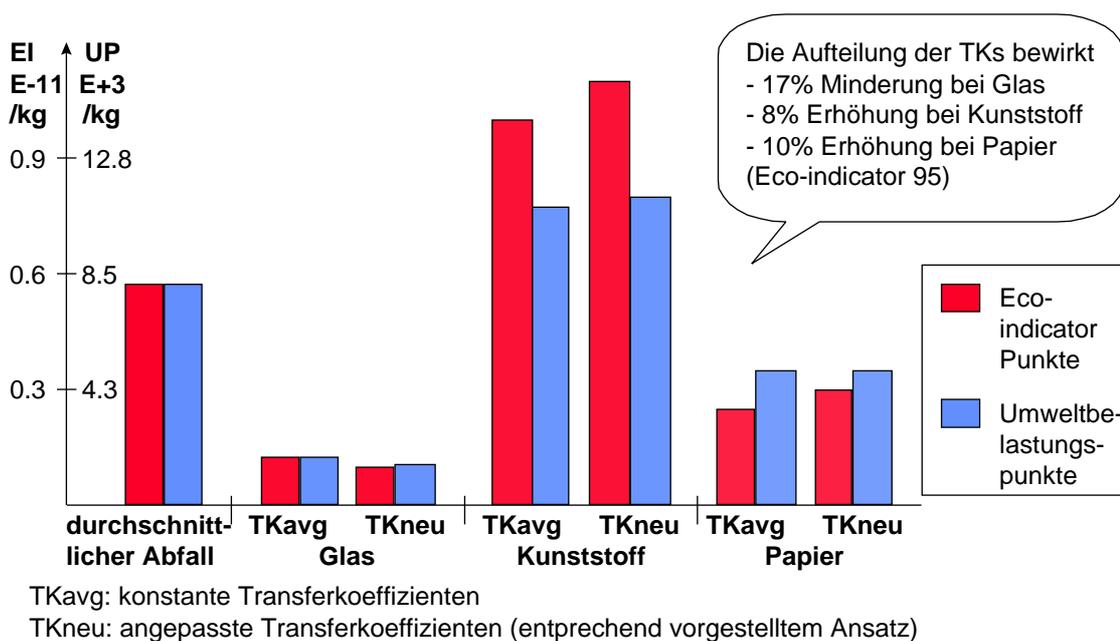


Abb 4: Bilanzierung verschiedener Abfallarten mit den Methoden Eco-indicator 95 und Umweltbelastungspunkten

In der obigen Abbildung 4 ist zu erkennen, dass unterschiedliche Abfallarten zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen in der Ökobilanz führen. Es kann ebenfalls festgestellt werden, dass die Aufteilung der Transferkoeffizienten in brennbar und inert (siehe Abschnitt 3.3) zu Abweichungen von 17% für Glas, 8% für Kunststoff und 10% für Papier bei der Eco-indicator Bewertung (linke Balken) führt. Bei der Bilanzierung mit Umweltbelastungspunkten (rechte Balken) ist das Ausmass der Abweichung zwar kleiner, jedoch ist ebenfalls eine Minderung für Glas bzw. eine Erhöhung für Kunststoff und Papier zu erkennen.

Die folgende Abbildung zeigt eine Sensitivitätsanalyse für die Gutschrift von Energie aus verschiedenen Referenzsystemen (Systemerweiterung - siehe Abschnitt 3.2). Hierbei wurde der

Betrag der erzeugten Nettoenergie individuell für die einzelnen Materialien entsprechend ihrem Heizwert ermittelt (siehe Abschnitt 3.3).

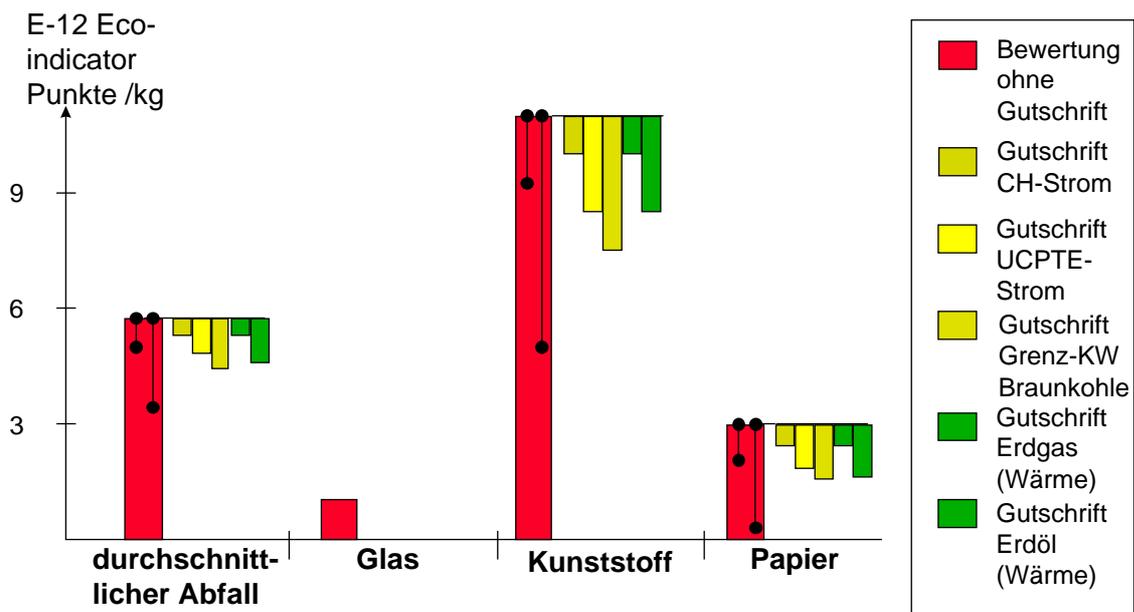
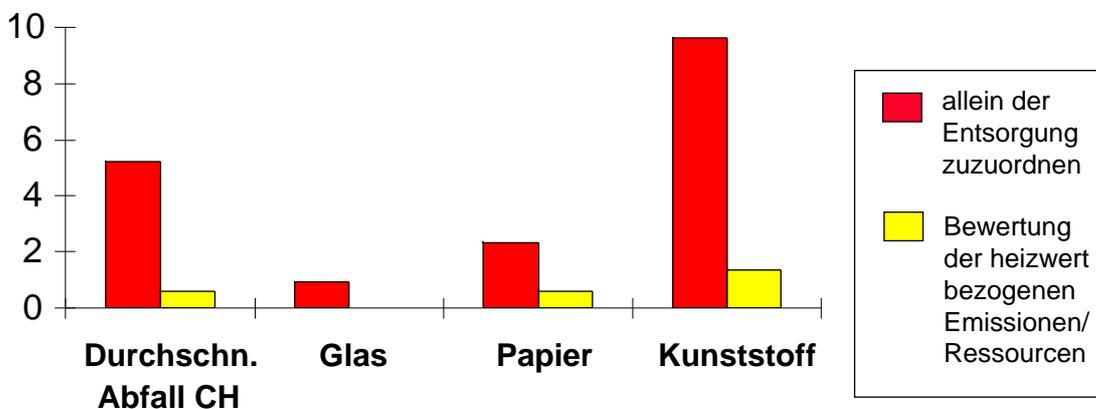


Abb 5: Bilanzierung verschiedener Abfallarten mit den Methoden Eco-indicator 95 und Umweltbelastungspunkten

Die Abbildung 5 verdeutlicht, dass eine inputbezogene Systemerweiterung je nach Wahl des Referenzsystems zu sehr grossen Abweichungen bei den Gutschriften führen kann. Die schwarzen Linien innerhalb der grossen Balken beschreiben jeweils die Gutschrift vor dem Hintergrund eines "Best Case" und eines "Worst Case" Szenarios. Ein Vergleich zeigt, dass die Unterschiede über 100% betragen können.



➔ Allokationsschlüssel für die heizwertbezogenen Emissionen / Ressourcenverbräuche notwendig

Abb 6: Bilanzierung verschiedener Abfallarten mit den Methoden Eco-indicator 95 und Umweltbelastungspunkten

Werden nur die heizwertbezogenen Emissionen auf die beiden Produkte Entsorgung und Energie verteilt (siehe Ende Abschnitt 3.3), so ergeben sich erheblich geringere Gutschriften für Energie.

## 5. Schlussfolgerungen

Bei der Abfallbehandlung wurden in den vergangenen Jahren Modelle geschaffen, die eine input-spezifische Berechnung von Emissionen und Ressourcenverbräuchen erlauben. Hierzu wurden vor allem Allokationsmechanismen entsprechend physikalisch-chemischer Zusammenhänge entwickelt.

Das vorgestellte Modell strebt eine Abbildung sämtlicher bekannter Kausalitäten an, um eine verursachergerechte Allokation möglichst genau vorzunehmen zu können. Dieses Prinzip wird auch bezüglich des Kuppelprodukts Energie vorgenommenen, dessen Gutschriften inputseitig auf die Materialien entsprechend der Heizwerte zugeordnet werden können.

Die Resultate zeigen, dass eine Abbildung der physikalischen Kausalitäten zur Bilanzierung verschiedener Inputs sinnvoll ist. Es wurde ebenfalls gezeigt, dass durch die Wahl eines Referenzsystems bei der Systemerweiterung die Ergebnisse stark beeinflusst werden, so dass ein gewisses Mass an Subjektivität in der Sachbilanzierung trotz ISO-Norm bestehen bleibt. Es wird daher empfohlen, in jedem Fall Sensitivitätsanalysen durchzuführen.

## Verdankung

Ich danke Rolf Frischknecht, Konrad Hungerbühler und Stephanie Mössner für ihre wertvollen Kommentare zu einer früheren Version dieses Artikels. Für die finanzielle Unterstützung des Projekts sei dem Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der Wissenschaft herzlich gedankt.

## Literatur

- Franke et al. Franke, A., Giegrich, J., Knappe, F., Knörr, W., Schorb, A., Vietze, M., *Ökobilanz von Verpackungen*. Endbericht No. 103 03 220/04, Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg, 03/1994
- Zimmermann et al. Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhardt, A., Menard, M., *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen, Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen*. No. ESU-Reihe Nr. 1/96, Institut für Energietechnik, ETH Zürich, Zürich, August 1996
- van den Berghe et al. van den Berghe, G., Faay, A., Koudijs, E., van Oorscot, G., van der Ven, B., Worrell, E., Ywema, P. E., "Modelling Waste Treatment in LCA." in Udo de Haes, H. A. and van Halen, C. J. G., *Results of the Dutch Platform "LCA & Waste"*. Pi!MC, The Hague, 1997
- Sundqvist et al. Sundqvist, J.-O., Finnveden, G., Stripple, H., Albertsson, A.-C., Karlsson, S., Berendson, J., Höglund, L.-O., *Life Cycle Assessment and Solid Waste - Stage 2*. AFR No. 173, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 1997
- Hellweg et al. Hellweg, S., Binder, M., Hungerbühler, K., "Model for an environmental evaluation of waste treatment processes with the help of life cycle assessment." in Sundberg, J., *Systems engineering models for waste management*. forthcoming, The Waste Research Council (AFN), Göteborg (Sweden), 25./26.02.1998
- Anonymous Anonymous, *ISO 14041*. Entwurf No. ISO/TC 207/SC 5/WG 2, 06/03/1998
- Eggels and van der Ven Eggels, P., van der Ven, B., "Allocation model in case of multiple waste handling." in Hupperts, G. and Schneider, F., *European Workshop on Allocation in LCA*. SETAC-Europe, Leiden (NL), 24-25/02/1994

MIKE CHUDACOFF

## Ökobilanzen von Dampf und Strom aus Müllverbrennungsanlagen

*Frischknecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 17-24*

Die Ökobilanzen der Wärmenutzung der Müllverbrennung können sich um Grössenordnungen unterscheiden – selbst wenn der gleiche Brennstoff verwendet wird. Der Grund liegt in der Vielfalt der Zuordnungsansätze.

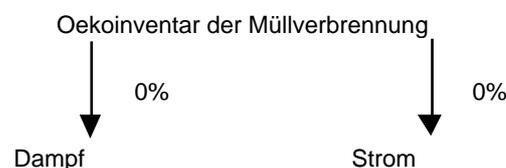
### Verwendete Zuordnungsansätze

Bei der Verbrennung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen (MVA) mit Wärmenutzung werden Dampf und Strom erzeugt. Selbst in neueren Publikationen werden Dampf und Strom als Nebenprodukte bezeichnet, die deshalb keinen Anteil an der Umweltbelastung der Müllverbrennung tragen würden. Es besteht auch die Möglichkeit, Dampf und Strom als Kuppelprodukte zu bezeichnen, die doch einen Anteil der Umweltbelastung tragen. Die Müllverbrennung mit Wärmenutzung kann deshalb als „Multi-output“-Prozess bezeichnet werden. Andere möglichen Zuordnungen werden in [Lindfors et al.] detailliert beschrieben. In [Lindfors et al.] wird folgende Reihenfolge des Vorgehens für „Multi-output“-Prozesse empfohlen:

- Zuordnungen vermeiden durch Systemerweiterung (z.B. durch Substitution)
- Aufgrund naturwissenschaftlicher Kausalität zuordnen
- Aufgrund monetärer / sozialer Parameter zuordnen.

Es werden hier folgende Zuordnungen untersucht:

- Keine Zuordnung der Umweltbelastung aus der MVA: Dampf und Strom werden als Nebenprodukte behandelt. Die Belastungen der Entsorgung werden dem Hauptprodukt zugeordnet, d.h. dem Erzeugnis, das entsorgt wird.



**Abb. 1:** Keine Zuordnung

- Zuordnung der Umweltbelastung aus der MVA, Substitution: Dampf und Strom werden als Kuppelprodukte behandelt, welche fossil erzeugten Dampf resp. Netzstrom ersetzt. Es wird aufgrund der Endenergie substituiert, wobei der Mix der fossilen Wärmeerzeugung resp. des Netzstroms definiert werden muss. Die Summe der Belastungen resp. der Entlastungen werden dem Hauptprodukt zugeordnet.



Abb. 2: Energetische Zuordnung und Substitution

- Monetäre Zuordnung gemäss dem Ansatz von F.Schneider in [SETAC 1994]: Die Zuordnung der Umweltbelastungen wird den Nutzen eines Systems zugeordnet. Besteht das System nur aus der MVA und dem angelieferten Müll, so heissen die Nutzen: Abfallentsorgung, Dampf und Strom. Das Mass der Zuordnung ist der Verkaufspreis eines Nutzen (resp. eines Produktes). Hier wird die Zuordnung des Nutzens Entsorgung mit dem Annahmepreis für Müll angegeben.



Abb. 3: Monetäre Zuordnung

- Monetäre Zuordnung und Substitution: Split der Umweltbelastungen gemäss dem Ansatz von F.Schneider in [SETAC 1994], Dampf und Strom werden aber zusätzlich noch wie in Fall 2 substituiert. Diese Zuordnung kann vorgenommen werden, wenn in einem Ökobilanz-Projekt nicht gesamthaft nach dem Ansatz von Schneider zugeordnet wird, sondern z.B. substituiert wird. Die Belastungen der Entsorgung können zuerst monetär (wie oben) gesplittet werden. Nachträglich können die Inventare der Fernwärme und des Stroms wie in 2 substituiert werden.

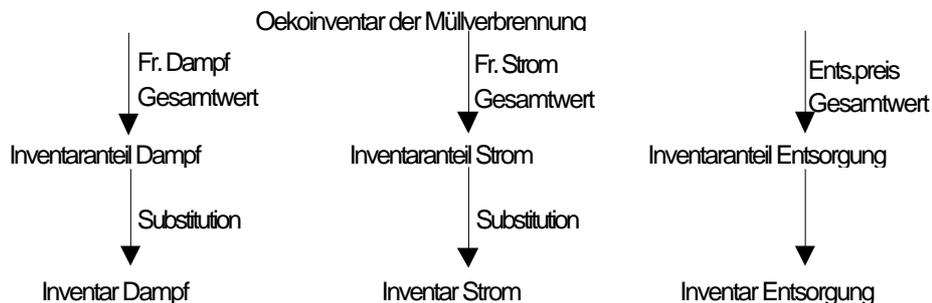
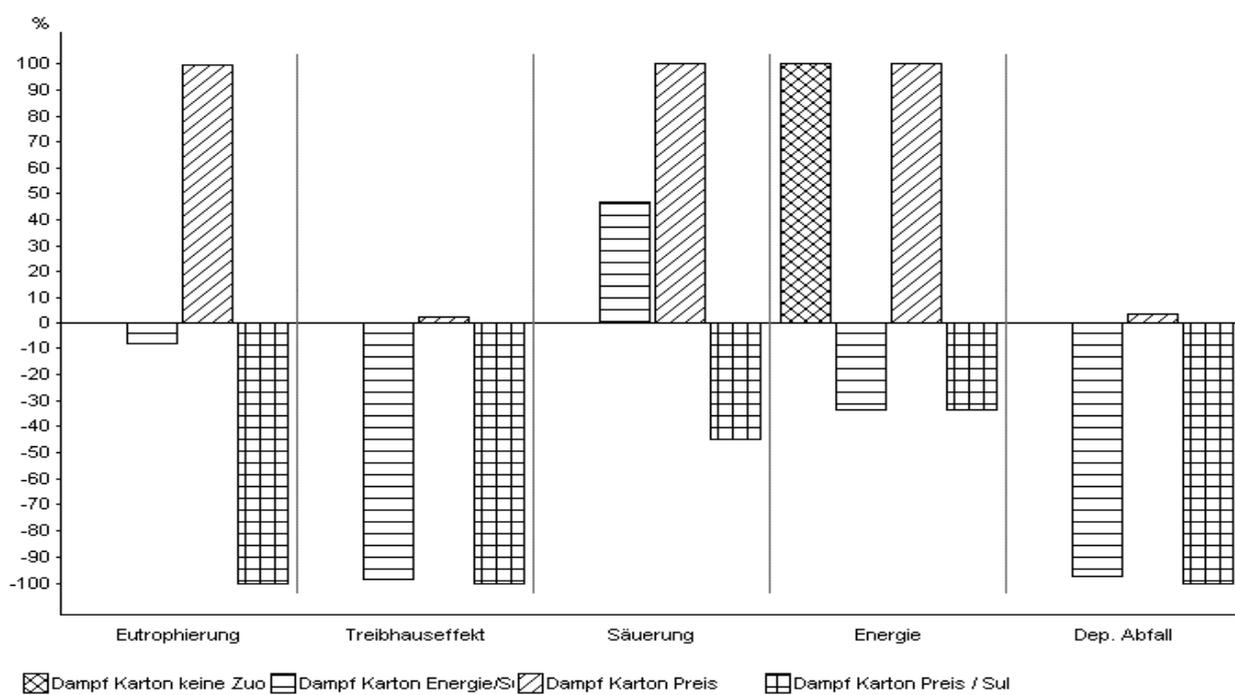


Abb. 4: Monetäre Zuordnung mit Substitution

## Ökobilanzen der Wärmenutzung (Systemgrenze MVA)

Bei den nachfolgenden Vergleichen wird immer von den gleichen Inventaren ausgegangen (Anhang). Es werden je ein Kilogramm Polystyrol (HIPS), Polyethylen (LDPE) sowie Karton (LPB) in einer MVA mit Rauchgasreinigung Stand CH 1995 gemäss [BUWAL 250] entsorgt.

