

Das Gebührenkonzept der Dualen System Deutschland AG (DSD) auf dem ökonomischen Prüfstand

Thomas Eichner und Rüdiger Pethig

Zusammenfassung:

In dem vorliegenden Beitrag untersuchen wir auf der Grundlage eines statischen allgemeinen Gleichgewichtsmodells die Effizienz verschiedener Gebührenkonzepte einer Abfall-Management-Organisation. Diese wird von den Produzenten, die für die Verwertung und/oder Entsorgung der Verpackungsabfälle per Rücknahmeverpflichtung verantwortlich sind, beauftragt, die Sammlung, Trennung, Verwertung und Abfallbehandlung von Verpackungen zu organisieren. Die Effizienzeigenschaften sechs unterschiedlicher Gebührensysteme werden überprüft. Vergleicht man das von diesen sechs besonders zu empfehlende Gebührensystem mit dem aktuellen Gebührenkonzept der Dualen System Deutschland AG (DSD) so zeigt sich, dass die von der DSD den Produzenten auferlegten Gebühren konzeptionell geeignet sind, die Produzenten zu einem effizienten ("grünen") Verpackungsdesign anzuleiten; dagegen vermitteln die von der DSD an die Verwerter zu zahlenden Gebühren den Verwertern nicht die für eine effiziente Verwertung erforderlichen pretialen Anreize.

JEL-Klassifizierung: H21, Q28

Schlüsselwörter: Verpackung, Abfall, Verwertung, Gebühren

1. Einleitung

Im Jahre 1990 fielen in Deutschland ca. 28 Millionen Tonnen Hausmüll an¹, von denen jeder Deutsche im Durchschnitt 350 kg produzierte. 30 Prozent des Hausmülls wurden verbrannt, 65 Prozent deponiert und nur ca. 5 Prozent recycelt. Es war abzusehen, dass viele Deponien bald an ihre Kapazitätsgrenzen stoßen würden, und die Errichtung neuer Deponien stellte sich wegen ihrer geringen Akzeptanz in der Bevölkerung als politisch immer schwerer durchsetzbar heraus. Anfang der 90er hatte das Umweltbundesamt² geschätzt, dass die Deponiekapazitäten bis zum Jahr 2010 mehr oder weniger erschöpft sein würden, es sei denn, es gelänge, die Menge der zu beseitigenden Abfälle drastisch zu reduzieren und/oder die Einstellung der Bevölkerung zu Deponien nachhaltig zu verbessern.

Mit dem Ziel der nachhaltigen Reduktion des (zu beseitigenden) Verpackungsabfalls, der etwa 30 Prozent des Haushaltsmülls in Gewichtseinheiten und 50 Prozent in Volumeneinheiten ausmacht, wurde 1989 der Gesetzesvorschlag einer Verpackungsverordnung verabschiedet, die 1991 in Kraft getreten ist. Darin werden die Produzenten und der Einzelhandel verpflichtet, Transport- und Verkaufsverpackungen zurückzunehmen. Sie eröffnet den Produzenten und dem Einzelhandel aber auch die Möglichkeit, einen Dritten zu beauftragen, den Verpackungsabfall einzusammeln und zu sortieren. Diese Option ist wahrgenommen worden, indem 600 Unternehmen initiativ wurden und 1990 gemeinsam das Unternehmen Duales System Deutschland, gründeten, kurz: die DSD.³

In der Zeit vor Einführung des dualen Systems der Abfallentsorgung wurden die Verpackungsabfallströme in Deutschland kaum durch Preise gesteuert. Die kommunale Abfallentsorgung erreichte (und erreicht noch) Kostendeckung im wesentlichen durch fixe Müllgebühren pro Kopf, die keine Lenkungswirkung haben. Im kommunalen System wurden typischerweise nur solche Altmaterialien verwertet, deren Preis positiv war und ausreichte, die hohen Sammel- und Trennkosten zu decken. Dazu zählten nur wenige Stoffe, und deren Verwertungsquoten waren relativ gering.

"Die in Deutschland anfallenden Abfallmengen haben sich seit ca. 1990 drastisch reduziert - entgegen allen seinerzeitigen Prognosen ..." (Schendel 1999, S. 92). Mit dem neuen dualen abfallwirtsch. Konzept sind also die Ziele höherer Verwertungsquoten und geringerer zu deponierender Mengen von Verpackungsabfall zweifellos überzeugend erreicht worden. Diese erfreuliche Entwicklung enthebt uns aber nicht der Frage, ob diese Ziele auch kosteneffektiv (effizient) erreicht wurden bzw. werden. Ökonomen setzen vor allem auf die Lenkungswirkungen preterialer Instrumente, wenn es um die kostenminimale Erreichung umwelt- und ressourcenökonomischer Allokationsziele geht, und solche Instrumente werden ja von der DSD in Form von Lizenzentgelten u. ä. eingesetzt.

Rückblickend sollte kurz in Erinnerung gebracht werden, dass vor Einführung des dualen Systems die 'Steuerung durch Preise' über den Haushaltssektor als praktikable Lösung nicht in Betracht kam, weil dadurch zum einen starke Anreize zur Nutzung wilder Müllkippen entstehen würden und außerdem die mengenmäßige Abrechnung des Gesamtmülls und seiner Materialfraktionen bei jedem einzelnen Haushalt viel zu teuer wäre. Deshalb ist der in der Verpackungsverordnung und im späteren Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vollzogene Über-

¹ Die Daten bezüglich des Hausmülls sind übernommen aus Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (1994).

² Vgl. Umweltbundesamt (1993).

³ *Dual* ist das neu eingerichtete privatwirtschaftliche Entsorgungssystem für Verpackungsabfall insofern, als es parallel zu dem bestehenden öffentlichen Entsorgungssystem für andere als Verpackungsabfälle betrieben wird.

gang vom 'Prinzip der Haushalterverantwortung' (für den weiteren Weg und Verbleib ihres Abfalls) zum 'Grundsatz der Produzentenverantwortung' ein entscheidender Schritt in die richtige Richtung. Soweit die Rücknahme eines Gutes nach der wirtschaftlichen Nutzung durch den Produzenten zu vertretbaren Kosten möglich ist (z.B. bei haltbaren Markenartikeln mit großem Stückgewicht wie bei Automobilen oder bei Waschmaschinen) kann die Produzentenverantwortung in Form der direkten Rücknahme wahrgenommen werden. Kommt zur direkten Rücknahme hinzu, dass die Produzenten auch die Verwertung in die eigene Hand nehmen, bedarf es gar keiner pretialen Lenkung.

Wenn es aber - wie im Fall des Verpackungsabfalls - zu teuer ist, direkt zurückzunehmen und/oder selbst zu verwerten, sollte, wie konzeptionell in der deutschen Verpackungswirtschaft, den Produzenten die Gelegenheit gegeben werden, durch Kooperation und vertragliche Regelungen eine zentralisierte *Abfall-Management-Organisation* (AMO) zu schaffen. Die Produzenten delegieren ihre Rücknahmeverpflichtung an diese AMO, die im Gegenzug auf vertraglicher Basis Lizenzentgelte von den Produzenten verlangen kann, um daraus die Sammlung, Sortierung, Verwertung und Beseitigung der Abfälle zu finanzieren. Mit anderen Worten, die AMO führt ein System administrativer Preise ein, die wir hier einheitlich als *Gebühren* bezeichnen.⁴ Diese Gebühren entfalten eine Lenkungswirkung - freilich eingebunden in ein Korsett ordnungsrechtlicher (imperativer, nicht-pretialer) Regulierungen, die hier nicht thematisiert werden sollen.

Das Ziel dieses Beitrags ist zu prüfen, inwieweit das von der DSD verwendete Gebührenkonzept geeignet ist, die Material-, Altmaterial- und Abfallströme effizient zu lenken.⁵ Dazu muss zunächst einmal geklärt werden, wie das Sammeln, Trennen und Recyceln von Verpackungsmaterial organisiert ist und unter welchen institutionellen Voraussetzungen die Akteure in der Abfallwirtschaft die richtigen Anreize zu effizientem Sammeln, Trennen und Recyceln erhalten. Mit diesen Fragen haben sich Eichner und Pethig (1999a,b,c, 2000) beschäftigt. Während in Eichner und Pethig (1999a,b) analysiert wird, wie Materialströme bei Recycling- und Entsorgungsaktivitäten durch Marktpreise und/oder Steuern und Subventionen gelenkt werden, untersuchen Eichner und Pethig (1999c, 2000), welchen Beitrag eine Abfall-Management-Organisation mit administrierten Preisen (Gebühren) zur effizienten Lenkung der Materialströme leisten kann. Der vorliegende Aufsatz stellt die Ergebnisse dieser Arbeiten zusammenfassend dar und überträgt sie auf die spezielle Situation der Verpackungsabfallwirtschaft in Deutschland, in deren Zentrum die DSD steht. Er ist zwar dezidiert theoriegeleitet, verzichtet aber im Interesse einer breiten, anwendungsorientierten Kommunikation auf formale Darstellungen und auf theoretische Details und konzentriert sich zur Verbesserung der Übersichtlichkeit auf einige zentrale Schwerpunkte. Die Leser, die sich einen Einblick in die theoretischen Grundlagen der folgenden Überlegungen verschaffen wollen, werden auf die oben genannten Arbeiten verwiesen.

