

Gebührenstrategien in einem disaggregierten Modell der Abfallwirtschaft

Thomas Eichner und Rüdiger Pethig

*VWL IV, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften, Universität Siegen, Hoelderlinstr. 3,
D-57068 Siegen.*

Zusammenfassung:

In der vorliegenden Studie überprüfen wir verschiedene Gebührenstrategien der Dualen System Deutschland AG (DSD) darauf hin, ob sie die pareto-effiziente Allokation in der Abfallwirtschaft implementieren. Dabei greifen wir auf eine disaggregierte Modellökonomie zurück, in der Material extrahiert, für die Produktion eines verpackten Konsumgutes verwendet, anschließend recycelt, entsorgt und deponiert wird. Der DSD, die die Rücknahmeverpflichtung der Produzenten für die Verpackungsabfälle operational umsetzt, wird empfohlen, ihre den Produzenten gegenwärtig auferlegten Gebühren beizubehalten, während die von der DSD an die Verwerter zu zahlenden Gebühren modifiziert werden sollten.

JEL-Klassifizierung: H21, Q28

Schlüsselwörter: Verpackung, Material, Abfall, Recycling

1 Einleitung

Seit der Einführung der Verpackungsordnung im Jahre 1991 hat sich die Menge der Verpackungsabfälle zur Beseitigung drastisch reduziert. Diese Reduzierung ist auf zwei Ursachen zurückzuführen. Zum einen darauf, dass sich das Verpackungsdesign und die stoffliche Zusammensetzung geändert haben und dass zusätzlich die Verpackungen kleiner und schlanker wurden, also das Verpackungsgewicht verringert wurde.¹ Die Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (1997) weist aus, dass der Verpackungsverbrauch 1991 bis 1996 von 13 Millionen Tonnen auf 11,5 Millionen Tonnen gesunken ist. Der andere Grund für die Reduzierung des Verpackungsabfalls zur Beseitigung liegt darin, dass die Verwertungsmengen der Verpackungen deutlich gestiegen sind und somit die Verpackungen bzw. die Verpackungsmaterialien länger im Wirtschaftskreislauf verweilen. Die Verwertungsquoten aller Verpackungsmaterialien (Glas, Papier, Kunststoff, Weißblech, Verbunde, Aluminium) haben sich im Zeitraum 1990 - 1997 erhöht. Am deutlichsten ist die Steigerung der Verwertungsquoten bei Kunststoff und Aluminium. Die Quote² stieg bei Aluminium von 7 % (1993) auf 86 % (1997) und bei Kunststoffen von 29 % (1993) auf 69 % (1997); in absoluten Zahlen erhöhte sich die Verwertungsmenge³ bei Kunststoffen von 20000 Tonnen (1990) auf 600000 Tonnen (1997).

In den letzten Jahren hat die Analyse des Recyclings aufgrund seiner politischen Aktualität bei Ökonomen großes Interesse ausgelöst. Daraufhin sind zahlreiche Veröffentlichungen zu diesem Themenkomplex entstanden. Einen Überblick über wissenschaftliche Publikationen zur Verwertung und Abfallbehandlung findet man in Fullerton und Kinnaman (1999). Unser im folgenden zu konkretisierender Ansatz unterscheidet sich von der übrigen relevanten Literatur, insbesondere von Fullerton und Wu (1998) und Choe und Fraser (1999) dadurch, dass wir die Zusammensetzung der Verpackungen und somit die Verpackungsmaterialströme in den Vordergrund stellen, während bei Fullerton und Wu (1998) und Choe und Fraser (1999) die 'Recycling-Freundlichkeit' der Stofftrennung thematisiert wird.

Die Verpackungsverordnung verpflichtet die Produzenten, Verpackungen zurückzunehmen. Zur Umsetzung der Verpackungsverordnung schlossen sich 1990 etwa 600 Unternehmen zusammen und gründeten das Unternehmen Duales System Deutschland AG (kurz: die DSD). Seit Gründung der DSD ruht die deutsche Abfallwirtschaft auf zwei Säulen: einer privatwirtschaftlich organisierten Verpackungsentsorgung bzw. -verwertung und einer kommunalen (öffentlich-rechtlichen) Restmüllentsorgung. Die zentralisierte DSD operationalisiert die

¹Siehe DSD (1999a).

²Die Verwertungsquoten stammen aus Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (1997).

³Die Entwicklung der Verwertungsmengen für Kunststoffverpackungen ist entnommen aus DSD (1999b).

Rücknahmeverpflichtung der Produzenten, die auf vertraglicher Basis Gebühren an die DSD zahlen, um daraus die Sammlung, Sortierung, Verwertung und Entsorgung zu finanzieren.

In diesem Beitrag soll theoretisch untersucht werden, welche pretialen Anreize die DSD setzen kann, damit zum einen die Verpackungshersteller das effiziente Verpackungsdesign wählen und zum anderen die Verwerter effizient recyceln und die Abfallbehandler effizient entsorgen. Dabei entwickeln wir hier ein Modell aus Eichner und Pethig (1999a,b,c) weiter, indem wir sowohl Recycling als auch Abfallbehandlung in einer disaggregierten Ökonomie modellieren, um auf diese Weise die zentralen Merkmale der Abfallwirtschaft angemessen abzubilden.