### Ökobilanzen von Dampf aus der Müllverbrennung von Karton, ohne Berücksichtigung der Herstellung des Kartons<sup>1</sup>



Compare report setup 'Dampf Karton'; Method: CML 1992 adj 2 / WorldCML / characterisation

Reihenfolge der Umweltbelastung:

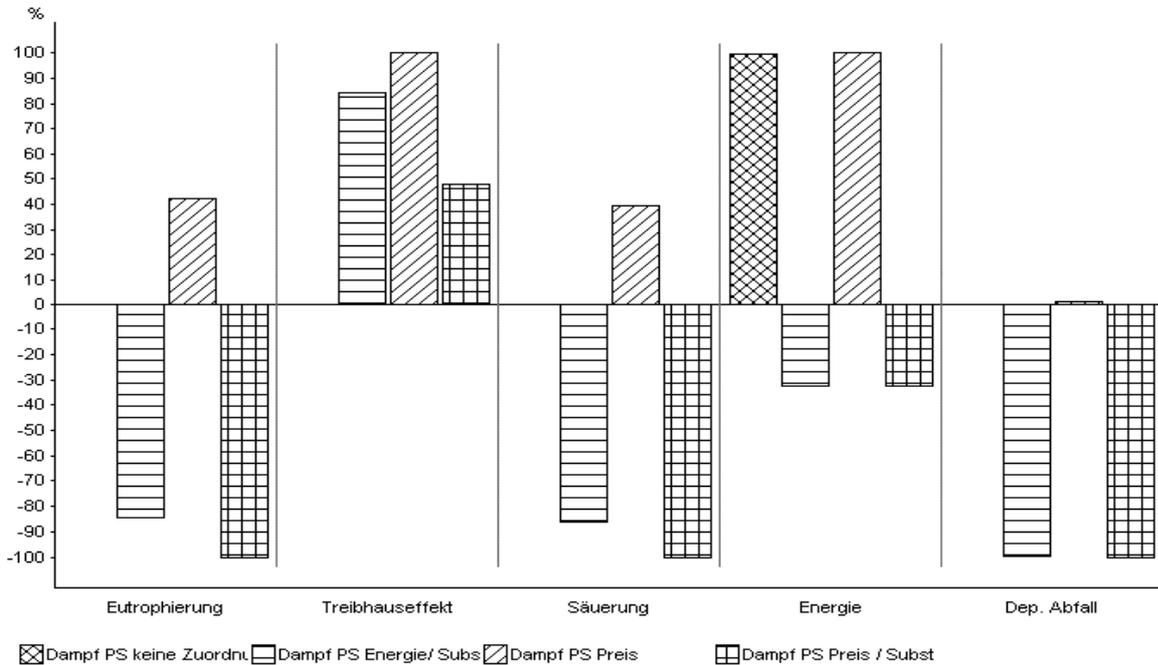
1 am wenigsten umweltbelastend – 4 am stärksten umweltbelastend

	Eutrophie- rung	Treibhaus- effekt	Säuerung	Energie	Abfall
Keine Zuordnung	3	3	2	3-4	3
Energet. Zuordnung + Substitution	2	1-2	3	1-2	1-2
Monetäre Zuordnung	4	4	4	3-4	4
Monetäre Zuordnung + Substitution	1	1-2	1	1-2	1-2

Die Ökobilanzen, die auf einer Substitution basieren, zeigen die besseren Resultate, aufgrund des Abzugs eines Mixes aus fossil erzeugtem Dampf. Es folgen die Ökobilanzen von Dampf aus der Abfallverbrennung von Polystyrol.

<sup>1</sup> Die Ökobilanz des Dampfes ohne zugeordnete Umweltbelastung besteht nur aus einer Energiemenge

## Ökobilanzen von Dampf aus der Müllverbrennung von Polystyrol, ohne Berücksichtigung der Herstellung des Brennstoffs



Compare report setup 'Dampf PS'; Method: CML 1992 adj 2 / WorldCML / characterisation

Reihenfolge der Umweltbelastung:

1 am wenigsten umweltbelastend – 4 am stärksten umweltbelastend

	Eutrophie- rung	Treibhaus- effekt	Säuerung	Energie	Abfall
Keine Zuordnung	3	1	3	3-4	3
Energet. Zuordnung + Substitution	2	3	2	1-2	1-2
Monetäre Zuordnung	4	4	4	3-4	4
Monetäre Zuordnung + Substitution	1	2	1	1-2	1-2

Wiederum schneiden die Ökobilanzen, die auf einer Substitution basieren, besser ab. Die Reihenfolge der Ökobilanzen ist bei den Umweltwirkungen Treibhauseffekt und Säuerung nicht identisch. Dies liegt z.T. daran, dass bei der Müllverbrennung von Karton das biogene Kohlendioxid hier nicht berücksichtigt wird, was zu einer weniger starken Belastung in Bezug auf den Treibhauseffekt führt. Ein wichtiger Einfluss ist vor allem der Heizwert des Brennstoffs: Je höher dieser liegt, desto grösser der Anteil von Dampf und Strom an dem Inventar der Müllverbrennung. Bei einer Substitution werden dann entsprechend grössere Mengen der substituierten fossilen Energieträger resp. des substituierten Strommixes abgezogen, was die Umwelt gesamthaft entlastet.

Bei einem angenommen Entsorgungspreis von DM 350 / Tonne Hausmüll (Deutscher Schnitt) und einen Dampfpreis von 10 Pf/MJ sowie einen Strompreis von 5.3 Pf/MJ (reelle Preise einer deutschen MVA) ergibt sich beispielsweise folgende Verteilung der Umweltbelastungen, wenn nach einem monetären Split vorgegangen wird:

Brennstoff (Brst)	Karton	Wärme B	Strom	Entsorgung	Total
Ho	17.6				
Hu	16.6				
Bruttoenergie (MJ)		2.822	2.822		
Abzug KVA		0.24	0.36		
Nutzwärme (MJ)		2.582	2.462		5.044
Abgabepreis pro MJ (Pf)		10	5.3		
Nützlichkeits in Pf		25.82	13.049	35	<b>73.9</b>
Split der Umweltbelastungen		35.0%	17.7%	47.4%	

**Tabelle 1:** Zuordnungssplit der Entsorgung von Karton

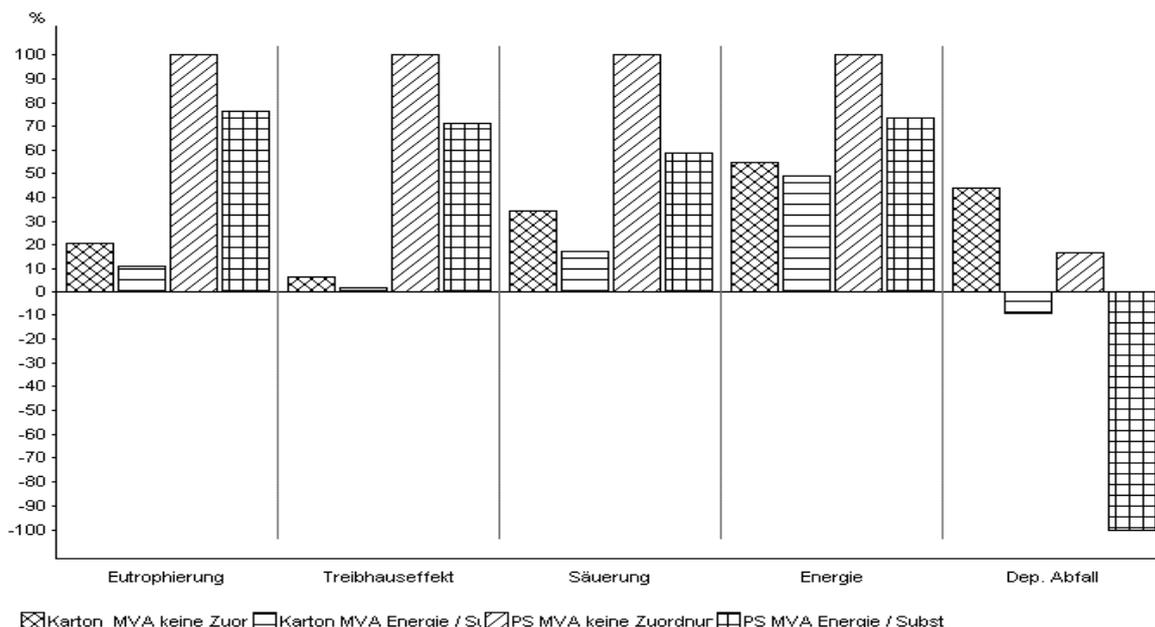
Brennstoff (Brst)	PS	Wärme B	Strom	Entsorgung	Total
Ho (MJ/kg)	38.2				
Hu (MJ/kg)	37				
Bruttoenergie (MJ)		6.29	6.29		
Abzug KVA		0.24	0.36		
Nutzwärme (MJ)		6.05	5.93		11.98
Abgabepreis pro MJ (Pf)		10	5.3		
Nützlichkeits in Pf		60.5	31.429	35	<b>126.9</b>
Split der Umweltbelastungen		47.7%	24.8%	27.6%	

**Tabelle 2:** Zuordnungssplit der entsorgung von Polystyrol

## Ökobilanzen der Wärmenutzung (Systemgrenze Herstellung)

Werden die Systemgrenzen erweitert, um die Herstellung eines Produktes aus Karton resp. aus Polystyrol miteinzubeziehen, lässt sich der Einfluss der gewählten Entsorgungs-Inventare auf das Gesamtergebnis veranschaulichen. Es folgen zuerst die Ökobilanzen ohne Zuordnungen für Wärme und Strom aus der MVA resp. mit Zuordnung aufgrund der Energie und Substitution.

## Ökobilanzen der Herstellung und Entsorgung von Polystyrol (HIPS) resp. Karton (LPB): keine Zuordnung zur Wärmenutzung bzw. energetische Zuordnung mit Substitution



Compare report setup "Vergleich Karton MVA Energie"; Method: CML 1992 adj 2 / WorldCML / characterisation

Der Einfluss einer Substitution des Dampfes resp. des Stromes ist bei beiden Systemen und bei allen Umweltwirkungen signifikant.

## Ökobilanzen der Wärmenutzung (Systemgrenze Herstellung, monetärer Ansatz)

Bei den nachfolgenden Zuordnungen wird von dem Ansatz von F. Schneider in [SETAC 1994] ausgegangen. Demnach wird zuerst das ganze System bilanziert, um anschliessend Zuordnungen aufgrund der im System vorhandenen Nutzen vorzunehmen. Dies geschieht aufgrund des Marktpreises, wobei der ökonomische Wert der Entsorgung durch den Annahmepreis von Müll angegeben wird. Es wird zudem davon ausgegangen, dass die Produkte aus Karton resp. aus Polystyrol einen Marktpreis von DM 4.50 erzielen. Dann lassen sich die Nutzen innerhalb der einzelnen Systeme folgendermassen monetarisieren:

Brennstoff (Brst)	Karton	Wärme B	Strom	Entsorgung	Total
Ho	17.6				
Hu	16.6				
Bruttoenergie (MJ)		2.822	2.822		
Abzug KVA		0.24	0.36		
Nutzwärme (MJ)		2.582	2.462		5.044
Abgabepreis pro MJ (Pf)		10	5.3		
Nützlichkeit in Pf	450	25.82	13	35	<b>524</b>
Split der Umweltbelastungen	85.9%	4.9%	2.5%	6.7%	

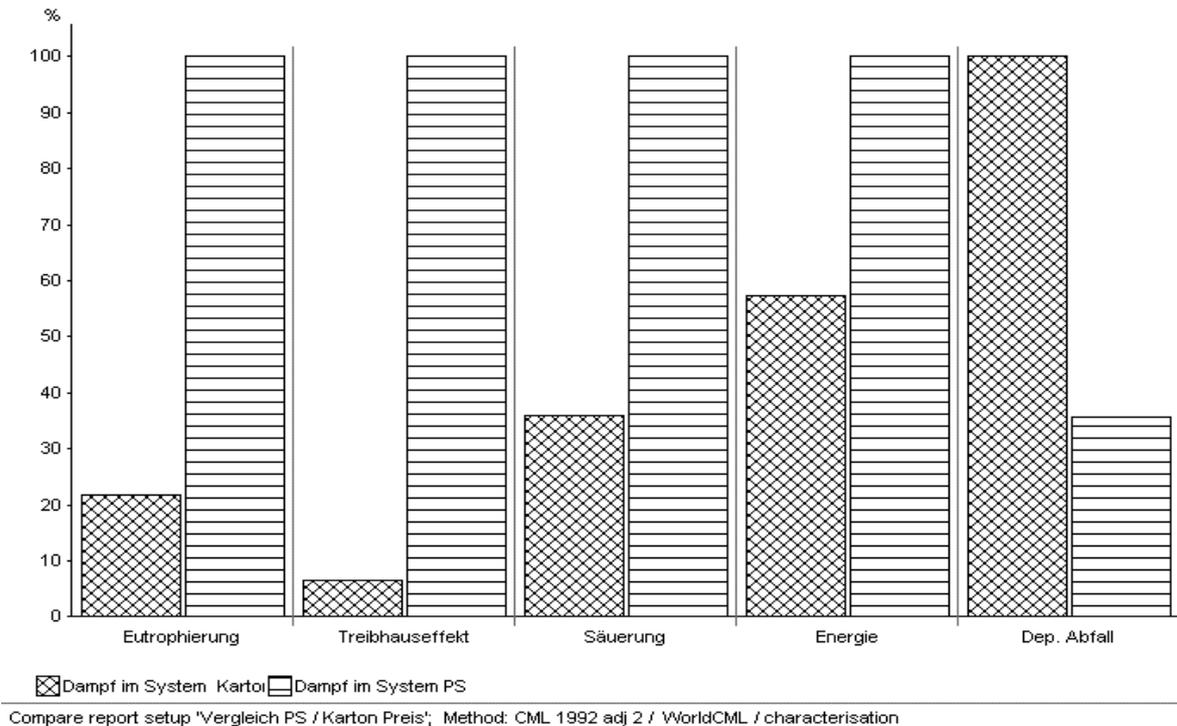
**Tabelle 3:** Zuordnungssplit der Herstellung und Entsorgung von Karton

Brennstoff (Brst)	PS	Wärme B	Strom	Entsorgung	Total
Ho (MJ/kg)	38.2				
Hu (MJ/kg)	37				
Bruttoenergie (MJ)		6.29	6.29		
Abzug KVA		0.24	0.36		
Nutzwärme (MJ)		6.05	5.93		11.98
Abgabepreis pro MJ (Pf)		10	5.3		
Nützlichkeit in Pf	450	60.5	31	35	<b>577</b>
Split der Umweltbelastungen	78.0%	10.5%	5.4%	6.1%	

**Tabelle 4:** Zuordnungssplit der Herstellung und Entsorgung von Polystyrol

Die Ökobilanzen des Dampfes aus den beiden Systemen sind noch nicht direkt vergleichbar, weil der Dampf nicht den gleichen ökonomischen Wert aufweist. Der Dampf aus dem System „Herstellung und Entsorgung von Karton“ kostet weniger als derjenige aus dem System „Herstellung und Entsorgung von Polystyrol“. Wird die Ökobilanz des Dampfes aus dem System Karton hingegen mit dem Faktor  $60.5/25.82$  „gestreckt“, weisen beide Dampfmenngen den gleichen ökonomischen Wert auf: Die Ökobilanzen sind nunmehr vergleichbar.

**Ökobilanzen von Dampf aus der Müllverbrennung von Polystyrol (HIPS) resp. Karton (LPB) wenn die Herstellung des Brennstoffes berücksichtigt wird, nach dem Ansatz von F. Schneider in [SETAC 1994]:**



Bei vier Umweltwirkungen schneidet der Dampf aus dem System „Herstellung und Entsorgung von Karton“ deutlich besser ab. Dies liegt grösstenteils daran, dass die Gesamtbelastung im System „Herstellung und Entsorgung von Polystyrol“ höher liegt. Eine Ausnahme bildet hierbei die Menge deponierter Abfälle: diese liegt im Karton-System etwas höher als im Polystyrol-System. Die Ursache liegt im verwendeten Energiemodell des Stroms: während LPB in Schweden hergestellt wird, sind die Abfälle beim Polystyrol aus [APME Bericht 4] 1997 entnommen.

Fazit: Es gibt (noch) keinen einheitlichen Ansatz für die Erstellung von Ökobilanzen von Dampf und Strom aus der Müllverbrennung mit Wärmenutzung. Vorderhand könnten Ökobilanzierer klar angeben, welchen Zuordnungsansatz sie anwenden und mittels Sensitivitäten den Einfluss der Zuordnung auf das Gesamtergebnis untersuchen. Notfalls kann mit verschiedenen Szenarien gearbeitet werden.

## Anhang: Grunddaten

Packstoff	Quelle	Verwendetes Ökoinventar der Müllverbrennung
Polystyrol (HIPS)	[BUWAL 250]	KVA IST-Szenario hochgerechnet (Tab. 17.26)
Polyethylen (LDPE)	[BUWAL 250]	KVA IST-Szenario hochgerechnet (Tab. 17.26)
Karton (LPB)	[BUWAL 250]	KVA IST-Szenario hochgerechnet (Tab. 17.33)
Abfälle aus Bau und Betrieb der MVA	[ETH 1996]	Infra KVA

### Berücksichtigung der erzeugten Energie:

[BUWAL 250] geht von einem mittleren Kesselwirkungsgrad von 67% aus. Der Eigenbedarf der MVA wird gemäss [BUWAL 250] Tab. 17.8 als 2% Dampf und 3% Strom gerechnet.

Bei einer durchschnittlichen MVA in Deutschland wird 17% der erzeugten Dampfenergie brutto sowohl als Strom wie auch als Wärme umgewandelt.

Es wird der mittlere Entsorgungspreis von Hausmüll von DM 350.- eingesetzt. Der Dampf verkauft sich zu 5.3 Pf/MJ, der Strom zu 10 Pf/MJ (reelle Preise einer deutschen MVA).

Es wird davon ausgegangen, dass die Produkte der Müllverbrennung Netzstrom und konventionell erzeugte Fernwärme ersetzen. Für den substituierten Strom wird das Modell W-D, Mittelspannungsbezug gemäss [ETH 1996] eingesetzt. Die Substitution der Fernwärme basiert auf folgende Mengen fossil erzeugter Energie:

Energieträger	Anteil Fernwärme	Verwendetes Ökoinventar aus [ETH 1996]
Steinkohle	26%	Nutzwärme Industriekohlenfeuerung 1-10 MW
Braunkohle	16%	Nutzwärme Industriekohlenfeuerung 1-10 MW
Gas	47%	Nutzwärme ab Industriefeuerung 100 kW
Öl	11%	Nutzwärme ab Industriefeuerung S, Euro

Bewertet wird gemäss einem leicht modifizierten Ansatz von CML 1992.

## Literatur

[Lindfors et al.]: Lindfors, L. et al.: „LCA-Nordic Technical Report No. 7, Allocation“, Nordic Council of Ministers, 1994

[SETAC 1994]: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): "Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA", SETAC, 1994

[BUWAL 250]: "Ökoinventar für Verpackungen", BUWAL Schriftenreihe Nr. 250, BUWAL 1996

[ETH 1996]: Frischknecht, R.: "Ökoinventare für Energiesysteme", ETH-PSI 1996, Vertrieb: ENET, Bern

GEORG MÜLLER-FÜRSTENBERGER

## Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion

*Frischknecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 25-31*

### 1. Einleitung

Es gibt kaum Unternehmen, die nur ein einziges homogenes Produkt herstellen. Zahlreiche Gründe sprechen dagegen; einer davon ist die sogenannte Kuppelproduktion. Damit wird die aus physikalisch-chemischen Gründen zwangsläufig gemeinsame Herstellung mehrerer unterschiedlicher Erzeugnisse bezeichnet. Die Mengenverhältnisse können dabei flexibel oder starr sein. Für beide Fälle lassen sich zahlreiche Produktionsverfahren nennen, wobei die Aufarbeitung von Erdöl und die Elektrolyse von Steinsalz als Paradebeispiele für flexible, bzw. starre Kuppelproduktion gelten.