Unsere Analyse geht von dem grundlegenden Fakt aus, dass der Hersteller eines haltbaren Gutes oder einer Verpackung im Produktionsprozess auch ökologisch relevante Merkmale wie Haltbarkeit, stoffliche Zusammensetzung oder Stofftrennungseigenschaften festlegt. Wir beschränken uns hier allerdings auf die Problematik der stofflichen Zusammensetzung aus um-

⁴ Eine solche Gebühr kann positiv oder negativ sein, kann also eine Zahlungsverpflichtung der AMO oder an die AMO begründen.

⁵ In der eher angewandten Literatur wurde die DSD unter anderem von Staudt et al. (1997) unter die Lupe genommen. Aufgrund der hohen Verwaltungskosten und des fehlenden Wettbewerbs (siehe auch Rutkowsky (1998)) in der Verpackungswirtschaft beurteilten Staudt et al. (1997) die DSD sehr negativ und kennzeichneten die Verpackungsordnung als misslungenen Operationalisierungsversuch von Kreislaufwirtschaft. Mit speziellem Blick auf das Gebührensystem sind uns aber keine Literaturbeiträge bekannt, die die DSD einer Prüfung unterziehen.

welt- und ressourcenökonomischer Sicht; unsere zentrale Annahme lautet, dass der Materialmix, aus dem Güter oder Verpackungen bestehen, den Sortier- und Recyclingprozess sowie die Abfallbehandlung beeinflusst mit der Konsequenz, dass der Mix als ein wesentlicher Aspekt des "grünen" Produkt- bzw. Verpackungsdesign zu betrachten ist. Der Produzent wird im allgemeinen seine Verpackungen nicht umweltverträglich gestalten, wenn damit Kosten verbunden sind, sofern er aufgrund der institutionellen Struktur der Abfallwirtschaft an seinen zu Abfall gewordenen Verpackungen kein wirtschaftliches Interesse hat. Somit ist zu vermuten, dass bei marktmäßiger Koordinierung das Verpackungsdesign ineffizient, d.h. nicht "grün genug" ist. Zur Konkretisierung dieser Vermutung werden wir die Möglichkeiten und Grenzen der Koordinationsfähigkeit von Märkten herausarbeiten und, falls Koordinationsmängel auftreten, zeigen, wie diese behoben werden können.

Eine wirtschaftstheoretische Analyse des Recycling in statischen allgemeinen Gleichgewichtsmodellen⁶ findet sich bereits in Pethig (1977). Sie wurde von Kohn (1995) und Fullerton und Kinnaman (1995) weiterentwickelt, aber erst in neueren Arbeiten, vor allem bei Fullerton und Wu (1998) und Choe und Fraser (1999), steht grünes Design im Mittelpunkt der Untersuchungen. Während wir die stoffliche Zusammensetzung als Problem des Produktdesigns modellieren, untersuchen Fullerton und Wu (1998) und Choe und Fraser (1999) die Stofftrennungseigenschaften der zu Abfall gewordenen Güter als Variable des Produktdesigns. Die vorstehend genannte Literatur stellt im allgemeinen nicht auf Verpackungen und deren Verwertung ab, sondern auf den Abfall aus haltbaren Konsumgütern und auf dessen Verwertung. Es lässt sich aber leicht zeigen (siehe unten), dass die Allokationsproblematik der Entsorgung haltbarer Konsumgüter unmittelbar auf den Bereich der (Konsumgüter-) Verpackungen übertragbar ist.

Der Aufsatz ist wie folgt gegliedert: In Abschnitt 2 erläutern wir das Modell. Anschließend charakterisieren wir in Abschnitt 3 die pareto-effiziente Allokation, die in Abschnitt 4 mithilfe unterschiedlicher 'Abfallmarktsysteme' implementiert werden soll. Neben diesen Marktsystemen wird dort auch die Rolle der DSD untersucht. Eine Gegenüberstellung der empirischen Ist-Situation der Gebührenpolitik der DSD und unserer theoretischen Modellimplikationen in Bezug auf die DSD runden Abschnitt 4 ab. In Abschnitt 5 fassen wir die wichtigsten Ergebnisse zusammen und liefern einen Ausblick auf offene Probleme.

2. Das Modell

Den folgenden Ausführungen liegt ein statisches allgemeines Gleichgewichtsmodell zugrunde, dessen Struktur in Abbildung 1 dargestellt ist. Im Produktionssektor werden Konsumgüter und deren Verpackungen hergestellt. Um uns ausschließlich auf die Verpackungsproblematik zu konzentrieren, nehmen wir an, die Konsumgüter könnten kostenlos produziert werden, während die Verpackungen mit den Inputs Arbeit und zwei Arten von Material hergestellt werden und somit Kosten verursachen.⁷ Weiterhin wird unterstellt, dass eines der beiden Materialien unter Einsatz knapper Ressourcen gewonnen wird und daher selbst knapp ist,⁸ während das andere den Produzenten kostenlos zur Verfügung steht.⁹ Das Gesamtge-

⁶ Mit der Abfallwirtschaft (in Deutschland) beschäftigten sich u.a. auch Michaelis (1991) und Holm-Müller (1996, 1997), jedoch nicht in einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell, sondern in partialanalytischen Ansätzen.

⁷ Ein Beispiel für ein Konsumgut, dessen Produktionskosten vernachlässigbar gering sind, ist Mineralwasser, das aus einer Quelle sprudelt. Um das Mineralwasser jedoch verkaufen zu können, muss es in eine geeignete Verpackung, z.B. in eine Glas- oder Plastikflasche, gefüllt werden.

⁸ Vgl. das Kästchen "Extraktion von Primärmaterial" in Abbildung 1.

⁹ Zur Vermeidung schwerfälliger Formulierungen, bezeichnen wir im folgenden das knappe Verpackungsmaterial lediglich als *Material*, während wir das kostenlose Verpackungsmaterial *kostenloses Material* nennen.

wicht der Verpackung jeder Einheit eines Konsumgutes wird als konstant betrachtet,¹⁰ aber im Prozess der Verpackungsherstellung kann das Mischungsverhältnis der Verpackungsmaterialien geändert werden, indem weniger von dem (knappen) Material und mehr von dem kostenlosen Material eingesetzt wird. Somit legen die Produzenten den *Materialgehalt* der Verpackung fest, der als der Anteil des (knappen) Materials an der Verpackung einer Einheit eines Konsumgutes definiert ist.¹¹