2 Das Modell

Die Überlegungen der folgenden Abschnitte beziehen sich auf eine statische Wirtschaft, die gegeben ist durch:⁴

$$u = U(\ell_{-}^s, x_{+}^d, e_{-}^d) \quad \text{Nutzen des repräsentativen Konsumenten} \quad (\text{A1})$$

$$x^s = X(\ell_{+}^d, m_{+}^d) \quad \text{Produktion der Verpackung} \quad (\text{A2})$$

$$v^s = V(\ell_{+}^d) \quad \text{Extraktion des Verpackungsmaterials} \quad (\text{A3})$$

$$r_k^s = R^k(\ell_{+}^d, q_{+}^d, z_k^d) \quad \text{Sammeln, Trennen, Recyceln der Verpackungsmaterialien durch Firma } k, k \in K \quad (\text{A4})$$

$$e_j^s = E^j(\ell_{-}^d, q_{+}^d, f_j^d) \quad \text{Abfallbehandlung durch Firma } j, j \in J \quad (\text{A5})$$

$$q_x^s := \frac{m^d}{x^s} \quad \text{Materialgehalt der Verpackung} \quad (\text{A6})$$

$$x^s = x^d, \quad x^s = z^s, \quad z^s = \sum_k z_k^d,$$

$$v^s + \sum_k r_k^s = m^d, \quad \sum_j f_j^d = \sum_k f_k^s,$$

$$\ell^s \geq \ell_x^d + \ell_v^d + \sum_k \ell_{r_k}^d + \sum_j \ell_{e_j}^d. \quad \text{Angebotsrestriktionen} \quad (\text{A7})$$

$$z_k^d = r_k^s + f_k^s \quad \text{Massenbilanz der Recyclingfirma } k \in K \quad (\text{A8})$$

$$q_{z_k}^d z_k^d = q_{f_k}^s f_k^s + r_k^s \quad \text{Materialbilanz der Recyclingfirma } k \in K \quad (\text{A9})$$

⁴Ein Plus- oder Minuszeichen unter einem Argument einer Funktion bezeichnet das Vorzeichen der partiellen Ableitung dieser Funktion nach dem Argument. Große Buchstaben verwenden wir für Funktionen und angefügte Subskripte kennzeichnen partielle Ableitungen.

$$q^s = q_{zk}^d, q_{fk}^s = q_{fj}^d \quad k \in K, j \in J, \quad \text{Materialgehalte als öffentliche Güter} \quad (\text{A10})$$

$$e^d = \sum_j e_j^s \quad \text{Schadstoffemissionen aus Abfällen} \quad (\text{A11})$$

Die Menge eines Konsumgutes⁵ und dessen *Verpackung*, x^s , wird mit Arbeit, ℓ_x^d , und zwei Arten von *Verpackungsmaterialien* hergestellt. Aus Vereinfachungsgründen sei eines der Verpackungsmaterialien kostenlos und daher nicht explizit im Modell eingeführt, während das andere knapp und somit ein expliziter Produktionsfaktor in der Verpackungsherstellung ist, dessen Menge m^d ist. Jede Einheit Verpackung hat konstantes Gewicht, aber der Produktionsprozess (A2) läßt die Möglichkeit zu, die Anteile der beiden Verpackungsmaterialien an der Verpackung zu variieren. Der Anteil des (knappen) Materials an der Verpackung, also das Verpackungsmaterial-Verpackungs-Verhältnis, q^s , aus (A6) gibt an, welche Menge des (knappen) Materials pro Einheit Verpackung eingesetzt wird. q^s bezeichnen wir im folgenden als *Materialgehalt der Verpackung*. Nachdem das verpackte Konsumgut, x^d , von den Haushalten konsumiert worden ist, haben die Verpackungen ihre Aufgabe erfüllt und werden zum Verpackungsabfall zur Verwertung, oder kurz: zu *Residuen*. Die Residuen haben das gleiche Gewicht wie die verpackten Konsumgüter, und wir bezeichnen ihre Menge mit z . Jeder Verwerter⁶ $k \in K$ verwendet neben den Residuen, z_k^d , Arbeit, ℓ_{rk}^d , und den Materialgehalt der Residuen, q_{zk}^d , als Inputs zur Erzeugung von Sekundärmaterial, r_k^s . Die Recyclingfunktion der Firma k ist in (A4) spezifiziert. Neben dem Sekundärmaterial fallen im Recyclingprozess Abfälle zur Entsorgung, f_k^s , oder kurz: *Abfälle*, an. Diese Abfälle (bzw. ihre Lagerung) verursachen Schadstoffemissionen und damit einen Umweltschaden, e . Eine Behandlung der Abfälle durch Einsatz knapper Ressourcen kann den Umweltschaden verringern. Die Abfallbehandlung wird von Entsorgungsfirmen durchgeführt, (A5). Die Massen- und Materialbilanz jedes Recyclers k sind in (A8) und (A9) gegeben, wobei q_{fk}^s der *Materialgehalt der Abfälle* sei.⁷ Gemäß der Nutzenfunktion (A1) wird Arbeit, ℓ^s , endogen von den Haushalten angeboten, die das verpackte Konsumgut, x^d , konsumieren und die unter den Schadstoffemissionen, e^d , leiden. Arbeit wird dazu verwendet, das verpackte Konsumgut herzustellen, $X_\ell > 0$, das Verpackungsmaterial zu extrahieren, $V_\ell > 0$, Sekundärmaterial zu erzeugen, $R_\ell^k > 0$, und Abfälle zu behandeln, $E_\ell^j < 0$.

In (A1) - (A11) verwenden wir konsistent bei allen Variablen die Superskripte s und d , die kennzeichnen, ob Mengen angeboten (supplied) oder nachgefragt (demanded) werden. Es

⁵Um uns ausschließlich auf die Verpackungsproblematik zu konzentrieren, nehmen wir an, dass die Produktion des Konsumgutes kostenlos sei.

⁶Im Verwertungssektor findet das Sammeln, Trennen und Recyceln von Konsumresiduen statt. Um schwerfällige Formulierungen zu vermeiden, verwenden wir im folgenden den Begriff Recycling und nehmen an, dass im Recyclingvorgang die Sammlung und Trennung enthalten sei.