Aus wirtschaftlicher Sicht wirft starre Kuppelproduktion sofort eine Frage auf: Was bestimmt den Preis eines Kuppelprodukts? Auf der Grundlage der Kostenrechnung ist diese Frage nicht zu beantworten. Dazu müsste ein Kriterium existieren, nach dem die gemeinsamen Kosten auf die Kuppelprodukte verteilt werden. Ohne dieses Kriterium scheint ein verursachergerechtes Überwälzen der Kosten auf die Produkte unmöglich.

In den folgenden Ausführungen wird zunächst diskutiert, wie sich das Problem der Kostenallokation bei den zentralen betrieblichen Entscheidungen umgehen lässt. Daran anschliessend wird geprüft, ob Ansätze aus der kooperativen Spieltheorie neue Impulse für das Kostenallokationsproblem geben. Schliesslich werden Berechenbare Allgemeine Gleichgewichtsmodelle als ein Verfahren zur Simulation von Ökonomien mit starrer Kuppelproduktion vorgestellt.

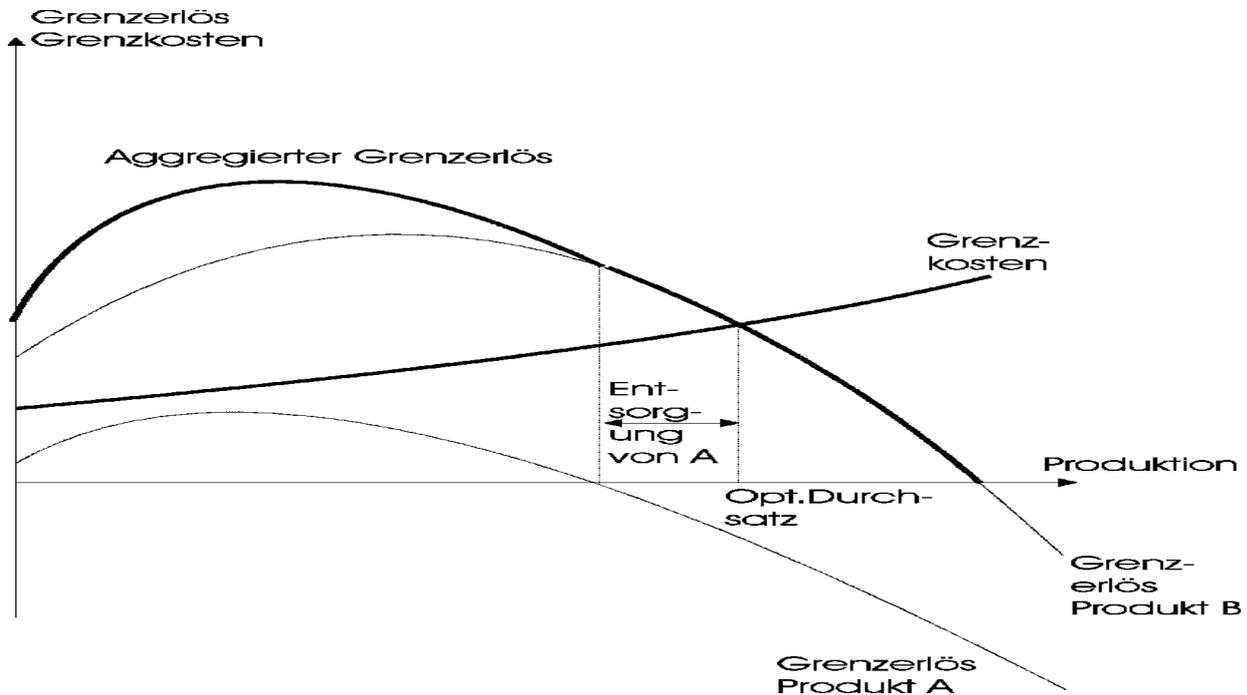
### 2. Mikroökonomie der Kuppelproduktion

Mikroökonomie analysiert wirtschaftliches Geschehen auf der Grundlage individueller Entscheidungen. Dies beinhaltet eine Theorie der Unternehmung, welche die Technologiewahl sowie das Angebots- und Nachfrageverhalten eines Unternehmens konsistent erklärt. Als Ziel wird dem Unternehmen dabei Gewinnmaximierung unterstellt, wobei es von technologischen und institutionellen Rahmenbedingungen eingeschränkt wird.

Das Standardmodell der Mikroökonomie sieht ein Unternehmen vor, welches ein einziges homogenes Produkt anbietet. Diese offensichtliche Diskrepanz zur Wirklichkeit darf jedoch nicht überbewertet werden. Wie sich Kuppelproduktion in das mikroökonomische Unternehmensmodell einbauen lässt, ist in wesentlichen Zügen bereits bei v. Mangold (1863) dargelegt.

Wir skizzieren an dieser Stelle die Ableitung des optimalen Angebots von Kuppelprodukten für ein Unternehmen, das Monopolist auf seinen Absatzmärkten ist. Vereinfachend sei angenommen, dass es zur Herstellung von zwei starren Kuppelprodukten A und B nur einen, möglicherweise zusammengesetzten Input benötigt. Die Produktionskosten  $C(x)$  beziehen sich auf den Durchsatz dieses Inputs,  $x$ , wobei  $C'(x) > 0$  und  $C''(x) < 0$ . Die Wahl der Bezugsgrösse spielt selbstverständlich keine Rolle. Auch können die Mengeneinheiten so gewählt werden, dass eine Einheit A mit einer Einheit B einhergeht. Auf seinen Absatzmärkten sehe das Unternehmen die elastischen Preis-Absatzfunktionen  $p_A = p(x_A)$  und  $p_B = p(x_B)$ , mit  $p'(x) < 0$ .

Die Lösung des Gewinnmaximierungsproblems:  $\max\{ p_A(x_A)x_A + p_B(x_B)x_B - C(x) \}$  mit  $x_A, x_B, x$ , führt zu den optimalen Angebotsmengen  $x_A^*, x_B^*$  und der Nachfragemenge  $x^*$ . Die aus mikroökonomischer Sicht zentrale Frage nach den gewinnmaximalen Angebots- und Nachfragemengen sowie den Preisen ist problemlos zu beantworten. Abbildung 1 verdeutlicht die Produktionsentscheidung.



**Abbildung 1:** Optimales Angebot von Kuppelprodukten bei einem Monopol auf den Absatzmärkten

Für jedes seiner Kuppelprodukte durchläuft der Grenzerlös ein Maximum. Dominiert der Preisrückgang die Produktionssteigerung, so wird der Grenzerlös schliesslich negativ. Das Unternehmen wird seine Produktion nur solange ausdehnen, bis der aggregierte Grenzerlös den Grenzkosten entspricht. In der Abbildung lohnt es sich sogar, einen Teil der Produktion von A nicht auf den Markt zu bringen, um den Preis dieses Gutes nicht zu 'verderben'. Unter vollkommener Konkurrenz, d.h. das Unternehmen kann den Marktpreis der Kuppelprodukte durch sein Angebotsverhalten nicht beeinflussen, vereinfacht sich das Problem nochmals. Für das Unternehmen sind die Kuppelprodukte dann ein Kompositum, dessen Preis die gewichtete Summe der einzelnen Produktpreise ist. Diese Preise werden auf Märkten beobachtet.

Dieses Kalkül setzt voraus, dass das Unternehmen die Nachfragefunktionen bzw. Marktpreise kennt. Andernfalls muss das Unternehmen Preise setzen, um an Informationen über die Nachfragesituation zu gelangen. Ohne Kuppelproduktion kann es sich dabei an den Kosten zuzüglich einer üblichen Gewinnmarge orientieren. Bei Kuppelproduktion ist dies nicht möglich, da es hierzu einen Kostenverteilungsschlüssel benötigen würde. In Situationen ausserhalb des Marktgleichgewichts kann dies einen Einfluss auf die Dauerhaftigkeit von Ungleichgewichten haben (siehe hierzu Müller-Fürstenberger 1995).

### 3. Kostenallokation

Die Allokation der Kosten auf die beiden Produkte A und B musste im obigen Beispiel nicht vorgenommen werden; sie erfolgt endogen: Jedes der beiden Produkte trägt Kosten entsprechend seinem Umsatzanteil. Damit scheint das Problem der Kostenallokation auf das der Gewinnallokation verschoben zu sein. Eine Verteilung entsprechend den Umsatzanteilen ist jedoch auch hier naheliegend, da auch Gewinne eine Kostenkomponente darstellen: Sie sind die

Entlohnung der Eigentümer und stellen damit einen weiteren Kostenfaktor dar, der von den Produkten getragen werden muss.

### 3.1 Kostenallokation bei fehlenden Märkten

Die endogene Allokation der Kosten setzt voraus, dass die Kuppelprodukte auf Märkten gehandelt werden. Für die chemische Industrie ist dies aber häufig nicht gegeben. Diese Unternehmen sind vertikal stark integriert, viele Transaktionen finden innerhalb des Verbundes statt. Ein ähnliches Problem stellt sich, wenn die Herstellung der Kuppelprodukte mit Emissionen einhergeht; auch für diese gibt es häufig keinen Markt (z.B. in Form handelbarer Zertifikate).

Dieses Problem lässt sich analytisch sauber nur lösen, indem ein System von Schattenpreisen etabliert wird. Im Falle eines Verbundunternehmens lassen sich diese Schattenpreise vergleichsweise einfach berechnen. Dazu muss das Unternehmensproblem als Optimierung unter Nebenbedingungen formuliert werden. Die Dualvariablen der Restriktionen entsprechen dann den Preisen, die sich auch in einer Situation vollkommener Konkurrenz auf den einzelnen Märkten einspielen würden. Die Errichtung der Schattenpreise basiert folglich auf der Simulation eines vollständigen Marktsystems.

### 3.2 Ansätze der kooperativen Spieltheorie

Die kooperative Spieltheorie befasst sich mit der Verteilung von Kooperationsgewinnen auf die Beitragenden. Eine Anwendung auf das Kostenallokationsproblem ist naheliegend; die angebotenen Lösungen sind einer Simulation von Märkten jedoch fast immer unterlegen.

Am Beispiel eines Verbundunternehmens lässt sich das Konzept einfach verdeutlichen. Angenommen, ein Verbundunternehmen besteht aus  $I$  Einzelbetrieben. Die gesamten Unternehmenskosten  $C(I)$  müssen auf diese Betriebe verteilt werden, d.h. jeder Einzelbetrieb  $i$  bekommt Kosten  $c_i$  zugewiesen, so dass  $\sum_i c_i = C(I)$ . Betrachten wir zunächst den Fall, dass sich die Vorteile eines Unternehmensverbunds nur mit allen Einzelbetrieben realisieren lassen. Bezeichne  $C(i)$  die Kosten, wenn Betrieb  $i$  sein Produktionsziel ausserhalb des Verbunds realisieren muss. Die meisten Vorschläge der kooperativen Spieltheorie, z.B. Nash oder Kalai-Smorodinsky, laufen auf eine Gleichverteilung hinaus, d.h.

$$c(i) = C(i) + [C(I) - \sum_{h \neq i} C(h)] / I.$$

Diese Regel basiert auf der Idee, dass der Verbund nur mit allen Einzelbetrieben möglich ist. Lassen wir diese Annahme fallen, dann sollte eine Kostenallokationsregel den Beitrag eines Einzelbetriebes relativ zu den Beiträgen anderer für die Einsparung im Verbund reflektieren.

Die bekannteste Regel, die diesem Anspruch genügt, ist der Shapley-Wert (siehe Mas-Colell et al. 1995:847). Dazu wird eine beliebige Anordnung  $P$  der Betriebe  $\{1, \dots, I\}$  betrachtet. Der Beitrag, den  $i$  im Verbund leistet, wenn er ausgehend von einer beliebigen Reihenfolge dem Verbund beiträgt, beträgt

$$v_p(i) = c[\{h: P(h) \leq P(i)\}] - c[\{h: P(h) < P(i)\}].$$

Die Kosten des Beitritts werden dem Unternehmen vollständig zugerechnet. Unter der Annahme, dass die Reihenfolge dem Zufall überlassen ist, ergibt sich damit eine erwartete Belastung von

$$c_s(i) = [S_P v_p(i)] / I!.$$

Die Kostenzuweisung  $c_s(i)$  ist der Shapley-Wert.

Beispiel: Verrechnung von Emissionen

Einzelbetriebe		Zweierverbund	
A	100	AB	170
B	200	AC	130
C	150	CB	190
Verbund ABC		200	
P	Betrieb A	Betrieb B	Betrieb C
ABC	100	70	30
ACB	100	70	30
BAC	-30	200	30
BCA	10	200	-10
CAB	-20	70	150
CBA	10	40	150
Summe	170	650	380
Shaply Wert	28.3	108.3	63.3

Die Kostenzuweisung gehört dem Kern des kooperativen Spiels an, d.h. kein Einzelbetrieb verschlechtert sich im Zuge der Verbundbildung. Diese Eigenschaft ist nur dann gewährleistet, wenn der Beitrag der Unternehmen mit zunehmender Verbundgrösse abnimmt.

## 4. Berechenbare Allgemeine Gleichgewichtsmodelle

In diesem Abschnitt wird ein Ansatz diskutiert, mit dem sich die meisten Fragen in Zusammenhang mit starrer Kuppelproduktion diskutieren lassen, die sogenannte CGE (Computable General Equilibrium) Modelle. Insbesondere erlauben diese Modelle, Gleichgewichtspreise und damit Kostenallokationen zu berechnen (siehe Stephan 1995). Im folgenden soll exemplarisch gezeigt werden, wie sich ein solches Modell anwenden lässt.

### 4.1 Aufbau eines CGE-Modells

CGE Modelle basieren auf einem mikroökonomischen Ansatz. Das heisst, das Verhalten der Wirtschaftssubjekte Unternehmen, Haushalte und Staat wird als das Ergebnis einer Optimierung betrachtet. Der Preismechanismus sorgt dafür, dass die Pläne der Wirtschaftssubjekte kompatibel sind. Ein solcher Zustand wird als Allgemeines Gleichgewicht bezeichnet. Charakterisiert wird ein Gleichgewicht durch zwei Komponenten, die Gleichgewichtspreise und eine Gleichgewichtsallokation. Die Allokation gibt an, (1) welche Güter mit (2) welchen Methoden in (3) welchen Mengen für (4) wen oder was produziert werden.

Kuppelproduktion wird in solchen Modellen selten berücksichtigt, konzeptionell bereitet sie jedoch keine Probleme. Zwar können hinreichende Bedingungen für die Eindeutigkeit und Stabilität von Gleichgewichten gefährdet sein (siehe Müller-Fürstenberger 1995), diese Probleme sind jedoch nicht generisch auf Kuppelproduktion zurückzuführen. Auch sind Instrumente verfügbar, um insbesondere das Problem der Eindeutigkeit abzuklären (z.B. die Indexanalyse).

### 4.2 Der Datensatz

Um ein CGE Modell auf die reale Datenlage einzustellen, werden Statistiken aus der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung benötigt. Diese müssen auf die in Tabelle 1 dargestellte Form gebracht werden.

		Sektor		Endnachfrage	
		1 ...	N	1 ...	F
Güter	...	INPUTMATRIX INTERMEDIÄR		VER- BRAUCHS- MATRIX	
Primär- faktoren	...	INPUTMATRIX PRIMÄR		EIN- KOMMENS- MATRIX	

**Tabelle 1:** Ausgangsdaten (in monetären Einheiten, preisnormiert)

In der Regel werden die Sektoren stark aggregiert. Es bereitet jedoch keine Probleme, einzelne Sektoren detaillierter abzubilden, oder sogar einzelne Prozesse explizit in die Statistik aufzunehmen.

Da es in dieser Abhandlung um keine konkrete Untersuchung geht, bedienen wir uns eines fiktiven Datensatzes. Tabelle 2 enthält die Daten.

	K- Prozess (S)		Industrie		Dienst-leistung		K-Prozess (I)		End- nach- frage	
	Ein	Aus	Ein	Aus	Ein	Aus	Ein	Aus		
Produkt A	0	5	2	0	3	0	0	0	11	0
Produkt B	0	10	3	0	2	0	0	0	5	5
Industrie	2	0	0	100	40	0	1	0	0	58
Dienstleistung	3	0	20	0	0	50	4	0	0	27
Wertschöpfung	10	0	75	0	5		8	0		
Emission		100						90		

Bemerkungen: Alle Einheiten sind so normiert, dass die Preise auf eins gesetzt werden können. In der Ausgangssituation sei der K-Prozess (I) nicht verfügbar, so dass nu

**Tabelle 2:** Fiktiver Datensatz mit expliziter Kuppelproduktion

Bemerkungen: Alle Einheiten sind so normiert, dass die Preise auf eins gesetzt werden können. In der Ausgangssituation sei der K-Prozess (I) nicht verfügbar, so dass nur drei Prozesse zur Verfügung stehen.

Die zugrundeliegende Produktionsstruktur ist vom CES Typ, d.h. es werden konstante Substitutionselastizitäten unterstellt:

$$Y = b( a_i X_i^r )^{-r}$$

mit  $r = 1 - 1/\text{Substitutionselastizität}$ ,  $Y$  als Output (ggf. vektorwertig) und  $X$  als Inputs. Diese Produktionsfunktion beinhaltet die in der Ökonomik geläufigen Spezialfälle, d.h. Leontief- und Cobb-Douglas-Produktionsfunktionen sowie vollständige Substituierbarkeit. Die Parameter der Funktion werden auf den Ausgangsdatensatz kalibriert, die Substitutionselastizitäten müssen ökonometrisch geschätzt werden.

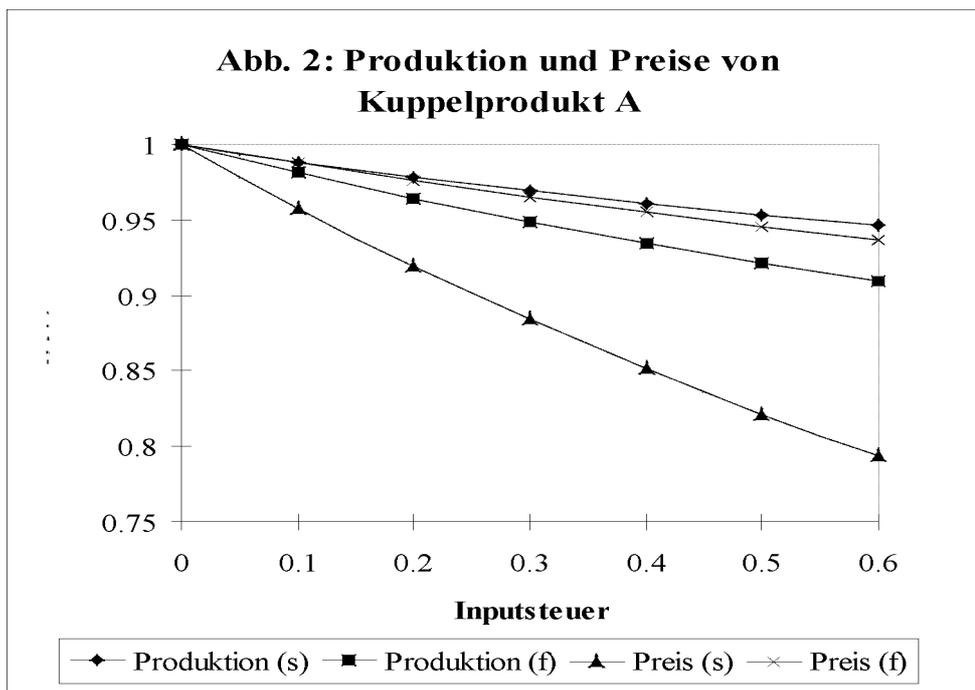
Die Nachfrageseite wird mit einem linearen Ausgabensystem modelliert, generiert von einer Cobb-Douglas Funktion.

