

Krey, Matthias; Weinreich, Sigurd

**Research Report — Digitized Version**

## Internalisierung externer Klimakosten im PKW-Verkehr in Deutschland

ZEW-Dokumentation, No. 00-11

**Provided in Cooperation with:**

ZEW - Leibniz Centre for European Economic Research

*Suggested Citation:* Krey, Matthias; Weinreich, Sigurd (2000) : Internalisierung externer Klimakosten im PKW-Verkehr in Deutschland, ZEW-Dokumentation, No. 00-11, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Mannheim

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/39108>

**Standard-Nutzungsbedingungen:**

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

**Terms of use:**

*Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.*

*You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.*

*If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.*

---

# **Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland**

Matthias Krey und Sigurd Weinreich

Dokumentation Nr. 00-11

**ZEW**

Zentrum für Europäische  
Wirtschaftsforschung GmbH  
Centre for European  
Economic Research

C 222096

---

# **Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland**

von

Matthias Krey und Sigurd Weinreich

September 2000

Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung GmbH (ZEW)

---

Diese Dokumentation basiert auf Arbeiten des ZEW im Rahmen des internen Forschungsvorhabens „Nachhaltige Entwicklung im Personenverkehr unter Berücksichtigung der externen Kosten“, durchgeführt von 01/1999 bis 02/2000. Der überwiegende Teil der vorliegenden Arbeit wurde von Herrn Matthias Krey beim Internationalen Institut für Management, Prof. Dr. Olav Hohmeyer, Universität Flensburg, im Diplomstudien-gang „Energie- und Umweltmanagement“ als Praxisarbeit eingereicht.

## Das Wichtigste in Kürze

Der Pkw-Verkehr trägt durch seine CO<sub>2</sub>-Emissionen in der Höhe von ca. 102 Mio.t/Jahr (Stand: 1997) zum Treibhauseffekt bei und ist damit der größte Verursacher externer Klimakosten im Verkehrssektor. Die externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs ergeben sich aus der übermäßigen Nutzung des Umweltgutes „Aufnahmefähigkeit der Atmosphäre für CO<sub>2</sub>“ und der Monetarisierung der möglichen Folgeschäden. Nach einer Studie des IWW/Infras (1999) betragen die Klimakosten des Verkehrs ca. 30-70 ECU/t CO<sub>2</sub>, berechnet mittels eines Vermeidungskostenansatzes. Die mit Hilfe der Schadenskostenansätze ermittelten Klimakosten variieren in einem Bereich von 0,05 bis zu 200 ECU/t CO<sub>2</sub>.

Die externen Klimakosten müssen internalisiert, dem Pkw-Fahrer angerechnet werden, damit er seine CO<sub>2</sub>-Emissionen auf ein gesellschaftlich optimales Niveau reduziert. Zu diesem Zweck stehen dem Staat umweltpolitische Instrumente zur Verfügung, die hier unterschieden werden in "weiche" Instrumente wie Information und Aufklärung sowie freiwillige Selbstverpflichtungen und "harte" Instrumente differenziert in ordnungsrechtliche Maßnahmen (Verbrauchsgrenzwerte, Geschwindigkeits- oder Fahrbeschränkungen) und ökonomische Maßnahmen.

Die Instrumente können mit folgenden Kriterien hinsichtlich ihrer Eignung zur Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr geprüft werden.

- Zielkonformität: Erreichung des angestrebten Umweltziels,
- Systemkonformität: Vereinbarkeit mit den Prinzipien der sozialen Marktwirtschaft,
- Ökonomische Effizienz: Erreichung des Umweltziel zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten und dynamischer Anreiz zur Reduktion der umweltbelastenden Tätigkeit,
- Institutionelle Beherrschbarkeit: Umsetzbarkeit in der Praxis.

Es hat sich gezeigt, daß die „weichen“ Instrumente nur sehr bedingt zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs geeignet sind, da sie aufgrund ihrer Ausgestaltung weder zielkonform noch ökonomisch effizient sind. Auch die ordnungsrechtlichen Instrumente müssen zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs als unzureichend bezeichnet werden. Dies liegt vor allem daran, daß sie auf Seiten der Pkw-Fahrer keinerlei preisliche Signale zur Reduzierung der Fahrleistungen aussenden.

Dagegen vermitteln die ökonomischen Instrumente die nötigen Anreize zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen durch einen verminderten Kraftstoffeinsatz und sind deshalb den anderen Instrumenten vorzuziehen. Um ein gestecktes CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel im Pkw-Verkehr sicher erreichen zu können, erscheint ein Zertifikatesystem auf Basis einer „Upstream“-Lösung (Output-Ansatz) am geeignetsten. Zudem weist der Zertifikatehandel ein hohes Maß an Systemkonformität und ökonomischer Effizienz auf. Allerdings macht die Implementierung dieses Instruments aufgrund der relativ hohen Transaktionskosten und der zu erwartenden gesellschaftlichen Widerstände nur bei einer hohen Zielvorgabe Sinn. Die Anhebung der Mineralölsteuer ist nur bei kleineren CO<sub>2</sub>-Reduktionszielen empfehlenswert, weil die Ermittlung der richtigen Abgabenhöhe zu einem bestimmten Reduktionsziel sich als schwierig erweist und daher eine Anhebung in kleinen Schritten mit Hilfe von „trial-and-error“-Verfahren erfolgen sollte. Die Einführung eines flächendeckenden Road-Pricing-System erscheint in naher Zukunft aufgrund der hohen Transaktionskosten noch abwegig, könnte aber bei langfristiger Verkehrsplanung eine Option zur Internalisierung der externen Klimakosten des Verkehrs darstellen.

Es läßt sich also feststellen, daß die Instrumentenwahl in Abhängigkeit vom CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel für den Pkw-Verkehr getroffen werden sollte und der „Königsweg“ zur Internalisierung der externen Klimakosten in Deutschland nicht existiert. Vielmehr ist ein „Instrumenten-Mix“ anzustreben. Daher sollte ein ökonomisches Instrument, flankiert von den „weichen“ und ordnungsrechtlichen Maßnahmen, gewählt werden.

# INHALTSVERZEICHNIS

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN .....	iii
VERZEICHNIS DER TABELLEN .....	iii
<b>1 PROBLEMSTELLUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>2 DIE KLIMAPROBLEMATIK .....</b>	<b>3</b>
2.1 Der Treibhauseffekt, seine Verursacher und seine Auswirkungen.....	3
2.2 Das Kioto-Protokoll und die CO <sub>2</sub> -Reduktionsziele Deutschlands .....	6
2.3 Der deutsche Verkehrssektor und seine CO <sub>2</sub> -Emissionsstruktur.....	8
<b>3 THEORIE UND EMPIRIE DER EXTERNEN KLIMAKOSTEN .....</b>	<b>10</b>
3.1 Definition der externen Kosten.....	10
3.2 Externe Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland.....	16
<b>4 ANSÄTZE UND KRITERIEN DER INTERNALISIERUNG .....</b>	<b>20</b>
4.1 Theorie und Zweck der Internalisierung.....	20
4.2 Die Umweltpolitik als Initiator von Internalisierungsstrategien.....	23
4.2.1 Ordnungsrechtliche Maßnahmen .....	24
4.2.2 Ökonomische Maßnahmen .....	25
4.2.3 Informatorische und freiwillige Maßnahmen .....	26
4.3 Bewertungskriterien von Internalisierungsmaßnahmen .....	27
<b>5 BEURTEILUNG AUSGEWÄHLTER INTERNALISIERUNGSSTRATEGIEN .....</b>	<b>29</b>
5.1 Grundgedanken und allgemeine Bewertung.....	29
5.1.1 Auflagen.....	30
5.1.2 Steuern und Abgaben.....	31
5.1.3 Zertifikatehandel.....	34
5.1.4 Freiwillige Selbstverpflichtung.....	39
5.2 Konkrete Bewertung hinsichtlich der Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr.....	42
5.2.1 Kriterien und allgemeine Ansätze zur Verringerung der CO <sub>2</sub> -Emissionen im Pkw-Verkehr .....	42
5.2.2 Freiwillige Selbstverpflichtung in der Automobilindustrie .....	44
5.2.3 Auflagen.....	47
5.2.4 Steuern und Abgaben.....	50
5.2.4.1 Mehrwert- und Kfz-Steuer .....	51
5.2.4.2 Mineralölsteuer .....	53
5.2.4.3 Road-Pricing .....	57
5.2.5 Zertifikatehandel .....	61
5.2.5.1 „Downstream“-Konzept.....	61
5.2.5.2 „Upstream“-Konzept.....	67
5.2.5.3 Intersektorale Zertifikatesysteme .....	71
<b>6 EMPFEHLUNGEN AN DIE UMWELTPOLITIK .....</b>	<b>74</b>
ANHANG .....	77
LITERATURVERZEICHNIS .....	79

## VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

Abbildung 1: CO <sub>2</sub> -Emissionen in Deutschland in Mio.t von 1990-1997.....	7
Abbildung 2: Anteile der einzelnen Verkehrsarten an den CO <sub>2</sub> -Emissionen des Verkehrssektors in Mio.t in 1997.....	9
Abbildung 3: Soziale, externe und private (Grenz-) Kosten einer Tätigkeit sowie die Nachfrage nach dieser Tätigkeit .....	12
Abbildung 4: Grenzschadenskosten, Grenzvermeidungskosten und optimaler Umfang der Schädigung.....	14
Abbildung 5: Internalisierung mit Hilfe der Pigouschen-Steuerlösung.....	21
Abbildung 6: Der Preis-Standard-Ansatz.....	23
Abbildung 7: Statische Effizienzeigenschaften von Auflagen und Abgaben .....	33
Abbildung 8: Preisbildung auf dem Zertifikatemarkt .....	36
Abbildung 9: Das „Downstream“-Konzept .....	63
Abbildung 10: Das „Upstream“-Konzept .....	69

## VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle 1: Vergleich der prozentualen Spurengasbeiträge zum natürlichen Treibhauseffekt und seiner anthropogenen Verstärkung .....	4
Tabelle 2: Ausgewählte externe Effekte des Pkw-Verkehrs sowie mögliche Monetarisierungsansätze und ihre Praktikabilität.....	15
Tabelle 3: Schadenskostenschätzungen eines zukünftigen Klimawandels in ECU/t CO <sub>2</sub> .	17
Tabelle 4: Spezifische Vermeidungskosten der verkehrlichen CO <sub>2</sub> -Emissionen für verschiedene CO <sub>2</sub> -Reduktionsszenarien, geschätzt durch einen „Top-down“ und einen „Bottom-up“ Ansatz.....	18
Tabelle 5: Instrumente der Umweltpolitik .....	24
Tabelle 6: Allgemeine Bewertung umweltpolitischer Instrumente .....	41
Tabelle 7: Technische Reduktionspotentiale des Kraftstoffverbrauchs von Neufahrzeugen (Pkw) 1987 bis 2005.....	45
Tabelle 8: Anzahl der zu kontrollierenden Wirtschaftssubjekte bei einem Zertifikatesystem.....	66
Tabelle 9: Raffinerieproduktion von ausgewählten Mineralölprodukten im September 1999 in Deutschland .....	70
Tabelle 10: Bewertung von ausgewählten Maßnahmen zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland.....	73

## 1 Problemstellung

Der Besitz eines Pkw wird in der heutigen Gesellschaft als unverzichtbar angesehen, da ein Pkw dem Menschen Mobilität gewährleistet und ihm hilft, „Raum zu überwinden, [...] seine Lebenschancen zu erweitern und seine Lebensqualität zu erhöhen“ (SRU 1994, S. 235). Doch ist unbestritten, daß der Pkw-Verkehr, durch die bei den Verbrennungsprozessen im Motor entstehenden Emissionen, negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat. So trug der Pkw-Verkehr im Jahr 1997 mit 11,4 % zu den in Deutschland emittierten CO<sub>2</sub>-Emissionen bei (siehe eigene Berechnungen in Abschnitt 3.3). Es ist damit zu rechnen, daß dieser Anteil zukünftig weiter ansteigen wird (Greenpeace 1999, S. 59). Damit ist der Pkw-Verkehr neben anderen CO<sub>2</sub>-Emissionsquellen ein Verursacher des größten globalen Umweltproblems, des anthropogenen Treibhauseffekts, der zur Veränderung des Klimas führt. Als Folge eines solchen Klimawandels rechnet das „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) unter anderem mit einem Anstieg der Meeresspiegel, der Ausweitung von Wüstenregionen und der Zunahme von extremen Wetterlagen. (IPCC 1996c, S. 39ff.). Die deutsche Bundesregierung ist sich dieser Problematik bewußt. Sie hat das von der Vorgängerregierung 1995 angekündigte Reduktionsziel die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Jahres 1999 bis 2005 um 25% nochmals bekräftigt.

Mit Hilfe der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie besteht die Möglichkeit, die Folgeschäden eines Klimawandels zu quantifizieren und monetär zu bewerten, also in Geldwerte umzurechnen. Durch die Ermittlung des Beitrags des Pkw-Verkehrs an diesem Schaden ergeben sich die sogenannten externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs. Sie werden als extern bezeichnet, weil die Pkw-Fahrer diese Kosten bei ihren Entscheidungen nicht berücksichtigen. Während ein Pkw-Fahrer die Kosten für beispielsweise Benzin, Öl, und Service bei der Entscheidung über eine zusätzliche Fahrt kalkuliert, sogenannte interne Kosten, bezieht er die Kosten, welche durch die CO<sub>2</sub>-Emissionen entstehen, nicht in sein Kostenkalkül ein. In der Folge müssen diese von der gesamten Gesellschaft getragen werden. Daher gilt es, dem Pkw-Fahrer die externen Klimakosten anzurechnen, zu internalisieren, damit er seine CO<sub>2</sub>-Emissionen auf ein gesellschaftlich optimales Maß reduziert.

Da der einzelne Pkw-Fahrer, z.B. aufgrund von Trittbrettfahrerproblemen, seine CO<sub>2</sub>-Emissionen nicht freiwillig reduziert, muß der Staat eingreifen und durch den Einsatz umweltpolitischer Instrumente den Pkw-Fahrer zu einem gesellschaftlich optimalen Ausmaß seiner Tätigkeit veranlassen.

Diese Arbeit soll die Instrumente und Maßnahmen aufzeigen und prüfen, inwieweit sie sich zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland eignen. Zu diesem Zweck ist die Arbeit wie folgt gegliedert:

Im Kapitel 2 werden die naturwissenschaftlichen Grundlagen des Klimawandels erläutert und der Verlauf der internationalen Klimaverhandlungen sowie ihre Auswirkungen auf die deutsche Umweltpolitik skizziert. Abschließend erfolgt eine Darstellung der Anteile der einzelnen Sektoren an den CO<sub>2</sub>-Emissionen Deutschlands, welche auch die Größenordnung der aus Pkw stammenden CO<sub>2</sub>-Emissionen aufgezeigt.

Kapitel 3 beinhaltet die Definition von externen Effekten und zwei Methoden zu ihrer monetären Bewertung, welche hinsichtlich ihrer Eignung zur Ermittlung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs geprüft werden. Außerdem werden die Ergebnisse ausgewählter Studien zu den externen Klimakosten im Pkw-Verkehr präsentiert.

Im Kapitel 4 werden die Grundlagen der Internalisierungstheorie erörtert, die dem Staat zur Verfügung stehenden umweltpolitischen Instrumente präsentiert und gegliedert sowie die Kriterien zur Bewertung von Internalisierungsmaßnahmen vorgestellt.

Entsprechend erfolgt in Kapitel 5 zuerst eine allgemeine Diskussion von vier ausgewählten umweltpolitischen Instrumenten und ihre Bewertung mittels der im vorausgehenden Kapitel formulierten Kriterien. Diese Instrumente werden anschließend zielgerichtet auf den Pkw-Verkehr angewandt und bereits implementierte Maßnahmen vorgestellt. Dieses Kapitel stellt den Hauptteil der Arbeit dar und analysiert, inwieweit sich mit Hilfe der in dieser Arbeit behandelten umweltpolitischen Instrumente eine Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland bewerkstelligen läßt. Zusätzlich wird die Frage aufgegriffen, ob eine Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs auch durch intersektorale Instrumente im Kontext eines für Deutschland geltenden CO<sub>2</sub>-Reduktionsziels, unabhängig von Zielformulierungen für einzelne Sektoren, erfolgen kann.

Das Kapitel 6 bildet den Abschluß der Arbeit und soll, auf Basis der in den vorhergehenden Kapiteln gewonnenen Erkenntnisse, Entscheidungshilfen zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland an die Umweltpolitik geben.



## 2 Die Klimaproblematik

Es gilt mittlerweile als weitestgehend gesichert, daß der Mensch durch die Emissionen sogenannter Treibhausgase das Klima der Erde entscheidend beeinflusst und daher mit Konsequenzen zu rechnen hat, die sein Leben auf der Erde beeinträchtigen werden.

Daher muß es Ziel des menschlichen Handelns sein, diese Emissionen in allen Lebensbereichen in dem Maße zu reduzieren, daß eine gefährdende Veränderung des Klimasystems verhindert wird. Aus diesem Grund sollen in Abschnitt 2.1 die naturwissenschaftlichen Grundlagen des Treibhauseffekts erläutert werden sowie seine Verursacher und die möglichen Folgen eines Klimawandels dargestellt werden. Im anschließenden Abschnitt 2.2 werden besonders die Ergebnisse der 3. Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention in Kioto im Dezember 1997 kurz vorgestellt und ihre Auswirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Reduktionsanstrengungen der deutschen Bundesregierung erläutert. Unter 2.3 wird mit Bezug auf die Themenstellung dieser Arbeit der deutsche Verkehrssektor und seine Emissionsstruktur in Hinblick auf den Anteil an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland dargestellt.

