

## Summary

In the European single market coming up in 1993, liberalization and deregulation of freight transport will be carried through. Despite of reduction of public interventions, essential public functions of market control and surveillance of potential miss developments will last. This is evident in the areas of market entry, competition and traffic safety. On the basis of economic analysis of deregulation one can expect that extent and probability of market disturbances and miss developments will be small. The competition process will - after initial irritations - aim at a market equilibrium. Therefore, government should take precautions by "soft regulations". The long term goal of government is to secure the workable competition in the transport sector. This also includes that the state handles his investment and financing decisions as neutral as possible with regard to the competition between the transport modes. If this does not succeed, a major, far-reaching conflict between traffic and competition policy threatens.

## Eine zweigeteilte Abgassteuer zur Lösung des Autoabgasproblems

VON HELMUT NEU

## 1. Einleitung

Die Bundesregierung hat angekündigt, die bisherige Kfz-Steuer bis Anfang 1993 durch eine Schadstoffsteuer zu ersetzen.<sup>1)</sup> Inzwischen wurde der vom Bundesumweltministerium entwickelte Vorschlag veröffentlicht. Danach soll sich für Pkw, Lkw und Krafträder die Schadstoffsteuer nach folgenden Komponenten bemessen: Zuerst werden die Emissionen aller gasförmigen Schadstoffe ( $\text{CO}$ ,  $\text{C}_m\text{H}_n$  und  $\text{NO}_x$ ) berücksichtigt. Bei Pkw und Lkw, die mit Dieselmotoren ausgestattet sind, werden zusätzlich die Partikelemissionen erfaßt. Die zweite Komponente bei allen Fahrzeugarten sind die Lärmemissionen. Als Drittes werden für Pkw und Krafträder Leistungsklassen und für Lkw Gewichtsklassen festgelegt. Als viertes werden die  $\text{CO}_2$ -Emissionen von Pkw und Lkw anhand des gemessenen Kraftstoffverbrauchs berücksichtigt.

Der Steuersatz der Schadstoffsteuer soll für Fahrzeuge, die die Abgasgrenzwerte der Anlage XXIII zur Straßenverkehrszulassungs-Ordnung (US-Norm) oder einer gleichwertigen europäischen Norm und den seit 1. 10. 1989 geltenden Lärmgrenzwert von 77 dB(A) einhalten, in etwa in der Höhe des heute gültigen Steuersatzes liegen. Durch diesen komplexen Aufbau der Steuer soll bei Autokäufern und -herstellern ein wirtschaftliches Interesse am Kauf bzw. der Entwicklung abgas- und lärmarmere sowie verbrauchsgünstiger Motoren geweckt werden. Durch die Einbeziehung der Fahrzeugleistung soll erreicht werden, daß Kraftstoffeinsparungen nicht durch einen Trend zu höheren Motorleistungen aufgezehrt oder überkompensiert werden. Bei den Bemessungsgrundlagen für die Lkw-Besteuerung soll weiterhin am Prinzip der Wegekostendeckung festgehalten werden. Insgesamt soll die Schadstoffsteuer dasselbe Aufkommen erzielen, wie die gegenwärtige Hubraumsteuer.

Im folgenden wird untersucht, inwieweit Abgassteuern geeignet sind, das Autoabgasproblem zu lösen. Dabei wird zunächst das Abgasproblem als Externalität eingeordnet. Zum Abschluß wird ein eigenständiger, zweigeteilter Steuervorschlag zur Regulierung von Autoabgasen vorgestellt. Durchgängig erfolgt dabei eine Beschränkung auf die Abgasemissionen von Pkw.

*Anschrift des Verfassers:*

Dipl.-Volksw. Helmut Neu  
 Universität Essen  
 Fachbereich Wirtschaftswissenschaften  
 Universitätsstraße 12  
 4300 Essen 1

1) Zu den folgenden Ausführungen vgl. *Grüner, M.*, Summe aus fünf Punkten, in: Rheinischer Merkur, Nr. 13 vom 30. 3. 1990, S. 11.

## 2. Ökonomische Einordnung der Abgasemissionen

In der wirtschaftswissenschaftlichen Literatur werden die Automobilabgase als Externalität betrachtet. Dabei können einerseits Automobilabgase als Externalität beim Gebrauch eines langlebigen Konsumgutes eingeordnet werden. Das Automobil liefert dem Nutzer Transportleistungen in Form von Fahrzeug- oder Personenkilometern und erzeugt gleichzeitig Luftverunreinigungen. Diese stellen für den Autofahrer einen unbezahlten Faktor (nämlich saubere Luft als Aufnahmemedium der bei der Pkw-Nutzung erzeugten Abgase) dar, da er diejenigen nicht zu entschädigen hat, die unter der von ihm verursachten Luftverschmutzung leiden.<sup>2)</sup>

Andererseits kann man die Luftverschmutzung durch Automobile als Externalität einordnen, die vom Automobilhersteller verursacht wird. Ohne Regulierungen (oder andere wirtschaftspolitische Maßnahmen) haben die Automobilhersteller in der Regel keinen Anreiz, Abgasreinigungsanlagen zu entwickeln (zumindest aber einzusetzen), da hierfür keine Nachfrage besteht. Daß ein Teil der Kosten der Kfz-Nutzung von den Konsumenten auf die Gesellschaft als ganze verlagert (externalisiert) werden kann, ist für rational handelnde Hersteller ohne Bedeutung. Dies gilt besonders dann, wenn Abgasreinigungsrichtungen den Preis der Fahrzeuge erhöhen (was regelmäßig der Fall ist), da die Käufer freiwillig kaum bereit sein dürften, für diese mehr zu bezahlen.<sup>3)</sup>

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, das Externalitätenproblem sowohl den Automobilherstellern als auch den Konsumenten zuzuordnen. Der Automobilhersteller produziert nämlich ein Gut, das Nutzen in Form von Transportleistungen liefert, gleichzeitig aber pro gefahrenem Kilometer eine bestimmte Menge Schadstoffe emittiert. Der einzelne Autofahrer hingegen entscheidet über die Fahrzeugnutzung.<sup>4)</sup> Unter diesem Aspekt stellen die spezifischen Emissionen pro Kilometer ein „Gefährdungspotential“ dar, das vom Automobilhersteller geschaffen wird, über dessen Nutzung aber der einzelne Autofahrer entscheidet. Die tatsächlich emittierten Schadstoffmengen ergeben sich als Produkt aus den Emissionen pro Kilometer mal Fahrleistung oder – anders ausgedrückt – als Produkt aus Gefährdungspotential mal Potentialnutzung.

Ohne Regulierungen werden nicht-altruistisch handelnde Fahrzeugnutzer keine Anstrengungen unternehmen, ihre Emissionen zu vermindern, indem sie z. B. Abgasreinigungsanlagen kaufen, um ihr Emissionspotential zu verringern oder ihre Fahrleistung reduzieren, um so die Potentialnutzung zu verringern. Die Automobilhersteller haben keine Anreize, das Emissionspotential der von ihnen angebotenen Fahrzeuge zu verringern. Da also für keine dieser beiden Gruppen Anreize bestehen, die sozialen Kosten der Automobilnutzung in ihr Kalkül aufzunehmen, sind unter diesen Gegebenheiten korrektive private Maßnahmen unwahrscheinlich.<sup>5)</sup>

2) Vgl. *Deweese, D. N.*, *Economics and Public Policy: The Automobile Pollution Case*, Cambridge, Mass. 1974, S. 9.

3) Vgl. *Ginsburg, D. H.*, *Making Automobile Regulation Work: Policy Options and a Proposal*, in: *Ginsburg, D. H. and Abernathy, W. J.* (Eds.), *Government, Technology and the Future of the Automobile*, New York 1980, S. 16.

4) Vgl. *White, L. J.*, *The Regulation of Air Pollutant Emissions from Motor Vehicles*, Washington, D.C. 1982, S. 9.

5) So auch *White, a.a.O.*, S. 9.

Das Konzept einer zweigeteilten Zuordnung des Abgasproblems ist überzeugend, da die beiden anderen Ansätze zur Einordnung des Autoabgasproblems als Externalität jeweils eine der beiden Determinanten des gesamten Schadstoffausstoßes vernachlässigen. Dies gilt auch für den Vorschlag des Umweltministeriums, die Kfz-Steuer durch eine Schadstoffsteuer zu ersetzen. Abgassteuern haben also beide Aspekte (die Größe eines Gefährdungspotentials und dessen Nutzung) zu berücksichtigen.

## 3. Alternativer Steuervorschlag zur Regulierung von Autoabgasen

In diesem Abschnitt wird ein alternativer Steuervorschlag zur Regulierung von Autoabgasen vorgestellt, der die oben dargestellten Zusammenhänge berücksichtigt. Daraus folgt, daß eine Abgassteuer auf beide Gruppen wirken sollte. Folglich wird eine zweigeteilte Abgassteuer vorgeschlagen, wobei der erste Teil auf die Hersteller und der zweite Teil auf die Autofahrer wirkt. Somit ist diese Abgassteuer vom Prinzip her genauso aufgebaut wie das bisher bestehende duale System der Kraftfahrzeugbesteuerung, bei dem die Kraftfahrzeugsteuer an der Haltung eines Fahrzeugs, also an dem Recht zur Benutzung eines Fahrzeugs auf öffentlichen Straßen ansetzt, und die Mineralölsteuer die tatsächliche Nutzung der Straßen abdeckt.<sup>6)</sup> Dieser analoge Aufbau der Abgassteuer erlaubt es, die Teiltarife jeweils als Zuschlag auf die oder als Ersatz der Kraftfahrzeugsteuer und die Mineralölsteuer zu erheben.