### 4.3 Simulationen

Angenommen, eines der Kuppelprodukte sei aus umweltpolitischer Sicht unerwünscht, z.B. Produkt A. Um einen Anreiz zur Einsparung dieses Produktes zu geben, werde der Verbrauch im Sektor Industrie und Dienstleistung mit einer (ad-valorem) Inputabgabe belegt. Mit einem CGE Modell können die Folgen dieser Besteuerung auf Preise und Mengen, sowie der endogenen Kostenallokation abgesehen werden.

Um zu sehen, welche Rolle der Grad der Kopplung auf diese Effekte hat, stellen wir starre und flexible Kuppelproduktion einander gegenüber. Die Transformationselastizität bei flexibler Kuppelproduktion betrage 1 % (d.h. ändern sich die relativen Preise der Kuppelprodukte um 1 %, so ändert sich auch das gewinnmaximale Ausstossverhältnis um 1%).

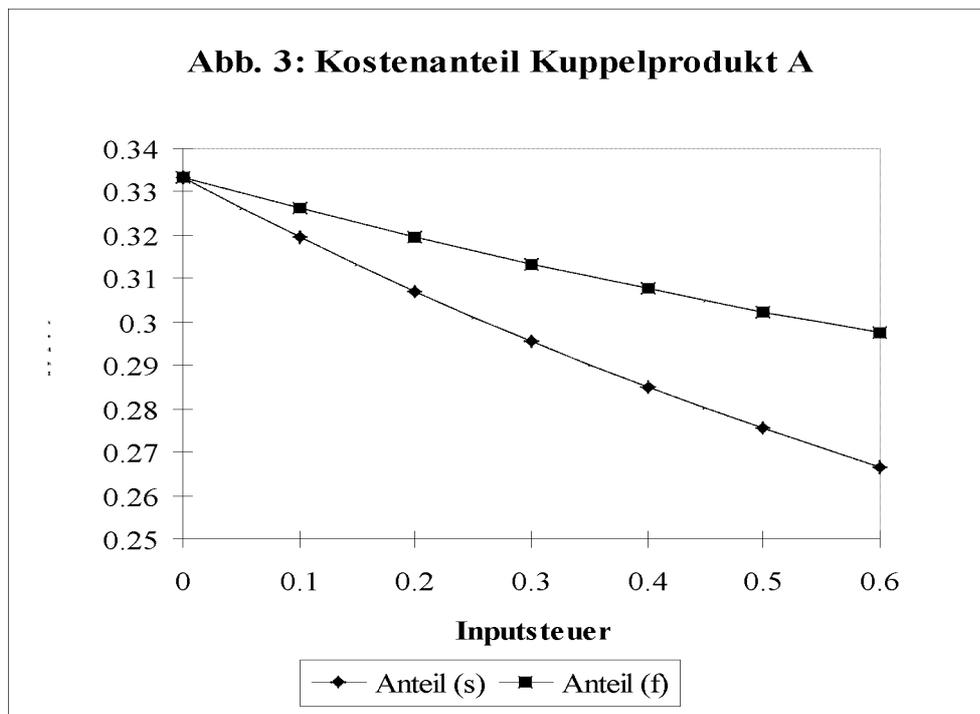
Abbildung 2 zeigt, welchen Einfluss die Inputsteuer auf Preise und Produktion des Produktes A hat. Die Preisveränderungen sind bezogen auf das Preisniveau der Industrie.



**Abbildung 2**

Beachtlich ist die Höhe der erforderlichen Besteuerung, um Mengeneffekte zu beobachten. Bei starrer Kuppelproduktion bewirkt eine Steuer von 60 % gerade einmal einen Produktionsrückgang (Produktion (s)) um 5 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass (1) die Substitutionsmöglichkeiten in den Abnehmerbranchen beschränkt sind und (2) das Kuppelprodukt einen vergleichsweise geringen Inputwert hat. Bei starrer Kuppelproduktion muss der Preis (Preis (s)) stark fallen, um das Produkt trotz Besteuerung vermarkten zu können. Bei flexibler Kuppelproduktion ist dieser Preisrückgang schwächer ausgeprägt, da das Unternehmen auf den Preisverfall mit einer Umlagerung zugunsten des anderen Kuppelproduktes reagieren kann.

Die Preise für das andere Kuppelprodukt steigen in beiden Fällen an, d.h. ein grösserer Teil der Kosten wird vom unbesteuerten Kuppelprodukt übernommen. Abbildung 3 zeigt, wie sich die Kostenallokation durch die Besteuerung ändert.



**Abbildung 3**

Bei starrer Kuppelproduktion geht der Erlösanteil von Produkt A stark zurück. Bei flexibler Kuppelproduktion ist dieser Rückgang schwächer, weil das Unternehmen durch Angebotsverknappung gegenwirken kann. Dadurch bleibt die Erlössituation auf dem Markt für A günstiger.

Angenommen, der Betrieb des Kuppelproduktionsprozesses sei mit einer Emission verbunden. Versucht man, diese Emission verursachergerecht den Industrie- und Dienstleistungsprodukten, bzw. der direkten Konsumnachfrage zuzuordnen, so stellt sich ein Problem: die zugewiesene Belastung hängt vom Allokationsschlüssel ab. Betrachten wir wiederum ein Beispiel (siehe Tabelle 2), das sich am obigen Modell anlehnt.

Werden die prozessbedingten Emissionen entsprechend den Mengeneinheiten zugeordnet, d.h. im Verhältnis 1:2 auf die Kuppelprodukte verteilt, so tragen Industrie, Dienstleistung und private Endnachfrage die gleiche Last. Je nachdem, in welcher Richtung von diesem Schlüssel abgewichen wird, verändert sich auch die Verteilung der Last. Die Ordnung der Aktivitäten nach ihrer induzierten Umweltbelastung ist somit arbiträr.

In einer solchen Situation ist es schwierig, eine neue Technologie ökonomisch und ökologisch zu bewerten. Tabelle 2 enthält eine innovative Technologie, die ebenfalls die beiden Produkte A und B in starrer Kopplung hervorbringt. Bei den Ausgangspreisen ist sie dem ursprünglichen Produktionsprozess ökonomisch überlegen. Ob auch sie ökologisch überlegen ist, lässt sich zunächst nicht sagen.

In Tabelle 3 sind zwei Szenarien ausgewiesen. Im ersten Szenario wird davon ausgegangen, dass sich die neue Technologie am Markt gegenüber der alten Technologie durchsetzen muss. Im zweiten Szenario wird eine Ablösung der alten Technologie erzwungen.

	Szenario I	Szenario II
Produktionsniveau K(S)	0,85	0
Produktionsniveau K(I)	0,17	1,245
Produktionsniveau Industrie	1,005	0,991
Produktionsniveau Dienstleistung	1,023	1,064
Preisniveau A	0,645	0,099
Preisniveau B	1,18	2,324
Preisniveau Dienstleistung	0,983	0,955
Emissionen	100,47	112,86
Wohlfahrtsindex	1,003	0,954

**Tabelle 3:** Technologieergänzung- bzw. Ablösung

Die Simulationen zeigen, dass ein isolierter Vergleich der beiden Prozesse keine Rückschlüsse auf die volkswirtschaftlichen Folgen zulässt. Eine politisch erzwungene Ablösung der Technologie senkt die gesellschaftliche Wohlfahrt sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht.

## 5. Ausblick

Die Ökonomik verfügt über ein gut ausgebautes Instrumentarium, um die Folgen von Kuppelproduktion simulieren zu können. Es ist jetzt an der Zeit, eine solche Studie für ein konkretes Projekt durchzuführen. Viele der Probleme, die sich bei einer isolierten Betrachtung von Produktionsprozessen oder Produktlinien stellen, können mit einem CGE Ansatz umgangen werden. Ein solcher Ansatz würde sich auch eignen, um die Kosten artifizierlicher Verteilungsschlüssel zu evaluieren. Beispielsweise ist zu fragen, welche Verzerrungen auftreten, wenn Shapley Werte als Schlüssel dienen.

## Literatur

Mangoldt, H.v., 1863, Grundriss der Volkswirtschaftslehre. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Mas-Colell, A., M.D. Whinston, J. Green, 1995, Microeconomic Theory, New York, Oxford: Oxford University Press.

Müller-Fürstenberger, G., 1995, Kuppelproduktion: Eine theoretische und empirische Analyse am Beispiel der chemischen Industrie, Heidelberg u.a.: Springer Verlag.

Stephan, G., 1995, Introduction into Capital Theory: A Neo-Austrian Perspective: Heidelberg u.a.: Springer Verlag.

MARIO SCHMIDT

## Ein leistungsfähiger Allokationsansatz für Stoffstromsysteme mit Kuppelprodukten aus der Produktionstheorie

*Friskhnecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 32-37*

*Welche ökonomische Tätigkeit ist für welches ökologische Problem verantwortlich*, fragte vor 4 Jahren Reinout Heijungs, um in das Thema der Allokation bei Produktökobilanzen einzuführen (Huppés u. Schneider, 1994). Nach der ISO-Norm 14.040 sind in Produktökobilanzen Allokationsverfahren dann erforderlich, wenn Systeme behandelt werden, die mehrere Produkte erzeugen, z. B. eine Vielzahl von Produkten bei der Erdölraffination. Stoff- und Energieflüsse sowie die zugehörigen Umweltwirkungen müssen dann nach eindeutig festgelegten Verfahren den verschiedenen Produkten zugeordnet werden. Die ISO-Norm legt dabei Wert auf eine Dokumentation und Begründung des Vorgehens. Die Allokation in der LCA-Theorie entspricht damit dem Kuppelproduktproblem aus der Produktionstheorie oder der betrieblichen Kostenrechnung, wo ähnliche Fragestellungen zu behandeln sind (Müller-Fürstenberger, 1995; Oenning, 1997). Vorsicht ist allerdings beim Begriff der Allokation geboten, der im Deutschsprachigen zu Verwechslungen mit dem in den Wirtschaftswissenschaften üblichen Terminus für die Verteilung begrenzter Produktionsfaktoren führen kann.

Die weiterführende ISO-Norm 14.041 fordert für Produktökobilanzen,

- eine Kennzeichnung der Prozesse, die Mehrproduktsysteme darstellen,
- die Gleichheit der Summe aller Input- oder Outputströme vor und nach der Allokation,
- die Prüfung der Sensitivität des Ergebnisses auf die Wahl verschiedener Allokationsverfahren.

Besonders restriktiv ist jedoch die Forderung: “wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden durch eine Teilung der betroffenen Module in zwei oder mehrere Teilprozesse..” oder eine “Erweiterung des Produktsystems durch Aufnahme zusätzlicher Funktionen...”. Erst wenn das nicht möglich ist, sind Allokationen zulässig, wobei die Allokation vorrangig nach naturwissenschaftlichen Kriterien und dann erst nach ökonomischen erfolgen soll.

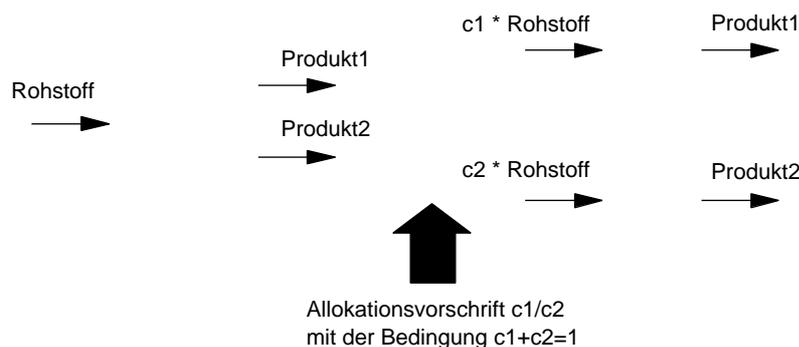
Bei der Teilung der betroffenen Module in mehrere Teilprozesse werden äußerlich scheinbare Kuppelprozesse durch eine Detaillierung der Prozeßbeschreibung in Nicht-Kuppelprozesse getrennt. Das Allokationsproblem stellt sich dann nicht mehr. Dies bleibt jedoch die Ausnahme; in vielen Fällen lassen sich Kuppelprozesse nicht vermeiden. Die dann vorgeschlagene Systemerweiterung vermeidet zwar eine willkürliche Allokation, erfordert aber Festlegungen über die Bilanzgrenzen, die funktionelle Einheit und die Prozesse, mit denen das System zu erweitern ist. Diese Festlegungen sind in den meisten Fällen ebenfalls willkürlich. Außerdem müssen vereinfachende Annahmen getroffen werden, um nicht das “Weltmodell” zu beschreiben. Trotzdem werden die Systeme sehr umfangreich, wie jüngst eine systemerweiterte LCA zu graphischen Papieren im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin gezeigt hat (Giegrich, Detzel et al., 1998). Mit den Systemerweiterungen sind die zu untersuchenden Systeme derart komplex, daß die Annahmen und – ebenfalls willkürlichen – Festlegungen für den Außenstehenden zunehmend intransparent werden. Die Systemerweiterung kann deshalb höchstens auf die gleiche Stufe wie die Allokation gestellt werden. Unter Aufwandsgründen wird sie sich in der Praxis sogar als nachteilhaft für den Ansatz der LCA erweisen.

Aber selbst wenn man vor diesem Hintergrund trotzdem auf Allokationen zurückgreift, ist die LCA-Welt nicht mehr dieselbe wie vor der ISO-Norm 14.041. Es bleiben u. a. die Forderungen

nach Transparenz bei Allokationen und nach Sensitivitätsanalysen. Dies verlangt aber eine strikte Trennung der Stoffstromebene von der Allokationsebene, ähnlich, wie dies vor einigen Jahren mit der Trennung von Sachbilanz von Wirkungsanalyse und Bewertung gefordert wurde. Auf der Stoffstromebene werden die physikalischen Masse- und Energieströme abgebildet. Prozesse werden dort i. allg. Mehrproduktprozesse sein. Die Entscheidung, Allokationen vorzunehmen oder das System zu erweitern, steht dann noch offen. Erst mit der Anwendung bestimmter Allokationsvorschriften, werden aus den Mehrproduktprozessen allozierte Einproduktprozesse.

Bedauerlicherweise sind die meisten gängigen Datensätze in der LCA-Welt bereits allozierte Einproduktprozesse. Sensitivitätsanalysen mit unterschiedlichen Allokationen sind meistens nicht mehr möglich. Die Anwendung dieser Datensätze bzw. der ihnen zugrundeliegenden Software muß – streng genommen – als nicht ISO-kompatibel angesehen werden. Die ISO führt damit zu einer grundlegenden Revision der im Umlauf befindlichen Daten bzw. Berechnungsmethoden. In Zukunft werden außerdem die starren Kuppelproduktionen zugunsten der flexiblen in den Hintergrund treten, was weitreichende Konsequenzen für die Modellierung von Prozessen hat. Die Verwendung von rein proportionalen input-limitationalen Prozeßbeschreibungen, wie dies in der LCA-Welt bislang üblich war, wird hierzu nicht mehr ausreichen.

Mit diesen Veränderungen stellt sich aber die Frage, wie Prozeßdatensätze in Zukunft effizient beschrieben werden können und wie gerade mit dem Aspekt der Kuppelproduktion umgegangen werden kann. Zusätzliche Informationen und Algorithmen werden notwendig, um die Verknüpfung unterschiedlicher Mehrproduktprozesse zu ermöglichen. Das Ziel ist es, einen Algorithmus einzuführen, der den transparenten Aufbau von Mehrproduktsystemen – auch mit Systemerweiterungen – sowie die flexible Handhabung von Allokationsvorgängen erleichtert, insbesondere dann, wenn sich größere Stoffstromsysteme modular aus vielen Einzelprozessen unterschiedlicher Herkunft zusammensetzen. Üblicherweise werden in solchen Systemen also mehrere Produkte oder Funktionen abgebildet sein. Die Allokation hat dann die Aufgabe, die Auswertung nach Einzelprodukte zu ermöglichen. Dazu werden auf Einzelprozeß- oder Systemebene Zuordnungsvorschriften benötigt. Im Idealfall läßt sich mit der Allokation ein Mehrproduktprozeß in mehrere Einzelproduktprozesse unterteilen, wobei die Summen identisch bleiben (siehe Abb.1). Damit wäre auch der Anspruch der ISO-Norm erfüllt.



**Abb. 1:** Aufteilung eines Produktionsprozesses mit mehreren Produkten in zwei (oder mehr) Teilprozesse mit Einzelprodukten.

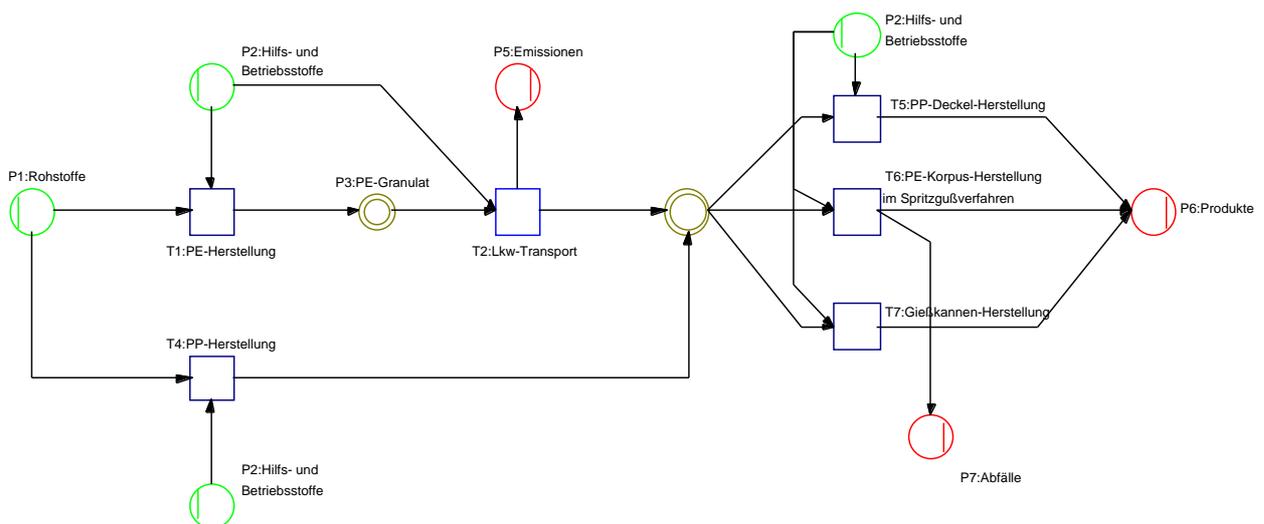
Der Rückgriff auf die Mehrproduktsysteme oder –prozesse empfiehlt sich aus verschiedenen Gründen. Umfangreiche Sachbilanzen oder Stoffstromsysteme lassen sich nur in seltenen Fällen ausschliesslich für Einzelprodukte modellieren. Immer wieder treten längs des Lebensweges eines Produktes Prozesse auf, die mangels verfügbarer Daten bzw. aufgrund ihrer technischen Ausgestaltung als Kuppelprozesse aufgefasst werden müssen. Ausserdem ist die Produktperspektive nur eine von mehreren Betrachtungsweisen eines realen Produktions- und Stoffstromsystems. Bei einer Prozessbetrachtung oder einem Standort- oder Unternehmensbezug

werden andere strukturelle oder räumliche Abgrenzungen vorgenommen, wodurch in die Sachbilanz in der Regel mehrere Produkte einbezogen werden.