### 2.1 Der Treibhauseffekt, seine Verursacher und seine Auswirkungen

Auf der Erde herrscht bedingt durch den sogenannten natürlichen Treibhauseffekt ein durchschnittliches Temperaturniveau von etwa 15°C (UBA 1998). Beim natürlichen Treibhauseffekt wirken die sich in der Erdatmosphäre befindenden Spurengase Wasserdampf (H<sub>2</sub>O), Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Ozon (O<sub>3</sub>), Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) und Methan (CH<sub>4</sub>) ähnlich wie eine Glasscheibe eines Treibhauses, die von der kurzwelligen Sonnenstrahlung weitgehend ungehindert passiert wird, aber die von der Erdoberfläche reflektierte langwellige Wärmestrahlung zum großen Teil absorbiert (Lahmann 1997, S. 80). Somit wird die für den Menschen lebensnotwendige Durchschnittstemperatur stabilisiert, die ohne den Treibhauseffekt um 33°C kälter wäre (UBA 1998).

Seit dem Beginn der Industrialisierung um 1750 setzt der Mensch große Mengen von treibhausaktiven Gasen frei, die sich in der Erdatmosphäre ansammeln und dort die Konzentration der Treibhausgase erhöhen. Damit wird das Strahlungsgleichgewicht in der Erdatmosphäre gestört, und es kommt vermutlich zu einer Temperaturerhöhung, da bei gleichbleibender Sonneneinstrahlung mehr Wärmestrahlung in der Erdatmosphäre absorbiert

wird. Dieser Vorgang wird als anthropogener, vom Menschen hervorgerufenen, Treibhauseffekt bezeichnet.

Das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), ein internationales Wissenschaftsgremium, nennt als wesentliche Spurengase, die zu einem anthropogenen Treibhauseffekt beitragen: Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) (IPCC 1996a, S. 3). Weitere anthropogene Treibhausgase sind die industriell produzierten Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) und das bodennahe Ozon, das durch photochemische Prozesse aus Stickstoffoxiden (NO<sub>x</sub>) und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) gebildet wird (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 99f.). Die untenstehende Tabelle verdeutlicht die Unterschiede der prozentualen Spurengasbeiträge zum natürlichen Treibhauseffekt und seiner anthropogenen Verstärkung.

**Tabelle 1: Vergleich der prozentualen Spurengasbeiträge zum natürlichen Treibhauseffekt und seiner anthropogenen Verstärkung**

Gas	Beitrag zum Treibhauseffekt		Derzeitige <sup>a</sup> (u. vorindustr.) Konzentration	mittlere Verweilzeit
	Natürlich	anthropogene Verstärkung		
Kohlendioxid, CO <sub>2</sub>	22%	61%	360 (280) ppm	50-220 Jahre
Methan, CH <sub>4</sub>	2,5%	15%	1,7 (0,7) ppm	10 Jahre
FCKW	--	11%	0,7 (0) ppb	55-115 Jahre
Distickstoffoxid, N <sub>2</sub> O	4%	4%	0,31 (0,28) ppm	130 Jahre
Ozon, O <sub>3</sub>	7%	9%  (unsicher)	15-50 (?) ppb	1-3 Monate
Wasserdampf, H <sub>2</sub> O	62%		~ 2,6% <sup>b</sup>	
Weitere	2,5%		nicht genannt	nicht genannt

a) 1994 (vorindustr. ca. 1800)  
b) bodennaher Normmittelwert

Quelle: Schönwiese 1996, S. 17f.

Aus obiger Tabelle ist zu entnehmen, daß CO<sub>2</sub> den quantitativ größten Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt beisteuert. Es muß auch weiterhin mit einer jährlichen Konzentrationszunahme der CO<sub>2</sub>-Emissionen von 0,4%/a in der Atmosphäre gerechnet werden (UBA 1998). Bei den anthropogenen Emissionen von CO<sub>2</sub> ist davon auszugehen, daß 75% auf der Nutzung von fossilen Energieträgern (bei der Verbrennung von Kohle, Erdöl und Erdgas, einschließlich der Verbrennungsprozesse im Verkehr) basieren. Weitere 20% lassen

sich auf die Abholzung des tropischen Regenwaldes und des nördlichen Nadelwaldgürtels in den Staaten der ehemaligen Sowjetunion und Kanada zurückführen (Schönwiese 1996, S. 17). Auch die Entwicklung der CH<sub>4</sub>-Emissionen muß als alarmierend angesehen werden. Obwohl ihr prozentualer Anteil am anthropogenen Treibhauseffekt nur 15% beträgt, hat sich die Konzentration von CH<sub>4</sub> in der Atmosphäre seit der Industrialisierung mehr als verdoppelt. Da die CH<sub>4</sub>-Emissionen besonders aus der Nutzung von fossilen Energien (28%), der Viehhaltung (22%) und dem intensiven Reisanbau (17%) hervorgehen (Schönwiese 1996, S. 19), ist auch in Hinblick auf die zunehmende Weltbevölkerung mit einer weiteren Konzentrationszunahme zu rechnen.

Vor diesem Hintergrund scheint allein die Tatsache befriedigend, daß sich das Wachstum der FCKW-Emissionen seit dem Montrealer Protokoll von 1987, das eine internationale Vereinbarung enthielt, FCKW-Emissionen zukünftig zu vermeiden, rückläufig entwickelt und der Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt in Zukunft abnehmen wird (IPCC 1996b, S. 19).

Die Auswirkungen der Treibhausgase auf das Klima werden in der Fachliteratur unterschiedlich diskutiert, besonders sind Klimaszenarien aufgrund der enormen Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen Konzentrationen von Treibhausgasen in der Atmosphäre schwer zu erstellen. Als gesichert gilt allerdings, daß die Konzentration an CO<sub>2</sub> seit 1850 um etwa ein Viertel zugenommen hat und die mittlere Oberflächentemperatur der Erde in den letzten 130 Jahren um etwa 0,5°C angestiegen ist (Infras et al. 1996, S. 101).

Das IPCC prognostiziert je nach zugrundegelegtem Klimaszenario einen globalen Temperaturanstieg zwischen 0,9 und 3,5°C bis zum Jahr 2100, dessen Folgen aller Wahrscheinlichkeit nach sein werden (IPCC 1996c, S. 39ff.):

- Anstieg des gegenwärtigen durchschnittlichen Meeresspiegels um ca. 50 cm bis zum Jahr 2100 infolge der thermischen Ausdehnung der Ozeane und dem Abschmelzen der Polkappen,
- Ausweitung der Wüstenregionen infolge einer Verschiebung der Klimazonen,
- Verknappung der Wasserressourcen in vielen Regionen der Erde,
- Zunahme extremer Wetterlagen.
- Verschiebung des Artengleichgewichts und Absterben von Wäldern

## 2.2 Das Kioto-Protokoll und die CO<sub>2</sub>-Reduktionsziele Deutschlands

Vor dem Hintergrund des sich abzeichnenden Klimawandels durch den Treibhauseffekt, der ein globales Umweltproblem darstellt und deshalb nicht durch einzelne Staaten allein gelöst werden kann, wurde in Rio de Janeiro 1992 im Rahmen der „UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung“ von 154 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft die Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) beschlossen (Brockmann et al. 1999, S. 3).

Dabei wurde unter Berücksichtigung des Artikel 2 der UNFCCC, dessen Ziel es ist, „die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird“, ein Rahmenvertrag unterzeichnet, in dem die Ziele und Grundsätze der Zusammenarbeit zur Erreichung einer Treibhausgasreduktion verbindlich festgelegt wurden.

In den darauffolgenden Jahren fanden Vertragsstaatenkonferenzen in Berlin (1995) und Genf (1996) statt, auf denen die Teilnehmer sich darauf verständigten, auf der folgenden Klimakonferenz 1997 in Kioto verpflichtende Treibhausgasreduktionsziele festzulegen (Brockmann et al. 1999, S. 6).