### 3.1 Steuertarif zur Lenkung des Emissionspotentials

Zunächst soll der Teil der Steuer betrachtet werden, der auf das Emissionspotential abstellt und die Kfz-Steuer modifizieren oder ergänzen soll. Da die Automobilhersteller über die potentielle Umweltschädlichkeit des Fahrzeugs entscheiden, müßte dieser Teil der Steuer in Form einer Herstellerabgabe beim Produzenten erhoben werden.<sup>7)</sup> Hierbei müßten jedoch pauschalierende Annahmen über die durchschnittliche Nutzungsdauer des Fahrzeugs und die in diesem Zeitraum zu erwartenden Emissionen gemacht werden, so daß das Gefährdungspotential nur unzureichend abgeschätzt werden kann. Fahrzeuge, die deutlich länger als der Durchschnitt im Verkehr bleiben, werden hierbei begünstigt, da deren Emissionspotential nach Ablauf des pauschalierten Nutzungszeitraums unbesteuert bleibt. Ein weiterer Nachteil ergibt sich, wenn die Herstellerabgabe über den Kaufpreis erhoben wird. Nachträgliche Umrüstungen von Fahrzeugen würden ebenso wie Altfahrzeuge schwierig zu erfassen sein. Aus diesen eher praktischen Überlegungen soll der auf das Emissionspotential wirkende Teil der Abgassteuer als Ersatz oder Zuschlag zur Kraftfahrzeugsteuer erhoben werden.

Das Emissionspotential wird an Neufahrzeugen bzw. neu entwickelten Modellen gemessen. Dazu muß ein Fahrzyklus und ein Meßprogramm festgelegt werden. Ideal wäre ein Fahrzyklus, der das tatsächliche Fahrgeschehen auf allen Straßenkategorien repräsentiert und somit die „wahren“ Emissionen erfaßt. Ein solcher Fahrzyklus dürfte jedoch kaum zu ermitteln sein. Aus Gründen der Vereinfachung sollte daher weiterhin auf den „Europatest“ zurückge-

6) Vgl. *Flämig, Chr.*, *Kraftfahrzeugsteuer*, in: *Strickrodt, G. et al.* (Hrsg.), *Handwörterbuch des Steuerrechts und der Steuerwissenschaft*, 2. Aufl., München 1981, S. 923/924.

7) Vgl. *Wicke, L.*, *Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung*, 2. Aufl., München 1989, S. 380 ff., der diese Abgabenlösung zur Verringerung der Lärmemissionen von Kraftfahrzeugen vorschlägt.

griffen werden. Dies hätte den Vorteil, daß auch Altfahrzeuge, die seit dem Modelljahr 1970 nach diesem Zyklus auf die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte überprüft worden sind, in die Abgasbesteuerung einbezogen werden können. Eine gesonderte Regelung müßte für all jene Fahrzeuge getroffen werden, die gemäß den Richtlinien 70/220/EWG und 74/290/EWG geprüft worden sind, da in diesen Richtlinien noch keine Begrenzung des  $\text{NO}_x$ -Ausstoßes vorgenommen wurde. In erweitertem Umfang gilt dies auch für die Fahrzeuge, die ohne jegliche Emissionsbegrenzung zugelassen worden sind. Dies sind prinzipiell alle Fahrzeuge, die vor dem 1. 10. 1970 zugelassen worden sind. Aus Gründen der Vereinfachung bietet sich hier ein Pauschalierungsverfahren an: Für Fahrzeuge der Richtlinien 70/220/EWG und 74/290/EWG werden dieselben  $\text{NO}_x$ -Emissionen unterstellt, wie sie durch die Grenzwerte der Richtlinie 77/102/EWG festgelegt werden. Fahrzeugen, die keiner Emissionsbegrenzung unterliegen, werden die vom Umweltbundesamt ermittelten durchschnittlichen Emissionen von Fahrzeugen des Modelljahres 1969 zugerechnet.<sup>8)</sup>

Bei der Schadstoffmessung muß zwischen Fahrzeugen mit Otto- und Dieselmotor unterschieden werden. Bei Fahrzeugen mit Ottomotor werden die Emissionen der Schadstoffe  $\text{CO}$ ,  $\text{C}_m\text{H}_n$  und  $\text{NO}_x$  gemessen, bei Fahrzeugen mit Dieselmotoren zusätzlich die Partikelemissionen. Da die Abgassteuer die Emissionen, also ein Fahrzeugcharakteristikum, erfaßt, könnte sie als Ersatz oder Zuschlag zur bisher geltenden Kraftfahrzeugsteuer erhoben werden. Bei einem Ersatz der Kraftfahrzeugsteuer würde deren fiskalische Funktion entfallen.

Die Höhe der Steuer muß die unterschiedliche toxikologische Bewertung der Emissionen verschiedener Schadstoffe berücksichtigen, da diese die Höhe der Schäden beeinflusst. Diese Überlegung liegt auch der Festsetzung von Emissionsgrenzwerten zugrunde.<sup>9)</sup> Ausgangspunkt der weiteren Überlegungen zur Ausgestaltung der Abgassteuer sollen die Grenzwerte der Richtlinie 78/665/EWG in der Gewichtsklasse 1.021 - 1.250 kg sein. Die Grenzwerte lauten 87 g  $\text{CO}/\text{Test}$ , 7,1 g  $\text{C}_m\text{H}_n/\text{Test}$  und 10,2 g  $\text{NO}_x/\text{Test}$ . Als Bewertungsmaßstab der Rußemissionen dient die Basisemission von 1,02 g Ruß/ $\text{Test}$ .

Vor dem Hintergrund der Aussage, daß Grenzwerte die toxikologische Schädlichkeit der emittierten Schadstoffe berücksichtigen, würde also den Emissionen von 87 g  $\text{CO}/\text{Test}$  dieselbe Schädlichkeit unterstellt wie den Emissionen von 7,1 g  $\text{C}_m\text{H}_n/\text{Test}$  bzw. 10,2 g  $\text{NO}_x/\text{Test}$ . Somit müßten die Steuerbeträge für die jeweiligen Teilemissionen gleich hoch sein.

Will man hingegen die unterschiedliche Schädlichkeit von 1 g des jeweiligen Schadstoffes für Zwecke der Bewertung heranziehen, muß man auf die relative Toxizität der einzelnen Schadstoffe eingehen. Dies geschieht durch die Normierung der Schädlichkeit auf  $\text{CO}$ , wobei diesem Schadstoff der Wert von 1 zugeordnet wird.<sup>10)</sup> Man erhält die jeweiligen Toxi-

8) Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.), Empfehlungen zur Schadstoffverminderung: Kraftfahrzeugabgase, Berlin 1976, (Berichte 7/76), S. 16 ff. und die dort angegebene Literatur.

9) Vgl. Pflaßmann, E., Vorschlag für eine umweltorientierte Kfz-Steuer, Vortrag gehalten auf dem Podiumsgespräch „Bemessung der Kfz-Steuer nach Abgaswerten - Umweltpolitische Torheit oder neue Chance für saubere Luft?“ am 28. 6. 1989 in Bonn, Bonn 1989, S. 3, sowie zur Problematik der Grenzwertfindung Zeschmar-Lahl, B. und Lahl, U., Wie wissenschaftlich ist die Toxikologie? Zur Problematik der Grenzwertfindung, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Heft 1/87, S. 56 ff.

10) Zur Definition von Toxizitätsfaktoren vgl. Grupp, H., Die sozialen Kosten des Verkehrs, Grundriß zu ihrer Berechnung, Teil 1, in: Verkehr und Technik, Heft 9/1989, S. 362.

ditätsfaktoren, indem man den Grenzwert der  $\text{CO}$ -Emissionen durch die Grenzwerte der jeweiligen Schadstoffe dividiert. Diese sind in Tabelle 1 aufgeführt und werden als Tarif A bezeichnet.

Tabelle 1: Relative Toxizitätsfaktoren der Kfz-Emissionen (Tarif A)

| Schadstoff             | Grenzwert   | Toxizitätsfaktor |
|------------------------|-------------|------------------|
| $\text{CO}$            | 87 g/Test   | 1                |
| $\text{C}_m\text{H}_n$ | 7,1 g/Test  | 12,25            |
| $\text{NO}_x$          | 10,2 g/Test | 8,52             |
| Ruß <sup>a)</sup>      | 1,02 g/Test | 85,29            |

a) Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.), Das Abgas-Emissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1985, Berlin, 1987 (Berichte 7/87), S. 109.