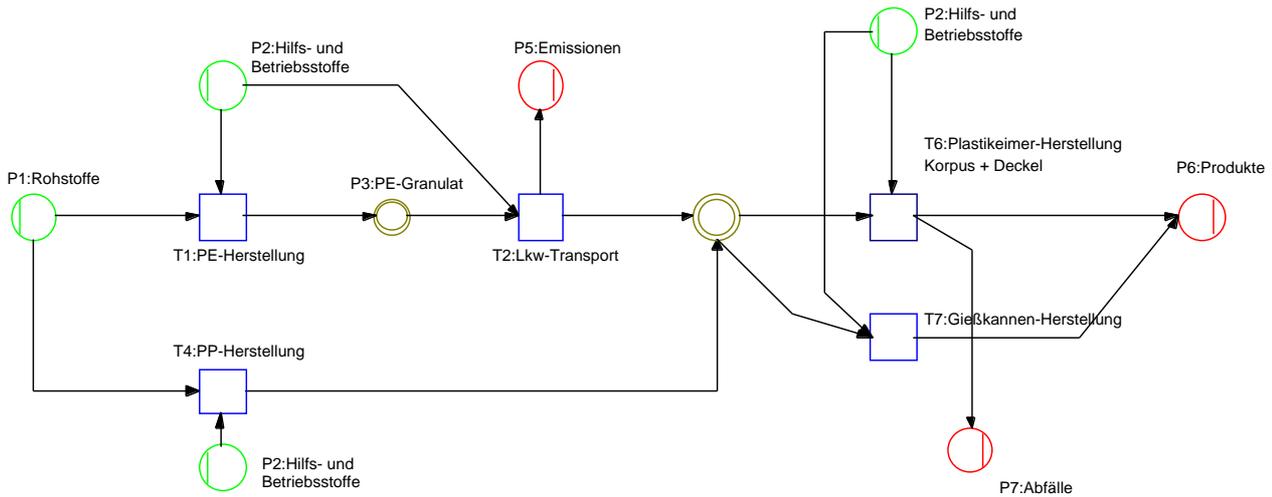
Aus Effizienzgründen ist es wünschenswert, ein Produktions- oder Stoffstromsystem modellmässig umfassend abzubilden und erst bei der Analyse und Auswertung zwischen den verschiedenen „Perspektiven“ – also dem Produkt-, Prozess- oder Standortbezug – zu wechseln (Schmidt, 1995). Damit könnten mit ein und demselben Modell sowohl Produktbilanzen also auch Unternehmensbilanzen erstellt werden, die zueinander kompatibel sind. Genau dies kann realisiert werden, wenn die Allokationsvorschriften gesondert eingeführt werden und auf das Mehrproduktsystem „nachträglich“ angewendet werden.

Dieses Ziel wurde mit dem Ansatz der Stoffstromnetze von Anfang an verfolgt (Möller u. Rolf, 1995). Ein Produktionssystem wird graphisch und mathematisch als Netz – als sogenanntes Petrinetz – aus Prozessen, Flüssen und Beständen abgebildet. In voller Allgemeinheit können in diesem Netz, ja sogar bei einzelnen Prozessen mehrere Produkte auftreten. Die Sachbilanz des gesamten Systems wird sich deshalb üblicherweise auf mehrere Produkte beziehen. Man kann hier zwischen scheinbaren und echten Kuppelproduktsystemen unterscheiden: In Abb. 2 ist ein System abgebildet, das lediglich aufgrund der Produktionsverflechtungen als Kuppelproduktsystem erscheint. Rein theoretisch ist es jedoch möglich, z. B. das Produkt Eimerkorpus, längs seines Lebensweges einzeln auszuwerten. Anders in Abb. 3: Dort treten echte Kuppelprozesse auf, d.h. das Mehrproduktsystem „Korpus + Deckel“-Produktion kann aus technischen Gründen oder aus Datenerfassungsgründen nicht weiter unterteilt werden. Bei dem Prozess müssen Allokationsvorschriften angegeben werden.

Es ist nun ein einfacher und leistungsfähiger Algorithmus erforderlich, mit dem trotz Kuppelprozesse oder Kuppelsysteme der Einzelproduktbezug ermöglicht wird. Dazu wird auf neue Ansätze aus der Produktionstheorie zurückgegriffen (Dyckhoff 1994), bei der eine stringente Unterscheidung der Objektarten in Produktionssystemen gleichzeitig die ökonomische und ökologische Analyse vereinfacht. Diese Ansätze sind zugleich Basis für den Übergang von einer reinen Ökobilanz zu einer Stoffstromanalyse auch unter Kostengesichtspunkten (Möller et al., 1998).

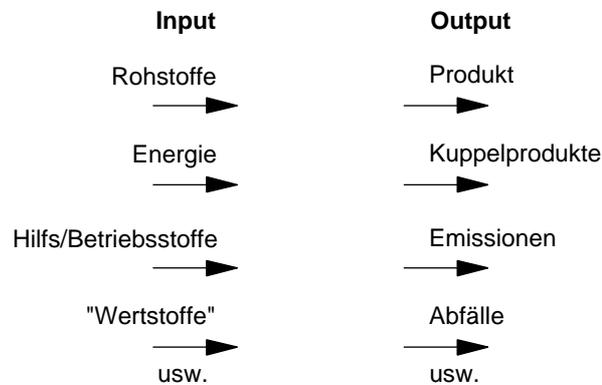


**Abb. 2:** Ein Stoffstromnetz mit der Herstellung von 3 Produkten (Eimerdeckel aus PP, Eimer-Korpus aus PE und Giesskanne). Da für jedes Produkt die Einsatzmengen an PP und PE bekannt sind, können die Einzelbilanzen durch Betrachtung nur der produktspezifischen Mengen aus der Gesamtbilanz erzeugt werden.



**Abb. 3:** In diesem Stoffstromnetz wird in Prozess T6 der Plastikeimer insgesamt, d.h. Korpus und Deckel, hergestellt. Für den Einsatz von PP, PE und Energie sind Allokationsvorschriften erforderlich, um diesen Kuppelprozess nach Produkten aufzulösen.

Die Objekte, die in Stoffstromsystemen fließen, also Rohstoffe, Schadstoffe, Halbzeuge, Produkte, Energien usw., werden im folgenden vereinfachend als *Materialien* bezeichnet. Betrachtet man einen einzelnen Prozess, so kann er durch den Input und den Output verschiedener Materialien und den funktionalen Zusammenhängen zwischen ihnen, also den Produktionsfunktionen, beschrieben werden. Dies ist auch eine gängige Beschreibung in der LCA-Praxis, wobei dort meistens nur ein einzelnes Produkt (funktionelle Einheit) pro Prozess und rein mengenproportionale Abhängigkeiten zwischen Input und Output betrachtet werden.

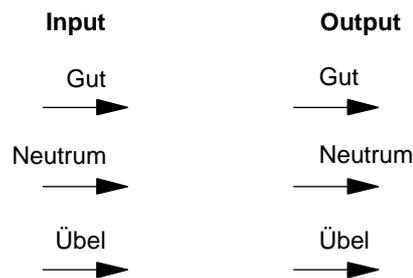


**Abb. 4:** Einfache und gängige Beschreibung eines Prozesses mittels der Input- und Outputflüsse.

Zur Klassifizierung der Materialien werden nun 3 Materialarten (Gut, Neutrum, Übel) eingeführt. Ein Gut ist ein Material, dessen Besitz i.allg. erwünscht ist. Im ökonomischen Zusammenhang äussert sich das z. B. durch einen Marktwert des Materials. Der Besitz bzw. die Produktion eines Übels ist hingegen unerwünscht. Die Präferenzen bei einem Neutrum sind indifferent.

Die Einstufung eines Materials als Gut/Neutrum/Übel ist ein subjektiver Vorgang, der von der Bewertung des Handelnden, z. B. des Produzenten, abhängt. So kann ein Produkt unter ökonomischen Gesichtspunkten als Gut – als Handelsware – eingestuft werden, unter ökologischen Gesichtspunkten an anderer Stelle hingegen als Übel. Ein und dasselbe Material kann unter verschiedenen Randbedingungen als Gut oder als Übel angesehen werden. Ein Beispiel ist Abfall, der, wenn er beseitigt werden muss, für einen Produzenten ein Übel ist. Kann er verwertet werden, kann

aus dem Abfall eine Handelsware, ein Gut, werden. Die Einstufung hängt also von dem Untersuchungsrahmen und Untersuchungsziel an.



**Abb. 5:** Unterteilung der Input- und Outputflüsse eines Prozesses nach den Materialarten.

Bei einem Produktionsprozess können Güter und Übel sowohl auf der Input- als auch auf der Outputseite auftreten. Güter, die auf der Inputseite auftreten, sind Produktionsfaktoren, z.B. Rohstoffe, Hilfs- und Betriebsstoffe. Für den Produzenten sind sie ein *Aufwand*, den es zu minimieren gilt. Ökonomisch drückt sich dieser Aufwand durch Kosten aus. Es kann sich jedoch auch um einen ökologischen Aufwand handeln, der ökonomisch nicht weiter bewertet wird.

Güter auf der Outputseite sind hingegen die Produkte. Sie stellen eine Leistung des Produzenten oder genauer: einen Ertrag dar und sind zu maximieren. Zusätzlich können nun Übel auf der Outputseite auftreten, z.B. Abfälle oder Emissionen. Sie sind ebenfalls zu minimieren, sei es aus Kostengründen oder aus ökologischen Gründen. Übel auf der Outputseite können ebenfalls als *Aufwand* der Produktion aufgefasst werden. Demgegenüber ist der Übeleinsatz auf der Inputseite ein Ertrag: Übel werden durch die Produktion vernichtet. Diese Einbeziehung der „Übel“ bei der Aufwandsseite stellt eine wesentliche Erweiterung der Produktionstheorie gerade unter ökologischen Aspekten dar (Dyckhoff, 1994). Sie ermöglicht eine weitgehend parallele Betrachtung eines Produktionssystems unter ökonomischen und ökologischen Aspekten.

	<b>Gut</b>	<b>Übel</b>
<b>Input</b>	Aufwand	Ertrag
<b>Output</b>	Ertrag	Aufwand

Völlig beliebig ist die Einstufung der Materialien, was ein Übel oder was ein Gut ist, nicht. Auch in der ökologisch ausgerichteten LCA-Theorie ist die funktionelle Einheit immer ein Ertrag, orientiert sich also an den ökonomischen Einschätzungen der Produzenten. Dies wird auch durch die ISO-Definition „quantifizierter Nutzen eines Produktsystems“ deutlich. Aber bei ökologischen Analysen werden Materialien zusätzlich als Gut oder Übel eingestuft, die ökonomisch unbedeutend, also ein ökonomisches Neutrum sind. Das sind insbesondere jene Materialien, die kostenlos als Rohstoffe eingesetzt oder als Schadstoffe freigesetzt werden. Nur wenige Materialien, z. B. Luftsauerstoff oder Luftstickstoff, wird man auch unter ökologischen Gesichtspunkten als Neutrum einstufen.

Bei einem Kuppelprozess werden mehrere verschiedene Erträge mit einem nicht weiter differenzierbaren Aufwand erbracht. So werden z. B. unter Einsatz von Heizöl die Güter Strom und Wärme produziert. Die Zurechnung des Aufwandes an Heizöl, aber auch des ökologischen Aufwandes der CO<sub>2</sub>-Emissionen, auf die beiden Güter, ist das Problem der Allokation. Eine Allokation kann auch dann erforderlich werden, wenn z. B. das Übel Abfall in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) verbrannt wird und die Güter Strom und Wärme entstehen. In diesem Fall treten bei dem Prozess drei Erträge auf, denen die Emissionen angerechnet werden müssen.

Die Allokation macht sich also weniger an den Produkten als vielmehr an dem Ertrag und dem Aufwand eines Prozesses oder Systems fest. Mit der Unterscheidung der Materialien in die Arten

Gut/Neutrum/Übel ist einfach feststellbar, was der Ertrag und damit die funktionelle Einheit des Produktionsprozesses ist. Umgekehrt kann festgestellt werden, was der Aufwand des Prozesses ist, der auf den Ertrag angerechnet werden muss.

Dieses Prinzip lässt sich nicht nur für einzelne Kuppelprozesse, sondern auch für Mehrproduktsysteme anwenden. Es erweist sich dabei als sehr komfortabel für die Berechnung der Einzelproduktbilanzen. In Abb. 2 ist ein System dargestellt, in dem 3 Produkte hergestellt werden. Es treten in diesem System keine echten Kuppelprozesse auf. Vielmehr täuscht die Komplexität des Systems ein Kuppelsystem vor. Mit Hilfe der Gut/Übelzuordnung gelingt für jeden Einzelprozess eine Unterscheidung nach Aufwand und Ertrag. Für den Ertrag (in diesem Fall die 3 Produkte) des Gesamtsystems können dann mittels Lösen eines Gleichungssystems die Einzelproduktbilanzen erstellt werden (vgl. Möller et al. 1998). Sie erfüllen die Bedingung, dass die Summe aller Einzelproduktbilanzen wieder die Mehrproduktbilanz ergibt.

Treten im Produktionssystem echte Kuppelprozesse auf (vgl. Abb. 3), so können für diesen Prozess Kuppelzurechnungsvorschriften oder Allokationsvorschriften angegeben werden. Sie können völlig frei für jeden Aufwand einzeln gewählt werden. Die Aufteilung auf die Erträge des Prozesses sollte lediglich 100 % ergeben. Denkbar sind folgende Aufteilungen in den einzelnen Kuppelprozessen:

- nach dem Massenstrom der Erträge
- nach dem Energieinhalt der Erträge
- nach dem Marktwert oder Verrechnungspreis der Erträge
- nach sonstigen frei wählbaren Kriterien oder Werten

Mit der Allokation der Kuppelprozesse wird das Mehrproduktsystem aus Abb. 3 „entflochten“. Es entsteht wieder ein System entsprechend der Abb. 2, für das grundsätzlich die Produkteinzelbilanzen angegeben werden können. Die Allokation setzt dabei auf den ermittelten Stoffströmen des Mehrproduktsystems auf. Durch Verändern der Allokationsvorschriften kann z. B. geprüft werden, welchen Einfluss diese Wahl auf das Ergebnis der Sachbilanz hat.

Das gewählte Verfahren ermöglicht, bei unterschiedlichen Prozessen einheitlich nach dem gleichen Muster mit der Allokation umzugehen. So spielt es keine Rolle, ob in dem Prozess mehrere Produkte als Output entstehen (Multi-Output) oder ob die funktionale Einheit auf der Inputseite in der Vernichtung von „Übeln“ besteht (Multi-Input) oder ob der Prozess gar eine Mischung aus beidem ist. Das Allokationsproblem ist damit zwar nicht beseitigt: Auch in Zukunft müssen bei Kuppelprozessen Zuordnungsvorschriften angegeben werden. Es wird jedoch eine strikere Trennung zwischen den Stoffströmen im System und den allozierten Ergebnissen für alle Kuppelprodukte vorgenommen, die Transparenz bleibt erhalten.

Die eigentliche Stärke des gewählten Verfahrens liegt allerdings darin, dass es die Grundlage dafür bildet, auf die Stoffstromanalyse eine leistungsfähige Kostenrechnung zu setzen, die in der Lage ist, innerhalb des betrachteten Stoffstromsystems eine interne Leistungsverrechnung durchzuführen. Damit können die Materialkosten und die prozessgebundenen Kosten eines Systems letztendlich nicht nur nach Kostenstellen und Kostenarten, sondern auch nach Kostenträger unterschieden werden (Schmidt u. Möller, 1998). Damit ist die Chance zu einer echten Integration ökonomischer und ökologischer Aspekte bei Stoffstromanalysen, wie sie in LCA oder betrieblichen Umweltmanagementsystemen eingesetzt werden, auf einer praktischen Ebene gegeben.

## Literatur

- Dyckhoff, H. (1994): Betriebliche Produktion. Theoretische Grundlagen einer umweltorientierten Produktionswirtschaft. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/New York

- 
- Giegrich, J., Detzel, A. et al. (1998): Gesamtökologischer Vergleich graphischer Papiere. ifeu-Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Heidelberg
- Huppes, G. u. Schneider, F. (1994): Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA at the Centre of Environmental Science of Leiden University. SETAC-Europe. Brussels
- Möller, A. u. Rolf, A. (1995): Methodische Ansätze zur Erstellung von Stoffstromanalysen unter besonderer Berücksichtigung von Petri-Netzen. In: Schmidt u. Schorb (Hrsg.), S. 33 ff.
- Möller, A. et al (1998): Ökobilanzen und Kostenrechnung von Produkten. Symposium Umweltinformatik September 1998 in Bremen (in Vorber.)
- Müller-Fürstenberger, G. (1995): Kuppelproduktion. Eine theoretische und empirische Analyse am Beispiel der chemischen Industrie. Physica-Verlag Heidelberg
- Oenning, A. (1997): Theorie betrieblicher Kuppelproduktion, Physica-Verlag, Heidelberg
- Schmidt, M. (1995): Stoffstromanalysen als Basis für ein Umweltmanagementsystem im produzierenden Gewerbe. In: Haasis, H.-D. et al. (Hrsg.): Umweltinformationssysteme in der Produktion. Marburg. S. 67 ff.
- Schmidt, M. u. Schorb, A. (1995): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Ökoaudits. Springer-Verlag Berlin/Heidelberg/New York
- Schmidt, M. u. Möller, A. (1998): Ökocontrolling und Kostenrechnung. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg/New York (in Vorber.)

ROLF FRISCHKNECHT

## Allokation in der Sachbilanz bei starrer Kuppelproduktion

*Frischknecht, Rolf und Hellweg, Stefanie (Hrsg.) (1998). Ökobilanz-Allokationsmethoden. Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft. Vorbereitende Unterlagen des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 24. Juni 1998 an der ETH Zürich. Laboratorium für Technische Chemie, Gruppe Sicherheit und Umweltschutz, ETH Zürich. pp. 38-49*

### 1. Einführung und Übersicht

Das Problem der Allokation bei Prozessen mit mehreren wertschöpfenden Produkten ist von Udo de Haes et al. (1996) als eines der wichtigen, noch nicht gelösten Problemen der Sachbilanz einer Ökobilanz bezeichnet worden. Dies obwohl eine Vielzahl von methodischen Ansätzen zur Verfügung steht. So identifizierte Schneider (1996) nicht weniger als 21 verschiedene Ansätze, welche zur Analyse von Abfallbehandlungsprozessen, von Lebenszyklen von Ressourcen oder für Produktvergleiche verwendet werden können. In Lindfors et al. (1995) werden sieben Allokationsmethoden für Kaskadensysteme diskutiert, welche aber zu sehr unterschiedlichen Resultaten führen. Der Draft International Standard der ISO Norm 14041 zum Thema Sachbilanz (Anonymus 1997) versucht durch ein dreistufiges Vorgehen diese Differenzen, welche bei Produktvergleichen eine entscheidende Rolle spielen können (neben z.B. der Wahl des adäquaten Strommixes und der gegenseitigen Gewichtung von Schutzzielen), zu reduzieren (siehe auch Buxmann (1998)).

Der vorliegende Beitrag versucht ausgehend von Betrachtungen aus der klassischen Betriebswirtschaft zu begründen, dass bei der Allokation, insbesondere in Fällen starr gekoppelter Produktion<sup>1</sup>, subjektive Elemente enthalten sein können. Es soll gezeigt werden, dass in diesen noch zu präzisierenden Fällen nicht objektiv begründbare und damit nicht verfechtbare Allokationsschlüssel gewählt werden *müssen*. Im weiteren soll das in ISO 14041 vorgeschlagene dreistufige Vorgehen hinterfragt werden. Der Beitrag enthält einen Vorschlag zur Klassifizierung von Allokationssituationen mit zugehörigen Allokationsmethoden. Am Beispiel der Wärmekraftkopplung wird die neue Vorgehensweise illustriert. Es zeigt sich, dass je nach Zielgrößen, bezüglich derer optimiert werden soll (Kosten, Umweltbelastung etc.), die beiden Kuppelprodukte Strom und Wärme Vor- resp. Nachteile gegenüber den mit andern Technologien hergestellten Produkten aufweisen.