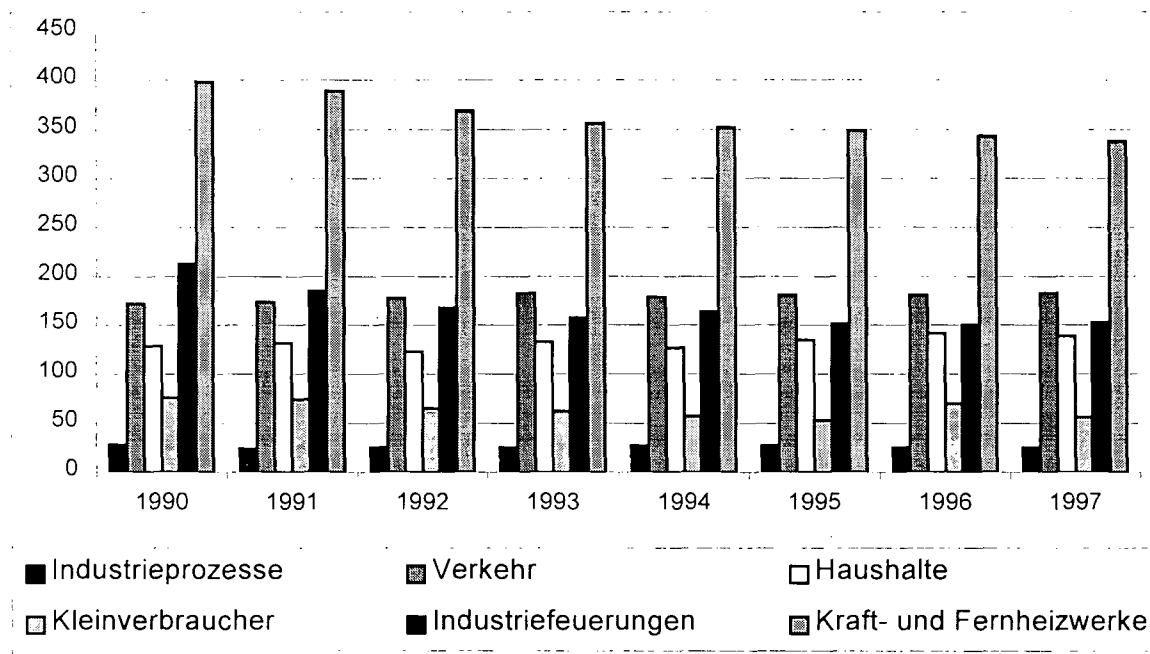
Dort einigten sich die Annex B Länder (beinhaltet im wesentlichen die OECD-Staaten sowie die Staaten Mittel- und Osteuropas ohne die Türkei und Weißrußland) darauf, ihre Treibhausgasemissionen, darunter die wichtigsten Gase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O, um 5% ausgehend vom Basisjahr 1990 zu verringern. Dabei wurden die Reduktionslasten innerhalb der Teilnehmerstaaten unterschiedlich verteilt. Die EU soll z.B. ihre Treibhausgasemissionen um 8% reduzieren, während für Rußland, Ukraine und Neuseeland nur eine Stabilisierung auf dem Niveau von 1990 vorgeschrieben wurde (EWWE 1998, S.10).

Die deutsche Bundesregierung kann für sich in Anspruch nehmen, im Bereich der Treibhausgasreduktion, insbesondere von CO<sub>2</sub>, eine internationale Vorreiterrolle eingenommen zu haben. 1987 gründete sie die Enquête-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“, auf deren Empfehlungen hin die deutsche Bundesregierung bereits 1990 das Ziel formulierte, die CO<sub>2</sub>-Emissionen bis zum Jahr 2005 um 25-30% auf Basis des Jahres 1987 zu verringern (Loske 1996, S. 283). Diese Ziel wurde auf der Klimakonferenz 1995 in Berlin nochmals bekräftigt und zusätzlich verschärft. Nunmehr sollten 25% der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2005 auf Basis der Emissionen des Jahres 1990 reduziert werden (Brockmann et al. 1999, S. 77).

Schon vor den Klimaverhandlungen in Kioto hat die Bundesregierung nach den Verhandlungen über eine EU-interne Lastenverteilung im März 1997 zugesagt, die Emissionen der „größten“ drei Treibhausgase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O bis zum Jahr 2010 um 21% auf Basis von 1990 zu verringern (Brockmann et al. 1999, S. 74).

Da das zentrale Ziel der Klimapolitik Deutschlands die Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2005 um 25% gegenüber 1990 ist und die CO<sub>2</sub>-Emissionen den „größten“ Beitrag zum Treibhauseffekt leisten, wird diese Arbeit, auch aus Gründen des Umfangs, sich ausschließlich mit der CO<sub>2</sub>-Problematik in der deutschen Klimapolitik befassen. In der nachfolgenden Abbildung wird die Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland dargestellt, analysiert und im späteren Verlauf dieses Abschnitts auf die Emissionsprognosen bis 2005 eingegangen.

**Abbildung 1: CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland in Mio.t von 1990-1997**



Quelle: BMWi (1999), S. 25

Aus der Abbildung 1 ist ersichtlich, daß sich die CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland von 1990 bis 1997 von 1016 auf 894 Mio.t CO<sub>2</sub>/a, dies entspricht einer Reduktion von etwa 12%, verringert haben. Dabei ist auffällig, daß allein der Verkehrssektor nicht zu einer CO<sub>2</sub>-Minderung beigetragen hat. Vielmehr sind die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrs im betrachteten Zeitraum um 6% von 172 auf 183 Mio.t/a angestiegen.

Die Baseler Prognos AG geht in einer Studie sogar davon aus, daß bis 2005 der insgesamt eingesparte Anteil auf 10% absinken wird, da die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrs in Deutschland bis 2005 um 24% gegenüber 1990 ansteigen werden (UBA 1999).

Somit stellt der Verkehrssektor das größte Hemmnis in den CO<sub>2</sub>-Einsparbemühungen dar und es ist ohne Zweifel notwendig, daß auch der Verkehr seinen Anteil zur Erreichung des CO<sub>2</sub>-Reduktionsziels von 25% bis 2005 auf der Basis von 1990 leisten muß.

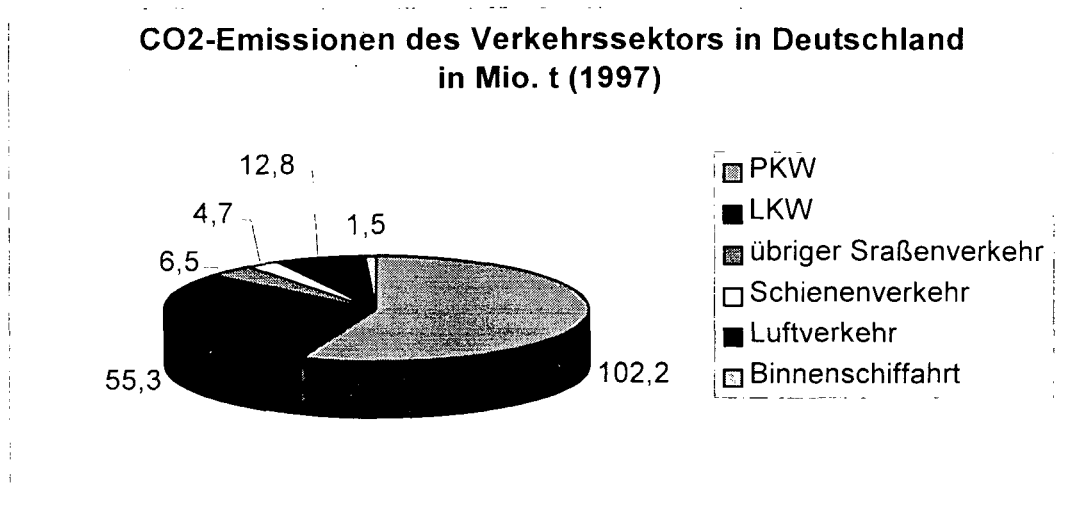
### **2.3 Der deutsche Verkehrssektor und seine CO<sub>2</sub>-Emissionsstruktur**

In einem im Jahr 1998 vorgelegten „umweltpolitischen Schwerpunktprogramm“ sieht die damalige Bundesregierung zum Klimaschutz vor, die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs um 5% bis 2005 (Basisjahr nicht genannt) zu reduzieren (BMU 1998).

Von 1990 bis 1997 allerdings stieg der Anteil der verkehrlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen im Vergleich zu den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen in Deutschland von 16 auf 20% und die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in diesem Zeitraum sogar um 8,5% von 150 auf 164 Mio.t CO<sub>2</sub>/a (BMWi 1999, S. 25). Der Straßenverkehr ist im Vergleich zum übrigen Verkehr (19 Mio.t CO<sub>2</sub>/a in 1997) zu 88,5% an den CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrssektors beteiligt (BMWi 1999, S. 25). Es ist nicht zu erwarten, daß eine, wie oben formulierte, Reduzierung erreicht werden kann. Die untenstehende Abbildung 2 zeigt detailliert die Anteile der einzelnen Verkehrsarten an den CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrssektors.

Der Hauptemittent von CO<sub>2</sub> im Verkehrssektor ist nach Abbildung 2 mit einem Anteil von 55,8% der Pkw-Verkehr, gefolgt von dem Lkw-Verkehr mit 30%. Nach einer aktuellen Greenpeace Studie ist sogar davon auszugehen, daß die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Pkw-Verkehrs bis zum Jahr 2005 auf 114,3 Mio.t und die CO<sub>2</sub>-Emissionen des LKW-Verkehrs auf 59,9 Mio.t ansteigen werden (Greenpeace 1999, S. 59). Damit ist deutlich gemacht worden, daß ein CO<sub>2</sub>-Minerungsvorhaben im Verkehrssektor nur zu realisieren ist, wenn man den Schwerpunkt der Reduzierungsanstrengungen auf den Straßenverkehr legt. In dieser Arbeit wird aus Gründen des Umfangs die Betrachtung auf den Pkw-Verkehr fokussiert.