⁷ q_{fk}^s wird implizit durch die Gleichung (A9) definiert.

erscheint zunächst ungewöhnlich, dieses Verfahren in (A10) und (A11) auch für Materialgehalte und Schadstoffemissionen zu verwenden, aber diese Vorgehensweise verdeutlicht die Struktur der Eigentumsrechte und die sich daraus ergebenden Partner von Transaktionen in der Abfallwirtschaft. Die Zuweisung des Angebots oder der Nachfrage zu bestimmten Akteuren impliziert ein bestimmtes institutionelles Arrangement: die Produzenten bieten das verpackte Konsumgut (x^s) natürlich den Haushalten an, deren Nachfrage (x^d) ist. Zum anderen offerieren die Produzenten den Recyclern die Residuen (z^s, q^s) und die Recycler fragen (z_k^d, q_{zk}^d) nach. Darin kommt zum Ausdruck, dass die Produzenten (und nicht die Haushalte!) die Eigentumsrechte an den Residuen besitzen, dass wir also das Regime der Produzentenrücknahmeverpflichtung modellieren. Nachdem die Residuen verwertet worden sind, bieten die Recycler den Entsorgungsunternehmen den Abfall (f_k^s, q_{fk}^s), für alle k , an und die Entsorger wiederum fragen (f_j^d, q_{fj}^d), für alle j , nach.

Die DSD wird von den Produzenten beauftragt, die Rücknahmeverpflichtung umzusetzen. Aus diesem Grund übertragen die Produzenten der DSD die Eigentumsrechte an den Residuen und diese Rechte überträgt die DSD wiederum den Recyclern. Anschließend erhält sie von den Recyclern die Eigentumsrechte der Abfälle, die sie dann an die Entsorger weitergibt. Zur Ermittlung der pareto-effizienten Allokation der Wirtschaft (A1) - (A11) löst der Soziale Planer den folgenden Lagrange-Ansatz:

$$\begin{aligned}
\mathcal{L} = & U(\ell^s, x^d, e^d) + \lambda_{xx} [X(\ell_x^d, m^d) - x^s] + \sum_k \lambda_r^k [R^k(\ell_{rk}^d, q_{zk}^d, z_k^d) - r_k^s] + \sum_j \lambda_e^j [e_j^s - E^j(\ell_{ej}^d, q_{fj}^d, f_j^d)] \\
& + \lambda_v [V(\ell_v^d) - v^s] + \lambda_q (m^d/x^s - q^s) + \lambda_x (x^s - x^d) + \lambda_z \left(z^s - \sum_k z_k^d \right) + \lambda_{xz} (z^s - x^s) \\
& + \sum_k \lambda_{fs}^k (f_k^s + r_k^s - z_k^d) + \lambda_\ell \left[\ell^s - \ell_x^d - \ell_v^d - \sum_k \ell_{rk}^d - \sum_j \ell_{ej}^d \right] + \sum_k \lambda_{qz}^k (q_{fk}^s f_k^s - q_{zk}^d z_k^d + r_k^s) \\
& + \sum_k \lambda_q^k (q^s - q_{zk}^d) + \lambda_e \left(e^d - \sum_j e_j^s \right) + \sum_j \sum_k \lambda_{qf}^{kj} (q_{fj}^d - q_{fk}^s) + \lambda_f \left(\sum_j f_j^d - \sum_k f_k^s \right) \\
& + \lambda_m \left(v^s + \sum_k r_k^s - m^d \right). \tag{1}
\end{aligned}$$

Wir beschränken die Analyse auf den Fall einer inneren Lösung. Die Lösung ist charakterisiert durch die in Spalte 1 der Tabelle 1 im Anhang aufgelisteten Bedingungen erster Ordnung.

Proposition 1.⁸ (Eigenschaften der effizienten Allokation):

Die effiziente Allokation der Wirtschaft (A1)-(A11) ist charakterisiert durch

$$\frac{U_e}{U_\ell} = -\frac{1}{E_\ell^j} \quad \forall j \in J, \quad (2)$$

$$\sum_k \frac{R_q^k}{R_\ell^k} + \frac{1-q}{1-q_f} \sum_j \frac{E_{q_f}^j}{E_\ell^j} = -x \left(\frac{X_m}{X_\ell} - \frac{1}{V_\ell} \right), \quad (3)$$

$$-\frac{U_x}{U_\ell} = \frac{1}{X_\ell} - \frac{1}{x} \sum_k \frac{R_z^k}{R_\ell^k} z_k + \frac{q}{x} \sum_k \frac{R_q^k}{R_\ell^k} - \frac{E_f^h}{E_\ell^h} + \frac{q_f}{x} \left(\frac{1-q}{1-q_f} \right) \sum_j \frac{E_{q_f}^j}{E_\ell^j} \quad \text{für } h \in J. \quad (4)$$

Gleichung 2 gibt die Regel für die effiziente Allokation der Schadstoffemissionen an. Sie fordert, dass der durch Emissionen verursachte Grenzumweltschaden gleich den Grenzkosten der Abfallbehandlung sind. Die zweite Allokationsregel bestimmt die effiziente Allokation der öffentlichen Güter Materialgehalte. Man benötigt für beide Materialgehalte nur eine Gleichung, da die Materialgehalte q und q_f aufgrund der Materialbilanz (A9) linear voneinander abhängen. Auf der linken Seite von (3) findet man den aggregierten Grenznutzen des Recyclings, verursacht durch eine marginale Erhöhung des Materialgehaltes q , und die aggregierten Grenzabfallbehandlungskosten einer marginalen Erhöhung von q_f , wobei diese mit dem Quotienten $(1-q)/(1-q_f)$ gewichtet werden. Die rechte Seite von (3) gibt die Grenzproduktionskosten wieder, die dadurch entstehen, dass eine marginale Änderung von q zur Folge hat, dass sich das Einsatzverhältnis der Produktionsfaktoren Arbeit, ℓ_x^d , und Material, m^d , ändert. X_m/X_ℓ kennzeichnet daher die Grenzrate der technischen Substitution der Faktoren Arbeit und Material. Eine Änderung des Materialeinsatzes hat zur Folge, dass sich die Grenzproduktivität der Materialextraktion, V_ℓ , ändert. Die dritte Allokationsregel, Gleichung (4), bezieht sich auf die Allokation der Verpackungen. Sie fordert, dass die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten für die Verpackungen übereinstimmt mit der Summe aus den Grenzproduktionskosten, $(1/X_\ell)$, den Grenzrecyclingnutzen, $\left(-\frac{1}{x} \sum_k \frac{R_z^k}{R_\ell^k} z_k + \frac{q}{x} \sum_k \frac{R_q^k}{R_\ell^k} \right)$, und den Grenzabfallbehandlungskosten, $\left(-\frac{E_f^j}{E_\ell^j} + \frac{q_f}{x} \left(\frac{1-q}{1-q_f} \right) \sum_j \frac{E_{q_f}^j}{E_\ell^j} \right)$, verursacht durch eine marginale Erhöhung der Menge der Verpackungen. Sowohl der Grenzrecyclingnutzen als auch die Grenzabfallbehandlungskosten setzen sich aus zwei Termen zusammen, wobei der eine direkt aus einer Erhöhung von z bzw. f entsteht und der andere daraus resultiert, dass Änderungen von z und f Änderungen der Materialgehalte q und q_f bewirken.