### 2. Das Allokationsproblem in der Betriebswirtschaft

J.S. Mill wird oft als derjenige bezeichnet, der als einer der ersten die Frage nach einer geeigneten Vorgehensweise zur Aufteilung der Kosten auf zwei gekoppelt produzierte Güter gestellt hat (Mill 1848). Die Kriterien, wie heute Kostenallokation vorgenommen werden kann, werden z.B. in Horngren et al. (1991) aufgeführt. Sie unterscheiden die folgenden Kriterien:

- a) Ursache und Wirkung,
- b) Erhaltener Nutzen,
- c) Fairness oder Gerechtigkeit, und
- d) Tragfähigkeit.

---

<sup>1</sup> Bei starrer Kuppelproduktion kann das Verhältnis der Ausstossmengen der Produkte nicht variiert werden. Ist eine Variation möglich, so spricht man auch von kombinierter Produktion.

*Ad a)* Die Ursache-Wirkungs-Beziehung kann bei Prozessen angewendet werden, die nicht starr gekoppelte Güter produzieren, wie beispielsweise in einer Raffinerie die Herstellung von verschiedenen Erdölprodukten wie Heizöl, Benzin, oder Bitumen. Dieses Kriterium, das dem 2. Schritt der Vorgehensweise nach ISO entspricht, ist bei starr gekoppelten Prozessen nicht anwendbar.

*Ad b)* Das Kriterium des erhaltenen Nutzens kann dort angewendet werden, wo kein Markt die Preise von Produkten und Dienstleistungen bestimmt. So können beispielsweise die Kosten gemeinsam erfolgter Werbeanstrengungen den Gütern nach Massgabe ihrer Umsatzsteigerung angelastet werden. Diese Art von gemeinsam anfallenden Kosten (und Umweltbelastungen) soll hier jedoch nicht weiter diskutiert werden.

*Ad c)* Eine gerechte Aufteilung gemeinsamer Kosten wird dann notwendig, wenn mehrere Entscheidungsträger an einem Prozess mit gekoppelter Produktion beteiligt sind. Dies kann beispielsweise beim Bau von Staudämmen notwendig werden, wo für die verschiedenen Nutzen wie Stromgewinnung, Hochwasserschutz, Trinkwasserversorgung und Bewässerung verschiedene Parteien Entscheidungsträger und Nutzniesser sein können. Im Bereich der Ökobilanzierung kann diese Situation bei freiwilligen Kooperationen z.B. auch im Abfallsektor auftreten, indem Abfall-"Produzenten" Betriebe suchen, welche diese Abfälle als Sekundärrohstoffe einsetzen können. Dieser Fall, der in ISO 14041 nicht vorgesehen ist, spielt in der hier vorzustellenden Klassifizierung eine wichtige Rolle.

*Ad d)* Das Konzept der Tragfähigkeit besagt, dass die Kosten nach Massgabe ihrer Fähigkeiten Kosten zu tragen aufgeteilt werden. Dabei wird z.B. der Preis der Produkte als Parameter verwendet. Dieses Kriterium nimmt (unter Annahme konstanter Marge) Rücksicht auf die Wettbewerbsfähigkeit der gekoppelt produzierten Güter und ergibt eine für die Gewinnmaximierung eines Unternehmens optimale Preisstruktur. Die Anwendung monetärer Parameter in Ökobilanzen ist umstritten (siehe z.B. Boustead (1994)). In ISO 14041 wird er jedoch explizit im 3. Schritt als ein möglicher Parameter erwähnt.

Unter der Prämisse, dass Unternehmen mit oder ohne Berücksichtigung von Umweltaspekten ihre Gewinne zu maximieren bestrebt sind, ist das Prinzip der Wettbewerbsfähigkeit auch für Ökobilanzen, die u.a. ja auch für Produktvergleiche eingesetzt werden, interessant. Ob dabei jedoch rein monetäre Parameter geeignet resp. sinnvoll sind, soll in den Absätzen 4 bis 6 diskutiert und illustriert werden.

### **3. Das Allokationsproblem in der Ökobilanzierung**

Die verschiedenen Kuppelproduktionsarten können nach verschiedenen Kriterien unterschieden werden. Als Unterscheidungsmerkmale der Prozesse und der anzuwendenden Allokationsmethoden kommen die folgenden in Frage:

- a) gekoppelt oder kombiniert produzierte Güter,
- b) zeitgleich oder aufeinanderfolgend produzierte Güter,
- c) einer oder mehrere involvierte Entscheidungsträger.

*Ad a)* Die kontrollierte Veränderung des Verhältnisses der produzierten Gütermengen kann, wie bereits erwähnt, als Unterscheidungsmerkmal dienen. In Situationen kombinierter Produktion können physikalische Kausalitäten bei Prozessen eruiert und zur Bestimmung der Allokationsfaktoren beigezogen werden. Bei starr gekoppelten Prozessen ist dies naturgemäss nicht möglich.

*Ad b)* Produkte, die als gekoppelt gelten, können entweder zeitgleich oder in Folge produziert werden. So erfolgt beispielsweise die Produktion von Wärme und Strom in einer Wärmekraftkopplungs-Anlage praktisch zeitgleich. Physikalisch betrachtet erfolgt jedoch die Wärmenutzung *nach* der Stromerzeugung als eigentliche Abwärmenutzung. Da jedoch derartige Anlagen aus ökonomischen Gründen auf die Nutzung beider Produkte (Strom und Wärme) angewiesen sind, und zudem beide Produkte nur schlecht lagerbar sind, kann man von einer zeitgleichen Produktion sprechen.

Auf der andern Seite sind zum Beispiel Transporte von verschiedenen Gütern auf dem Hin- und Rückweg zeitlich verschoben. Der Transportprozess als Ganzes jedoch ist ein Kuppelprozess. Abfallverwertungs- oder Recycling-Prozesse haben hierbei eine Zwitterstellung. Einerseits behandeln sie den Abfall einer vorgelagerten Prozesskette und bereiten *gleichzeitig* einen Sekundärrohstoff für eine nachfolgende Prozesskette auf.

*Ad c)* Kuppelproduktion, wie beispielsweise die Wärmekraftkopplung, kann entweder in der Hand eines Unternehmens (resp. eines Entscheidungsträgers) liegen, oder aber auf Grund einer freiwilligen Kooperation mehrerer Entscheidungsträger zustande kommen. Letzteres bedingt, dass sich die beteiligten Partner durch eine derartige Koalition Wettbewerbsvorteile verschaffen können. Aufgrund der Freiwilligkeit dieser Koalitionen sind im Falle von Interessenskonflikten einvernehmliche Lösungen gefragt.

Die Klassifizierung der Allokationssituationen erfolgt in ISO 14041 einerseits nach der Flexibilität der Ausstossmengen der Kuppelprodukte (Schritt 2 für kombinierte resp. Schritt 3 für starr gekoppelte Produktion). In untergeordnetem Masse spielt aber auch der zeitliche Aspekt (Gleichzeitigkeit oder Sukzession) eine Rolle. Auf der Basis der Prämisse, dass alle in einer Prozesskette involvierten Unternehmen bestrebt sind, ihre Gewinne zu maximieren, kommt dem dritten hier aufgeführten Kriterium, der *Anzahl der beteiligten Entscheidungsträger*, die zentrale Rolle zu. Es wird hier auch als das hauptsächliche Unterscheidungsmerkmal verwendet und beeinflusst die anzuwendenden Allokationsmethoden wesentlich.

#### 4. Zielgrösse bei Allokationsproblemen

Das Ziel ökonomischer Aktivitäten von Unternehmen liegt einerseits in der Bereitstellung von nachgefragten Gütern (Produkte und Dienstleistungen) und andererseits im Erzielen angemessener Gewinne zur Erhaltung ihrer Substanz. Im Zuge der Nachhaltigkeitsdiskussion gewinnen neben rein finanziellen Überlegungen soziale und insbesondere auch ökologische Aspekte an Bedeutung. Die zunehmende Bedeutung von Umweltaspekten im Produktewettbewerb hat zur Folge, dass vermehrt Lebenszyklusbetrachtungen nachgefragt werden, welche über die Umweltverträglichkeit eines Produktes Auskunft geben.

Diese sich abzeichnende Veränderung des Kundenverhaltens kann nun auch die Art und Weise beeinflussen, wie die Allokation bei starrer Kuppelproduktion vorgenommen werden soll. Während es z.B. bei einer rein ökonomischen Optimierung genügt, die privaten Kosten nach Massgabe der finanziellen Tragfähigkeit der Kuppelprodukte aufzuteilen, ist bei Berücksichtigung ökologischer Aspekte auch die Zielgrösse entsprechend zu erweitern. Werden Kaufentscheide nicht bloss auf der Basis heutiger Preise gefällt sondern unter Berücksichtigung der Umweltverträglichkeit sich konkurrierender Produkte, so kann ein Unternehmen, welches starr gekuppelte Produkte herstellt, auch die Allokation ihrer Aufwendungen unter Berücksichtigung eben dieser beiden Aspekte durchführen.

Konkret soll es also beim hier behandelten Allokationsproblem darum gehen,

a) die privaten Kosten, und

- b) die Umweltbelastung (ausgedrückt in eindimensionalen Parametern wie beispielsweise Umweltschadenskosten)

starr gekoppelter Produkte mit Hilfe geeigneter Allokationsfaktoren so festzulegen, dass die Produkte gegenüber konkurrierenden Produkten einen ökologisch-ökonomischen Wettbewerbsvorteil aufweisen.

Dies kann für Kosten und Umweltbelastung getrennt erfolgen oder, durch geeignete Aggregation der beiden Dimensionen Ökonomie und Ökologie, in einem einzigen Schritt. Damit wird der Grundsatz des freien Wettbewerbs in Marktwirtschaften beibehalten, die Zielgrösse jedoch verändert und um ökologische Informationen erweitert.

Im Folgenden werden die beiden Aspekte *a)* und *b)* zuerst getrennt und dann aggregiert betrachtet. Dabei wird die Umweltbelastung in monetäre Einheiten konvertiert und mit den privaten Kosten zu sogenannten "sozialen" Kosten aggregiert.

Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen erfolgt auf der Basis der Struktur des Eco-indicator 95, jedoch mit teilweise geänderten Inhalten<sup>1</sup>. So wurde die relative Gewichtung von Schadstoffen im Eco-indicator 95 mit derjenigen aus ExternE-Studien verglichen (European Commission 1995a-f), Krewitt et al. (1997), Eyre et al. (1997) und die grossen Abweichungen, welche sich insbesondere bei den Kategorien "Wintersmog", "Sommermog", "Treibhauseffekt" und "Schwermetalle" gezeigt haben, durch Anpassen der Charakterisierungs- und Reduktionsfaktoren reduziert. Daraus resultiert der Eco-indicator 95<sup>rf</sup><sup>2</sup>. Zudem wurde eine neue Kategorie "Radioaktive Emissionen" eingeführt, welcher ebenfalls ExternE-Arbeiten als Grundlage dienen (European Commission 1995e). Da die Bestimmung der Schadenskosten möglicher Klimaveränderungen mit grossen Unsicherheiten behaftet ist, sind für treibhausrelevante Gase drei Gewichtungsfaktoren eingeführt worden (entsprechend tiefen, mittleren und hohen Klimaschadenskosten).

Mit Hilfe einer Top-down-Berechnung werden die Eco-indicator 95<sup>rf</sup> Punkte in monetäre Einheiten konvertiert. Mit der Annahme, dass die Umweltschadenskosten in Europa max. 10% des Europäischen Bruttosozialproduktes betragen, und mit der Information über die Gesamteuropäischen Emissionen in Eco-indicator 95<sup>rf</sup> Punkten lassen sich "Umweltschadenskosten" pro Eco-indicator 95<sup>rf</sup> Punkt berechnen.

Bei der Bewertung von Energiesystemen werden mit der Bewertungsmethode Eco-indicator 95<sup>rf</sup> bei tiefen Klimaschadenskosten die Schadstoffe Partikel, Schwefeldioxid und Stickoxide relativ stark gewichtet. Unter Annahme hoher Klimaschadenskosten werden die Treibhausgasemissionen zum entscheidenden Parameter.

## 5. Entscheidungsbaum für Allokationsprobleme starr gekoppelter Prozesse

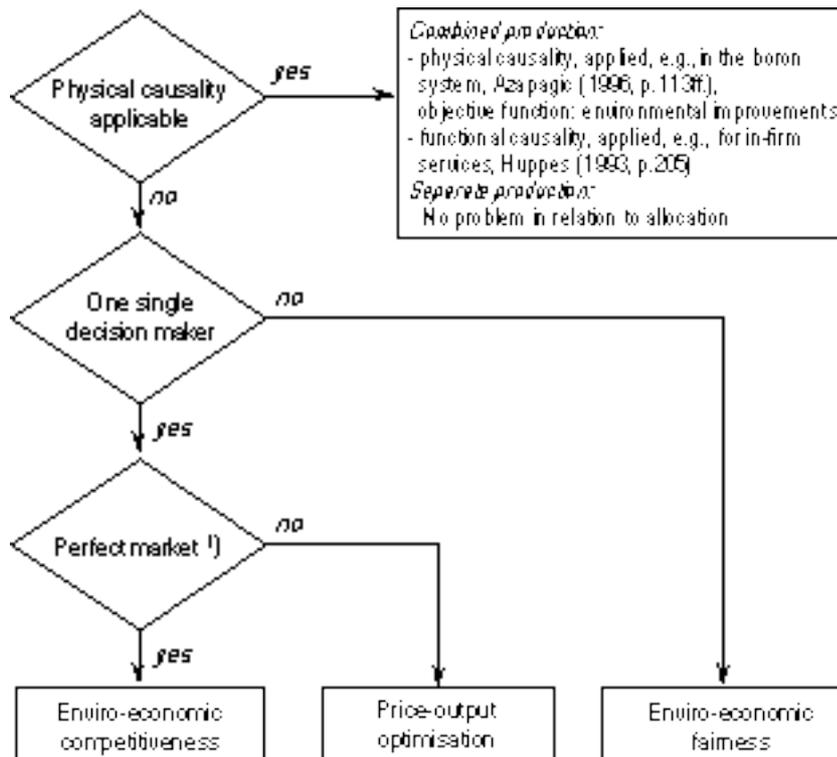
In den letzten Abschnitten haben wir gesehen, dass es bei der Kuppelproduktion zwei wesentliche Unterscheidungsmerkmale auf zwei verschiedenen Ebenen gibt:

Einerseits ist zu unterscheiden zwischen starr und nicht starr gekoppelt produzierenden Prozessen und andererseits können einzelne Entscheidungsträger ein Allokationsproblem *alleine* im Hinblick auf ihre Zielsetzungen hin lösen, währenddem mehrere Entscheidungsträger zusammen aufeinander

<sup>1</sup> Die Bewertungsmethode ist in Frischknecht (1998) ausführlich beschrieben.

<sup>2</sup> Der Index "rf" soll darauf hinweisen, dass es sich um eine subjektive, in diesem Falle vom Autor erarbeitete Bewertung auf der Basis der Struktur des Eco-indicator 95 handelt.

Rücksicht nehmen müssen. Dies führt zum folgenden Entscheidungsbaum für die Behandlung von Allokationsproblemen:



**Abb.1:** Entscheidungsbaum für kontext-spezifische Allokation bei starr gekoppelter Produktion.

1): Perfekter Markt in der Hinsicht, dass Unternehmen Preisnehmer sind, d.h. den Preis eines Produktes durch Ausweitung oder Reduktion ihrer Produktion nicht beeinflussen können.

Enviro-economic competitiveness: Ökonomisch-ökologische Wettbewerbsfähigkeit

Price-output optimisation: Preis-Absatz Optimierung

Enviro-economic fairness: Ökonomisch-ökologische Fairness

Zuerst stellt sich die Frage, ob eine physikalische Kausalität eruiert werden kann, d.h. ob es sich um eine kombinierte Produktion handelt<sup>1</sup>. Für den Fall einer kombinierten Produktion kann die Methode der linearen Optimierung angewandt werden, wie Azapagic (1996) anhand eines Beispiels aus der Borherstellung gezeigt hat. Die Produktion kann dann im Hinblick auf die Senkung der Produktionskosten, der Maximierung der Erträge (z.B. bei gleichbleibenden Kosten) oder im Hinblick auf eine Reduktion der Emissionen optimiert werden.

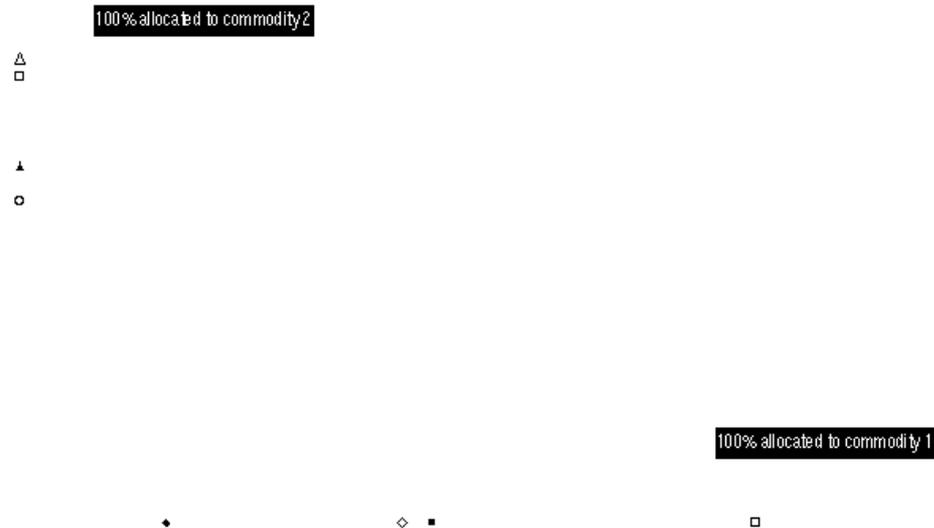
In einem nächsten Schritt stellt sich die Frage nach der Anzahl der für einen Kuppelprozess relevanten Entscheidungsträger. Ist ein einzelnes Unternehmen oder ein einzelner Konzernbereich als Entscheidungseinheit verantwortlich für die Kuppelproduktion und den Absatz der Produkte, so ist diese in der Wahl des Allokationsverfahrens wie auch der -faktoren frei. Es stellt sich jedoch dann noch die Frage, ob das Unternehmen die Preise der Produkte über die Absatzmengen beeinflussen kann (in mono- oder oligopolartigen Märkten) oder ob der Markt genügend funktioniert und die Preise als gegeben betrachtet werden müssen.

Im ersten Fall (kein perfekter Markt, price-output optimisation in Abb. 1) stellt sich die Frage bei welchem Ausstoss der Gewinn, hier unter Berücksichtigung externer Umweltkosten, maximal wird. Dazu ist die Kenntnis entsprechender Nachfragekurven erforderlich. Dieser Fall wird hier nicht weiter erörtert; ein Beispiel findet sich in Müller-Fürstenberger (1998:28)

Im zweiten Fall (perfekter Markt, enviro-economic competitiveness in Abb. 1) kann ein Unternehmen die Allokationsfaktoren entsprechend der Marktsituation (wie z.B. Kosten und

<sup>1</sup> Siehe Fussnote 1, S. 38

Umweltperformance von Konkurrenzprodukten) bestimmen. Hierzu ist das Unternehmen jedoch auf entsprechende Informationen über die Konkurrenzprodukte angewiesen. Liegen diese Informationen vor, wird im Falle einer Kuppelproduktion von zwei Produkten eine Optimierung im Hinblick auf zwei vielleicht gegenläufige Ziele durchgeführt.