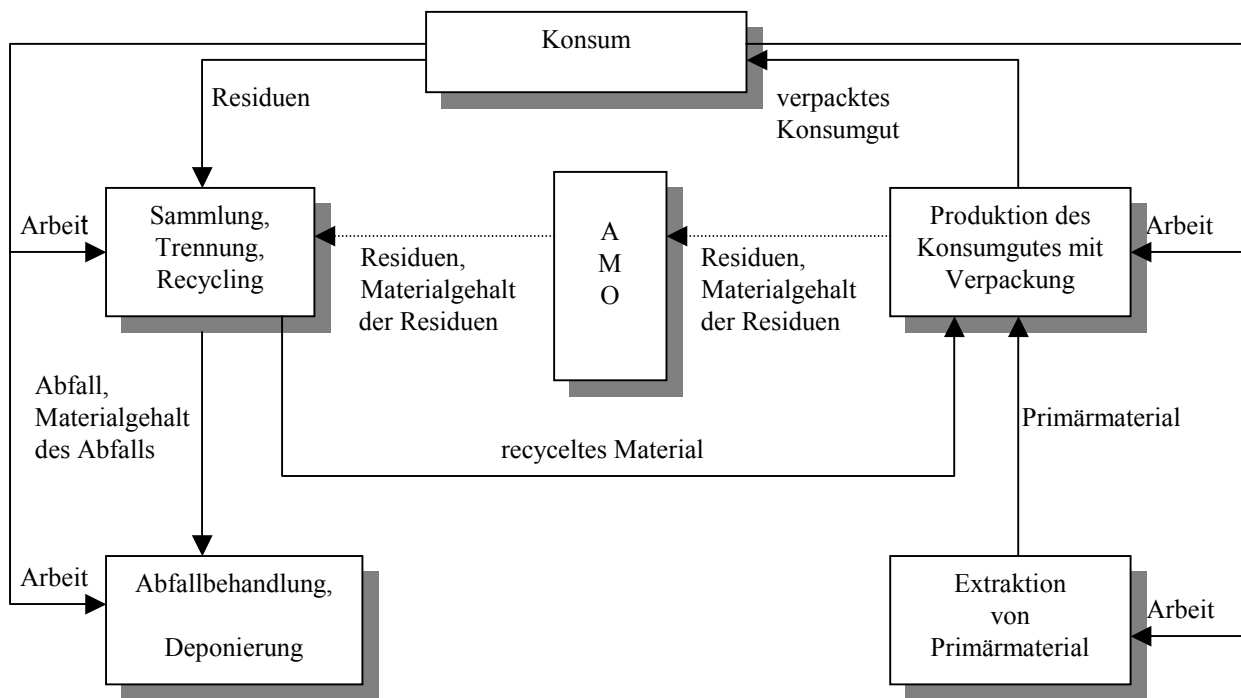


Abbildung 1: Die AMO und die Ströme von Gütern und Materialien

Wie Abbildung 1 veranschaulicht, beziehen die Haushalte von den Produzenten die verpackten Konsumgüter. Nachdem sie ausgepackt worden sind, haben die Verpackungen ihre Aufgabe erfüllt und werden zum Verpackungsabfall zur Verwertung oder kurz: zu *Residuen*.¹² In Gewicht und stofflicher Zusammensetzung sind die Residuen mit den Verpackungen identisch. Die Konsumenten halten die Residuen bereit zum Einsammeln durch ein Unternehmen, das im Auftrag der AMO tätig wird. Wie Abbildung 1 weiter zeigt, werden die Residuen dann bearbeitet mit dem Ziel, einen Teil des (knappen) Materials aus ihnen zurückzugewinnen und in der Produktion wiederzuverwenden, während der Rest als Abfall zur Beseitigung oder kurz: als *Abfall* zur Deponierung weitergeleitet wird.

Die AMO hat die Aufgabe, die Rücknahmeverpflichtung der Verpackungsproduzenten operational umzusetzen. Aus diesem Grund übertragen die Produzenten der AMO die Eigentumsrechte an den Residuen, und diese Rechte überträgt die AMO wiederum den Sammel-, Trenn- und Verwertungsunternehmen. Der entscheidende Vorteil, den Konsumenten nur die Nutzungsrechte und nicht die Eigentumsrechte zu übertragen, besteht in der vergleichsweise

¹⁰ Die Möglichkeit der Reduktion des Gesamtgewichts der Verpackung wird hier also nicht thematisiert.

¹¹ Demnach liegt der Wert des Materialgehaltes zwischen 0 und 1. Der Wert eins ist als Grenzfall zwar denkbar, aber nicht von besonderem Interesse, so dass wir zur Vereinfachung unterstellen, es gäbe eine Obergrenze für den Materialgehalt, die kleiner als eins ist.

¹² Was mit den Resten der Konsumgüter selbst nach dem konsumptiven Ge- oder Verbrauch geschieht, wird hier nicht thematisiert.

kostengünstigen Ermittlung und Erfassung der (künftigen) Menge der Residuen 'upstream' bei den Verpackungsproduzenten. Die AMO erfasst nämlich schon im Produktionsprozess, welche Mengen an Verpackungen hergestellt, wie viel Material dabei eingesetzt wurde und demzufolge wie viele Residuen entstehen werden. Hätten die Haushalte die Eigentumsrechte an den Verpackungen erworben, müssten bei jedem Haushalt die Menge der Residuen und deren Materialmix ermittelt und gewogen werden. Da in der Praxis viele unterschiedliche Verpackungsmaterialien verwendet werden und da die Anzahl der Verpackungen produzierenden Unternehmen deutlich geringer ist als die Anzahl der Haushalte, ist die Übertragung der Eigentumsrechte an die Haushalte mit erheblich größeren Transaktionskosten verbunden als die Überlassung der Nutzungsrechte kombiniert mit der Rücknahmeverpflichtung der Verpackungsproduzenten.

In der Praxis werden die Residuen erst gesammelt und anschließend sortiert, um danach als Produktionsfaktoren in der Recyclingaktivität eingesetzt zu werden. Unser Modell fasst alle diese Aktivitäten zur Vereinfachung in einer aggregierten Technologie zusammen, die wir Recyclingtechnologie nennen. Im Recyclingsektor wird der Output *Sekundärmaterial* mit den Inputs Arbeit und Residuen hergestellt. Die Recyclingtechnologie kennzeichnen wir außerdem durch die folgende wichtige und, wie wir meinen, realistische Hypothese:

H1: Bei gegebenem Arbeitseinsatz und bei gegebenem Einsatz an Residuen ist die Menge des zurückgewonnenen Sekundärmaterials umso größer, desto höher der Materialgehalt der zum Recycling verwendeten Residuen ist.

Die Menge des hergestellten Sekundärmaterials erhöht sich *ceteris paribus* also, wenn der Arbeitseinsatz, der Residueneinsatz *oder dessen Materialgehalt* steigt.

Neben dem gewonnenen Sekundärmaterial bleiben Reste der Residuen übrig, die wir als Abfälle des Recyclingprozesses oder kurz: als *Abfall* bezeichnen. Würde dieser Abfall direkt zur Deponie gebracht, würde seine Lagerung Schadstoffemissionen und damit Umweltschäden verursachen. Zur Vermeidung oder zumindest zur Verringerung solcher Umweltschäden wird der Abfall vor der Deponierung durch Einsatz knapper Ressourcen behandelt. Diese Abfallbehandlung wird als ein technischer Prozess betrachtet, bei dem mit den Inputs Abfall und Arbeit der (bei der späteren Deponierung auftretende) Umweltschaden des Abfalls reduziert wird. Zusätzlich gilt für die Abfallbehandlungstechnologie die Hypothese

H2: Bei gegebenem Arbeitseinsatz und gegebener Menge Abfall wird durch die Behandlung eine umso größere [oder kleinere] Reduktion der Umweltschädlichkeit des Abfalls (nach Deponierung) erreicht, desto geringer der Materialgehalt des Abfalls ist.

Die Hypothese H2 bringt zum Ausdruck, dass die (Arbeits-)Kosten, die aufzuwenden sind, um den Umweltschaden einer gegebenen Menge deponierten Abfalls um eine Einheit zu verringern, im allgemeinen auch vom Materialmix dieses Abfalls abhängen. Welches der beiden Materialien dabei als umweltschädlicher angenommen wird, spielt dabei konzeptionell keine Rolle. Unseren weiteren Ausführungen legen wir den Fall zugrunde, dass das im Abfall enthaltene (knappe) Material bei Deponierung umweltschädlicher als das andere (kostenlose) Material ist, dass also der Einschub '[oder kleinere]' nicht zutrifft.

Aus diesen Überlegungen wird deutlich, dass der Materialgehalt der Verpackungen eine Eigenschaft dieser Verpackungen ist, die einen wesentlichen Teil des Verpackungsdesign darstellt und die der Produzent simultan mit seiner Entscheidung über Produktionsfaktoren und Ausbringungsmenge bestimmt. Da der Materialgehalt der Verpackungen den Recyclingprozess (H1) und da der Materialgehalt des Abfalls den Abfallbehandlungsprozess (H2) beeinflusst, erhält das Problem des Verpackungsdesign eine umwelt- und ressourcenökonomische - oder kurz: eine "grüne" - Komponente.

Es verbleibt noch zur vollständigen Beschreibung des Modells darauf hinzuweisen, dass das Sekundärmaterial neben dem Primärmaterial (wieder) zur Herstellung von Verpackungen verwendet wird und dass der Nutzen der Haushalte durch Schadstoffemissionen von der Deponie sowie durch Arbeit negativ, durch den Konsum der Güter, die in Verpackung gekauft werden, dagegen positiv beeinflusst wird.

3. Charakterisierung pareto-effizienter Allokationen

Zur Beurteilung von Ressourcenallokationen verwenden wir wie üblich das Konzept der Pareto-Effizienz, nach dem, vereinfachend gesagt, eine Allokation als effizient gilt, wenn keine Ressourcen vergeudet werden. Eichner und Pethig (1999a,b) zeigen, dass die effiziente Allokation in dem im vorigen Abschnitt skizzierten Modell mithilfe von drei Marginalbedingungen (Regeln) gekennzeichnet ist.