Quelle: 78/665/EWG Richtlinie der Kommission vom 14. Juli 1978 zur Anpassung der Richtlinie 70/220/EWG des Rates über die Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Abgase von Kraftfahrzeugmotoren mit Fremdzündung an den technischen Fortschritt, in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 223 vom 14. August 1978, S. 51.

Eine andere Ausgestaltungsmöglichkeit wäre die Berechnung der Toxizitätsfaktoren anhand der historischen Grenzwertfestlegung. Danach würden die  $\text{CO}$ - und  $\text{C}_m\text{H}_n$ -Emissionen gemäß der Richtlinie 70/220/EWG und die  $\text{NO}_x$ -Emissionen der Richtlinie 77/102/EWG auf den  $\text{CO}$ -Grenzwert der Richtlinie 70/220/EWG bezogen. Die Toxizitätsfaktoren würden dann wie folgt lauten:  $\text{CO} = 1$ ,  $\text{C}_m\text{H}_n = 14,25$ ,  $\text{NO}_x = 11,16$  und Ruß = 131,37. Diese Ausgestaltungsmöglichkeit wird als Tarif B bezeichnet.

Unabhängig davon, für welche Gewichtung man sich entscheidet, müßte die Emissionssteuer in DM pro g/Test der einzelnen Schadstoffe sich wie die jeweiligen Toxizitätsfaktoren verhalten. Somit legen die Toxizitätsfaktoren die relative Höhe der Teilsteuersätze fest. Aussagen über die absolute Höhe der Abgassteuer lassen sich daraus nicht ableiten.

Legt man die Höhe der Abgassteuer willkürlich auf 1 DM pro g  $\text{CO}/\text{Test}$  fest, ergeben sich die in Tabelle 2 aufgeführten Steuersätze. Dadurch ergibt sich für jeden Schadstoff eine standardisierte Steuerbelastung, deren Höhe willkürlich festgelegt wurde. Diese Vorgehensweise erfolgt in Anlehnung an Baumol/Oates. Diese begründen die Notwendigkeit eines „Willküraktes“ mit der Unmöglichkeit der Ermittlung eines optimalen Steuertarifs, der Grenzkosten und Grenznutzen der umweltschädigenden Aktivität zum Ausgleich bringt. Weiterhin schlagen sie vor, den zunächst festgelegten (willkürlichen) Steuertarif durch einen Iterationsprozeß an den optimalen Tarif anzunähern.<sup>11)</sup> Sollte sich also aufgrund des hier vorgeschlagenen Steuertarifs nur eine unzureichende Verringerung des „Gefährdungspotentials“ ergeben, ließe sich der Steuersatz z. B. von 1 DM/g  $\text{CO}$  auf 2 DM/g  $\text{CO}$  erhöhen.

11) Vgl. Baumol, W. J. and Oates, W. E., The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, in: Swedish Journal of Economics, March 1971, Vol. 73(1), S. 43 f.

Tabelle 2: Standardisierte Steuersätze in DM/g Schadstoffemissionen

| Steuersatz | Schadstoff |                               |                 |        |
|------------|------------|-------------------------------|-----------------|--------|
|            | CO         | C <sub>m</sub> H <sub>n</sub> | NO <sub>x</sub> | Ruß    |
| Tarif A    | 1          | 12,25                         | 8,52            | 85,29  |
| Tarif B    | 1          | 14,25                         | 11,16           | 131,37 |

Quelle: Eigene Berechnungen

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die steuerliche Belastung während der durchschnittlichen Nutzungsdauer verschiedener Abgasverringerungsmaßnahmen aufgrund der vom Umweltbundesamt ermittelten Emissionswerte. Zur Vereinfachung wird angenommen, daß diese Systeme die niedrigeren, vom Umweltbundesamt ermittelten, Emissionswerte erreichen. Dabei werden beide Steuervorschläge zur Ermittlung der Steuerlast herangezogen. Gleichzeitig wird auch die entsprechende Steuerlast für Basisfahrzeuge des Jahres 1969 und für Fahrzeuge, die den Abgasrichtlinien 70/220/EWG, 74/290/EWG, 77/665/EWG und 78/665/EWG entsprechen, anhand der oben genannten pauschalierten Schadstoffemissionen ermittelt.

Tabelle 3: Die steuerliche Belastung pro Jahr und über die Nutzungsdauer<sup>a)</sup> verschiedener schadstoffarmer Antriebssysteme

| Antriebsart              | Emissionen in g/Test |                               |                 | Steuern pro Jahr |         | Steuer über die Nutzungsdauer |         | Kosten lt. UBA | Kosten + Steuern |         |
|--------------------------|----------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|---------|-------------------------------|---------|----------------|------------------|---------|
|                          | CO                   | C <sub>m</sub> H <sub>n</sub> | NO <sub>x</sub> | Tarif A          | Tarif B | Tarif A                       | Tarif B |                | Tarif A          | Tarif B |
| Basis '69 <sup>b)</sup>  | 200                  | 12                            | 12              | 446              | 505     | 2.274                         | 2.575   | —              | 2.274            | 2.575   |
| 70/220/EWG <sup>c)</sup> | 134                  | 9,4                           | 12              | 348              | 402     | 1.774                         | 2.050   | —              | 1.774            | 2.050   |
| 74/102/EWG <sup>c)</sup> | 107                  | 8,0                           | 12              | 307              | 354     | 1.565                         | 1.805   | —              | 1.565            | 1.805   |
| 77/102/EWG <sup>d)</sup> | 107                  | 8,0                           | 12              | 307              | 354     | 1.565                         | 1.805   | —              | 1.565            | 1.805   |
| 78/665/EWG               | 87                   | 7,1                           | 10,2            | 261              | 302     | 1.331                         | 1.540   | —              | 1.331            | 1.540   |
| AGR                      | 91,4                 | 7,5                           | 2               | 200              | 220     | 1.020                         | 1.122   | 1.195          | 2.215            | 2.317   |
| UKAT                     | 4                    | 0,5                           | 6               | 61               | 78      | 311                           | 397     | 1.132          | 1.443            | 1.529   |
| GKATE                    | 4                    | 0,3                           | 0,4             | 11               | 12      | 56                            | 61      | 1.217          | 1.273            | 1.278   |
| MMOKATE                  | 10                   | 0,5                           | 5               | 59               | 72      | 299                           | 367     | 1.089          | 1.397            | 1.456   |
| DIESEL <sup>e)</sup>     | 4                    | 0,4                           | 1,5             | 20               | 27      | 102                           | 137     | 607            | 709              | 744     |

a) Nutzungsdauer = 5,1 Jahre.

b) Durchschnittliche Emissionen von Fahrzeugen des Basisjahres 1969. Vgl. Umweltbundesamt (1976), S. 16 ff. und die dort angegebene Literatur. NO<sub>x</sub>-Emissionen: eigene Unterstellung des Grenzwertes der Richtlinie 77/102/EWG, in der erstmalig die Stickoxide begrenzt worden sind.

c) NO<sub>x</sub>-Emissionen: eigene Unterstellung des Grenzwertes der Richtlinie 77/102/EWG, in der erstmalig die Stickoxide begrenzt worden sind.

d) Basisfahrzeug nach Umweltbundesamt (1979), S. 95, Tabelle 3.

e) Ohne Rußsteuer. Mit Rußsteuer bei 1,02 g/Test und Tarif A = 107 DM/Jahr = 545 DM über die Nutzungsdauer, Kosten + Steuern = 1.152 DM. Bei Tarif B: 161 DM/Jahr = 821 DM über die Nutzungsdauer, Kosten + Steuern = 1.428 DM.

Quelle: Eigene Berechnungen aus Umweltbundesamt (1979), S. 95, Tabelle 3 und Neu (1990), Tabellen 4-1 und 7-3.

Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, würden unter den vorgenannten Bedingungen Anreize geschaffen, die kumulierte Belastung aus den Kosten schadstoffarmer Antriebssysteme und

der Abgassteuer zu minimieren. Bei Anwendung von Tarif A kämen für Neufahrzeuge drei Antriebsarten in Frage: zum einen Fahrzeuge mit geregelterm Drei-Wege-Katalysator, Fahrzeuge mit Magermotoren und unter Berücksichtigung der Rußsteuer bei einem Rußausstoß von 1,02 g/Test als drittes noch Dieselfahrzeuge. Bei Anwendung von Tarif B würden zudem noch Anreize bestehen, Altfahrzeuge, die unbeschränkt mit unverbleitem Kraftstoff betrieben werden können, mit einem unregelmäßigem Katalysator auszustatten. Eine Umrüstung von Altfahrzeugen mit Abgasrückführungen, die im EG-Abgaskompromiß ohnehin auf Fahrzeuge der Richtlinien 78/665/EWG und 83/351/EWG beschränkt war,<sup>12)</sup> wäre bei keinem dieser Tarife lohnend gewesen. Die oben aufgeführten Abgassteuertarife würden also genau diejenigen Abgasminderungssysteme fördern, die unter den Aspekten „Emissionsverringerung während der Nutzungsdauer“ und „Kosten pro Kilogramm verringerter Emissionen“ am besten abschneiden.<sup>13)</sup>