**Abbildung 2: Anteile der einzelnen Verkehrsarten an den CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrssektors in Mio.t in 1997**



Quelle: Eigene Berechnungen (siehe Anhang)

Einen großen Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt wird in Zukunft auch der Luftverkehr leisten, der gegenwärtig 12,8 Mio.t der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Verkehrssektor verursacht. In diesem Bereich ist mit einem Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen auf 27,8 Mio.t im Jahr 2005 zu rechnen (Greenpeace 1999, S. 59). Dennoch soll der Luftverkehr nicht Bestandteil dieser Arbeit sein.

### 3 Theorie und Empirie der externen Klimakosten

Ziel dieses Kapitels ist es, den theoretischen Hintergrund der externen Kosten darzustellen und konkrete Studien zur Ermittlung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland zu präsentieren, um damit die Grundlage für die folgenden Kapitel zu schaffen. Zu diesem Zweck werden in Abschnitt 3.1 die externen Effekte definiert und die beiden gängigen Methoden, der Schadenskostenansatz und der Vermeidungskostenansatz, zu ihrer monetären Bewertung vorgestellt. Anschließend werden die beiden Ansätze in Abschnitt 3.2 auf ihre Eignung zur Berechnung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland geprüft. Parallel dazu werden die Ergebnisse von ausgewählten Studien zu den externen Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland vorgestellt.

#### 3.1 Definition der externen Kosten

Die Basis für wirtschaftliches Handeln ist die Produktion und der Konsum von Waren und Dienstleistungen. Gehandelt werden Güter, die nicht in beliebiger Menge zur Verfügung stehen, auf Märkten, auf denen sich je nach angebotener und nachgefragter Menge ein Preis für das Gut bildet. Nach der volkswirtschaftlichen Theorie ist bei diesem Preisbildungs- und Verteilungsmechanismus die gesellschaftliche Wohlfahrt am größten, wenn eine optimale Güterverteilung im Sinne des Pareto-Kriteriums besteht. Das Pareto-Kriterium besagt, daß *„ein Zustand dann optimal sei, wenn kein Individuum mehr besser gestellt werden kann, ohne die Nutzenposition eines anderen Individuums zu verschlechtern“* (Fritsch/ Wein/ Ewers 1993, S. 12). Mit anderen Worten: die Allokation aller Güter, inklusive der Umweltgüter wie z.B. Luft, Wasser und Boden ist dann pareto-optimal, wenn die Wohlfahrt der Volkswirtschaft maximiert wird (Feess 1998, S. 1).

Dies ist bis dato nur eingeschränkt die Regel, da Umweltgüter bislang als öffentliches Gut und in unendlicher Menge vorhanden angesehen wurden, kein Markt für sie existiert und somit auch keine korrekte Bepreisung stattfand (Bickel/ Friedrich 1995, S. 7f.). Die Folge dieser Fehlallokation ist eine übermäßige Inanspruchnahme der Umwelt, die zu sogenannten externen Effekten führt. Gemäß Bartmann stellen externe Effekte *„eine nichtmarktmäßige Benachteiligung [...] Dritter dar“* (Bartmann 1996, S. 36), wobei „Dritte“ Haushalte, Produzenten, die Allgemeinheit oder zukünftige Generationen sein können.



Somit lassen sich Umweltschäden, wie z.B. der Treibhauseffekt, Luftverschmutzung oder die Verschmutzung eines Gewässers, als externe Effekte bezeichnen, die den Nutzen von „Dritten“ an der Umwelt verringern, aber der Verursacher des Nutzenverlustes nicht in sein privates Kostenkalkül einbezieht.

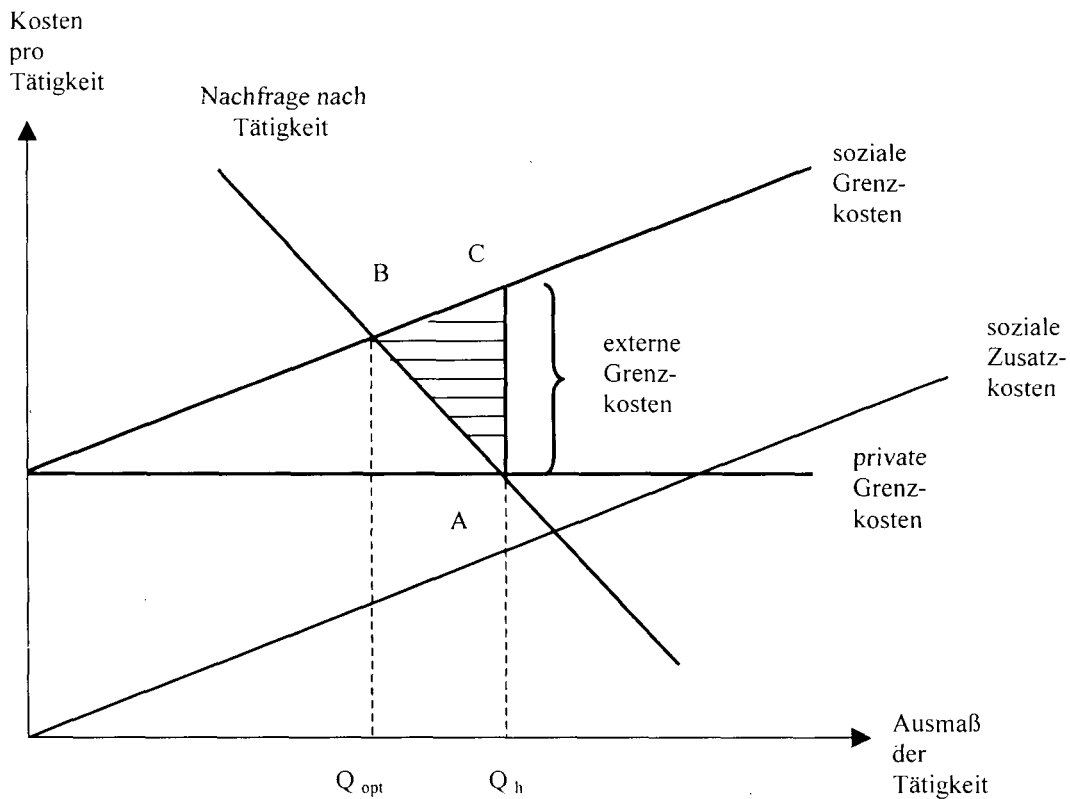
Ein Verursacher externer Effekte ist z.B. ein Industrieunternehmen, welches seine Abwässer in einen in der Nähe gelegenen Fluß leitet, um die Produktionskosten zu minimieren. Eine direkte Folge dieses Verhaltens ist, daß der ansässige Flußfischer durch den abnehmenden Fischbestand ein schlechteres Fangergebnis erzielt. Dies bedeutet, daß der Nutzen des Fischers am Fluß durch die Schadstoffe verringert wird, ohne daß dieser Einfluß durch entsprechende Marktkräfte (z.B. eine Entschädigung des Fischers) geregelt wird.

Die Bewertung externer Effekte kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. So kann ein luftverschmutzungsbedingter Umweltschaden z.B. an der Anzahl von abgestorbenen Bäumen oder landwirtschaftlichen Ernteeinbußen gemessen werden. Eine zu Entscheidungszwecken hilfreichere Bewertung der externen Effekte stellt die Umrechnung des Umweltschadens in einen Geldwert, z.B. DM/Bezugsjahr, dar (Bickel/ Friedrich 1995, S. 2). Durch die Umrechnung der externen Effekte in einen Geldwert, Monetarisierung genannt, erhält man die externen Kosten.

Im allgemeinen sind die externen Kosten definiert als Differenz zwischen den gesamten gesellschaftlichen Kosten, häufig als soziale Kosten bezeichnet, und den privaten Kosten einer Tätigkeit (Maibach et al. 1992, S. 5).

Die untenstehende 3. Abbildung verdeutlicht den Zusammenhang von sozialen, externen und privaten (Grenz-) Kosten. Maßgebend sind in der Abbildung die Grenzkosten bzw. Grenznutzen der Marktteilnehmer, also die Kosten und Nutzen pro zusätzlich ausgeübter Tätigkeit. Bei alleiniger Berücksichtigung der privaten (Grenz-) Kosten (PGK) durch die Marktteilnehmer wird die Tätigkeit in Höhe von  $Q_h$  nachgefragt. Dies führt zu volkswirtschaftlichen Wohlfahrtsverlusten, durch die Fläche A-B-C dargestellt, weil die gesellschaftlichen Kosten (PGK + soziale Zusatzkosten) ab der nachgefragten Menge  $Q_{opt}$  größer sind als der Nutzen pro zusätzlich ausgeübter Tätigkeit. Daher existieren externe Kosten, solange die Marktteilnehmer nicht die sozialen Zusatzkosten in ihr Kalkül einbeziehen.