Die erste dieser Marginalbedingungen ist die Regel der effizienten Allokation der Schadstoff-Emissionen, die aus der Umweltökonomik gut bekannt ist:

Regel 1: *Das Niveau der Schadstoff-Emissionen ist effizient, wenn der durch sie verursachte Grenzumweltschaden gleich den Grenzvermeidungskosten (hier: in Form der Grenzkosten der Abfallbehandlung) ist.*

Die zweite Regel bezieht sich auf die effiziente Allokation des Materialgehalts der Verpackungen bzw. Residuen und des Abfalls. Da diese beiden Materialgehalte linear voneinander abhängen, werden ihre effizienten Werte durch ein und dieselbe Regel determiniert:

Regel 2: *Der Wert des Materialgehalts der Verpackungen (also das Verpackungsdesign) sowie der Wert des Materialgehalts des Abfalls sind effizient, wenn die Grenzverpackungs- und Grenzabfallbehandlungskosten einer kleinen Erhöhung des Materialgehalts gleich sind der durch diese Erhöhung verursachten Steigerung der Grenzproduktivität der Sekundärmaterialgewinnung (also des Recyclings).*

Somit wird die effiziente Allokation der Materialgehalte durch drei Effekte bestimmt. Der erste Effekt in Form von Grenzverpackungskosten tritt unmittelbar im Produktionsprozess auf und hat eine Veränderung des Inputmix von Material und Arbeit zur Folge. Der zweite Effekt ist die durch eine kleine Zunahme des Materialgehalts der Verpackungen ausgelöste Erhöhung der Abfallbehandlungskosten, die erforderlich ist, um die Schadstoff-Emissionen trotz des gestiegenen Materialgehaltes des Abfalls nicht zu erhöhen. Diesen beiden Kosteneffekten steht der Vorteil einer Erhöhung des Materialgehalts der Verpackungen gegenüber, der darin besteht, dass diese Erhöhung ceteris paribus den Output des Sekundärmaterials vergrößert.

Die dritte Regel legt die effiziente Versorgung der Konsumenten mit den verpackten Konsumgütern (und damit mit der Anzahl der herzustellenden Verpackungen) fest.

Regel 3: *Die Menge der Verpackungen ist effizient, wenn die Summe aus Grenzzahlungsbereitschaft der Konsumenten und Grenzproduktivität des Recyclings einer kleinen Erhöhung der Menge der Verpackungen gleich ist der durch diese Erhöhung verursachten Grenzkosten, die sich zusammensetzen aus den Grenzkosten der Herstellung der Verpackung und den Grenzabfallbehandlungskosten.*

Zu weiteren Einsichten gelangt man durch eine leichte Einschränkung der Allgemeinheit der produktionstechnischen Annahmen: Die Verpackungsproduktionsfunktion wird nun als linearhomogen und die Extraktionsfunktion des Primärmaterials als linear unterstellt. Wenn wir unter diesen Voraussetzungen einmal den Grenzfall betrachten, dass der Abfall gar nicht behandelt, sondern direkt deponiert wird, dann stellt sich heraus, dass der effiziente Material-

gehalt größer ist als in einer Ökonomie, in welcher der Materialgehalt im Verwertungsprozess keine Rolle spielt (d.h. in der H1 nicht gilt). Betrachtet man alternativ den anderen Grenzfall, dass sich die Residuen gar nicht recyceln lassen, dann ist der effiziente Materialgehalt geringer als in einer Ökonomie, in der die Abfallbehandlungskosten nicht vom Materialgehalt des Abfalls abhängen (d.h. in der H2 nicht gilt). Sind sowohl die Abfallbehandlung als auch das Recycling technisch möglich und aus Effizienzgründen auch erforderlich, so folgt aus den vorstehenden Überlegungen unter Berücksichtigung von H1 und H2, dass man zwei gegenläufige Effekte erhält. Recycling erhöht und Abfallbehandlung reduziert tendenziell den effizienten Materialgehalt im Vergleich zu Ökonomien, in denen der Materialgehalt nicht den Verwertungs- und Abfallbehandlungsprozess beeinflusst. Dabei bleibt die Richtung des Nettoeffekts aus diesen beiden entgegengesetzten Effekten offen.¹³

4. Fiktive "Abfallmarktsysteme" versus zentrales Abfallmanagement

4.1 Abfallmarktsysteme

Zur Vorbereitung der Diskussion alternativer Gebührensysteme einer AMO wollen wir in diesem Abschnitt in Form eines Gedankenexperimentes untersuchen, ob es (fiktive) Marktsysteme gibt, und wenn ja welche, mit denen die effiziente Allokation implementiert werden kann. Dabei unterstellen wir in allen nachfolgend betrachteten Szenarien, dass die möglicherweise von dem deponierten Abfall ausgehenden Umweltschäden mithilfe einer Pigouschen Emissionssteuer nach der oben genannten Allokationsregel 1 vollständig internalisiert worden sind, so dass wir uns auf das Problem des effizienten Materialmix konzentrieren können. Ausgangspunkt ist die Ökonomie, deren Struktur in Abbildung 1 abgebildet ist, jedoch zunächst ohne AMO: Residuen und deren Materialgehalt werden direkt zwischen den Produzenten und den Verwertern gehandelt und alle Wirtschaftssubjekte agieren auf Märkten mit vollständigem Wettbewerb. Allen im folgenden diskutierten Marktsystemen ist gemeinsam, dass Arbeit, Material und das verpackte Konsumgut auf konventionellen¹⁴ Märkten gehandelt werden. Es verbleiben demzufolge der Handel mit Residuen und deren Materialgehalt (zwischen den Produzenten und den Verwertungsunternehmen) sowie der Handel mit Abfall und dessen Materialgehalt (zwischen den Verwertungsunternehmen und den Abfallbeseitigern).

Die Tabelle 1 zeigt drei verschiedene Abfallmarktsysteme. Das erste, welches wir als *Marktsystem A* bezeichnen, sieht vor, dass es sowohl für Residuen als auch für deren Materialgehalt einen eigenen Markt und damit einen eigenen Preis gibt. Dasselbe gilt auch für Abfall und dessen Materialgehalt. Im zweiten *Marktsystem B* gibt es auch wie in System A Märkte für Residuen und Abfall, jedoch sind nun die zugehörigen Preise vom Materialgehalt der Residuen bzw. des Abfalls abhängig. Somit reflektieren die Preisfunktionen des Marktsystems B die positive oder negative Zahlungsbereitschaft für den Materialgehalt im Preis der Residuen bzw. des Abfalls in einer indirekten Art und Weise. Das dritte *Marktsystem C* enthält einen Markt für das in den Residuen gebundene Material (gleich Materialgehalt multipliziert mit der Menge der Residuen), das wir als *Altmaterial in den Residuen* bezeichnen, sowie einen Markt für das im Abfall gebundene Material (gleich Materialgehalt multipliziert mit der Menge des Abfalls), das wir als *Altmaterial im Abfall* bezeichnen.¹⁵ Anders als im Falle der Marktsysteme-

¹³ Gilt in H2 der Einschub '[oder kleinere]', sind beide Effekte auf eine Erhöhung des Materialgehalts gerichtet.

¹⁴ D.h. Angebot und Nachfrage determinieren den Preis.

¹⁵ Um begrifflichen Unklarheiten vorzubeugen, sei daran erinnert, dass wir das durch Extraktion gewonnene Material *Primärmaterial* nennen und das aus Residuen zurückgewonnene Material *Sekundärmaterial*. Zur Unterscheidung davon bezeichnen wir nun zusätzlich das in Residuen bzw. im Abfall enthaltene Material als *Altmate-*

me A und B betrachten die Verwerter [die Abfallbeseitiger] den Materialgehalt der Residuen [des Abfalls] im Marktsystem C nicht als Entscheidungsvariable, sondern nehmen ihn als exogen gegeben hin.

| Markt zwischen ... | Preis auf ... | Abfallmarktsystem | | |
|--|--|-------------------|---|---|
| | | A | B | C |
| Produzenten und Verwertern | Residuen | x | | |
| | Residuen u. Berücks. ihres Materialgehalts | | x | |
| | Materialgehalt der Residuen | x | | |
| | Altmaterial in den Residuen | | | x |
| Verwertern und Abfall- beseitigern | Abfall | x | | |
| | Abfall u. Berücks. ihres Materialgehalts | | x | |
| | Materialgehalt des Abfalls | x | | |
| | Altmaterial im Abfall | | | x |

Tabelle 1: Alternative Abfallmarktsysteme

4.2 Koordinationsfähigkeit der Märkte

Es lässt sich zeigen, dass die pareto-effiziente Allokation durch die drei Marktsysteme aus Tabelle 1 unter einigen mehr oder weniger einschränkenden Annahmen implementiert werden kann. Zu diesen gehört insbesondere, dass die Modellanalyse sektoral aggregiert (und nicht der Realität entsprechend: disaggregiert) durchgeführt wird und dass für die Technologien der Herstellung von Verpackungen, der Verwertung sowie der Abfallbeseitigung recht restriktive Bedingungen gelten müssen.