⁸Alle Beweise dieser und der folgenden Propositionen sind auf Anfrage von den Autoren erhältlich.

3 Gebührenstrategien

In diesem Abschnitt wollen wir untersuchen, ob die DSD in der Lage ist, und falls ja, mit welchem Gebührenkonzept, die effiziente Allokation zu implementieren. Um das Augenmerk ausschließlich auf die Materialgehalte zu lenken, wird angenommen, die Umweltexternalität sei perfekt durch die Pigou-Steuer, t_e , internalisiert. Desweiteren nehmen wir an, dass auf den Märkten der verpackten Konsumgüter (mit dem Preis p_x), auf dem Arbeitsmarkt (mit dem Preis p_ℓ) und auf dem Materialmarkt (mit dem Preis p_m) vollständige Konkurrenz herrsche. Somit sind die Transaktionen der Haushalte und der Primärmaterialerzeuger unabhängig von der Gebührenstrategie der DSD. Das Entscheidungskalkül dieser beiden Agenten besteht darin, die Lagrange-Ansätze

$$\mathcal{L}^H = U(\ell^s, x^d, e^d) + \gamma_c [p_\ell \ell^s + \phi - p_x x^d], \quad (5)$$

$$\mathcal{L}^V = p_m v^s - p_\ell \ell_v^d + \gamma_v [V(\ell_v^d) - v^s], \quad (6)$$

zu lösen, wobei mit ϕ die an die Haushalte transferierten Unternehmensgewinne bezeichnet wird.

Wir beschränken unsere folgende Analyse der Belastung der Produzenten mit Gebühren auf Residuen, π_z , und Material, π_m , die sicherstellen, dass die Gewinnfunktion der Produzenten ein Maximum hat.⁹ Somit lautet der Lagrange-Ansatz der Produzenten

$$\mathcal{L}^P = p_x x^s - \pi_z z^s - p_\ell \ell_x^d - (p_m + \pi_m) m^d + \gamma_x [X(\ell_x^d, m^d) - x^s] + \gamma_z (x^s - z^s). \quad (7)$$

Es lässt sich zeigen, dass die Gebührensatzung der DSD bei den Recyclern und Entsorgern nicht zu Problemen der Existenz von Gewinnmaxima führt. Deshalb können wir im folgenden sukzessive drei Gebührenkonzepte darauf hin überprüfen, ob diese geeignet sind, Anreize zum effizienten Recycling und zur effizienten Abfallbehandlung zu setzen.

Die *Strategie A* besteht darin, dass der Recycler eine Gebühr¹⁰ für Residuen, σ_z , erhält und dass er eine Gebühr für Abfall, σ_f , entrichtet (siehe (8)). Die DSD bezahlt den Entsorgern die Abfallgebühr, τ_f (siehe (9)).

$$\mathcal{L}^R = p_m r_k^s - p_\ell \ell_{rk}^d + \sigma_z z_k^d - \sigma_f f_k^s + \gamma_r^k [R(\ell_{rk}^d, q_z, z_k^d) - r_k^s] + \gamma_{fs}^k (f_k^s - z_k^d + r_k^s), \quad (8)$$

⁹Wie in Eichner und Pethig (1999c) gezeigt, besteht eine Besonderheit unseres Modells darin, dass die Gewinnfunktion der Produzenten nicht für alle den Produzenten auferlegten Gebühren konkav und somit 'gutartig' ist.

¹⁰Zum Zwecke der Übersichtlichkeit verwenden wir für Gebühren der Recycler den Buchstaben σ , für Gebühren der Entsorger den Buchstaben τ .

$$\mathcal{L}^E = -t_e e_j^s - p_\ell \ell_{ej}^d + \tau_f f_j^d + \gamma_e [e_j^s - E^j(\ell_{ej}^d, q_f, f_j^d)]. \quad (9)$$

Proposition 2. *(Ineffizienz der Strategie A):*

(i) *Die Gebührenstrategie A ist im allgemeinen ineffizient.*

(ii) *Auch für den Spezialfall, dass die Funktionen R^k und E^j die speziellen Formen $R^k(\ell_{rk}^d, q_{zk}^d, z_k^d) = \tilde{R}^k(\ell_{rk}^d, q_{zk}^d, z_k^d)$ und $E^j(\ell_{ej}^d, q_{fj}^d, f_j^d) = \tilde{E}^j(\ell_{ej}^d, q_{fj}^d, f_j^d)$ annehmen, ist Strategie A im allgemeinen ineffizient.*