**Abbildung 3: Soziale, externe und private Grenzkosten einer Tätigkeit sowie die Nachfrage nach dieser Tätigkeit**



Quelle: Eigene Darstellung

In der Praxis ist die Quantifizierung der Externalitäten, insbesondere die sich anschließende Monetarisierung der externen Effekte, ein schwieriges und von einigen Unsicherheiten geprägtes Vorgehen. Daher werden im folgenden die beiden gängigen Bewertungskonzepte, der *Schadenskostenansatz* und der *Vermeidungskostenansatz*, kurz vorgestellt sowie ihre Stärken und Schwächen aufgezeigt. Dabei ist zu beachten, daß die monetäre Bewertung möglichst genau abgeschätzt und mit möglichst wenigen Unsicherheiten behaftet sein sollte, da sie die Entscheidungsbasis für folgende Internalisierungsmaßnahmen (siehe Kapitel 4) darstellt.

Dem *Schadenskostenansatz* liegt der Nutzenverlust zugrunde, den ein Betroffener durch einen Umweltschaden erfährt. Wenn kein Marktpreis für ein Gut existiert, basiert die Schadensbewertung zumeist auf sogenannten „Willingness-to-pay“-Analysen (WTP), wobei die Geschädigten nach ihrer Zahlungsbereitschaft für ein bestimmtes Gut befragt werden (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 63).

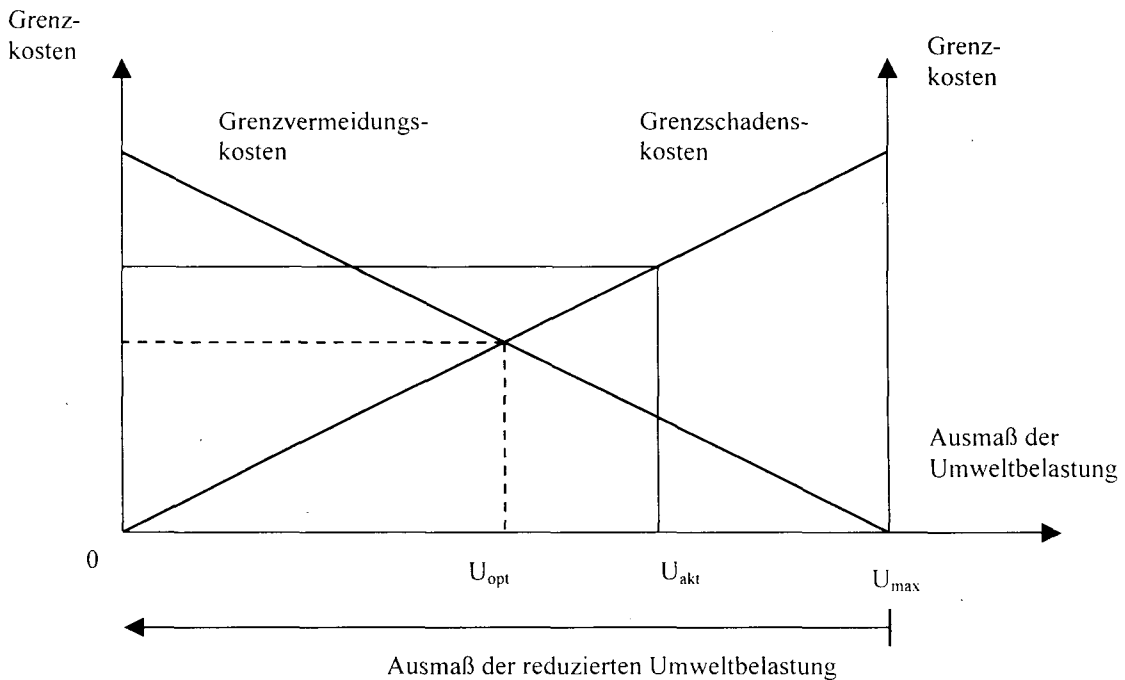
Der Vorteil dieses Bewertungsverfahrens besteht darin, daß durch präzise Beschreibung der Randbedingungen der Befragte seine Wertschätzung für Güter zum Ausdruck bringen kann, die nicht auf Märkten gehandelt werden. So wurden z.B. 1983 ca. 4500 Einwohner Berlins nach ihrer Zahlungsbereitschaft für unterschiedliche Verbesserungen der Luftqualität in ihrer Stadt befragt, das Ergebnis auf die Bundesrepublik hochgerechnet und ein Nutzenentgang von etwa 30 - 48 Mrd. DM für die BRD festgestellt (Bickel/ Friedrich 1995, S. 18f.).

Kritikpunkt an dieser Bewertungsmethode ist zum einen das Abstraktionsproblem, daß heißt die Schwierigkeit, den Befragten abstrakte Zusammenhänge hinreichend verständlich zu machen. Zum anderen wird kritisiert, daß die hypothetischen Zahlungsbereitschaften nicht den wirklichen Präferenzäußerungen an realen Märkten entsprechen, da die Befragten keine finanziellen Auswirkungen zu befürchten haben (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 63).

Schadenskosten lassen sich auch über den sogenannten Wirkungspfadansatz bestimmen. Die Berechnung erfolgt dabei mit Hilfe in vier Schritten (Weinreich et al. 1998, S. 8f.). Zuerst werden die Emissionen der Verschmutzerquelle aufgelistet, um später, in einem zweiten Schritt, als Basis für emissionspezifische Ausbreitungsmodelle zu dienen. Auf Basis dieser Modelle werden auf der dritten Stufe der Wirkungspfadanalyse die Auswirkungen der Emissionen in vier Kategorien aufgeteilt (menschliche Gesundheit, Umwelt, Klima und Nicht-Umwelt) und daraus, im letzten Schritt, durch spezifische Quantifizierungsmodelle die externen Kosten berechnet.

Der *Vermeidungskostenansatz* basiert auf der Vorgabe von Standards und dient dazu, die Kosten der Vermeidung eines Schadens auf den festgelegten Grenzwert zu ermitteln. Nach dem ökonomischen Prinzip ist der *Vermeidungskostenansatz* immer dann anzuwenden, wenn die Vermeidungskosten unter den Schadenskosten liegen (siehe Abbildung 4). Dies ist besonders bei der Klimaproblematik der Fall (IWW/ Infras 1999, S. 39). Dabei sind die Kosten abhängig von der zu vermeidenden Menge und der eingesetzten Vermeidungstechnik. So sind z.B. die Mehrkosten eines Pkw mit Katalysator im Vergleich zu einem Pkw ohne Katalysator als Vermeidungskosten zur Eindämmung der Luftverschmutzung anzusehen. Allerdings dürfen die auf Basis eines Grenzwertes ermittelten Vermeidungskosten nicht gleich den externen Kosten gesetzt werden. Vielmehr stellen sie in den meisten Fällen eine Untergrenze der externen Kosten dar (Bickel/ Friedrich 1995, S. 13).

### Abbildung 4: Grenzsadenskosten, Grenzvermeidungskosten und optimaler Umfang der Schädigung



Quelle: Bickel/ Friedrich (1995), S. 12

In Abbildung 4 sind die Grenzvermeidungs- und Grenzsadenskosten in Abhängigkeit vom Ausmaß der Umweltbelastung aufgetragen. Die Grenzvermeidungskosten geben an, wieviel es kostet, die Umweltbelastung mit Hilfe von Vermeidungsmaßnahmen um eine Einheit zu verringern. Die Grenzvermeidungskosten nehmen mit sinkender Umweltbelastung zu, weil die Vermeidungstechnik um so aufwendiger gestaltet werden muß, je mehr die Umweltbelastung gegen Null geht. Die Grenzsadenskosten zeigen, um welchen Betrag sich die Schadenskosten erhöhen, wenn die Umweltbelastung um eine Einheit wächst, steigen mit wachsender Umweltbelastung an. Im Schnittpunkt der beiden Grenzkostenkurven ist das optimale Verschmutzungsniveau ( $U_{opt}$ ) aus ökonomischer Sicht erreicht, da eine Reduzierung der Umweltbelastung über  $U_{opt}$  hinaus dazu führen würde, daß die Vermeidungskosten einer weiteren Reduktion der Umweltbelastung ökonomisch teurer wären, als den Schaden in Kauf zu nehmen. Ist allerdings ein Verschmutzungsniveau in der Höhe  $U_{akt}$  gegeben, so liegen die Grenzsadenskosten über den Grenzvermeidungskosten und es ist günstiger, Schadensvermeidung zu betreiben, als die Schäden in Kauf zu nehmen.

Es macht Sinn, die Vermeidungskosten als Indikator für die externen Kosten zu wählen, wenn die Schadenskosten aller Wahrscheinlichkeit nach über den Vermeidungskosten liegen.