Szenario 1. Wir betrachten zunächst das Modell aus Abbildung 1 unter den Annahmen (i) dass Verpackungen mit linearhomogener Technik hergestellt werden und (ii) dass alle Sektoren aggregiert sind, d.h. dass es je einen repräsentativen Konsumenten, sowie je einen repräsentativen Produzenten, Verwerter und Abfallbeseitiger gibt.¹⁶

Eichner und Pethig (1999c) zeigen, dass unter diesen Bedingungen im Marktsystem A ein Gleichgewicht existiert, allerdings mit der recht extremen Eigenschaft, dass der Produzent das Verpackungsdesign mit dem größtmöglichen Materialgehalt wählt (vgl. Fußnote 11). Das Pareto-Optimum wird durch das Marktsystem A dennoch verfehlt, es sei denn, die Bedingung

B1: *Der pareto-effiziente ist gleich dem größtmöglichen Materialgehalt der Residuen.*

rial (in Residuen bzw. im Abfall). Sowohl bei den Residuen als auch beim Abfall handelt es sich um einen Materialmix.

¹⁶ Mit dieser vereinfachenden Annahme wird implizit unterstellt, dass alle Agenten eines Sektors über gleiche Technologien verfügen bzw. gleiche Präferenzen haben, denn nur dann ist es zulässig, einen Repräsentanten stellvertretend für die Gesamtheit zu betrachten.

ist erfüllt. Da B1 nur als ein untypischer Grenzfall gelten kann, muss das Marktsystem A im allgemeinen als ineffizient angesehen werden. Das Marktsystem B ist in Szenario 1 positiv zu beurteilen, da es ohne Einschränkung die pareto-effiziente Allokation implementieren kann. Das Marktsystem C ist dagegen nur effizient unter den zusätzlichen Bedingungen

B2: *Die Produktivität des Verwertungs- und Abfallbeseitigungsprozesses wird ausschließlich durch die Menge des explizit betrachteten Altmaterials, nicht aber durch die Menge des anderen Altmaterials beeinflusst.*

B3: *Die Deponierung des Abfalls (nach seiner Behandlung) verursacht keine Kosten.*

Da die Bedingungen B2 und B3 jede für sich als sehr restriktiv und unrealistisch einzuschätzen sind, ist das Marktsystem C unter Effizienzgesichtspunkten nicht besonders attraktiv.

Szenario 2. Im nächsten Schritt heben wir die Modellrestriktion der sektoralen Aggregation auf, lassen also viele unterschiedliche Konsumenten zu und lassen in jedem Sektor viele Firmen zu, die möglicherweise unterschiedliche Technologien verwenden. Allerdings behalten wir die Annahme linearhomogener Produktionstechnik vorläufig noch bei. In diesem Szenario ergeben sich beim Marktsystem C keine Veränderungen, aber für die beiden anderen erhält man weitere "Ineffizienz-Resultate": Die Marktsysteme A und B können die effiziente Allokation nicht ohne zusätzliche Einschränkungen implementieren. Im Marktsystem B muss B2 erfüllt sein und das Marktsystem A verlangt neben B1 die weitere Effizienzbedingung

B4: *Preise oder Preiskomponenten für die Materialgehalte der Residuen und des Abfalls müssen personalisierbar sein.*

Der Grund für B4 liegt darin, dass die Materialgehalte die (analysetechnische) Qualität öffentlicher Güter haben und somit - bei Disaggregation - so genannte Lindahl-Preise erfordern, für die in praktischen Märkten aber die Informationsvoraussetzungen fehlen.

Szenario 3. Abschließend ist zu fragen, wie sich die Ergebnisse ändern, wenn die Annahme linearhomogener Produktionstechnik aufgehoben wird (wobei es dann auf die Unterscheidung sektoraler Aggregation und Disaggregation nicht mehr ankommt). Zwar verwenden Ökonomen die produktionstechnische Annahme der Linearhomogenität recht häufig, aber in der Regel nur zur Vereinfachung der etwas unhandlicheren konkaven Produktionsfunktionen, wenn sie davon ausgehen können, dass die allgemeinere Konkavitätsannahme nicht zu völlig anderen Ergebnissen führt. Eine solche Situation liegt hier überraschender Weise aber nicht vor. Denn in allen drei Marktsystemen führt die Aufgabe der Linearhomogenität zugunsten der allgemeineren Konkavitätsannahme dazu, dass die Gewinnfunktion des (Verpackungs-) Produzenten keine "gutartigen" Eigenschaften¹⁷ besitzt, so dass im allgemeinen offen bleibt, ob überhaupt ein Gewinnmaximum existiert. Damit bleibt die Existenz der zugehörigen Marktgleichgewichte ebenfalls ungeklärt.

In der Gesamtsicht bieten die Ergebnisse, die in Tabelle 2 noch einmal zusammengestellt worden sind, in Bezug auf die Effizienz von Marktsystemen ein recht "enttäuschendes" Bild. Wir erhalten eine Vielzahl von Ineffizienzresultaten, und positive Ergebnisse sind nur unter sehr restriktiven, unrealistischen Voraussetzungen zu erwarten. Vor dem Hintergrund des üblichen ökonomischen Argumentationsmusters, dass allokativen Ineffizienzen letztlich durch Marktversagen entstehen, halten wir dieses Ergebnis für recht überraschend. Denn wir haben kein (fiktives) Abfallmarktsystem gefunden, das in der Lage wäre, die effiziente Allokation unter Standardannahmen zu implementieren. Die Endogenisierung des Verpackungsdesign

¹⁷ Da wir hier auf technische Details verzichten wollen, sei nur angemerkt, dass Probleme aufgrund der Nicht-Konkavität der Gewinnfunktion auftreten.

(bzw. des Materialmix) involviert demnach also Externalitäten bzw. öffentliche Güter¹⁸, die sich nicht durch die Abwesenheit bestimmter Märkte kennzeichnen lassen.

| Allokationseffizienz | ... zu erreichen gelingt durch das Abfallmarktsystem ... | | |
|--|---|--|--|
| | A | B | C |
| in aggregierten Ökonomien bei linearhomogener Produktionstechnik | ... im allgemeinen nicht; nur wenn Bedingung B1 erfüllt ist. | ... immer. | ... im allgemeinen nicht; nur wenn die Bedingungen B2 und B3 erfüllt sind. |
| in disaggregierten Ökonomien bei linearhomogener Produktionstechnik | ... im allgemeinen nicht; nur wenn Bedingungen B1 und B4 erfüllt sind. | ... im allgemeinen nicht; nur wenn die Bedingung B2 erfüllt ist. | ... im allgemeinen nicht; nur wenn die Bedingungen B2 und B3 erfüllt sind. |
| in aggregierten oder disaggregierten Ökonomien bei konkaver Produktionstechnik | ... möglicherweise nicht, weil die Existenz von Marktgleichgewichten ungeklärt ist. | | |

Tabelle 2: Leistungsfähigkeit alternativer Abfallmarktsysteme

Ein interessantes Nebenresultat ist, dass die Preise für die Residuen positiv oder negativ sein können. Die Vorzeichen dieser Preise hängen von der Differenz aus der Grenzproduktivität des Recyclings und den Grenzkosten der Abfallbehandlung einer kleinen Erhöhung der Residuen ab. Lässt sich aus den Verpackungen ohne großen Aufwand Material zurückgewinnen, wie z.B. bei Glas oder Aluminium, so ist ein hoher Preis zu erwarten. Dann sind die Verwerter bereit, sich die Beschaffung von Residuen und deren Materialgehalt "etwas kosten zu lassen", um mehr Sekundärmaterial herstellen zu können. Ist das Verpackungsmaterial aber z.B. ein Kunststoff, dessen Trennung und Recycling aufwendig und kostenintensiv sind, ist mit einem geringen aber positiven Preis zu rechnen. Die vorstehenden Überlegungen zum Vorzeichen der Preise für Residuen bezogen sich nur auf den Verwertungsprozess. Bei der Bestimmung der Preise muss ergänzend noch berücksichtigt werden, dass im Recyclingprozess Abfall entsteht, der zu behandeln und zu beseitigen ist. Die Grenzkosten der umweltschonenden Beseitigung nicht verwertbarer Restmengen (der Residuen) sind eine zusätzliche, preisverringende Komponente der Preise für Residuen, die so groß sein kann, dass der Residuenpreis insgesamt negativ wird. Je größer die Menge des Abfalls nach Recycling und je teurer die Abfallbehandlung, desto geringer ist der Residuenpreis.