Vergleicht man die Bedingungen erster Ordnung für das Pareto-Optimum mit den Bedingungen erster Ordnung aus der Lösung der Lagrange-Probleme (5) - (8), die in den Spalten 1 und 2 der Tabelle I dargestellt sind, läßt sich zeigen, dass die Strategie A deshalb ineffizient ist, weil den Recyclern die für Effizienz erforderlichen Preissignale fehlen. Insbesondere die Zeile 8 der Spalten 1 und 2 deckt auf, dass der Lagrange-Multiplikator $\sum_j \mu_{qf}^{kj}$, der als Schattenpreis für den Materialgehalt des Abfalls interpretiert werden kann, als Gebühr im Gebührensystem A fehlt. Desweiteren ist es nicht möglich, diesen pretialen Anreiz durch die Gebühren σ_z oder σ_f zu ersetzen, da diese nicht personalisiert, d.h. nicht konkret auf die Recyclingtechnologie der Firma k bezogen, sind. Der Spezialfall der Funktionen $R = \tilde{R}$ und $E = \tilde{E}$ ist in den Arbeiten von Eichner und Pethig (1999a,b,c) gründlich untersucht worden. Er impliziert, dass nur das knappe (und nicht das nicht explizit eingeführte) Verpackungsmaterial sowohl die Erzeugung des Sekundärmaterials als auch die Abfallbehandlung beeinflusst. Wie Proposition 2 (ii) zeigt, versagt die Gebührenstrategie A auch unter diesen (technologischen) Bedingungen.

Als nächste Strategie steht das *Gebührensysteem B* auf dem Prüfstand, das sich von der Strategie A durch die zusätzlichen Gebühren σ_q^k , σ_{qf}^k und τ_{qf}^j unterscheidet. Während σ_q^k eine Gebühr auf den von Recyclingfirma k nachgefragten Materialgehalt der Residuen darstellt, ist die Bemessungsgrundlage der Gebühren σ_{qf}^k und τ_{qf}^j der Materialgehalt des Abfalls. Es wird unterstellt, dass diese Gebühren für jede Firma $j \in J$ bzw. $k \in K$ 'maßgeschneidert' werden können, d.h. dass z.B. Firma $k = 2$ eine andere Gebühr, σ_q^2 , als Firma $k = 3$ zahlen muss ($\sigma_q^2 \neq \sigma_q^3$). Die Lagrange-Ansätze der Agenten für das Gebührensystem B sind dann

$$\begin{aligned} \mathcal{L}^R = & p_m r_k^s - p_\ell \ell_{rk}^d + \sigma_z z_k^d + \sigma_q^k q_{zk}^d - \sigma_f f_k^s - \sigma_{qf}^k q_{fk}^s + \gamma_r^k [R(\ell_{rk}^d, q_{zk}^d, z_k^d) - r_k^s] \\ & + \gamma_{fs}^k (f_k^s - z_k^d + r_k^s) + \gamma_{qz}^k (q_{fk}^s f_k^s - q_{zk}^d z_k^d + r_k^s), \end{aligned} \quad (10)$$

$$\mathcal{L}^E = -t_e e_j^s - p_\ell \ell_{ej}^d + \tau_f f_j^d + \tau_{qf}^j q_{fj}^d + \gamma_e [e_j^s - E^j(\ell_{ej}^d, q_{fj}^d, f_j^d)]. \quad (11)$$

Aufgrund der zusätzlichen Gebühren gelingt es, durch Strategie B die effiziente Allokation zu implementieren.

Proposition 3. *(Effizienz der Strategie B):*

Setze $p_\ell \equiv 1$, $p_m = \mu_m$, $p_x = \mu_x$, $\pi_z = -\mu_z + q/(x\mu_q)$, $\pi_m = -\mu_q/x$, $\sigma_z = -\mu_z$, $\sigma_f = \mu_f$, $\sigma_q^k = -\mu_q^k$, $\sigma_{qf}^k = \sum_j \mu_{qf}^{kj}$, $\tau_f = \mu_f$, $\tau_{qf}^j = \sum_k \mu_{qf}^{kj}$, und $t_e = \mu_e$. Dann ist Strategie B effizient.

So attraktiv die Bescheinigung der Effizienz für Strategie B auf den ersten Blick auch erscheinen mag, so fraglich ist ihre Praktikabilität, weil sie sich auf Gebührensätze stützt, die für alle Firmen im Recycling- und Abfallbehandlungssektor maßgeschneidert sein müssen. Es ist kaum vorstellbar, dass die DSD zu vertretbaren Kosten sich alle technischen Informationen beschaffen könnte, die für eine effiziente Gebührendifferenzierung in Strategie B erforderlich wären. Würde aber aus diesen Gründen die Strategie B nur approximiert, indem die Gebührensätze (als Durchschnittssätze) einheitlich festgesetzt würden, müsste man Allokationsverzerrungen dafür in Kauf nehmen. Deren Ausmaß wäre umso größer, desto größer die Streuung der maßgeschneiderten effizienten Gebührensätze wäre. Je ähnlicher die Technologien und die Größe der Firmen im Recycling- und Abfallbehandlungssektor sind, desto geringer ist die Streuung der effizienten Gebührensätze der Strategie B.

Ein weiteres, auch wegen seiner praktischen Relevanz interessantes Gebührensystem ist die *Strategie C*, bei der das in den Residuen gebundene Altmaterial, qz , und das in den Abfällen gebundene Altmaterial, f_{qf} , Bemessungsgrundlage für die Gebühren σ_b , τ_b , σ_{bf} und τ_{bf} sind. Zur Präzisierung werden die zugehörigen Lagrange-Ansätze der Recycler und Entsorger in (12) und (13) angegeben.

$$\begin{aligned} \mathcal{L}^R = & p_m r_k^s - p_\ell \ell_{rk}^d + \sigma_b b_k^d - \sigma_{bf} b_{fk}^s + \gamma_r^k [R(\ell_{rk}^d, qz, z_k^d) - r_k^s] \\ & + \gamma_b (b_{fk}^s - qz z_k^d + r_k^s) + \gamma_{br} (b_k^d - qz z_k^d), \end{aligned} \quad (12)$$

$$\mathcal{L}^E = -t_e e_j^s - p_\ell \ell_{ej}^d + \tau_{bf} b_{fj}^d + \gamma_e [e_j^s - E^j(\ell_{ej}^d, qf, f_j^d)] + \gamma_{bf} (b_{fj}^d - qf f_j^d). \quad (13)$$

Proposition 4. *(Ineffizienz der Strategie C):*

(i) Die Gebührenstrategie C ist im allgemeinen ineffizient.