Hinsichtlich der beiden oben vorgestellten Bewertungsmöglichkeiten der externen Effekte läßt sich feststellen, daß der *Schadenskostenansatz* aussagekräftiger in Bezug auf die Bewertung der externen Kosten ist. Während der *Vermeidungskostenansatz* besonders hilfreich ist bei der Ermittlung zukünftiger Schäden und der Quantifizierung der Kosten der Gegenmaßnahmen (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 63).

**Tabelle 2: Ausgewählte externe Effekte des Pkw-Verkehrs sowie mögliche Monetarisierungsansätze und ihre Praktikabilität**

Externer Effekt <sup>a</sup>	Mögliche Bewertungsansätze	Anwendungsmöglichkeit
<b>Luftverschmutzung</b>	<b>Schadenskosten:</b> -Kosten durch Gesundheits-, Gebäude- und Waldschäden, Ernteaussfälle -Zahlungsbereitschaft für bessere Luftqualität  <b>Vermeidungskosten:</b> Kosten der Maßnahmen zur Erhaltung der Luftreinhalteziele	z.T. schwierig ( z.B. Wald- oder Gesundheitsschäden) mittel ( Problem der Über- oder Unterschätzung)  mittel ( verhaltensorientierte Maßnahmen schwer quantifizierbar)
<b>Klimawandel</b>	<b>Vermeidungskosten:</b> Kosten der Maßnahmen zur Erreichung vorgegebener Klimaziele  <b>Schadenskosten:</b> -grobe Schätzung weltweiter Schäden durch Klimaänderung -Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von Klimakatastrophen	mittel ( Festlegung der Ziele/ Kausalität schwierig)  schlecht ( Kausalität und Schadenssummen unklar) mittel (Informationsproblem)
<b>Lärm</b>	<b>Schadenskosten:</b> -Mietverluste (Lärm am Wohnort) -Zahlungsbereitschaften für mehr Ruhe  <b>Vermeidungskosten:</b> Kosten für Maßnahmen zur Einhaltung der Lärmgrenzwerte	gut ( v.a. für Wohnlärm) dito  gut ( Problem bei der Bewertung verhaltensorientierter Maßnahmen)
a) Weitere externe Effekte des Verkehrs sind z.B. Natur- und Landschaftsschäden, Staukosten, Infrastrukturschäden und Unfälle		

Quelle: Infras/ Econcept/ Prognos (1996), S. 61

Die obige Tabelle verdeutlicht, daß für verschiedene externe Effekte unterschiedlich praktikable Bewertungsmöglichkeiten zur Auswahl stehen. Ersichtlich ist auch, daß es sich als relativ schwierig herausstellt, zweckmäßige Bewertungsansätze für den Klimawandel zu erstellen. Dies wird besonders im nächsten Abschnitt 3.2 von Bedeutung sein, weil dort die externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland vorgestellt werden sollen.

### 3.2 Externe Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland

Bei der Verbrennung von Treibstoffen in Pkw-Motoren entsteht das Treibhausgas CO<sub>2</sub>, das nach heutigen naturwissenschaftlichen Erkenntnissen zu einem Klimawandel beiträgt.

Die Methodik der Monetarisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs ist von, wie bereits im vorhergehenden Abschnitt 3.1 dargestellt, zwei Bewertungsansätzen geprägt: dem *Schadenskostenansatz* und dem *Vermeidungskostenansatz*. Da die Kosten der Klimaveränderungen noch weniger prognostizierbar sind als die Auswirkungen der Treibhausgase auf den Klimawandel, müssen die Kosten als grobe Schätzung angesehen werden (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 103).

Beim Schadenskostenansatz werden die Schäden infolge der Klimaveränderung ermittelt und monetär bewertet. In den letzten Jahren wurden verschiedene Schätzungen für die zu erwartenden *Schadenskosten* eines Klimawandels durch CO<sub>2</sub>-Emissionen publiziert (siehe Tabelle 3). Dabei ist ersichtlich geworden, daß die Annahmen erheblichen Unsicherheiten unterliegen. Dies liegt vor allem an folgenden Faktoren (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 105):

- die möglichen Auswirkungen eines Klimawandels sind nicht genau prognostizierbar,
- es existieren lange Zeithorizonte und Zeitverzögerungen zwischen den Emissionen von CO<sub>2</sub> und dessen Folgen,
- die ökonomische Bewertung möglicher Schäden ist schwierig, da aufgrund des Global-Warming-Potential (GWP) von 100 Jahren bei CO<sub>2</sub>, die Bedürfnisse zukünftiger Generationen berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 3 stellt fünf verschiedene Schätzungen vor, die auf dem *Schadenskostenansatz* basieren. Die Klimakosten sind als marginale Schadenskosten pro Tonne CO<sub>2</sub> ausgedrückt.

**Tabelle 3: Schadenskostenschätzungen eines zukünftigen Klimawandels in ECU/t CO<sub>2</sub>**

Autor	Schätzung in ECU/t CO <sub>2</sub>	Quelle/ Jahr
Nordhaus	0,05 – 16,0	Nordhaus 1991
Maddison	3,5 – 4,0	Maddison 1994
IER	18,0 – 46,0	IER 1998
Cline	3,0 – 55,0	Cline 1992
IPCC	1,0 – 30,0	IPCC 1995
Hohmeyer/ Gärtner	200,0	Hohmeyer/ Gärtner 1992

Quelle: IWW/ Infrac(1999), S. 59f.

Je nach zugrundegelegten Annahmen variieren die obigen Schadenskostenschätzungen auf einer Bandbreite von nahezu 200 ECU/t CO<sub>2</sub>. Die Studien unterscheiden sich besonders aufgrund folgender Aspekte: Zum einen liegen den Kostenschätzungen verschiedene Diskontsätze zugrunde. Diese erklären sich aus der unterschiedlichen Bewertung von Schäden, deren Kosten von zukünftigen Generationen gedeckt werden müssen und daher nicht mit heutigen Diskontsätzen diskontiert werden sollten (Hohmeyer 1995, S. 76f.).

Je niedriger der Diskontsatz gewählt ist, um so höher fällt die heutige Bewertung des zukünftigen Schadens aus. Als Standarddiskontsatz für kurzzeitige Effekte, für einen Zeitraum von kleiner als 30 bis 40 Jahren, wird ein Satz von 3% angesetzt. Während für langfristige Effekte, für einen Zeitraum größer als 30 bis 40 Jahren, niedrigere Diskontsätze bis hin zu 0% gewählt werden können (Weinreich et al. 1998, S. 4).

Zum zweiten herrscht Uneinigkeit darüber, inwieweit die unterschiedliche Kaufkraft, z.B. zwischen OECD-Ländern und Entwicklungsländern, zu verzerrten Bewertungen von Menschenleben und Klimaschäden innerhalb der Zahlungsbereitschaftsanalysen führt (Weinreich et al. 1997, S. 21). Des weiteren bestehen in obigen Studien gravierende Unterschiede bezüglich der Bewertung der Folgeschäden des Klimawandels, z.B. Gesundheitsauswirkungen, Ernteverluste oder Völkerwanderungen (Bickel et al. 1997, S. 41). Insbesondere die Methode zur monetären Bewertung von menschlichen Todesfällen in Folge des Klimawandels ist umstritten. Ein Ansatz zu ihrer Monetarisierung bietet die sogenannte „Value of statistical life (VSL)“-Methode. Dabei ist der Wert eines statistischen Lebens ein Maß für die Wohlfahrtsverluste, gemessen mit Hilfe von WTP-Analysen für bestimmte Risikoreduktionen, die durch Risiken für die Unversehrtheit des menschlichen Lebens bestehen (Weinreich et al. 1997, S. 16f.).

Vermeidungskosten werden, wie bereits im Abschnitt 3.1 erwähnt, durch ein Umweltziel bestimmt. Sie dürfen dann als Ersatzindikator für die externen Kosten verwendet werden, wenn die Schadenskosten mit großer Wahrscheinlichkeit höher sind. Die Höhe der CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten im Pkw-Verkehr bestimmt sich somit aus dem CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel, das im Rahmen einer Vorsorgestrategie ermittelt wird. Dieser Ansatz ist im Bereich des Klimawandels als schlüssige Strategie anzusehen, weil die Ermittlung der CO<sub>2</sub>-bedingten Schadenskosten des Klimawandels mit großen Unsicherheiten behaftet sind (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 103).

Die Ergebnisse einer Vermeidungskostenschätzung der verkehrlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen stellt die folgende Tabelle 4 dar. Sie wird im weiteren Verlauf erläutert.

**Tabelle 4: Relative Vermeidungskosten der verkehrlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen für verschiedene CO<sub>2</sub>-Reduktionsszenarien, geschätzt durch einen „Top-down“ und einen „Bottom-up“ Ansatz**

Reduktionsziel (für 2025 verglichen mit 1990)	Vermeidungskosten (in ECU/t CO <sub>2</sub> ) <sup>a</sup>	
	„Top down“	„Bottom up“
- 20%	28	< 28
- 40%	68	~ 28
- 60%	152	> 56

a) Werte in der Quelle gegeben in sFr.. Umrechnung: 1 ECU = 1,77 sFr..