4.3 Zentrales Abfallmanagement

Aus einschlägiger empirischer Erfahrung wissen wir, dass sich in der Verpackungsabfallwirtschaft von geringfügigen Ansätzen abgesehen keine Märkte gebildet haben. Gründe für die Inaktivität solcher Märkte sind in erster Linie die eigentlich erforderlichen negativen Prei-

¹⁸ Analysetechnisch gesprochen, ist der Materialgehalt ein öffentliches Gut. Das Abfallmarktconcept A enthält die zugehörigen so genannten Lindahl-Märkte, die üblicherweise Allokationseffizienz (wieder)herstellen - aber eben nicht im vorliegenden Modell.

se für Residuen, Abfall und die zugehörigen Altmaterialien in Verbindung mit sehr hohen Transaktionskosten, Kontrollkosten und Anreizen zu Moral Hazard und Nutzung wilder Müllkippen. Ohne diese Zusammenhänge zu vertiefen, untersuchen wir in diesem Abschnitt, mit welchen Gebührenkonzepten eine Abfall-Management-Organisation (AMO) den effizienten Handel mit Residuen und deren Materialgehalt herbeiführen kann. Da wir nach wie vor im Rahmen eines allgemeinen Gleichgewichtsmodells argumentieren wollen, muss als Ersatz für den Ausfall eines Marktes (und des zugehörigen markträumenden Preises) aus modelltheoretischer Sicht dabei angenommen werden, dass die AMO als eine Art Walras'scher Auktionator tätig wird, der seine (noch zu spezifizierenden) Gebühren so festsetzt, dass Angebot und Nachfrage der jeweils mit diesen Gebühren belegten Materialströme zum Ausgleich kommen. Außerdem unterstellen wir, dass die AMO nicht gewinnorientiert ist, sondern nach dem Kostendeckungsgrundsatz wirtschaftet. Auf allen Märkten außerhalb der Verpackungsabfallwirtschaft herrsche weiterhin vollständiger Wettbewerb.

Zur Analyse alternativer Gebührenkonzepte und deren Leistungsfähigkeit zur effizienten Lenkung des Verwertungsprozesses bietet es sich zunächst an, als Gebührensysteme der AMO diejenigen Gebühren zu betrachten, welche die Preise je eines der drei in den Abschnitten 4.1 und 4.2 diskutierten Abfallmarktsysteme ersetzen. Dabei wollen wir als Gebührensystem A [bzw. B, C] dasjenige Gebührensystem bezeichnen, dessen Gebühren die Marktpreise des (fiktiven) Abfallmarktsystems A [bzw. B, C] substituieren. Unter der Voraussetzung, dass die AMO ihre Gebühren genau in Höhe der Gleichgewichtspreise des Marktsystems A [bzw. B, C] festlegt, können wir bezüglich der Leistungsfähigkeit dieser Gebührensysteme auf Tabelle 2 verweisen. Die drei Gebührensysteme A, B und C müssen demnach aus den in Abschnitt 4.2 dargelegten Gründen tendenziell als wenig effizient und somit als wenig empfehlenswert eingestuft werden.

| Gebühren zu zahlen ... | | Gebührensysteem | | |
|------------------------|--|-----------------|----|-----|
| | | I | II | III |
| von oder an | auf | | | |
| Produzenten | Materialinput | x | x | x |
| | Verpackungen | x | x | x |
| Verwerter(n) | Residuen | x | | |
| | Residuen u. Berücks. ihres Materialgehalts | | x | |
| | Materialgehalt der Residuen | x | | |
| | Altmaterial in den Residuen | | | x |
| Abfall- beseitiger | Abfall | x | | |
| | Abfall u. Berücks. ihres Materialgehalts | | x | |
| | Materialgehalt im Abfall | x | | |
| | Altmaterial im Abfall | | | x |

Tabelle 3: Alternative Gebührensysteme der Abfall-Management-Organisation

Drei weitere Gebührensysteme, die uns unter den zahlreichen denkbaren besonders einfach und vielversprechend erscheinen, haben wir in Tabelle 3 spezifiziert. Ihnen ist gemeinsam,

dass die von den bzw. an die Produzenten zu zahlenden Gebühren die gleichen beiden Bemessungsgrundlagen haben: das zur Herstellung der Verpackung eingesetzte (knappe) Material und die Menge der hergestellten Verpackungen. Die Materialgebühr kann man als eine 'upstream' gezahlte Gebühr auf das Altmaterial in den Residuen interpretieren und die Gebühr auf die Verpackungen als eine 'upstream' bezahlte Gebühr auf die Residuen. Tabelle 3 zeigt auch, dass sich die Gebührensysteme I, II und III in den Gebühren unterscheiden, die den Verwertern von der AMO auferlegt oder ausgezahlt werden. Aus einem Vergleich der Tabellen 1 und 3 geht hervor, dass sich die Gebühren der Verwerter im Gebührensystem I [bzw. II, III] an den entsprechenden Preisen des Marktsystems A [bzw. B, C] orientieren.

Bezüglich ihrer Effizienzeigenschaften haben die Gebührensysteme I, II und III (Tabelle 3) gegenüber den Gebührensystemen A, B und C (Tabelle 1) zunächst einmal den wesentlichen Vorteil, dass bei ihnen im Falle konkaver Produktionstechnik keine "Existenzprobleme" auftreten, weil die Gewinnfunktion der Produzenten trotz der Belastung durch Gebühren auf Material und Verpackung konkav bleibt, also "gutartige" Eigenschaften behält. Eichner und Pethig (1999c) zeigen, dass alle Gebührenstrategie I - III in Tabelle 3 in einer aggregierten Ökonomie die pareto-effiziente Allokation herbeiführen. Die Gebühren auf Material und Verpackung bewirken in allen drei Gebührensystemen, dass die Produzenten den effizienten Materialgehalt (oder mit anderen Worten das effiziente Verpackungsdesign) wählen. In einer disaggregierten Ökonomie, siehe Eichner und Pethig (2000), versagen die Strategien II und III und nur die Strategie I ist effizient, jedoch nur dann, wenn die Effizienzbedingung B4 erfüllt ist, d.h. wenn Gebühren für die Materialgehalte der Residuen und des Abfalls personalisierbar sind. Wie schon in Abschnitt 4.2 angesprochen erfordert die Effizienzbedingung B4 hohe Informationsvoraussetzungen, die eine AMO zu vertretbaren Kosten wahrscheinlich nicht beschaffen kann, denn die Gebührensatzung der Materialgehalte muss "maßgeschneidert", d.h. technologieabhängig, für alle Firmen im Recycling- und Abfallbehandlungssektor sein. Eichner und Pethig (2000) zeigen, dass eine AMO in disaggregierten Ökonomien die Gebühren in den System II und III nicht effizient setzen kann, weil der pretiale Anreiz für Materialgehalte nicht firmen- bzw. technologieabhängig gestaltet werden kann.

Eine Analyse mit aggregierten Produktionssektoren wird in theoretischen Studien recht häufig verwendet. Sie lässt sich als Mittel zur Vereinfachung der Analyse dann rechtfertigen, wenn man nachweisen kann, dass sich die Ergebnisse beim Übergang vom aggregierten zum disaggregierten Modell qualitativ nicht verändern. Das ist im vorliegenden Kontext im allgemeinen aber nicht der Fall. Bei der Aggregation sind alle Firmen der Recyclingbranche einerseits und Abfallbehandlungsbranche andererseits untereinander identisch und man kann sich deshalb auf eine repräsentative Firma beschränken. Beim Übergang vom aggregierten zum disaggregierten Modell werden die Gebührenstrategien II und III ineffizient, was man auch so interpretieren kann, dass die Ineffizienz der Strategien II und III desto gravierender ist, je unterschiedlicher die Firmen jeder der beiden Sektoren untereinander (in Größe und verwendeter Technologie) sind. Sollten sich aus empirischer Sicht diese Unterschiede als relativ gering erweisen, sollten die Gebührenstrategien II und III neben der Strategie I in Erwägung gezogen werden, wobei man der Strategie III gegenüber der Strategie II den Vorzug geben sollte, da sie unserer Einschätzung nach für eine AMO praktikabler ist.