**Abb. 2:** Graphische Lösung des Vergleichs alternativer Kombinationen verschiedener Produktionsweisen der Güter 1 und 2. Die fettgedruckte Linie zeigt die gegenseitige Abhängigkeit der "sozialen" Kosten der Kuppelprodukte  $\Delta$  und  $\square$ . Die Punkte auf Abszisse und Ordinate zeigen die Kosten der Einprodukt-Prozesse  $\diamond$ ,  $\square$ ,  $\triangle$ ,  $\circ$  und  $\bullet$ . Schnittpunkte der vertikalen und horizontalen Hilfslinien oberhalb der fettgedruckten Linie zeigen Kombinationen mit gegenüber den Kuppelprodukten  $\Delta$  und  $\square$  höheren "sozialen" Kosten. Die Skalen zeigen arbiträre Einheiten.

Das Beispiel in Abb. 2 zeigt, dass im Vergleich mit der Kuppelproduktion  $\Delta$ , die Kombination  $\bullet$  zu günstigeren "sozialen" Kosten produzieren kann. Die Kombination  $\square$  ist der Kuppelproduktion ebenbürtig. Mit Hilfe solcher Graphiken lassen sich auch Bereiche für die Allokationsfaktoren bestimmen, innerhalb derer beide Kuppelprodukte zu günstigeren Bedingungen produziert werden können im Vergleich zu alternativen Einzelproduktionsmethoden.

Teilen sich mehrere Unternehmen oder Unternehmensbereiche in der Kuppelproduktion mehrerer Güter (enviro-economic fairness in Abb. 1), so muss man sich wie erwähnt auf einen allseits akzeptierten Allokationsschlüssel einigen. Derartige Verhandlungen können im Bereich der Umwelteinflüsse, welche (noch) nicht über Märkte gehandelt werden, beispielsweise mit Hilfe der Spieltheorie abgebildet werden (siehe auch Müller-Fürstenberger (1998:29)). Durch die dabei angewandten Grundregeln wird dafür gesorgt, dass

- kein Koalitionspartner höhere Aufwendungen tragen muss, als wenn das Unternehmen alleine produzieren würde (*stand alone cost test*), und dass
- kein Koalitionspartner weniger Aufwendungen tragen darf, als es selbst beim Eingehen von Koalitionen verursacht (*incremental cost test*).

Durch diese Grundregeln wird der Lösungsraum, der bei Situationen mit einem einzelnen, unabhängigen Entscheidungsträger praktisch unbegrenzt ist, wesentlich eingeschränkt. Man erkennt auch, dass der Ansatz der Systemerweiterung (oder "avoided burdens") eine der Grenzen definiert, indem die Aufwendungen der Einzellösung des einen Partners von denjenigen der Koalitionslösung subtrahiert werden. Diese Differenz ergibt die Aufwendungen, welche mindestens dem andern Partner angelastet werden müssen (*incremental cost test*). In diesem Falle jedoch profitiert

ausschliesslich der zweite Partner; für den ersten Partner besteht dann kein Unterschied zwischen einer Koalitions- und einer individuellen Lösung. Deshalb wird der Ansatz der Systemerweiterung wohl lediglich in Situationen angewendet, in denen ein einzelner Entscheidungsträger seine Allokationsfaktoren unabhängig festsetzen kann.

## 6. Beispiel Wärmekraftkopplung

Anhand eines Beispiels im Energiebereich soll die für einen perfekten Markt<sup>1</sup> eingeführte Vorgehensweise illustriert werden. Dabei handelt es sich um eine gasbefeuerte Wärmekraftkopplungs-Anlage mit einer thermischen Leistung von ca. 360kW<sub>th</sub> und einer elektrischen Wärmepumpe zur Gewinnung der Motorenabwärme. Zur Spitzenlastdeckung (ca. 40% des Jahresenergiebedarfs) werden Ölkessel eingesetzt. Für die Herleitung der hier gezeigten Resultate sei auf Frischknecht (1998) verwiesen.

Als Allokationsparameter werden Energie, Exergie, Preis, Motivation Wärme<sup>2</sup> und Motivation Strom<sup>3</sup> mit den in Tab. 1 gezeigten Allokationsfaktoren verwendet. Daneben können aber nach Bedarf auch andere Faktoren verwendet werden. Selbst Faktoren grösser als eins oder kleiner null sind möglich und teilweise auch sinnvoll (siehe unten).

Nr.	Parameter	Wärme	Strom
1	Energie	0.64	0.36
2	Exergie	0.25	0.75
3	Preis	0.38	0.62
4	Motivation Strom	0	1
5	Motivation Wärme	1	0

**Tab. 1:** Beim System Wärmekraftkopplung verwendete Allokationsfaktoren und daraus abgeleitete Faktoren.

In einem ersten Schritt sollen die privaten Kosten (Investitions- und Betriebskosten) dieser Anlage mit anderen, strom- oder wärmeproduzierenden Anlagen verglichen werden (siehe Abb. 3). Bei den reinen Wärmeerzeugern (Punkte auf der Ordinate, horizontale Hilfslinien) zeigt sich der Kostenvorteil fossiler Brennstoffe deutlich. Öl- und Gasfeuerungen produzieren zu sehr ähnlichen Kosten um ca. 6 Rp. pro kWh Nutzenergie, wogegen Holzfeuerungen rund doppelt so hohe spezifische Kosten aufweisen.

Die spezifischen Kosten stromerzeugender Technologien (Punkte auf der Abszisse, vertikale Hilfslinien) liegen alle zwischen 15 und 20 Rp. pro kWh<sub>e</sub> (inkl. Transport und Verteilung), der durchschnittliche Rücklieferarif für Wärmekraftkopplung bei 12 Rp. pro kWh<sub>e</sub>. Die durch eine Energiesparlampe als Ersatz einer Glühbirne eingesparte kWh kostet demgegenüber lediglich ca. 2Rp. pro kWh<sub>e</sub>.

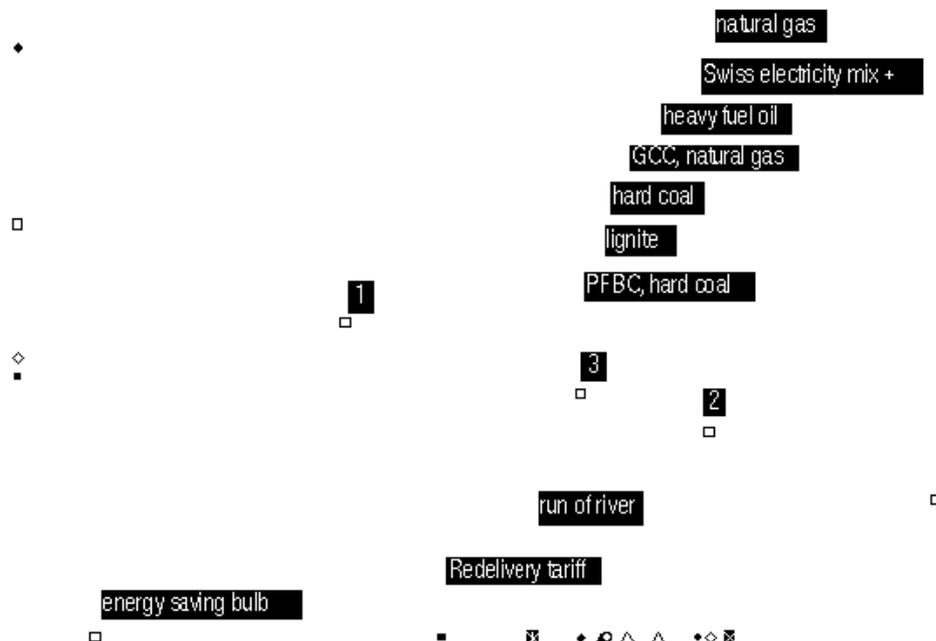
Die Kosten für gekoppelt produzierten Strom und Wärme sind voneinander abhängig. Werden die gesamten Kosten auf die Wärme überwält, so betragen die Kosten knapp 9 Rp. pro kWh<sub>th</sub> (Punkt 5 in Abb. 3). Werden die gesamten Kosten dem produzierten Strom angelastet, so sind Gestehungskosten von über 25 Rp. pro kWh<sub>e</sub> plus Wärmekosten von ca. 3 Rp. pro kWh<sub>th</sub> zu gewärtigen (Punkt 4). Dass die Kosten der Nutzwärme in diesem wie auch den nachstehenden Fällen nicht null sind, liegt daran, dass ein Teil des produzierten Stroms von der integrierten Wärmepumpe benötigt wird, um Abwärme zurückzugewinnen. In Abb. 3 lässt sich nun eruieren, ob

<sup>1</sup> Was für die derzeitige Situation insbesondere im Strom- und Gasmarkt tatsächlich (noch) nicht zutrifft.

<sup>2</sup> 100% der Aufwendungen und Emissionen des Gasmotors werden auf die Wärmeproduktion umgelegt.

<sup>3</sup> 100% der Aufwendungen und Emissionen des Gasmotors werden auf die Produktion mechanischer Energie umgelegt.

die Wärmekraftkopplung gegenüber anderen Technologiekombinationen ökonomische Vor- oder Nachteile aufweist. Im vorliegenden Fallbeispiel sind die Kosten von Wärme und Strom aus der Wärmekraftkopplung ungefähr gleich hoch wie die Kosten von mit Heizöl (light fuel oil) erzeugter Wärme und der für Strom gewährten Vergütung durch die Elektrizitätswerke.



**Abb. 3:** Private Kosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien. CHP: Combined heat and power (Wärmekraftkopplung mit Ölspeizenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion; GCC: Gas combined cycle.

Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

Ähnliche Betrachtungen können nun auf der Ebene der ökologischen Auswirkungen angestellt werden. Abb. 4 und 5 zeigen die Umweltbelastung derselben Technologien ausgedrückt in Umweltschadenskosten pro kWh. Da die Unsicherheiten insbesondere bei der Bestimmung der Schadenskosten infolge von Klimaveränderungen sehr gross sind, werden hier die Resultate zweier Szenarien (tief und hoch) gezeigt. Hier zeigen sich nun grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Technologien einerseits und zwischen Strom und Wärme andererseits. Bestehende, fossil betriebene Kraftwerke mit nur teilweiser Rauchgasreinigung (heavy fuel oil=Schweröl, lignite=Braunkohle) verursachen (beim Szenario Klimaschadenskosten tief) mit Abstand die höchsten spezifischen Umweltschadenskosten der hier gezeigten Technologien. Selbst wenn die gesamten Umweltauswirkungen des Blockheizkraftwerks dem Strom zugeteilt werden (Punkt 4), liegen die spezifischen Umweltauswirkungen weit unter denjenigen der genannten Kraftwerke. Auf der andern Seite jedoch kann mit einem kondensierenden Gaskessel Wärme mit relativ geringen Umweltauswirkungen produziert werden. Um nun aber bezüglich Strom und Wärme Vorteile bezüglich der Umweltbelastung aufweisen zu können, kann der Allokationsfaktor für das Produkt "Nutzwärme" negativ und derjenige für Strom entsprechend grösser als eins gewählt werden.

Bei der Annahme hoher Klimaschadenskosten rücken die fossilbefeueten Technologien näher zusammen. Technologien auf der Basis kohlenstofffreier und regenerativer Energieträger (Wasser- und Windkraft, Photovoltaik, Holz und Kernenergie) zeigen nun Vorteile gegenüber in Blockheizkraftwerken gekoppelt produzierter Wärme und Strom. So lassen sich beispielsweise keine Allokationsfaktoren finden, die zu spezifischen Umweltschadenskosten für gekoppelt produzierte Wärme und Strom führen, welche im Vergleich zu den spezifischen Umweltschadenskosten von Strom aus Windkraft und Wärme aus Holz tiefer liegen.

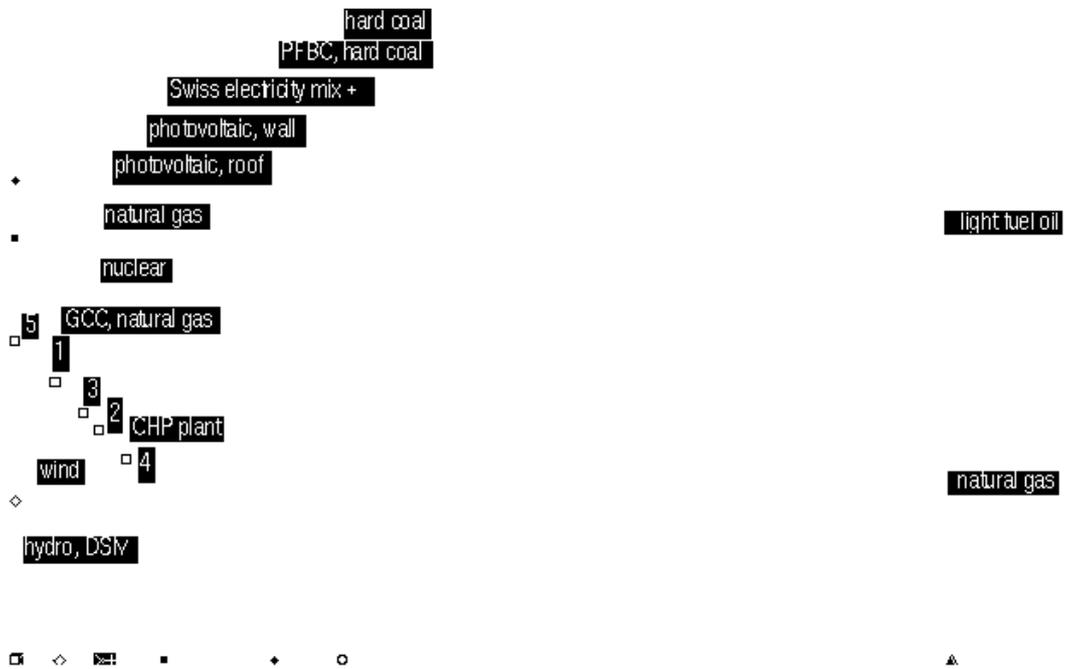


Abb. 4: Spezifische Umweltschadenskosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien basierend auf tiefen Klimaschadenskosten (Fr. 4.20/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmeerkraftkopplung mit Ölspitzenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion; GCC: Gas combined cycle; DSM: Demand side management (Energiesparlampe statt Glühbirne). Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

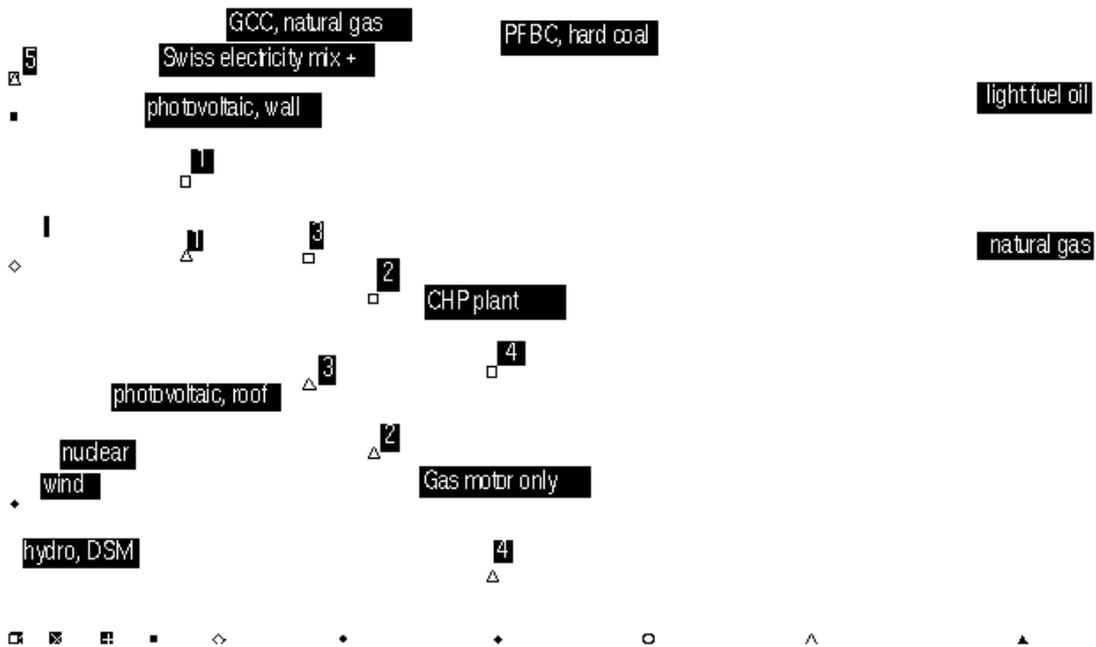


Abb. 5: Spezifische Umweltschadenskosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien basierend auf hohen Klimaschadenskosten (Fr. 210.-/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmeerkraftkopplung mit Ölspitzenkessel); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion; GCC: Gas combined cycle; DSM: Demand side management (Energiesparlampe statt Glühbirne); Gas motor only: Nur Wärmeerkraftkopplungsanlage. Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

Wie in Abschnitt 4. dargelegt, können Umweltaspekte bei der Allokationsfrage von starrer Kuppelproduktion neben ökonomischen Aspekten eine Rolle spielen. Unter der Voraussetzung, dass Kunden der Kuppelprodukte ihre Entscheide auf Grund von ökonomischen *und* ökologischen Aspekten fällen, kann es sinnvoll sein, Kosten und Umweltbelastung zu kombinieren und als neue Zielgrösse zur Bestimmung der für das Unternehmen optimalen Allokationsfaktoren zu verwenden. Abb. 6 zeigt eine derartige Situation, in welcher die privaten Kosten und die Umweltschadenskosten zu sogenannten "sozialen" Kosten aggregiert werden. Im Vergleich zu einer Lösung mit einem kondensierenden Gaskessel und einem modernen Kohlekraftwerk (Pressurized Fluidized Bed Combustion, PFBC) liegt das Blockheizkraftwerk günstiger und die Allokationsfaktoren können zwischen ca. 0.55 und 0.75 für Strom (etwa zwischen den Punkten 3 und 2) variiert werden. Innerhalb dieser Grenzen sind die sozialen Kosten von Strom und Wärme aus Wärmekraftkopplung geringer als diejenigen der mit dem Gaskessel erzeugten Wärme und des Kohlestroms. Wird anstelle des Kohlekraftwerks ein gasbetriebenes Kombikraftwerk (Gas Combined Cycle, GCC) betrachtet, so reduziert sich der Bereich, innerhalb dessen die Allokationsfaktoren variiert werden können auf einen Punkt (Allokationsfaktor Strom ca. 0.55). Die sozialen Kosten von Wärme und Strom der Kombination Gaskessel/ Kernkraftwerk liegen unter denjenigen der BHKW-Option. Dies bedeutet, dass keine Allokationsfaktoren existieren, mit welchen für beide Produkte (Wärme und Strom) tiefere Kosten resultieren. Die Variante Wärmekraftkopplung (mit Ölspitzenkessel) ist gegenüber dieser Kombination weniger "wirtschaftlich".