(ii) Auch für den Spezialfall, dass die Funktionen R^k und E^j die speziellen Formen $R^k(\ell_{rk}^d, qz_k^d, z_k^d) = \tilde{R}^k(\ell_{rk}^d, qz_k^d, z_k^d)$ und $E^j(\ell_{ej}^d, qf_j^d, f_j^d) = \tilde{E}^j(\ell_{ej}^d, qf_j^d, f_j^d)$ annehmen, ist Strategie C im allgemeinen ineffizient.

Das Ineffizienzresultat der Proposition 4 beruht darauf, dass das Gebührensystem C falsche Anreize für die Recycler setzt und darum nicht in der Lage ist, die pareto-effiziente Allokation herbeizuführen. Strategie C versagt aus den gleichen Gründen wie Strategie A.

Wie in der Einleitung bereits erwähnt, beruht das hier vorgestellte Modell auf einer Weiterentwicklung der Modelle aus Eichner und Pethig (1999a,b,c). Der Vorteil dieser Weiterentwicklung liegt auf der Hand. Wir erhalten die Ergebnisse aus Eichner und Pethig (1999a,b,c) nun als Spezialfälle, und man kann prüfen, welche Konsequenzen zum einen die Substitution der Abfallbehandlung durch eine Deponierung und zum anderen die Disaggregation haben. Im Folgenden überprüfen wir die Leistungsfähigkeit der Gebührensysteme, wenn keine Abfallbehandlung sondern eine Deponierung stattfindet. Wir nehmen jetzt also an, dass die Abfälle keine Schadstoffemissionen verursachen ($e = 0$), dass somit die Haushalte keine Nutzeneinbuße erleiden ($U_e = 0$), und dass die Abfälle auf einer Deponie gelagert werden. Die Deponierung kann demnach formal implizit charakterisiert werden durch $E^j(\ell_{e_j}^d, f_j^d) \equiv 0$, erfordert den Einsatz von Arbeit und ist unabhängig von der Menge des kostenlosen und knappen Materials und daher vom Materialgehalt der Abfälle.

Proposition 5. *(Effizienz einer disaggregierten Modellökonomie mit Recycling und Deponierung):*

Sei $E_{q_f}^j = 0 \forall j \in J$ und entweder $E^j(\ell_{e_j}^d, f_j^d) \equiv 0 \forall j \in J$ oder $U_e = 0$. Setze $p_l \equiv 1, p_m = \mu_m, p_x = \mu_x, \pi_z = -\mu_z + q/(x\mu_q), \pi_m = -\mu_q/x,$

(i) und $\sigma_z = -\mu_z, \sigma_f = \mu_f, \tau_f = \mu_f$, dann ist Strategie A effizient;

(ii) und $\sigma_z = -\mu_z, \sigma_q^1 = -\mu_q^1, \sigma_f = \mu_f, \tau_f = \mu_f$, dann ist Strategie B effizient;

(iii) und $\sigma_b = -\frac{\mu_z}{q}, \sigma_f = \mu_f, \tau_f = \mu_f$, dann ist (die modifizierte)¹¹ Strategie C effizient.

Die Aussage der Proposition 5, dass unter den dort genannten Bedingungen alle drei Strategien effizient sind, ist überraschend. Betrachtet man die Bedingungen erster Ordnung für das Pareto-Optimum, so lässt sich zeigen, dass im Fall der Deponierung die Schattenpreise der Materialgehalte der Abfälle, $\mu_{q_f}^{kj} \forall k \in K, j \in J$, den Wert Null annehmen. Dies liegt daran, dass die Deponierung in Proposition 5 als unabhängig von q_f angenommen worden ist und der Materialgehalt der Abfälle, den die Recycler festlegen, bei der Deponierung keine Externalität ist. Somit benötigen die Recycler keine pretialen Anreize für q_f . Sie bieten den Deponierungsunternehmen (f_k^s) an und diese fragen (f_j^d) nach.

Proposition 5 enthält im Kern eine Erklärung für die Ineffizienz der Strategien A (Proposi-

¹¹Bei der Strategie C beachte man, dass wir die Gebühren für das in den Abfällen gebundene Altmaterial durch Abfallgebühren ersetzt haben, da das in den Abfällen gebundene Altmaterial bei der Deponierung (im Gegensatz zur Abfallbehandlung) keine Rolle spielt.

tion 2) und C (Proposition 4). $E_{qf}^j \neq 0$ bedeutet ökonomisch, dass die beiden Materialien, die im Abfall zur Beseitigung, f , enthalten sind, unterschiedliche Kosten der Deponierung und/oder unterschiedliche Kosten der Abfallbehandlung (wegen unterschiedlicher Umweltschädlichkeit) verursachen. Proposition 5 impliziert in Verbindung mit den Propositionen 2 und 4, dass solche Unterschiede im Fall der Strategien A und C genau dann Ineffizienzen verursachen, wenn mit der Deponierung Umweltschäden verbunden sind, also wenn Schadstoffemissionen entstehen ($E^j(\ell_{ej}^d, q_{fj}^d, f_j^d) \geq 0$), die die Bürger beeinträchtigen ($U_e < 0$). Bei welchen Abfällen die Bedingungen im ersten Satz der Proposition 5 empirisch relevant sind, ist in empirischen Untersuchungen zu klären. Sofern sie vorliegen, sind die Strategien A und C zusätzlich zur Strategie B attraktive Gebührenkonzepte.

Als nächstes wollen wir die Implikationen der Disaggregation herausarbeiten.