4.4 Überprüfung der Effizienz des Gebührenkonzepts der DSD

Nachdem wir im vorherigen Abschnitt alternative Gebührenstrategien einer AMO erörtert haben, wenden wir uns nun dem Verpackungsabfall-Management in Deutschland und insbesondere der DSD zu. Im folgenden soll zunächst das Gebührenkonzept der DSD vorgestellt werden, um dann anschließend zu prüfen, welchem der sechs oben diskutierten Gebührensys-

teme das DSD-Konzept am nächsten kommt. Die Gebühren, welche die DSD den Produzenten auferlegt, haben drei verschiedene Bemessungsgrundlagen: Sie sind (i) materialspezifisch, (ii) proportional zum Verpackungs(material)gewicht, und sie sind (iii) zusätzlich auf das Verpackungsvolumen oder die -fläche bezogen (Staudt et al. 1997). Zum Beispiel setzen sich nach Angaben der DSD (1999) die Gebühren, die an die DSD für die Herstellung eines 250 g Joghurtbechers mit Aluminiumdeckel zu zahlen sind, wie folgt zusammen:

| | | |
|--|----------------------|---------|
| <i>Kunststoffbecher:</i> | 6,62 g x 2,95 DM/kg | 1,95 Pf |
| <i>Aluminiumdeckel:</i> | 0,51 g x 1,50 DM/kg | 0,08 Pf |
| <i>Summe Gewichtsentgelt</i> | | 2,23 Pf |
| <i>Stückentgelt</i> | (Volumen 200-400 ml) | 0,70 Pf |
| ----- | | |
| <i>Gesamtlizenzentgelt</i> ¹⁹ | | 2,73 Pf |

Das gewichtsproportionale, materialspezifische Entgelt (hier: für Aluminium und Kunststoff) entspricht einer (Alt-)Materialgebühr, und das Stückentgelt ist eine Gebühr auf die Verpackung, so dass die von den Produzenten an die DSD zu zahlenden Gebühren *qualitativ* approximativ denen entsprechen, die den Produzenten in den Gebührensystemen I, II und III auferlegt werden. Dieser Befund ist auf dem Hintergrund unserer theoretischen Analyse als sehr positiv zu bewerten, auch wenn damit freilich gar nichts darüber ausgesagt wird, ob die Gebühren der DSD die für Effizienz erforderliche Höhe aufweisen.

Bevor wir das aktuelle Gebührenkonzept der DSD für die Verwerter beschreiben, das in seiner heutigen Form erst seit 1993 besteht, erläutern wir für spätere Vergleichszwecke zunächst die ältere Gebührenstrategie aus der Anfangsphase der Tätigkeit der DSD. Bis 1993 verpflichtete sich die DSD zur Zahlung eines gewichtbezogenen Entgeltes an die Verwerter zum Zweck der Finanzierung der Sammel-, Sortier- und Recyclingkosten.²⁰ Das Entgelt wurde fraktionsspezifisch für die erfasste Materialmenge (z.B. 20 Pf für 1 kg Papier oder 14 Pf für 1 kg Glas) gezahlt, was in unserer Terminologie einer negativen Gebühr für Altmaterial in Residuen entspricht. Darüber hinaus erstattete die DSD den Verwertern die Kosten für die Beseitigung des Abfalls.²¹ Somit entspricht das Gebührenkonzept der DSD bis 1993 in seinen Grundzügen dem Gebührenkonzept III aus Tabelle 3.

Nachdem sich 1992 die Menge des gesammelten Verpackungsabfalls aufgrund des großen Einsatzes der Haushalte drastisch erhöht hatte,²² gleichzeitig die Zahlungsmoral der Produzenten aber schlecht war, blieben die Einnahmen der DSD weit hinter den Ausgaben zurück. Dadurch geriet die DSD in eine existenzbedrohende finanzielle Krise. Sie befreite sich daraus, indem sie ihre Altmaterial-Gebühren an die Verwerter durch pauschalierte einwohner- und altmaterialbezogene Entgelte ersetzte, durch die auch die Kosten der umweltschonenden Abfallbeseitigung abgegolten waren. Für Glas ergab sich beispielsweise folgende Änderung: Die ursprünglich vereinbarte Vergütung für das Kilogramm Glas lag bei 14 Pf / kg. Die durchschnittliche Sammelleistung eines Verwerter liegt bei ca. 35 kg Glas pro Jahr und Einwohner. Multipliziert man die durchschnittliche Sammelleistung mit der Altmaterial- Gebühr,

¹⁹ Die Gebühren werden von der DSD als (Lizenz-)Entgelte bezeichnet.

²⁰ Vergleiche auch Staudt und andere (1997).

²¹ Außerdem sind Verwertungsquoten zu beachten, die Mindestmengen an Sekundärmaterial pro Einheit des erfassten Altmaterials in Residuen festlegen. Da diese Verwertungsquoten in der Vergangenheit im allgemeinen alle übererfüllt wurden, stellen sie für die Verwerter keine bindenden Restriktionen dar und können somit in unseren Untersuchungen vernachlässigt werden.

²² War dieser Effekt nicht eigentlich gewünscht?

erhält man ein Einwohnerentgelt von rund 5 DM. Zu diesen 5 DM pro Einwohner werden bei Glas noch ca. 1,70 DM für Nebenkosten (wie Kosten für Standplätze, Verwaltung, Öffentlichkeitsarbeit, Zinsen) addiert, so dass sich ein Gesamteinwohnerentgelt von 6,70 DM pro Einwohner ergibt.

Da das Sammelgebiet und somit die Einwohnerzahl für jedes Verwertungsunternehmen festgelegt sind, liegen dessen Einnahmen aus den Einwohnerentgelten fest. Somit werden die Sortier- und Recyclingleistungen der Verwertungsunternehmen heute pauschaliert nach der Anzahl der Personen bezahlt, deren Hausmüll sie sammeln und trennen, während früher eine mengenmäßige Vergütung vorgenommen wurde, die es allerdings erforderlich gemacht hatte, kontinuierlich und regional genügend tief gestaffelt zu überprüfen, welche Mengen an Sekundärmaterial (Glas, Papier und Kunststoff usw.) getrennt wurde. Die heutige Art der Vergütung enthält weder Leistungsanreize noch Wettbewerbsimpulse, und daher ist zu vermuten, dass ineffizient verwertet wird.

Zusammenfassend halten wir fest, dass die Gebühren, die die DSD von den Produzenten verlangt, konzeptionell richtig sind und darum beibehalten werden sollten, während die von der DSD an die Verwerter gezahlte Vergütung nach Einwohnerentgelten durch Residuen-Gebühren und Materialgehalt-Gebühren ersetzt werden sollte. Wie zuvor ausgeführt, besteht ein kritischer Einwand gegen die Praktikabilität der Strategie I darin, dass es für die DSD mit hohen Informations- und Überwachungskosten verbunden ist. Andererseits spricht Vieles dafür, dass bei Abwägung aller Kosten pragmatisch approximierte (oder gar einheitliche) Gebühren im Rahmen der Strategie I mehr pretiale Lenkung, größere Effizienz und hoffentlich auch mehr Wettbewerb in die deutsche Abfallwirtschaft bringen würden. Außerdem sollte geprüft werden, ob in der Abfallwirtschaft annähernd gleiche Technologien verwendet werden. Falls ja, ist der DSD die Rückkehr zu den Altmaterial-Gebühren zu empfehlen und somit käme die DSD dem Gebührenkonzept III wieder näher.

Zur Beurteilung der Effizienz des Gebührenkonzepts der DSD ist es außerdem von großem Interesse zu überprüfen, welche Lenkungswirkungen sich seit Einführung des Dualen Systems nachweisen lassen. Staudt et al. (1997) kommen zu dem Ergebnis, dass das Instrument Lizenzentgelte bei einzelbetrieblichen Maßnahmen zum umweltorientierten Verpackungsmaterialeinsatz nur eine untergeordnete Rolle spielt. In der Regel würden die Lizenzentgelte auf die Endverbraucher oder andere schwächere Marktpartner überwältigt, so dass ihr Einfluss auf den Verpackungsmaterialeinsatz "in diesen Fällen als gering bis nicht vorhanden einzustufen ist" (ebenda, S. 80). Bei dieser Einschätzung gehen Staudt et al. offenbar implizit von extremen Elastizitätskonstellationen aus, die unseres Erachtens unrealistisch sind. Leider haben die Autoren keine konkrete empirische Untersuchung vorgelegt, so dass uns die Frage der tatsächlichen Lenkungswirkungen noch nicht hinreichend geklärt zu sein scheint.