Dies sind die Vorteile einer Abgassteuer, die an der Höhe des Abgasausstoßes anknüpft:

- Es wird diejenige „Reinigungstechnik“ gefördert, die am effizientesten ist. Eine Abgasreinigung ist solange vorteilhaft, wie die Steuerersparnis größer oder gleich den Kosten der Abgasreinigung ist.
- Die Lenkungsanreize der oben dargestellten Abgassteuer fallen stärker aus. Jede Maßnahme, die zu einer Verringerung der Abgasemissionen führt, wird durch verringerte Steuerzahlungen, unabhängig vom Hubraum der Fahrzeuge, belohnt.
- Diese Anreize bleiben im Zeitablauf bestehen.
- Die Rußemissionen von Dieselfahrzeugen werden in die Besteuerung einbezogen. Davon gehen direkte Anreize auf die Hersteller aus, niedrigemittierende Fahrzeuge herzustellen bzw. auf die Kunden, solche Fahrzeuge nachzufragen. Bei Tarif A wird der Diesel stärker begünstigt als ein Fahrzeug mit geregelterm Katalysator. Bei Tarif B ist es genau umgekehrt. Unter dem Aspekt der Vorsorge vor einem zu starken Anstieg der Partikelemissionen wird durch Tarif B dieser Tendenz entgegengewirkt.
- Altfahrzeuge werden in die Abgassteuer einbezogen. Die steuerliche Belastung richtet sich nach dem tatsächlichen Abgasausstoß. Da der Abgasausstoß der Fahrzeuge, je nachdem unter welcher Abgasrichtlinie sie zugelassen worden sind, mit zunehmendem Alter steigt, erhöht sich auch die Steuerbelastung entsprechend. Somit werden Altfahrzeuge gegenüber Neufahrzeugen, je nach Schadstoffausstoß, erheblich stärker besteuert, was erwünscht ist. Dadurch werden tendenziell mehr Altfahrzeuge verschrottet. Die Fahrzeugflotte wird dadurch jünger, ihr Abgasverhalten wird verbessert. Werden Altfahrzeuge ersatzlos verschrottet, wird die Fahrzeugflotte schrumpfen, was ebenfalls tendenziell zu einer Umweltentlastung führen wird.

Da dieser Teil der Abgassteuer nur eine Determinante des tatsächlichen Schadstoffausstoßes eines Fahrzeugs, nämlich das Emissionspotential, erfährt, ist es trotz der aufgezeigten Vor-

12) Vgl. dazu Satz 1.5.2.1 der Anlage XXIV zu § 47 der Elften Verordnung zur Änderung der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung vom 24. Juli 1985, in: Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1605–1616.

13) Vgl. Neu, H., Der EG-Abgaskompromiß: Eine kritische Bestandsaufnahme unter umweltökonomischen Aspekten und unter Berücksichtigung alternativer Instrumente zur Regulierung von Externalitäten mobiler Emissionsquellen, Dissertation Universität Essen, 1990, Tabelle 4-2 und 4-3.

teile notwendig, ihn um einen Teiltarif zu ergänzen, der auf die Nutzung des jeweiligen Fahrzeugs abstellt.

### 3.2 Steuertarif zur Lenkung der Nutzung des Emissionspotentials

Während der erste Teil der Abgassteuer auf das Gefährdungspotential abstellt, knüpft der zweite Teil an den Fahrleistungen und damit an den tatsächlichen ökologischen Schäden der Kraftfahrzeugnutzung an. Wegen der hohen Korrelation zwischen Fahrleistung und Kraftstoffverbrauch einerseits und zwischen Fahrleistung und Umweltbelastung andererseits, empfiehlt sich die Erhebung dieses Teils der Abgassteuer als Zuschlag zur Mineralölsteuer. Dies bietet zusätzlich den Vorteil, Umweltschäden durch Blei dem verbleitem Benzin und Umweltschäden durch Schwefel dem Dieselkraftstoff anlasten zu können. Dadurch ergeben sich unterschiedliche Belastungen von verbleitem und unverbleitem Benzin. Gleichzeitig wird der Dieselkraftstoff in die Abgassteuer einbezogen, womit die Verteuerung der Lkw-Nutzung verbunden ist. Diese ist zur Zeit der Hauptemittent von Rußpartikeln.

Basis der Berechnung der Höhe der Abgassteuer ist eine Schätzung der ökologischen Schäden in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1984 und die Emissionssituation des Jahres 1984.<sup>14)</sup> Die Zurechnung der Schäden auf einzelne Schadstoffe erfolgt nach einer von *Small* entwickelten Methode. *Small* verteilt die Schäden auf alle an ihrer Verursachung beteiligten Schadstoffe, unter Berücksichtigung ihrer relativen Schädlichkeit, bezogen auf Kohlenoxid. Die einzelnen relativen Schädlichkeitsfaktoren leitet er aus den amerikanischen Immissionsgrenzwerten des Clean-Air-Acts ab. Die Schädlichkeitsfaktoren verhalten sich invers zu den Immissionsgrenzwerten.<sup>15)</sup> Dabei unterstellt er einen linearen Zusammenhang zwischen der Umweltbelastung und der Höhe der ökologischen Schäden.<sup>16)</sup> Dies deckt sich mit der Erkenntnis, daß Schadensfunktionen im allgemeinen S-förmig verlaufen, wie Abbildung 1 zeigt.

In der Schadensfunktion lassen sich drei Abschnitte unterscheiden: Zum ersten ein Schwellenwert, der eine Dosis darstellt, bis zu der keinerlei Schäden zu beobachten sind. Am oberen Ende der Funktion befindet sich zum zweiten das Sättigungsniveau, bei dem die Dosis so hoch ist, daß die betroffene Population abstirbt. Diese beiden Abschnitte werden durch einen dritten, quasi-linearen Mittelabschnitt verbunden. Für diesen gilt die gemachte Annahme der Linearität.<sup>17)</sup>

Daher wird auch im folgenden ein linearer Zusammenhang zwischen der Luftbelastung und der Höhe der Schäden unterstellt. Die Annahme der Linearität erlaubt es auch, die Grenzscha-den der Umweltbelastung einfach zu ermitteln. Für lineare Funktionen gilt nämlich, daß Grenzscha-den und Durchschnittsscha-den identisch sind. Die Grenzscha-den lassen sich dann durch Division der ökologischen Schäden durch die emittierte Schadstoffmenge ermitteln.

14) Einzelheiten hierzu siehe *Neu*, a.a.O., Kapitel 1.2 und Kapitel 5.2.5.

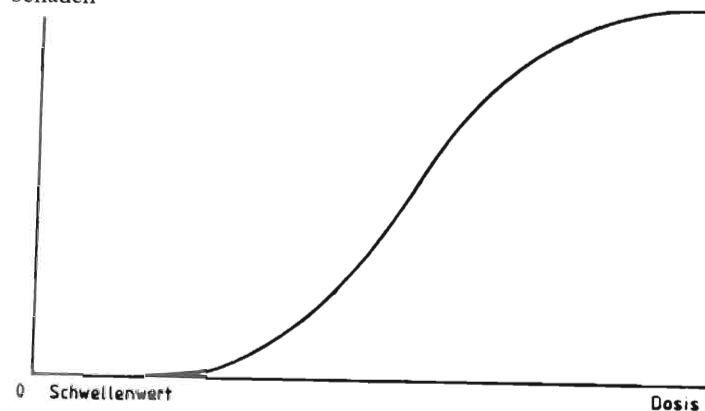
15) Vgl. *Small, K. A.*, Estimating the Air Pollution Costs of Transport Modes, in: *Journal of Transport Economics and Policy*, May 1977, Vol. 11(2), S. 113.

16) *Ebenda*, S. 112.

17) Vgl. *Hershaft, A.*, Air Pollution Damage Functions, in: *Environmental Science and Technology*, Vol. 10(10), 1976, S. 993.

Abbildung 1: Typischer Verlauf von Schadensfunktionen

Beobachtete Schäden



Quelle: Vgl. *Hershaft* (1976), S. 993, Abb. 2.

Toxizitätsfaktoren zur Bewertung von Gesundheitsschäden durch Kfz-Abgase wurden bereits in einer Studie von *Marburger* verwendet. Die Faktoren wurden dabei aus den Kurzzeit-Immissionsgrenzwerten der TA Luft abgeleitet und ebenfalls relativ zu Kohlenoxid normiert.<sup>18)</sup>

Ein Schadstoff kann jedoch, bezogen auf die Wirkungsbereiche Bauwerke, Menschen und Vegetation, jeweils andere Toxizitätsfaktoren aufweisen.<sup>19)</sup> Daher werden im folgenden auf die verschiedenen Wirkungsbereiche bezogene Toxizitätsfaktoren verwendet. Diese sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Toxizitätsfaktoren verschiedener Schadstoffe in unterschiedlichen Wirkungsbereichen

| Schadstoff                    | Wirkungsbereich |          |            |
|-------------------------------|-----------------|----------|------------|
|                               | Mensch          | Bauwerke | Vegetation |
| CO                            | 1               | 1        | 1          |
| Staub                         | 100             | 100      | 100        |
| NO <sub>x</sub>               | 125             | 125      | 125        |
| SO <sub>2</sub>               | 100             | 100      | 125        |
| C <sub>m</sub> H <sub>n</sub> | 100             | 100      | 100—200    |
| Blei                          | 5.000           | 5.000    | 5.000      |

Quelle: *Grupp* (1986), S. 361, Tabelle 3.