Proposition 6. *(Effizienz in einer aggregierten Modellökonomie mit Recycling und Abfallbehandlung):*

Es sei $k = j = 1$. Setze $p_\ell \equiv 1$, $p_m = \mu_m$, $p_x = \mu_x$, $\pi_z = -\mu_z + q/(x\mu_q)$, $\pi_m = -\mu_q/x$, $t_e = \mu_e$

(i) und $\sigma_z = -\mu_z - \frac{(q-1)}{f_1}\mu_{qf}^{11}$, $\sigma_f = \mu_f - \frac{(q_f-1)}{f_1}\mu_{qf}^{11}$, $\tau_f = \mu_f$, dann ist Strategie A effizient;

(ii) und $\sigma_z = -\mu_z$, $\sigma_q^1 = -\mu_q^1$, $\sigma_f = \mu_f$, $\sigma_{qf}^1 = \mu_{qf}^{11}$, $\tau_f = \mu_f$, $\tau_{qf}^1 = \mu_{qf}^{11}$, dann ist Strategie B effizient;

(iii) und $\sigma_b = -\frac{\mu_z}{q} - \left(\frac{1}{q} - 1\right) \left(\mu_f + \frac{q_f}{f_1}\mu_{qf}^{11}\right)$, $\sigma_{bf} = \mu_f - \frac{(q_f-1)}{f_1}\mu_{qf}^{11}$, $\tau_{bf} = \frac{\mu_f}{q_f}$, dann ist Strategie C effizient.

Die Strategien A und C, die im disaggregierten Modell versagten, erweisen sich im aggregierten Modell also als effizient. Das liegt daran, dass man keine 'maßgeschneiderten' Preise mehr benötigt, da es nur noch jeweils einen Recycler und einen Abfallbehandler gibt. Der pretiale Anreiz für den Materialgehalt der Abfälle, der im Pareto-Optimum im Schattenpreis μ_{qf}^{11} zum Ausdruck kommt, ist bei der Strategie A in den Gebühren σ_z und σ_f , und bei der Strategie C in den Gebühren σ_b und σ_{bf} enthalten.

Eine Analyse mit aggregierten Produktionssektoren wird in theoretischen Studien recht häufig verwendet, obwohl diese Vorgehensweise offensichtlich im Widerspruch zur Realität steht. Allerdings lässt sie sich als Mittel zur Vereinfachung der Analyse natürlich 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 gerade nicht der Fall. Dennoch gibt es eine spezielle Konstellation, die

in der Praxis wenigstens annähernd eine gewisse Relevanz haben könnte: Man kann ja die Bedingung $k = j = 1$ aus Proposition 6 auch dahingehend interpretieren, dass alle Firmen der Recyclingbranche einerseits und Abfallbehandlungsbranche andererseits untereinander identisch sind und man sich deshalb auf jeweils eine repräsentative Firma beschränken kann. Mit anderen Worten, Proposition 6 besagt, dass die Ineffizienz der Strategien A und C (gemäß Proposition 2 bzw. 4) desto gravierender ist, je unterschiedlicher die Firmen jeder der beiden Sektoren untereinander (in Größe und verwendeter Technologie) sind. Sollten sich diese Unterschiede als relativ gering erweisen, sollten die Gebührenstrategien A und C neben der Strategie B auch bei Abfällen, deren Deponierung zu Umweltschäden führt, in Erwägung gezogen werden.

4 Schlussbetrachtungen

Als Hauptresultate des hier vorgestellten Modells, die wir als ökonomisch relevante Ergänzungen der Ergebnisse von Eichner und Pethig (1999a,b,c) einschätzen, sind festzuhalten:

- Die Disaggregation einer Modellökonomie mit Recycling und Abfallbehandlung führt dazu, dass die Strategien A und C ineffizient werden, während Strategie B effizient bleibt.
- Erweitert man eine disaggregierte Ökonomie mit Recycling und Deponierung um eine Abfallbehandlung, so hat dies die Konsequenz, dass die Strategien A und C ineffizient werden, während Strategie B effizient bleibt.

Nachdem wir in der vorliegenden Arbeit verschiedene Gebührenstrategien auf ihr Potential hin überprüft haben, die Stoffströme der Abfallwirtschaft effizient zu lenken, liegt es nahe, abschließend noch einen kurzen Blick auf das von der DSD tatsächlich angewandte Gebührenkonzept zu werfen, ohne damit allerdings den Anspruch zu verbinden, dem recht komplexen Regel- und Vertragswerk damit gerecht werden zu können.¹² In erster, grober Annäherung lässt sich feststellen, dass die von der DSD den Produzenten auferlegten Gebühren mit den Gebühren der Gebührensysteme A - C übereinstimmen, was als sehr positiv zu beurteilen ist. Die Recycler erhalten von der DSD eine Altmaterialgebühr pro Einwohner des Sammelgebietes und nicht pro Einheit Altmaterial (wie im Falle unserer Gebührenstrategie C), und die Entsorger erhalten eine Abfallgebühr. Die Gebührenregelung der DSD mit den Recyclern legt die Vermutung nahe, dass in der deutschen Abfallwirtschaft ineffizient verwertet wird. Sie erhalten eine Pauschale, die unabhängig von der Ausbringungsmenge

¹²Zur detaillierten Erläuterung des Gebührensystems der DSD verweisen wir auf Staudt et. al. (1997).

ihrer Recyclingaktivität ist. Aus Effizienzgesichtspunkten ist daher der DSD zu empfehlen ihr gegenwärtig praktiziertes Gebührensystem in Richtung auf die hier vorgestellte Strategie B umzugestalten.