Zum Abschluss sei noch auf eine institutionelle Besonderheit des deutschen Verpackungsabfall-Management hingewiesen, die so genannte "Schnittstelle Null". Wenn die Verwerter mit positivem Verkaufserlös für ihr Sekundärmaterial rechnen können, lässt ihnen das deutsche Verpackungsabfall-Konzept heute die Wahl, die Vermarktung ihres Sekundärmaterials selbst vorzunehmen, wie wir in unserer modelltheoretischen Analyse immer unterstellt hatten, oder der DSD diese Aufgabe zu überlassen.²³ Wenn die DSD vermarktet, überlassen die Verwerter der DSD ihren Sekundärmaterial-Output zum Nullpreis. Dann spricht man von der Schnittstelle Null. Wenn das Sekundärmaterial qualitativ minderwertig ist (mit einem Materialgehalt von weniger als 100 Prozent), sind die Unternehmen nur bereit, das Sekundärmaterial als Produktionsinput zu verwenden, wenn es

²³ Natürlich gibt es eine spezifische Gebührenregelung für jede der beiden Optionen. Da die Wahlmöglichkeit erst 1998 eingeführt worden ist, wird sich erst in den nächsten Jahren herausstellen, ob sich eine der beiden Optionen durchsetzen wird.

als Produktionsinput zu verwenden, wenn es mit Preisabschlag gegenüber dem Primärmaterial oder gar zu einem negativen Preis (wie im Falle einiger Sekundärkunststoffe) an sie "verkauft" wird. Bei Heterogenität von Primär- und Sekundärmaterial ist generell zu befürchten, dass eine Schnittstelle Null ineffizient ist, weil der DSD dadurch unternehmerische Aufgaben mit Risikoübernahme und Marketing überlassen werden, für die sie angesichts ihrer sonstigen administrativen Aufgaben ebenso wenig geeignet erscheint wie staatliche Behörden. Eine modellmäßige Analyse der Implikationen der Schnittstelle Null für die Allokationseffizienz liegt unseres Wissens noch nicht vor.

5. Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Beitrag haben wir die Effizienz alternativer Gebührensysteme einer Abfall-Management-Organisation (AMO) in der Verpackungsabfallwirtschaft untersucht mit dem Ziel, die Effizienz des von der DSD angewandten Gebührenkonzepts zu überprüfen. Der Untersuchung lag eine Modellökonomie zugrunde, in der Primärmaterial abgebaut, für die Verpackung eines Konsumgutes verwendet, anschließend verwertet oder behandelt und schließlich deponiert wird. Die Verwertungs- und Abfallbehandlungsaktivitäten bestimmen den Durchsatz des Verpackungsmaterials und determinieren die Menge des zu extrahierenden Primärmaterials ebenso wie die Menge des zu deponierenden Abfalls bzw. der Emissionen. Der Materialgehalt konstituiert einen wesentlichen Aspekt des grünen Design von Verpackungen und ist eine wichtige ökonomische Variable, welche die Akteure auf unterschiedlichen Stufen der Materialaufbereitung beeinflusst. Wie in Eichner und Pethig (1999a,b,c, 2000) wurden zunächst drei (fiktive) Abfallmarktsysteme spezifiziert und auf ihre Effizienz hin untersucht. Von diesen war nur ein einziges, das Marktsystem B aus Tabelle 1, im aggregierten Modell und keines im disaggregierten Modell effizient. Es wurde weiterhin gezeigt, dass die Einführung einer AMO zusätzliche Lenkungsmöglichkeiten eröffnet, nämlich von den Produzenten zu zahlende Gebühren auf Material und Verpackungen, die dann zusammen mit Residuen-, Abfall- und Materialgehalt-Gebühren (Gebührensystem I in Tabelle 3) die Stoffströme effizient lenken. Unsere Untersuchung des Gebührenkonzeptes der DSD hat ergeben, dass ihre den Produzenten auferlegten Gebühren die für Effizienz erforderlichen Bemessungsgrundlagen haben, während das pauschalisierte Einwohnerentgelt, das die DSD an die Verwerter zahlt, durch Residuen- und Materialgehalt-Gebühren ersetzt werden sollte, damit die Verwerter die für eine effiziente Verwertung erforderlichen Anreize erhalten.

Ein schon oben angesprochenes Defizit in unserer Würdigung des Gebührenkonzeptes der DSD ist, dass die Schnittstelle Null aufgrund der Struktur der hier vorgestellten Modellanalyse nicht angemessen untersucht werden kann. Dazu müsste man im Produktionsprozess zwischen reinem Primärmaterial und (durch Downcycling) verunreinigtem Sekundärmaterial unterscheiden können, wobei der Verunreinigungsgrad unter anderem von dem im Verwertungsprozess betriebenen Aufwand abhängt. Ein weiterer Schwachpunkt der vorliegenden Analyse ist unsere Modellannahme des vollständigen Wettbewerbs auf allen Märkten. Betrachtet man den Markt für (verpackte) Konsumgüter, so mag diese Annahme noch gerechtfertigt scheinen, aber gerade in der Verpackungsabfallwirtschaft gibt es unflexible, langfristig abgesteckte Sammel- und/oder Verwertungsgebiete und als Folge davon oligopolistische oder auf regionaler Ebene sogar monopolistische Strukturen.

Hinzu kommt, dass die Produzenten Aktionäre der DSD sind und dass die DSD wiederum fast die Hälfte der Anteile am Stammkapital der Gesellschaft für Kunststoff-Recycling mbH (DKR), hält, einem Monopolunternehmen, das Sekundärkunststoffe herstellt. Solche Verflechtungen lassen die Frage berechtigt erscheinen, ob die DSD tatsächlich eine Organisation ohne Gewinnerzielungsabsicht ist, die als "ehrlicher Makler" oder Vermittler die Produzenten

bei der Wahrnehmung ihrer Rücknahmeverpflichtung unterstützt, oder ob sie möglicherweise eher eine Organisation ist, die partikulare Interessen einiger in der Verpackungsabfallwirtschaft tätigen Akteure oder Gruppen verfolgt. Zu den deutlichen Indikatoren für unzureichenden Wettbewerb gehören die in den Verträgen der DSD mit den Verwertern festgeschriebene Ausschließlichkeit und Langfristigkeit der Vertragsbindungen.

Literatur

- DSD (1999), Internet-Web-Seite <http://www.gruener-punkt.de/d/content/medien/re991007a.htm>, 15.10.99.
- Choe, C., und I. Fraser (1999), An Economic Analysis of Household Waste Management. *Journal of Environmental Economics and Management* 38, 234-246.
- Eichner, T., und R. Pethig (1999a), "Product design and alternative markets for solid waste treatment and disposal", *Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge Nr. 73, Universität Siegen*
- Eichner, T., und R. Pethig (1999b), "Product design and efficient management of recycling and waste treatment", erscheint in: *Journal of Environmental Economics and Management*.
- Eichner, T., und R. Pethig (1999c), "Recycling, producer responsibility and centralized waste management", *Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge Nr. 83, Universität Siegen*
- Eichner, T., und R. Pethig (2000), "Gebührenstrategien in einem disaggregierten Modell der Abfallwirtschaft, erscheint in: H.-W. Rengeling: *Tagungsband des Interdisziplinären Kolloquiums Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund*.
- Fullerton, D., und T. Kinnaman (1995), "Garbage, recycling, and illicit burning or dumping", *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 78-91.
- Fullerton, D., und W. Wu (1998), "Policies for green design", *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 78-91.
- Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (1994), *Entwicklung des Verpackungsverbrauchs 1992/1993*, Wiesbaden.
- Holm-Müller, K. (1996), Die Verwertung des deutschen Abfallrechts im Lichte des Material-Bilanz-Ansatzes. *Jahrbuch der Wirtschaftswissenschaften* 47, 311-323.
- Holm-Müller, K. (1997), *Ökonomische Anreize in der deutschen Abfallwirtschaftspolitik*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Kohn, R. E. (1995), Convex Combinations of Recycling Incentives. *Mathematical Computation Modelling* 21, 13-21.
- Michaelis, P. (1991), *Theorie und Politik der Abfallwirtschaft. Eine ökonomische Analyse*. Springer-Verlag, Berlin.
- Pethig, R. (1977), International Markets for Secondary Material, in: Pearce, D. W. and I. Waiter (eds), *Resource Conservation: Social and Economic Dimensions of Recycling*, New York University Press, New York, 191-206, 353-383.

- Rutkowsky, S. (1998), *Abfallpolitik in der Kreislaufwirtschaft: Grundzüge einer effizienten und umweltgerechten Abfallwirtschaft und ihrer Regulierung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Schendel, F. A. (1999), "Föderalistische Fragen des Abfallrechts in der betrieblichen Praxis - Aus der Sicht der Industrie", in: M. Kloepfer (Hrsg.), *Abfallrecht und Föderalismus*, Duncker & Humblot, Berlin, 91 - 97
- Staudt, E., Kunhenn, H., Schroll, M. und J. Interthal (1997), *Die Verpackungsordnung. Auswirkungen eines umweltpolitischen Grossexperiments*, Reihe: Innovation, Forschung und Management, Band 11, Bochum.
- Umweltbundesamt (1993), Jahresbericht 1992, Berlin.