18) Vgl. *Marburger, E. A.*, Zur direkten Bewertung volkswirtschaftlicher Zusatzkosten in Form gesundheitlicher Schäden durch Abgasemissionen des Straßenverkehrs, in: *Zeitschrift für Verkehrswissenschaft*, 48. Jg., 1977, S. 205.

19) Vgl. *Grupp*, a.a.O., S. 361.

Die Berechnungsverfahren zur Zuordnung von ökologischen Schäden auf verschiedene Schadstoffe von *Marburger* und *Small* weisen Unterschiede auf. *Marburger* multipliziert die  $\text{SO}_2$ - und Staubemissionen mit den jeweiligen Toxizitätsfaktoren und erhält als Produkt sogenannte „gewichtete Emissionen“. Auf die Summe der gewichteten Emissionen aller Schadstoffe verteilt er die Gesundheitsschäden, so daß sich ein Einheitsbetrag pro Tonne gewichteter Emissionen ergibt.<sup>20)</sup> *Small* hingegen multipliziert die absoluten Emissionen der einzelnen Schadstoffe mit den jeweiligen Toxizitätsfaktoren und normiert die Summe auf 100 Prozent. Dadurch erhält er für jeden Schadstoff unterschiedliche, von der relativen Toxizität abhängige Gewichte, mit deren Hilfe er die Gesamtkosten der jeweiligen Schadenskategorie auf die daran beteiligten Schadstoffe verteilt. Danach dividiert er die Teilbeträge durch die absoluten Emissionsmengen und erhält für jeden Schadstoff die Schäden pro Tonne.<sup>21)</sup> Dies erlaubt es ihm, nach den an den jeweiligen Schadenskategorien beteiligten Schadstoffen zu differenzieren. Gleichzeitig werden relativ „toxische“ Schadstoffe stärker mit Kosten belastet als weniger „toxische“.

Wegen dieser Vorteile wird im folgenden die Verrechnungsmethode von *Small* verwendet. Bei der Zuordnung der einzelnen Schadenskategorien auf einzelne Schadstoffe werden deren Wirkungscharakteristika herangezogen. Daher werden folgende Zuordnungen getroffen, die sich in den relativen Toxizitätsgewichten niederschlagen.

An den Gesundheitsschäden sind alle die vom Kraftfahrzeugsektor emittierten Schadstoffe beteiligt. Daher werden die Gesundheitsschäden auf alle Schadstoffe verteilt. Materialschäden werden überwiegend auf  $\text{SO}_2$  und dessen Folgeprodukte zurückgeführt.<sup>22)</sup> Aufgrund neuerer Erkenntnisse werden zusätzlich zum  $\text{SO}_2$  die Schadstoffe Stickoxide und Staub sowie als sekundäre Luftverunreinigungen Ozon und saure Depositionen genannt. Lediglich Kohlenoxid wird nicht als beteiligter Schadstoff aufgeführt,<sup>23)</sup> so daß es ein Gewicht von Null erhält. An Freilandvegetationsschäden sind ebenfalls alle Schadstoffe außer Kohlenoxid beteiligt. An den Waldschäden sind Stickoxide, Blei sowie  $\text{SO}_2$  und Staub als Verursacher bzw. Träger der sauren Dispositionen beteiligt. Tierschäden werden wiederum allen Schadstoffen zugeordnet.

Durch sekundäre Luftverunreinigungen verursachte Schäden werden den jeweiligen Vorläufersubstanzen zugeordnet. So werden Ozonschäden den Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen und Schäden durch saure Depositionen Schwefeldioxid, Stickoxiden und Staub zugeordnet.

Wegen zahlreicher Unsicherheiten bei der Erfassung und Bewertung von Umweltschäden wird mit dem oberen Schätzwert der Schadensschätzungen gearbeitet. Die Zuordnung der Umweltschäden auf die jeweiligen Schadstoffe ist in Tabelle 5 dargestellt.

Die in Tabelle 5 vorgenommene Zuordnung verteilt die Umweltschäden auf alle Schadstoffe, unabhängig vom Sektor, der sie emittiert. Um die Umweltschäden dem Verkehr

20) Vgl. *Marburger*, a.a.O., S. 205.

21) Vgl. *Small*, a.a.O., S. 121, Tabelle 3, Fußnoten d, e und f.

22) Vgl. *Wicke, L.*, Die ökologischen Milliarden. Das kostet die zerstörte Umwelt – so können wir sie retten, München 1986, S. 36.

23) Bundesminister für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau (Hrsg.), Zweiter Bericht über Schäden an Gebäuden, Bonn 1988, S. 9 f.

anzulasten, ist es notwendig, den Gesamtschadensbetrag des jeweiligen Schadstoffs mit dem Anteil des Verkehrssektors an den Gesamtemissionen des jeweiligen Schadstoffs zu gewichten. Dies geschieht in Tabelle 6.

Tabelle 5: Zuordnung von Umweltschäden des Jahres 1984 auf die beteiligten Schadstoffe

| Schadensart                                       | Schadstoff |                        |               |               |          |                    | $\Sigma$             |
|---|------------|------------------------|---------------|---------------|----------|--------------------|----------------------|
|   | CO         | $\text{C}_m\text{H}_n$ | $\text{NO}_x$ | $\text{SO}_2$ | Staub    | Blei <sup>b)</sup> |                      |
| 1. Gesamtemissionen in Mt <sup>a)</sup>           | 9,20       | 2,40                   | 2,95          | 2,65          | 0,59     | 0,006              | 17,796               |
| <b>GESUNDHEITSSCHÄDEN</b>                         |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 2. Toxizitätsfaktoren <sup>c)</sup>               | 1          | 100                    | 125           | 100           | 100      | 5.000              | —                    |
| 3. absolutes Toxizitätsgewicht <sup>d)</sup>      | 9,20       | 240                    | 368,75        | 265           | 59       | 30                 | 971,95               |
| 4. relatives Toxizitätsgewicht in % <sup>e)</sup> | 0,95       | 24,69                  | 37,94         | 27,26         | 6,07     | 3,09               | 100,                 |
| 5. Schäden in Millionen DM <sup>f)</sup>          | 59,85      | 1.555,47               | 2.390,22      | 1.717,38      | 382,41   | 194,67             | 6.300 <sup>g)</sup>  |
| 6. Schäden in DM/t Emissionen                     | 6,50       | 648,11                 | 810,24        | 648,07        | 648,15   | 32.445,00          | 354,01               |
| <b>MATERIALSCHÄDEN</b>                            |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 7. Toxizitätsfaktoren <sup>c)</sup>               | 1          | 100                    | 125           | 100           | 100      | 5.000              | —                    |
| 8. absolutes Toxizitätsgewicht                    | 0          | 240                    | 368,75        | 265           | 59       | 30                 | 962,75               |
| 9. relatives Toxizitätsgewicht in %               | 0          | 24,93                  | 38,30         | 27,52         | 6,13     | 3,12               | 100                  |
| 10. Schäden in Millionen DM                       | 0          | 997,20                 | 1.532,00      | 1.100,80      | 245,20   | 124,80             | 4.000 <sup>g)</sup>  |
| 11. Schäden in DM/t Emissionen                    | 0          | 415,50                 | 519,32        | 415,40        | 415,59   | 20.800,00          | 465,33               |
| <b>SCHÄDEN IN DER FREILANDVEGETATION</b>          |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 12. Toxizitätsfaktoren <sup>c)</sup>              | 1          | 150 <sup>h)</sup>      | 125           | 125           | 100      | 5.000              | —                    |
| 13. absolutes Toxizitätsgewicht                   | 0          | 360                    | 368,75        | 331,25        | 59       | 30                 | 1.149                |
| 14. relatives Toxizitätsgewicht in %              | 0          | 31,33                  | 32,10         | 28,83         | 5,13     | 2,61               | 100                  |
| 15. Schäden in Millionen DM                       | 0          | 313,30                 | 321,00        | 288,30        | 51,30    | 16,10              | 1.000 <sup>g)</sup>  |
| 16. Schäden in DM/t Emissionen                    | 0          | 103,54                 | 108,81        | 108,79        | 86,95    | 4.350,00           | 116,33               |
| <b>WALDSCHÄDEN</b>                                |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 17. Toxizitätsfaktoren <sup>c)</sup>              | 1          | 150 <sup>h)</sup>      | 125           | 125           | 100      | 5.000              | —                    |
| 18. absolutes Toxizitätsgewicht                   | 0          | 360                    | 368,75        | 331,25        | 59       | 30                 | 1.149                |
| 19. relatives Toxizitätsgewicht in %              | 0          | 31,33                  | 32,10         | 28,83         | 5,13     | 2,61               | 100                  |
| 20. Schäden in Millionen DM                       | 0          | 2.739,80               | 2.807,14      | 2.521,18      | 448,62   | 228,24             | 8.745 <sup>g)</sup>  |
| 21. Schäden in DM/t Emissionen                    | 0          | 1.141,58               | 951,57        | 951,39        | 760,37   | 38.040,00          | 1.017,33             |
| <b>TIERSCHÄDEN</b>                                |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 22. Toxizitätsfaktoren <sup>c)</sup>              | 1          | 100                    | 125           | 100           | 100      | 5.000              | —                    |
| 23. absolutes Toxizitätsgewicht                   | 9,2        | 240                    | 368,75        | 265           | 59       | 30                 | 971,95               |
| 24. relatives Toxizitätsgewicht in %              | 0,95       | 24,69                  | 37,94         | 27,26         | 6,07     | 3,09               | 100                  |
| 25. Schäden in Millionen DM                       | 0,95       | 24,69                  | 37,94         | 27,26         | 6,07     | 3,09               | 100 <sup>g)</sup>    |
| 26. Schäden in DM/t Emissionen                    | 0,10       | 10,29                  | 12,86         | 10,29         | 10,29    | 515,00             | 5,62                 |
| <b>GESAMTSCHÄDEN</b>                              |            |                        |               |               |          |                    |                      |
| 27. Schäden in Millionen DM                       | 60,80      | 5.630,46               | 7.088,16      | 5.654,92      | 1.133,60 | 566,90             | 20.145 <sup>g)</sup> |
| 28. Schäden in DM/t Emissionen                    | 6,60       | 2.346,02               | 2.402,76      | 2.133,93      | 1.921,35 | 96.150,00          | 1.131,99             |