Wie im Kontext zu Proposition 3 oben ausgeführt, besteht ein kritischer Einwand gegen die Praktikabilität des Gebührensystems B allerdings darin, dass es für die DSD mit hohen Informations- und Überwachungskosten verbunden ist. Um die richtigen 'maßgeschneiderten' Gebühren für jede einzelne Firma festsetzen zu können, wären detaillierte Kenntnisse aller relevanten Recycling- und Entsorgungstechnologien erforderlich. Andererseits spricht Vieles dafür, dass bei Abwägung aller Kosten pragmatisch approximierte (oder gar einheitliche) Gebühren im Rahmen der Strategie B mehr pretiale Lenkung, größere Effizienz und hoffentlich auch mehr Wettbewerb in die deutsche Abfallwirtschaft bringen würden. Außerdem sollte auch geprüft werden, ob bzw. wo in der Abfallwirtschaft (annähernd) die Bedingungen vorliegen, unter denen sich die Strategien A und C in unserer theoretischen Analyse als effizient erwiesen haben. Auch wenn sie die hohe theoretische Messlatte der Effizienz nicht ganz erreichen, könnten sie für praktische Zwecke eine sehr gute Wahl sein.

Literatur

1. C. Choe und I. Fraser, An economic analysis of household waste management, *Journal of Environmental Economics and Management* 38, 234 - 246, (1999).
2. DSD, Internet-Web-Seite <http://www.gruener-punkt.de./d/content/technik/veredu00.htm>, 22.12.99 (1999a).
3. DSD, Internet-Web-Seite <http://www.gruener-punkt.de./d/content/medien/grafik/krecy.htm>, 22.12.99 (1999b).
4. Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Entwicklung des Verpackungsverbrauchs 1991 - 1997, Vorausschau für 1998 (1997).
5. T. Eichner und R. Pethig, Product design and alternative market schemes for solid waste treatment and disposal, Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge Nr. 73-99, Universität Siegen (1999a).
6. T. Eichner und R. Pethig, Product design and efficient management of recycling and waste treatment, erscheint im *Journal of Environmental Economics and Management* (1999b).

7. T. Eichner und R. Pethig, Recycling, producer responsibility and centralized waste management, Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge Nr. 83-99, Universität Siegen (1999c).
8. D. Fullerton and T. Kinnaman, The economics of residential solid waste management, Diskussionsbeitrag 7326, National Bureau of Economic Research.
9. D. Fullerton und W. Wu, Policies for green design, *Journal of Environmental Economics and Management* 36, 131 - 148, (1998).
10. E. Staudt, H. Kunhenn, M. Scholl, und J. Interthal, Die Verpackungsordnung. Auswirkungen eines umweltpolitischen Grosseperimentes, Innovation: Forschung und Management, Band 11, Bochum (1997).

Anhang

Spalte	Reihe	Pareto-Effizienz	Strategie A
		1	2
Konsum	1	$\frac{U_e}{U_\ell} = \mu_e < 0$	
	2	$-\frac{U_x}{U_\ell} = \mu_x > 0$	$-\frac{U_x}{U_\ell} = p_x$
Produktion	3	$(\mu_x + \mu_z - \frac{q}{x}\mu_q) X_\ell = \mu_\ell > 0$	$(p_x - \pi_z) X_\ell = p_\ell$
	4	$(\mu_x + \mu_z - \frac{q}{x}\mu_q) X_m = \mu_m - \frac{\mu_q}{x} > 0$	$(p_x - \pi_z) X_m = p_m + \pi_m$
	5	$\mu_q = \sum_k \mu_q^k > 0$	
Material	6	$\mu_m V_\ell = \mu_\ell > 0$	$p_m V_\ell = p_\ell$
	7	$\mu_r^k R_\ell^k = \mu_\ell > 0$	$p_r R_\ell^k = p_\ell$
Recycling	8	$\mu_r^k R_z^k = \mu_z + \mu_f + \frac{q - qf}{f_k} \sum_j \mu_{qf}^{kj} > 0$	$p_r R_z^k = -\sigma_z + \sigma_f$
	9	$\mu_r^k R_q^k = \mu_q^k + \frac{z^k}{f_k} \sum_j \mu_{qf}^{kj} > 0$	
		$\mu_r^k := \mu_m + \mu_f - \frac{(qf-1)}{f_k} \sum_j \mu_{qf}^{kj} > 0$	$p_r := p_m + \sigma_f$
Abfallbehandlung	10	$-\mu_e E_\ell^j = \mu_\ell > 0$	$-t_e E_\ell^j = p_\ell$
	11	$\mu_e E_f^j = \mu_f > 0$	$t_e E_f^j = \tau_f$
	12	$\mu_e E_{qf}^j = \sum_k \mu_{qf}^{kj} > 0$	

Table I: Pareto-Effizienz und die Strategie A (Notation: $\mu_x := \lambda_x / \lambda_\ell$ etc.; $\mu_\ell \equiv 1$)

	Reihe	Strategie B	Strategie C
Spalte		3	4
Konsum	1		
	2	$-\frac{U_x}{U_\ell} = p_x$	$-\frac{U_x}{U_\ell} = p_x$
Produktion	3	$(p_x - \pi_z)X_\ell = p_\ell$	$(p_x - \pi_z)X_\ell = p_\ell$
	4	$(p_x - \pi_z)X_m = p_m + \pi_m$	$(p_x - \pi_z)X_m = p_m + \pi_m$
	5		
Material	6	$p_m V_\ell = p_\ell$	$p_m V_\ell = p_\ell$
	7	$p_r^k R_\ell^k = p_\ell$	$p_r R_\ell^k = p_\ell$
	8	$p_r^k R_z^k = -\sigma_z + \sigma_f + \frac{q - qf}{f_k} \sigma_{qf}^k$	$p_r R_z^k = -\sigma_{bq} + \sigma_{bf}q$
	9	$p_r^k R_q^k = -\sigma_q^k + \frac{z^k}{f_k} \sigma_{qf}^k$	
		$p_r^k := p_m + \sigma_f - \frac{(qf - 1)}{f_k} \sigma_{qf}^k$	$p_r := p_m + \sigma_{bf}$
Abfallbehandlung	10	$-t_e E_\ell^j = p_\ell$	$-t_e E_\ell^j = p_\ell$
	11	$t_e E_f^j = \tau_f$	$t_e E_f^j = \tau_{bf}q_f$
	12	$t_e E_{qf}^j = \tau_{qf}^j$	

Table II: Die Strategien B und C