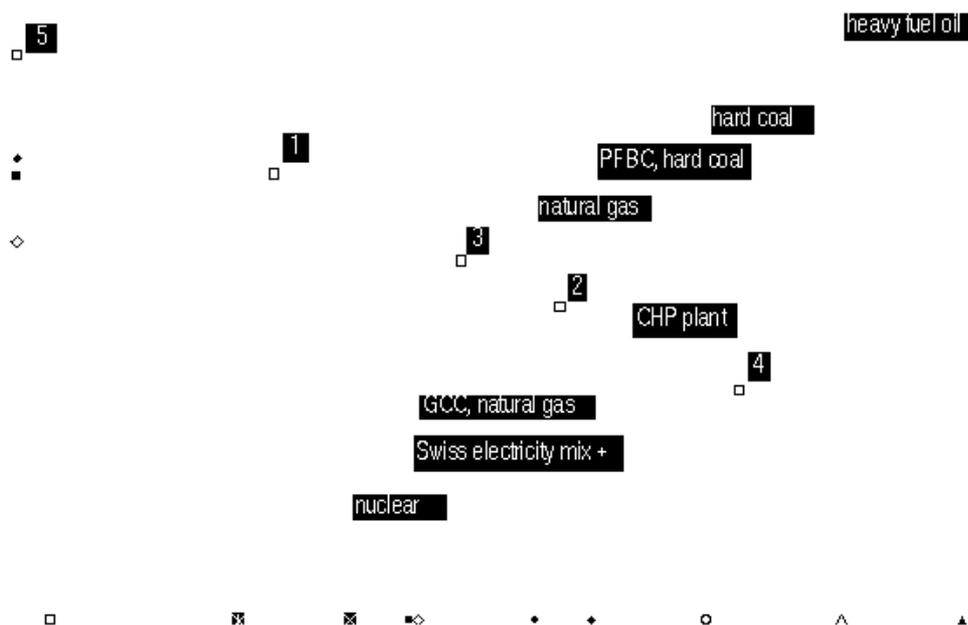


Abb. 6: Spezifische soziale Kosten für die Erzeugung von Nutzwärme und Strom mit verschiedenen, durchschnittlichen und neuen Technologien basierend auf hohen Klimaschadenskosten (Fr. 210.-/t CO<sub>2</sub>). CHP: Combined heat and power (Wärmekraftkopplung); PFBC: Pressurised fluidized bed combustion; GCC: Gas combined cycle.

Allokationsparameter: 1: Energie, 2: Exergie, 3: Preis, 4: Motivation Strom, 5: Motivation Wärme.

## Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag hat das Allokationsproblem bei starrer Kuppelproduktion behandelt. Es wurde eine Lösung aus den Betriebs- und Produktionswissenschaften für die Verwendung in Ökobilanzen weiterentwickelt. Es wurde gezeigt, dass der Kontext, innerhalb dessen ein

Allokationsproblem auftritt, einen wichtigen, diskriminierenden Aspekt darstellt. Je nachdem ob ein einzelner Entscheidungsträger über die Zuteilung von Aufwendungen und Emissionen bestimmen kann oder ob mehrere sich über eine für alle befriedigende Aufteilung einigen müssen, resultieren massiv unterschiedliche Allokationsfaktoren. Die Tatsache, dass mit Hilfe der Ökobilanzierung versucht wird, ökologischen Aspekten bei Kaufentscheidungen vermehrt Gehör zu verschaffen, sollte konsequenterweise dazu führen, dass Allokationen bei starrer Kuppelproduktion nicht mehr bloss auf der Basis rein ökonomischer Parameter erfolgen sollten. Vielmehr müssen dann Kosten und Umweltbelastung so auf die Kuppelprodukte verteilt werden, dass das Unternehmen mit allen Kuppelprodukten eine im Vergleich zur Konkurrenz akzeptable (ökonomische und ökologische) Performance aufweisen kann.

Es ist gezeigt worden, dass die Systemerweiterung, welche als erster Schritt der ISO-Vorgehensweise postuliert wird, bei eindimensionalen (d.h. vollaggregierenden) Parametern lediglich als eine spezielle Art eines Allokationsfaktors dargestellt werden kann. Dies ist insbesondere bei beschreibenden, rückwärtsgewandten Ökobilanzen der Fall. In dieser Hinsicht sollte die aktuelle ISO-Vorgehensweise hinterfragt werden. Bei diesen beschreibenden Ökobilanzanwendungen sollte die Systemerweiterung nicht bereits im ersten sondern erst im dritten Schritt parallel zu ökonomischen und anderen Kausalparametern angewandt werden. Zudem wird vorgeschlagen, bei Allokationsproblemen dem Kriterium der Anzahl der beteiligten Entscheidungsträger vermehrt Beachtung zu schenken, da es das zu wählende Allokationsverfahren wie auch die zu ermittelnden Allokationsfaktoren entscheidend beeinflussen kann.

## Verdankung

Ich danke Stefanie Hellweg und Thomas Baumgartner (beide ETH Zürich) für ihre wertvollen Kommentare zu einer früheren Version dieses Beitrags.

## Literatur

- Anonymous, 1997. Environmental management. Life Cycle Assessment. Goal and scope definition and inventory analysis ISO/DIS 14041:1997(E), ISO/ TC 207/ SC 5
- Azapagic A., 1996. Environmental System Analysis: The Application of Linear Programming to Life Cycle Assessment, Volume I, Centre of Environmental Strategy, University of Surrey
- Boustead I., 1994. Co-product Allocation in Chlorine Plants, Report 5, Eco-profiles of the European polymer industry, Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME), Brussels
- Buxmann K., 1998. Behandlung von Allokationsproblemen nach ISO/FDIS 14041, in R. Frischknecht, S. Hellweg (Hrsg.) Ökobilanz-Allokationsmethoden; Modelle aus der Kosten und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft, vorbereitende Unterlagen zum 7. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 24. Juni 1998, ETH Zürich
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995a. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 1. Summary, Luxembourg
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995b. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 2. Methodology, Luxembourg
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995c. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 3. Coal and Lignite, Luxembourg
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995d. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 4. Oil and Gas, Luxembourg
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995e. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 5. Nuclear, Luxembourg
- European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, 1995f. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 6. Wind and Hydro, Luxembourg
- European Commission DGXI (ed.), 1997. Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

- 
- Eyre N., T. Downing, R. Hoekstra, K. Rennings, R.S.J. Tol, 1997. Global Warming Damages, Final Report, ExternE Global Warming Subtask, The European Commission, Luxembourg
- Frischknecht R., 1998. Life Cycle Inventory Analysis for Decision-making; Scope-dependent Inventory System Models and Context-specific Joint Product Allocation, ETH Ph.D.-thesis Nr. 12599, Uster
- Horngren C.T., G. Foster, 1991. Cost Accounting, A Managerial Emphasis, 7th edition, Prentice Hall International Inc.
- Krewitt W., T. Heck, R. Boyd, N. Eyre, 1997. Aggregation - External Costs from Electricity Generation in Germany and the UK, Final Report, Stuttgart
- Lindfors L.-G., K. Christiansen, L. Hoffman, Y. Virtanen, V. Juntilla, O.-J. Hanssen, A. Rønning, T. Ekvall, G. Finnveden, 1995. Allocation; Technical Report No 7. in Lindfors L.-G., K. Christiansen, L. Hoffman, Y. Virtanen, V. Juntilla, A. Leskinen, O.-J. Hanssen, A. Rønning, T. Ekvall, G. Finnveden, LCA-Nordic; Technical Reports No 1-9. Nordic Council of Ministers, TemaNord 1995:502, Copenhagen
- Mill J.S., 1848. Principles of Political Economy; With Some of Their Applications to Social Philosophy, Vol. II, John W. Parker, West Strand, London
- Müller-Fürstenberg G., 1998. Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion, in R. Frischknecht, S. Hellweg (Hrsg.) Ökobilanz-Allokationsmethoden; Modelle aus der Kosten und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft, vorbereitende Unterlagen zum 7. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 24. Juni 1998, ETH Zürich
- Schneider F., 1996. Analyse des Réemplois, Récyclages, Valorisations de Déchets par l'Etude de Systèmes Cascade, Thèse 96ISAL0132, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
- Udo de Haes H.A., G. R. de Snoo, 1996. Environmental Certification; Companies and Products: Two Vehicles for a Life Cycle Approach, Int. J. LCA 1 (3), p. 168-170

## **Anhang A. Referentinnen und Referenten des 7. Diskussionsforums Ökobilanzen**

**DR. RER. NAT. KURT BUXMANN**

Alusuisse Technology & Management AG  
Alusuisse Environment  
CH-3965 Chippis  
E-mail: kurt.buxmann@alusuisse.com

Geboren 1941. Dipl.-Phys. und Dr. rer. nat. der Universität Saarbrücken (BRD). Seit 1969 bei der Alusuisse tätig, seit 1970 in Chippis (VS). Bis 1991 Abteilungsleiter für Giessereientwicklung, inklusive Recycling von Aluminium. Ab 1989 Normenverantwortlicher bei Alusuisse, ab 1991 bei Alusuisse Environment zuständig für Produktökologie. Ab 1993 Schweizer Delegierter bei der ISO-Normung von Ökobilanzen (ISO/TC 207/SC 5), Mitarbeit bei der Erstellung der Norm ISO 14040 sowie der Entwürfe ISO/FDIS 14041, ISO/CD 14042, ISO/CD 14043 und ISO/TR 14049.

**DIPL. CHEM. MIKE CHUDACOFF**

ökoscience AG  
Quellenstrasse 31  
CH-8005 Zürich  
E-mail: chudacoff@oekoscience.ch

Geboren 1956 in Los Angeles. 1981 Diplom als Chemiker an der ETH Zürich. Seit 1988 angestellt bei der Ökoscience AG. Seit 1992 im Bereich Produkte-Ökobilanzen tätig. Tätig vor allem in den Bereichen Ökobilanzen von Farben, Lacken, Chemikalien sowie Kunststoffen, Recycling und Entsorgung.

**DR. SC. TECHN. ROLF FRISCHKNECHT**

ESU-services  
Zentralstrasse 8  
CH-8610 Uster  
E-mail: esu-services@access.ch

Rolf Frischknecht hat an der ETH Zürich Bauingenieur studiert. Danach Praxis in einem Bauingenieurbüro und Weiterbildung in Energietechnik und rationeller Energienutzung. Von 1990 bis 1997 hat er sich am Institut für Energietechnik der ETH Zürich im Rahmen des Projektes "Ökoinventare von Energiesystemen" mit Fragen der Ökobilanz-Methodik sowie der Datenerfassung und -bewirtschaftung befasst. Im Mai 1998 hat er seine Dissertation zum Thema "Life Cycle Inventory Analysis for Decision-making" abgeschlossen und auf Anfang 1998 das Beratungsbüro ESU-services in Uster gegründet. Dienstleistungen und Forschungsarbeiten im Bereich der Ökobilanzierung für Firmen und Bundesämter stehen zur Zeit im Vordergrund der Tätigkeiten.

**DIPL. WIRT.-ING. STEFANIE HELLWEG**

Laboratorium für Technische Chemie  
Gruppe Sicherheit und Umweltschutz  
ETH Zentrum UNL  
CH-8092 Zürich  
E-mail: hellweg@tech.chem.ethz.ch

Stefanie Hellweg schloss 1996 das Studium zur Diplom-Wirtschaftsingenieurin an der Universität Karlsruhe ab. Anschliessend war sie für die Unternehmensberatung Arthur D. Little in Wiesbaden im Energie- und Umweltbereich tätig. Seit Februar 1997 befasst sie sich als Doktorandin am Laboratorium für Technische Chemie mit der Ökobilanzierung von thermischen Entsorgungsanlagen.

**DR. OEC. GEORG MÜLLER-FÜRSTENBERGER**

Volkswirtschaftliches Institut  
Universität Bern  
CH-3012 Bern  
E-mail: gmueller@vwi.unibe.ch

Dr. Georg Müller-Fürstenberger hat in Heidelberg Volkswirtschaftslehre studiert. Von 1990-1994 war er Assistent von Prof. Faber (Heidelberg) und promovierte über Kuppelproduktion in der chemischen Industrie. Daneben arbeitete er an einer vergleichenden Studie über CO<sub>2</sub>-Reduktion in Grossbritannien und Deutschland (EU-Projekt). Seit 1995 ist er an der Abteilung für angewandte Mikroökonomie bei Prof. Stephan in Bern. Sein Arbeitsgebiet sind berechenbare allgemeine Gleichgewichtsmodelle.

**DIPL.-PHYS. MARIO SCHMIDT**

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH  
Wilckenstrasse 3  
D-69120 Heidelberg  
E-mail: m.schmidt@fb2.ifeu.de

Mario Schmidt ist Physiker und wissenschaftlicher Vorstand am ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Er betreut am ifeu-Institut Studien und Gutachten zu den Themenkomplexen Klimaschutz und Verkehr, Umweltmanagement und Ökobilanzen. Zusammen mit Kollegen vom ifu-Institut für Umweltinformatik ist er für die Entwicklung einer Methode zur Stoffstromanalyse und der Software Umberto<sup>®</sup> verantwortlich.

## Anhang B. Tagungsprogramm



*Ecole polytechnique fédérale de Zurich  
Politecnico federale di Zurigo  
Swiss Federal Institute of Technology Zurich*

Tagungsprogramm des 7. Diskussionsforum vom 24. Juni 1998

### Ökobilanz-Allokationsmethoden:

Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft

**Ort: GEP-Pavillon: Ecke Tannenstr./Leonhardstr. Beim Mensagebäude**

- ab 9:45      Kafee/Tee und Gipfeli  
10:10      Rolf Frischknecht: Eröffnung/Einleitung

#### Teil 1: ISO 14041 und Allokation in der Abfallwirtschaft

- 10:20      Kurt Buxmann (Alusuisse Technology & Management AG): Behandlung von Allokationsproblemen nach ISO/FDIS 14041  
11:00      Stefanie Hellweg (Laboratorium für Technische Chemie - ETHZ): Allokation bei der Kehrlichtverbrennung  
11:40      Mike Chudacoff (ökoscience, Zürich): Ökobilanzen von Dampf und Strom aus Müllverbrennungsanlagen  
12:20      Mittagessen

#### Teil 2: Kosten- und Produktionstheorie und Allokation

- 13:20      Georg Müller-Fürstenberger (Angewandte Mikroökonomie, Universität Bern): Kostenallokation bei starrer Kuppelproduktion  
14:00      Mario Schmidt (ifeu, Heidelberg): Ein leistungsfähiger Allokationsansatz für Stoffstromsysteme mit Kuppelprodukten aus der Produktionstheorie  
14:40      Rolf Frischknecht (ESU-services, Uster): Allokation in der Sachbilanz bei starrer Kuppelproduktion  
15:20      Pause mit Kaffee/Tee

#### Teil 3: Diskussion

- 15:40      Ist mit ISO 14041 das Allokationsproblem gelöst?  
Podiumsdiskussion mit Referentin und Referenten, Moderation: Peter Flückiger  
16:40      Schlusswort

## Anhang C. Protokoll der Podiumsdiskussion

Als erstes Thema wurde die Frage diskutiert, ob Allokationsfaktoren über 100% betragen dürfen, bzw. ob negative Emissionen (infolge negativer Allokationsfaktoren oder infolge der Anwendung der Systemerweiterung) als Ergebnis einer Sachbilanz aus Sicht der ISO zulässig sind. Bei den TeilnehmerInnen bestand diesbezüglich eine unterschiedliche Meinung. Es wurde angemerkt, dass eine Allokation über 100% resp. unter 0% bei der Systemerweiterung möglich sei und diese ISO-konform seien. Allerdings wurde von einigen Teilnehmern die Sinnhaftigkeit einer solchen Allokation bezweifelt, da im Extremfall umweltschädigende Produkte durch Quersubventionierung gefördert werden könnten. Eine solche Quersubventionierung könnte gegebenenfalls zu falschen Schlüssen führen (nämlich z.B., dass man mehr Abfall produzieren soll, um Energie herzustellen). Insbesondere bei kombinierter (nichtstarrer) Kuppelproduktion sollten Quersubventionierungen vermieden werden (Beispiel Trennung Post und Swisscom). Auf der anderen Seite wurde angemerkt, dass in der Wirtschaft solche "Preisverschiebungen" auch an der Tagesordnung stehen und bei starrer Kuppelproduktion dazu verwendet werden, um den Absatz der Kuppelprodukte in Richtung des für das Unternehmen optimalen Verhältnisses zu steuern (Beispiel der sprunghaften Preisentwicklung der Natronlauge in den achtziger Jahren).

Es wurde entgegnet, dass in der Betriebswirtschaft eine Kostenallokation zwischen Kuppelprodukten bei starrer Kopplung bei funktionierenden Märkten (vollkommene Konkurrenz) keine Rolle spielt, sondern in der Praxis lediglich die Gesamtkosten optimiert würden. Betont wurde, dass die Systemerweiterung unter allen Umständen mit aller Vorsicht vorgenommen werden und gut begründet sein muss.

Zweitens wurde die Problematik mit bestehenden Datensätzen diskutiert. Problematisch wird sich in Zukunft der Umgang mit schon bestehenden (nicht ISO-konformen) Datensätzen gestalten, wenn man ISO-konform arbeiten will. Bei vielen Datenbanken sind die Allokationsvorgänge nicht transparent aufgezeigt bzw. schwer änderbar. Es wurde für eine gute und nachvollziehbare Dokumentation der Allokationsmechanismen plädiert. Beim Datenaustausch muss gewährleistet sein, dass die angewendeten Allokationsverfahren angezeigt werden.

Drittens stellte sich die Frage nach der Möglichkeit, Allokation durch Aggregation zu wirtschaftlichen Sektoren zu vermeiden. Aggregationsmethoden, mit welchen Wirtschaftssektoren aggregiert werden können, werden in der Ökonometrie, z.B. bei allgemeinen Gleichgewichtsmodellen angewendet. Die Resultate verlieren dadurch aber auch an (vermeintlicher?) Schärfe.

Bei der Analyse und Dokumentation von Kuppelprozessen wurde für ein zweistufiges Vorgehen plädiert. Erstens sollen Kuppelprozesse in Ökobilanz-Datenbanken als Mehrproduktprozesse modelliert werden und die Wahl einer bestimmten Allokationsmethode resp. bestimmter Allokationsfaktoren soll unbeschränkt möglich sein. Zweitens sollen dann die für eine bestimmte Studie adäquaten Allokationsmethoden und -faktoren durch den Ersteller dieser Studie (event. in Absprache mit dem Auftraggeber) gewählt werden. Die Analyse von Mehrproduktsystemen muss demnach nachvollziehbar sein.

Unter den TeilnehmerInnen des 7. Diskussionsforums bestand der generelle Konsens, dass die ISO-Regeln insbesondere wegen der obligatorischen Sensitivitätsanalyse sinnvoll und gut für eine Validierung der Resultate sind.

Die grössten Probleme werden von den meisten darin gesehen, dass

- die Systemerweiterung eine relativ hohe Priorität besitzt, obwohl die Wahl dieser Vorgehensweise und die Wahl der ergänzenden Systeme stark subjektiv geprägt sein kann,
- sich in beschreibenden Ökobilanzen bei Fällen starrer Kuppelproduktion und eindimensionalen ökologischen Parametern (wie beispielsweise Eco-indicator 95- oder Umweltbelastungspunkte) die Systemerweiterung in ihrer Subjektivität nicht von andern Allokationsschlüsseln unterscheidet,
- der Auftraggeber aufgrund der Sensitivitätsanalyse ein unscharfes Ergebnis erhält,
- ein unscharfes Ergebnis unattraktiv aber unvermeidbar ist,
- ein ISO-kompatibles Vorgehen transparenter aber komplizierter ist,
- mit der Systemerweiterung zwar ein einheitliches Vorgehen möglich ist, aber durch frei wählbare Gutschriften stark unterschiedliche Ergebnisse möglich sind,
- mit der Systemerweiterung die Übersicht leidet, der Datenbedarf und die Gefahr der (versteckten) Manipulation steigt.
- für Praktiker ökonomische Regeln einfacher handhabbar wären

Im weiteren wurde darauf hingewiesen, dass die Vollaggregation zu eindimensionalen Umweltindikatoren in öffentlich zugänglichen Studien nach den Diskussionen in San Francisco nicht mehr ISO-konform ist.