a) Vgl. Umweltbundesamt (1989), S. 281.

b) Nach Auskunft des Umweltbundesamtes.

c) Vgl. *Grupp* (1986), S. 361, Tabelle 3.

d) Gesamtemissionen des Schadstoffes multipliziert mit dem jeweiligen Toxizitätsfaktor.

e) Absolutes Toxizitätsgewicht des Schadstoffes dividiert durch die Summe der absoluten Toxizitätsgewichte, normiert auf 100 Prozent.

f) Summe der ökologischen Schäden multipliziert mit den relativen Toxizitätsfaktoren dividiert durch 100.

g) Vgl. *Neu* (1990), Tabelle 5–7.

h) Mittelwert aus der Zahlenangabe 100–200.

Quelle: Eigene Berechnungen in Anlehnung an *Small* (1977), p. 121, Table 3 mit Daten aus Umweltbundesamt (1989), S. 281; *Grupp* (1986), S. 361, Tabelle 3 und *Neu*, a.a.O., Tabelle 5–7.

Tabelle 6: Der Anteil des Straßenverkehrs an den Umweltschäden durch Luftverunreinigungen

| Schadstoff                                  | CO   | C <sub>m</sub> H <sub>n</sub> | NO <sub>x</sub> | SO <sub>2</sub> | Staub   | Blei <sup>b)</sup> | Σ       |
|---|------|-------------------------------|-----------------|-----------------|---------|--------------------|---------|
| Gesamtschäden in Millionen DM <sup>a)</sup> | 60,8 | 5.630,5                       | 7.088,2         | 5.654,9         | 1.133,6 | 566,9              | 20.145  |
| Emissionsanteil des Straßenverkehrs in %    | 70,2 | 47,4                          | 49,4            | 2,5             | 2,5     | 59,2               | —       |
| Schäden durch den Straßenverkehr            | 42,7 | 2.668,9                       | 3.501,6         | 141,4           | 28,3    | 335,6              | 6.718,5 |

a) Vgl. Tabelle 5.

b) Nach Auskunft des Umweltbundesamtes.

Quelle: Eigene Berechnungen aus: Umweltbundesamt (Hrsg.), Daten zur Umwelt 1988/89, Berlin 1989, S. 281 und Tabelle 5.

Wie aus Tabelle 6 hervorgeht, verursacht der Straßenverkehr Schäden in Höhe von 6.718,5 Millionen DM und ist damit für 33,35 % der gesamten ökologischen Schäden durch die Luftverschmutzung verantwortlich. Dieser Wert liegt deutlich über der Schätzung von *Grupp*, nach der der Anteil des Straßenverkehrs an der Luftbelastung bei etwa 25 % liegt.<sup>24)</sup>

Wie bereits erwähnt, sollen die ökologischen Kosten des Straßenverkehrs durch einen Zuschlag auf die Mineralölsteuer erhoben werden. Die Schäden der Schadstoffe CO, C<sub>m</sub>H<sub>n</sub>, NO<sub>x</sub> und Staub werden dabei auf die Summe der im Inland abgesetzten Menge Diesel und Benzin verteilt. Die Schäden des Schadstoffes Blei werden ausschließlich auf das verbleite Benzin und die Schäden durch SO<sub>2</sub> ausschließlich auf Dieselkraftstoff verteilt.

Im Jahre 1984 wurden im Inland 23.641.000 Tonnen Vergaserkraftstoff und 14.035.000 Dieselkraftstoff verkauft.<sup>25)</sup> Wird die abgesetzte Menge Benzin mit dem Faktor 1.340 l/t und die abgesetzte Menge Diesel mit dem Faktor 1.200 l/t in Liter umgerechnet,<sup>26)</sup> ergeben sich 31.678.940.000 l Benzin und 16.842.000.000 l Diesel.

Die Summe der Umweltschäden der Schadstoffe CO, C<sub>m</sub>H<sub>n</sub>, NO<sub>x</sub> und Staub beträgt 6.241,5 Millionen DM, die auf 48.520,94 Millionen l Kraftstoff verteilt werden müssen. Dies ergibt einen Betrag von 12,9 Pf/l. Die Schäden durch SO<sub>2</sub> in Höhe von 141,4 Millionen DM werden auf 16.842 Millionen l Diesel verteilt, was einen Betrag von 0,8 Pf/l ergibt. Die Schäden durch Blei in Höhe von 335,6 Millionen DM werden auf 31.678,94 Millionen l verbleites Benzin verteilt, was einen Betrag von 1,1 Pf/l ergibt. Insgesamt müßte somit zusätzlich zur Mineralölsteuer auf Dieselkraftstoff eine Abgassteuer in Höhe von 13,7 Pf/l auf unverbleites Benzin eine Steuer in Höhe von 12,9 Pf/l und auf verbleites Benzin in Höhe von 14 Pf/l erhoben werden.

Die in Tabelle 5 vorgenommene Zuordnung von Schäden auf die sie verursachenden Schadstoffe ermöglicht es, auch für feste Emissionsquellen Abgassteuern in Höhe der ökologischen Schäden zu erheben. Spalte 28 dieser Tabelle listet für jeden Schadstoff die Schäden in DM/t Emissionen auf. Dieser Betrag könnte dann durch Emissionsmessungen von Festquellen, wie zum Beispiel Kraftwerken, für die Schadstoffe NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub> erhoben werden.

24) Vgl. *Grupp*, a.a.O., S. 362.

25) Aral AG (Hrsg.), Verkehrstaschenbuch 1987/88, Bochum 1988, S. E 229.

26) Vgl. Aral AG, a.a.O., S. E 271, wobei der Wert für Benzin das arithmetische Mittel aus Normal- und Superbenzin darstellt.

Haushalte könnten ebenfalls durch Berechnung entsprechender Steuern auf die Energieträger Kohle, Gas oder Heizöl in eine solche Abgasbesteuerung einbezogen werden.

#### 4. Beurteilung der Abgassteuer

Im folgenden soll die zuvor dargestellte Abgassteuer beurteilt werden. Durch die Ausgestaltung der Abgassteuer mit einem dualen Tarif unterscheidet sie sich deutlich vom Steuervorschlag der Bundesregierung, da deren Vorschlag lediglich eine Umgestaltung der Kfz-Steuer vorsieht.

Die duale Abgassteuer bietet folgende Vorteile:

Sie enthält einen Teiltarif, der auf die Automobilhersteller wirkt. Diese erhalten Anreize, das Emissionspotential ihrer Produkte zu verringern.

Der zweite Teiltarif wirkt auf die Autofahrer. Er legt ihnen dies bisher nicht oder nur teilweise oder willkürlich von ihnen zu tragenden Kosten der Automobilnutzung auf. Damit orientiert er sich von der Trägerschaft am Verursacherprinzip und der Höhe nach an den von den Kraftfahrzeugnutzern verursachten sozialen Kosten.

Insgesamt richtet sich dieser duale Tarif nach der Einordnung der Autoabgase als zweigeteilte Externalität, da er sowohl auf die Hersteller als auch auf die Autofahrer wirkt. Zudem berücksichtigt er die Forderung, daß derjenige, der viel fährt, also die Umwelt stärker belastet, auch viel zahlen soll. Dies wird durch die Erhebungsform als Zuschlag zur Mineralölsteuer sichergestellt.

Der duale Tarif der Abgassteuer erhöht sowohl die fixen als auch die variablen Kosten der Automobilnutzung. Auffallend dabei ist, daß die fixen Kosten für nicht-abgasgereinigte Fahrzeuge mit zunehmendem Schadstoffausstoß steigen. Dies erklärt sich daraus, daß sie, je nach Abgasrichtlinie, der sie unterliegen, ein hohes Gefährdungspotential aufweisen, das entsprechend durch die Steuer erfaßt und belastet wird. Ähnliches gilt für die kumulierten Fixkosten aus Abgassteuer und Abgasreinigungstechnik. Dies liegt daran, daß Abgasreinigungssysteme mit hoher Reinigungsleistung (= hoher Potentialminderung) entsprechend aufwendig und somit teuer sind. Dieser Anstieg der Fixkosten gleicht also nicht nur die Mehrkosten von Abgasreinigungssystemen aus, sondern steuert durch die Einbeziehung von Altfahrzeugen einer ökonomischen Aufwertung von nicht-abgasgereinigten Fahrzeugen entgegen. Der Anstieg der Fixkosten ist um so geringer, je niedriger die kumulierten Kosten aus Abgassteuer und den Herstellkosten des jeweiligen Abgasreinigungssystems sind. Die Erhöhung der Fixkosten verteilt sich auf die Nutzungsdauer von 5,1 Jahren, so daß die jährlichen Fixkosten um einen relativ geringen Betrag ansteigen. Der Aufschlag der Abgassteuer auf die Mineralölsteuer und die damit verbundene Erhöhung der Kraftstoffpreise dürfte relativ größer ausfallen als die Erhöhung der Fixkosten.

Dies wird durch einen Vergleich der Steuerlast des Basisfahrzeugs aus Tabelle 3 bei bestehender Kraftfahrzeug- und Mineralölsteuer und bei Erhebung der Abgassteuer deutlich. Ausgangspunkt ist ein Basisfahrzeug mit 2 l Hubraum, das 5,1 Jahre lang genutzt wird, dabei 69.100 km fährt und 10,9 l Kraftstoff auf 100 km verbraucht. Basis des Vergleichs sind die zur Zeit geltenden Sätze der Kfz-Steuer und der Mineralölsteuer einerseits, sowie die in Tabelle 3 ermittelten fiktiven Steuersätze als Ersatz der derzeit geltenden Kfz-Steuer sowie

die um die vorgenannten Aufschläge erhöhten Mineralölsteuersätze des Jahres 1985.<sup>27)</sup> Schadstoffarme bzw. bedingt schadstoffarme Neufahrzeuge, die mit einem Ottomotor angetrieben werden, unterliegen gegenwärtig (nach Auslaufen der Steuerbefreiung) einem Steuersatz von 13,20 DM/100 cm<sup>3</sup>. Dieser Steuersatz gilt unabhängig von der verwendeten Abgasreinigungstechnik. Für ein 2 l Fahrzeug ergibt sich eine Steuerlast von 1.364 DM über die unterstellte Nutzungsdauer. Nicht-schadstoffarme Neufahrzeuge werden mit einem Steuersatz von 21,60 DM/100 cm<sup>3</sup> besteuert, so daß sich eine Steuerlast von 2.203,20 DM über die Nutzungsdauer ergibt. Nicht-schadstoffarme Altfahrzeuge werden - unabhängig vom tatsächlichen Schadstoffausstoß - mit 18,80 DM/100 cm<sup>3</sup> besteuert. Es ergibt sich eine Steuerlast von 1.917,60 DM über die Nutzungsdauer. Schadstoffarme bzw. bedingt schadstoffarme Neufahrzeuge mit Dieselmotor werden mit 21,60 DM/100 cm<sup>3</sup> besteuert. Es ergibt sich eine Steuerlast von 2.203,20 DM über die Nutzungsdauer. Nicht-schadstoffarme Neufahrzeuge mit Dieselmotor werden mit 30 DM/100 cm<sup>3</sup> besteuert, wodurch sich ein Betrag von 3.060 DM über die Nutzungsdauer ergibt. Nicht-schadstoffarme Altfahrzeuge mit Dieselmotor werden mit 27,20 DM/100 cm<sup>3</sup> besteuert, so daß sich Beträge von 2.774,40 DM ergeben.

Bezüglich der Mineralölsteuerbelastung wird unterstellt, daß schadstoffarme bzw. bedingt schadstoffarme Fahrzeuge mit Ottomotor mit unverbleitem Kraftstoff betrieben werden, nicht-schadstoffarme Alt- und Neufahrzeuge hingegen mit verbleitem Kraftstoff. Bei Verwendung der ab 1. 1. 1991 geltenden Steuersätze<sup>28)</sup> in Höhe von 67 Pf/l verbleiten Benzins, 60 Pf/l unverbleiten Benzins und 44,375 Pf/l Dieselkraftstoff ergibt sich über die Fahrtstrecke von 69.100 km und einem Kraftstoffverbrauch von 10,9 l/100 km eine Steuerbelastung von 5.046,37 DM für verbleites Benzin, 4.341,90 DM für unverbleites Benzin und 3.341,90 DM für Dieselkraftstoff. Insgesamt ergeben sich für die verschiedenen Fahrzeugtypen folgende - in Tabelle 7 dargestellten - kumulierten Steuerbelastungen.

Tabelle 7: Kumulierte Steuerlast aus Kfz- und Mineralölsteuer

| Fahrzeug                      | Kfz-Steuer | Mineralölsteuer | Summe    |
|-------------------------------|------------|-----------------|----------|
| Neufahrzeuge:                 |            |                 |          |
| Benziner, schadstoffarm       | 1.320,40   | 4.519,14        | 5.839,54 |
| Benziner, nicht-schadstoffarm | 1.917,60   | 5.046,37        | 6.963,97 |
| Diesel, schadstoffarm         | 2.203,20   | 3.341,90        | 5.545,10 |
| Diesel, nicht-schadstoffarm   | 3.060,00   | 3.341,90        | 6.401,90 |
| Altfahrzeuge:                 |            |                 |          |
| Benziner, nicht-schadstoffarm | 1.917,60   | 5.046,37        | 6.963,97 |
| Diesel, nicht-schadstoffarm   | 2.774,40   | 3.341,90        | 6.116,30 |

Quelle: Eigene Berechnungen

27) In der folgenden Vergleichsrechnung wird das Jahr 1984 als Basis für die Ermittlung der Aufschläge auf die Mineralölsteuer gewählt. Vgl. dazu Neu (1990), Kapitel 7.3.2. An dieser Stelle erfolgt ein Vergleich der auf das Jahr 1984 bezogenen, fiktiven Steuersätze mit den ab dem 1. 1. 1991 geltenden Steuersätzen. Zu den Mineralölsteuersätzen vgl. Mineralölsteuergesetz, Bekanntmachung der Neufassung des Mineralölsteuergesetzes vom 20. Dezember 1988, Bundesgesetzblatt, Jg. 1988, Teil I, S. 2278. Der Steuersatz für Dieselkraftstoff in Höhe von 53,25 DM/100 kg wurde mit dem Faktor 1,2 l/kg in Pf/l umgerechnet, siehe auch Aral AG, a.a.O., S. E 271. Zu den Kfz-Steuersätzen vgl. Gesetz über Maßnahmen zur Entlastung der öffentlichen Haushalte (Haushaltsbegleitgesetz) vom 20. 12. 1988, Bundesgesetzblatt, Jg. 1988, Teil I, S. 2262.

28) Zu den Mineralölsteuersätzen des Jahres 1984 vgl. Aral AG, a.a.O., S. E 241.

Zum Vergleich werden in Tabelle 8 die Belastungen aus den fiktiven Abgassteuern der Tarife A und B und der um die Zuschläge erhöhten Mineralölsteuer aufgeführt. Für die Mineralölsteuer ergeben sich unter den zuvor getroffenen Annahmen über Fahrleistung und Kraftstoffverbrauch bei Steuersätzen von 65 Pf/l für verbleites Benzin eine Steuerlast von 6.100,83 DM, für unverbleites Benzin (63,9 Pf/l) von 5.490,75 DM und bei Dieselkraftstoff (58,075 Pf/l) von 4.374,15 DM.

Tabelle 8: Kumulierte fiktive Steuerbelastung durch die duale Abgassteuer

| Antriebsart              | Steuer über Nutzungsdauer |         | Mineralölsteuer | Summe    |          |
|--------------------------|---------------------------|---------|-----------------|----------|----------|
|                          | Tarif A                   | Tarif B |                 | Tarif A  | Tarif B  |
| Basis '69 <sup>a)</sup>  | 2.274                     | 2.575   | 4.895,73        | 7.169,73 | 7.470,73 |
| 70/220/EWG <sup>a)</sup> | 1.774                     | 2.050   | 4.895,73        | 6.669,73 | 6.945,73 |
| 74/102/EWG <sup>a)</sup> | 1.565                     | 1.805   | 4.895,73        | 6.460,73 | 6.700,73 |
| 77/102/EWG <sup>a)</sup> | 1.565                     | 1.895   | 4.895,73        | 6.460,73 | 6.700,73 |
| 78/665/EWG <sup>a)</sup> | 1.331                     | 1.540   | 4.895,73        | 6.226,73 | 6.435,73 |
| AGR <sup>a)</sup>        | 1.020                     | 1.122   | 4.895,73        | 5.915,73 | 6.017,73 |
| UKAT <sup>b)</sup>       | 311                       | 397     | 4.812,88        | 5.123,88 | 5.209,88 |
| GKATE <sup>b)</sup>      | 56                        | 61      | 4.812,88        | 4.868,88 | 4.873,88 |
| MMOKATE <sup>b)</sup>    | 299                       | 367     | 4.812,88        | 5.111,88 | 5.179,88 |
| Diesel <sup>c)</sup>     | 102                       | 137     | 4.374,15        | 4.476,15 | 4.511,15 |

a) Nicht-schadstoffarme Altfahrzeuge, die verbleites Benzin benötigen.

b) Schadstoffarme Neufahrzeuge, die unverbleites Benzin benötigen.

c) Schadstoffarmer Diesel, Dieselkraftstoff.

Quelle: Eigene Berechnungen aus Tabelle 3.

Bei einem Vergleich der in den Tabellen 7 und 8 berechneten Steuerbelastungen wird deutlich, daß der duale Tarif die Steuerlast feiner nach dem tatsächlichen Schadstoffausstoß differenziert. Gleichzeitig fällt auf, daß die fixe Belastung durch die Abgassteuer mit zunehmendem Reinigungsgrad stark abnimmt, so daß die variablen Kosten der Autonutzung spürbarer werden. Dadurch wird auch die Forderung nach einem verstärkten Übergang zu variablen Kosten im Autoverkehr erfüllt.

Im Zusammenhang mit der Einbeziehung von Altfahrzeugen in eine Abgassteuer wird die Frage nach der sozialen Verträglichkeit aufgeworfen.<sup>29)</sup> Da Altfahrzeuge mehr Abgase emittieren, liegt ihre steuerliche Belastung höher als die von Neufahrzeugen. Dies gilt insbesondere für Kleinwagen, die seit dem Inkrafttreten des EG-Abgaskompromisses zugelassen worden sind, da Kleinwagen mehr Schadstoffe emittieren dürfen als große Fahrzeuge. Folglich müßten Kleinwagenbesitzer mehr Abgassteuern zahlen als Besitzer von großen Fahrzeugen, die weniger Schadstoffe emittieren.<sup>30)</sup>

Dieser Argumentation ist folgendes entgegenzuhalten: Von der Einbeziehung der Altfahrzeuge in den oben vorgestellten dualen Abgassteuertarif sind alle Altfahrzeuge betroffen. Bei Fahrzeugen, die vor dem EG-Abgaskompromiß zugelassen worden sind, sind die Abgasgrenzwerte so festgelegt, daß Kleinfahrzeuge weniger Schadstoffe emittieren dürfen als große Fahrzeuge. Der duale Abgastarif setzt zudem nicht an den bei der Zulassung gültigen

29) Vgl. Gundel, E., Bemessung der Kraftfahrzeugsteuer nach Abgaswerten, Vortrag gehalten auf dem Podiumsgespräch „Bemessung der Kfz-Steuer nach Abgaswerten - Umweltpolitische Torheit oder neue Chance für saubere Luft?“ am 28. 6. 1989 in Bonn, S. 1.

30) Vgl. Gundel, a.a.O., S. 7.



Grenzwerten, sondern an den bei der Zulassung ermittelten Emissionen an, so daß zum Beispiel Kleinwagen mit einem geregelten Katalysator, die bisher nur mit 750 DM Steuerbefreiung gefördert worden sind, weniger stark besteuert werden als Mittelklassefahrzeuge, die die Euronorm einhalten und bisher mit 2.200 DM gefördert worden sind.

Außerdem ergibt sich die gesamte Abgassteuerlast eines Fahrzeugs bei dem dualen Tarif aus der emissionsabhängigen jährlichen Abgassteuer und der fahrleistungsabhängigen Abgassteuer. Somit ließe sich eine eventuell höhere jährliche Belastung durch eine Verringerung der Fahrleistung ausgleichen, so daß die Gesamtbelastung gleich bleibt oder abnimmt. Dies würde dazu führen, daß hochemittierende oder viel Kraftstoff verbrauchende (also hochbesteuerte) Fahrzeuge von Vielfahrern verkauft und von Wenigfahrern erworben werden. Hochemittierende Fahrzeuge würden wenig genutzt, niedrigemittierende Fahrzeuge hingegen viel. Diese Aufteilung der Nutzungsintensität ist ökologisch sinnvoll und daher erwünscht. Zudem würden sich auch Nachrüstungen mit Abgasreinigungssystemen steuer-senkend auswirken, was beim EG-Abgaskompromiß nur bedingt der Fall ist. Somit ermöglicht der duale Steuertarif dem Einzelnen mehr Möglichkeiten zur (umweltpolitisch erwünschten) Steuervermeidung als der EG-Abgaskompromiß. Auf die Tatsache, daß verstärkte (gegebenenfalls sogar ersatzlose) Verschrottungen von Altfahrzeugen ökologisch sinnvoll sind, wurde bereits hingewiesen.

Der hier vorgeschlagene duale Abgassteuertarif bietet den weiteren Vorteil, einfach handhabbarer zu sein. Der von den Abgasemissionen des Einzelfahrzeugs abhängige Tarifteil kann als Ersatz oder Ergänzung zur bisherigen Kraftfahrzeugsteuer erhoben werden. Die Emissionswerte eines jeden Fahrzeugs, das seit Inkrafttreten der Richtlinie 70/220/EWG zugelassen worden ist, sind der Zulassungsstelle (mit den oben genannten Einschränkungen) bekannt. Eine Umstellung oder Ergänzung der Bemessungsgrundlage wäre also relativ einfach. Die Erhebung der von den sozialen Schäden abhängigen Abgassteuer als Zuschlag zur Mineralölsteuer würde deren Vorteile, unter anderem deren niedrigen Verwaltungsaufwand, übernehmen.<sup>31)</sup>

Diese Analogie der Abgassteuer zur tatsächlichen Besteuerung der Haltung und Nutzung eines Kraftfahrzeugs in der Bundesrepublik Deutschland dürfte mögliche Widerstände der davon Betroffenen (Verwaltung, Automobilhersteller und Autofahrer) relativ gering halten. Lediglich die ökologischen Schadensbilanzen zur Bestimmung der Art und Höhe dieser Schäden müßten jährlich fortgeschrieben bzw. an den neuesten Kenntnisstand angepaßt werden, um so die entsprechenden Anpassungen der Tariffhöhe vornehmen zu können.

### Summary

The proposal of the Federal Government to convert the current capacity-based motor vehicle tax into a more complex one, which - among others - takes exhausts into consideration, gives reason for a closer look at taxes as a means for of regulating externalities generated by mobile sources. This paper regards exhaust emissions as an externality caused by the automobile manufacturers, who produces a kind of potential "source of danger", and motorists, who utilize it. Regulations should have to take this "duality" into account. Therefore a dual effluent charge is proposed which levies effluent surcharges on the motor vehicle tax as well as on the fuel tax. The surcharge on the motor vehicle tax aims at a reduction of the potential whereas the surcharge on the fuel tax is to decrease the frequency of the automobile use.

31) Vgl. Flämig, Chr., Mineralölsteuer, in: Strickerodt, G. et al. (Hrsg.), Handwörterbuch des Steuerrechts und der Steuerwissenschaft, 2. Aufl., München 1981, S. 997.

## Die Träger nationaler und internationaler Verkehrspolitik und ihr Zusammenspiel in verkehrspolitischen Entscheidungsprozessen

— Teil II —

VON BORISLAV BJELICIC

### Inhalt

1. Einführung
  - 1.1 Erklärung verkehrspolitischer Entscheidungsprozesse als Gegenstand der Verkehrswissenschaft
  - 1.2 Übersicht über die Aufgaben der Verkehrspolitik
    - 1.2.1 Nationale Verkehrspolitik
    - 1.2.2 Internationale Verkehrspolitik
  - 1.3 Übersicht über die Träger der Verkehrspolitik
2. Träger der praktischen Verkehrspolitik
  - 2.1 Nationale Träger der Verkehrspolitik
 

- Das Beispiel der Bundesrepublik Deutschland -

    - 2.1.1 Nationalstaatliche Organe
    - 2.1.2 Nationale Interessenorganisationen
  - 2.2 Internationale Träger der Verkehrspolitik
    - 2.2.1 Internationale Staatenorganisationen
      - 2.2.1.1 Weltstaatenorganisationen
      - 2.2.1.2 Regionalstaatenorganisationen
      - 2.2.2 Supranationale Staatenorganisationen
    - 2.2.3 Internationale Interessenorganisationen
    - 2.2.4 Exkurs: Internationale Finanzorganisationen und ihre Bedeutung für die Verkehrspolitik
3. Träger der wissenschaftlichen Verkehrspolitik
4. Entwicklungsperspektiven der Zusammenarbeit der Träger der Verkehrspolitik

#### Anschrift:

Dipl.-Kfm. Borislav Bjelicic  
Lehrstuhl für ABWL und Logistik,  
insbesondere Verkehrsbetriebslehre  
Universität Mannheim  
L 5,5 - 6800 Mannheim 1