Quelle: IWW/ Infras (1995), S. 171

Die Vermeidungskosten, bezogen auf die angenommenen Reduktionsziele von 20%, 40% und 60% bis zum Jahr 2025, in Tabelle 4 wurden mit Hilfe des „Top down“- und des „Bottom up“-Ansatzes berechnet (IWW/ Infras 1995, S. 170).

Beim „Top down“ Ansatz ergeben sich die Vermeidungskosten aus der hypothetischen Besteuerung des Kraftstoffs mit einem Steuersatz, der so gewählt ist, daß ein vorgegebenes Reduktionsziel, z.B. 25%-ige CO<sub>2</sub>-Reduktion, erreicht wird. Die Kosten leiten sich dabei aus den resultierenden Wohlfahrtsverlusten, die bei der Veränderung der Nachfrage nach Kraftstoff durch den neuen Steuersatz entstehen, ab.

Der „Bottom up“-Ansatz basiert auf der Berechnung der Kosten, die durch eine konsequente Verwendung von heute erhältlichen treibstoffsparenden Technologien und



Verhaltensänderungen im Verkehr entstehen, um ein vorgegebenes Reduktionsziel zu erreichen.

Die Kostendifferenz der beiden Verfahren ergibt sich aus der Tatsache, daß bei dem „Top down“-Ansatz ein Nutzenverlust, z.B. durch Einschränkung der Nutzung der Fahrzeuge und eine veränderte Fahrweise, gegeben ist, während der „Bottom up“-Ansatz lediglich die effektiven technischen Vermeidungskosten berücksichtigt (IWW/ Infras 1995, S. 170).

Ausgehend von obigen tabellarischen Daten schätzt die Studie von IWW/ Infras, für ein durchschnittliches Reduktionsszenario von 40% der verkehrlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2025 auf Basis des Jahres 1990, die Vermeidungskosten für eine Tonne verkehrliche CO<sub>2</sub>-Emissionen auf etwa 30 – 70 ECU (IWW/ Infras 1995, S. 172).

Abschließend läßt sich folgende Erkenntnis festhalten: Vergleicht man die ermittelten externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland aus den Studien basierend auf den Schadenskostenansätzen (0,05 – 200 ECU/t CO<sub>2</sub>) mit dem Ergebnis der Studie von IWW/ Infras mit Hilfe des Vermeidungskostenansatzes (30 – 70 ECU/t CO<sub>2</sub>) , so wird deutlich, daß die CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten im unteren Drittel der Spannweite der Ergebnisse der Schadenskosten liegen. Daher wird in dieser Arbeit, nicht zuletzt wegen den schon oft erwähnten Unsicherheiten in der Ermittlung der Schadenskosten und der Tatsache, daß die Schadenskosten tendenziell als zu gering geschätzt sind, da nicht alle möglichen Schäden vollständig erfaßt werden können (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 103), davon ausgegangen, daß die Schadenskosten mit großer Wahrscheinlichkeit über den Vermeidungskosten liegen. Somit können die Vermeidungskosten von 30 – 70 ECU/t CO<sub>2</sub> als Ersatzindikator für die externen Klimakosten herangezogen werden.

Es soll an dieser Stelle allerdings noch einmal daran erinnert werden, daß die möglichen Schadenskosten eines Klimawandels manchen Prognosen zu Folge deutlich höher liegen als die hier angeführten Vermeidungskosten, die eigentlich nur den Betrag repräsentieren, den die Gesellschaft in die Vermeidung von CO<sub>2</sub>-Emissionen im deutschen Pkw-Verkehr investieren muß, um einen Beitrag zu leisten, zukünftige und teurere Klimaschäden zu verhindern.

## 4 Ansätze und Kriterien der Internalisierung

Bevor diese Arbeit sich in Kapitel 5 mit der praktischen Umsetzung von Internalisierungsmaßnahmen befaßt, soll in diesem Kapitel die Theorie der Internalisierung dargestellt (Abschnitt 4.1), die Eingriffsmöglichkeiten der Umweltpolitik bei externen Effekten aufgezeigt (Abschnitt 4.2) und Kriterien für die Bewertung von Internalisierungsmaßnahmen (Abschnitt 4.3) formuliert werden.

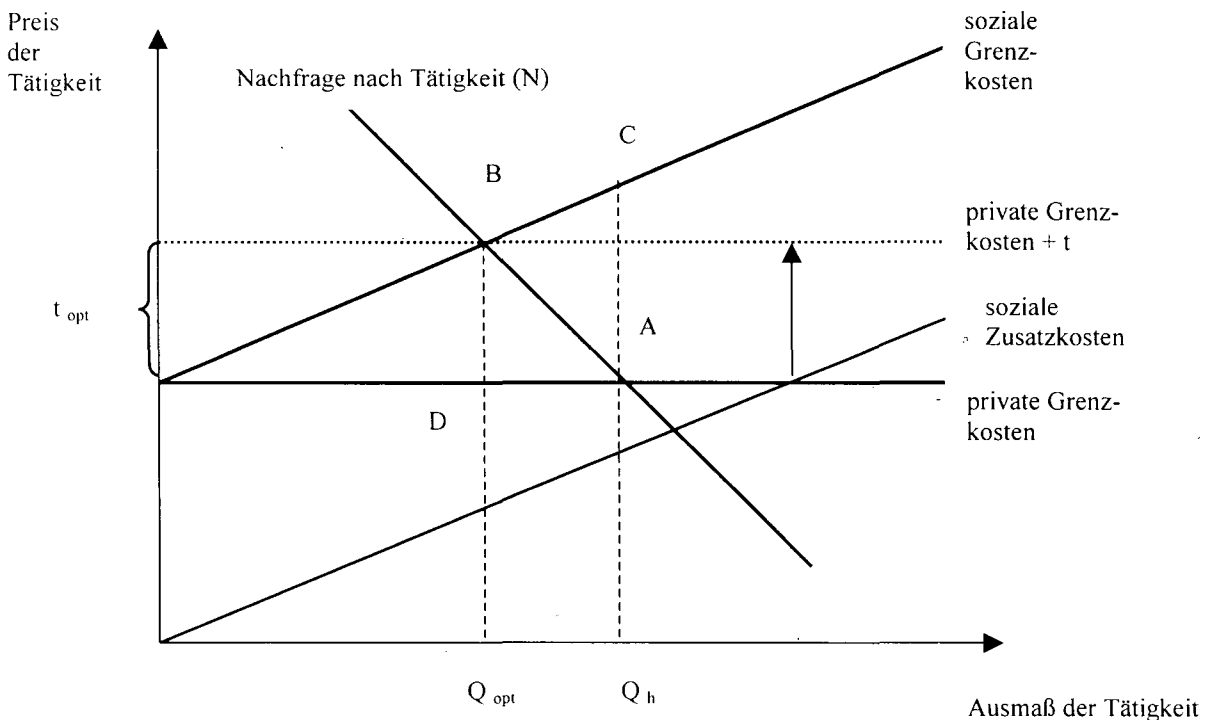
### 4.1 Theorie und Zweck der Internalisierung

Die Fehlallokation von nicht auf Märkten handelbaren Umweltgütern führt, wie bereits in Kapitel 3 erläutert, zu externen Kosten für die Gesellschaft, wenn die Verursacher der Externalitäten diese nicht in ihr privates Kostenkalkül einbeziehen. Aus diesem Grund müssen die externen Kosten dem Verursacher angerechnet, internalisiert, werden, um eine optimale Allokation der Umweltgüter sicherzustellen.

Da externe Effekte nach dem Coase-Theorem (1960) als Folge von nicht bestehenden „Property Rights“ (Eigentumsrechten) angesehen werden können, würde eine gerechte Verteilung und ein Handel von „Property Rights“ zu einer vollständigen Internalisierung führen (Fritsch/ Wein/ Ewers 1995, S. 64f.). Dieser Gedankengang läßt sich leicht durch folgendes Beispiel illustrieren. Wenn Anwohner einer Straße ein handelbares Recht auf Ruhe erhielten, so könnte dort kein Auto mehr vorbeifahren, es sei denn, daß die Autofahrer den Anwohnern ihr Recht auf Ruhe abkauften (Button 1994, S. 14). Es entstünde ein Markt für das Gut Ruhe und der externe Kostenfaktor Lärm wäre nach dem Verursacherprinzip internalisiert, da die Preise für die „Property Rights“ außer der betriebswirtschaftlichen auch die „ökologische Wahrheit“ (SRU 1994) widerspiegeln<sup>57</sup>. In der Praxis ist diese theoretisch „einfachste“ Form der Internalisierung nicht durchsetzbar, da eine vollständige Verteilung von „Property Rights“ an Umweltgütern eine unlösbare Aufgabe darstellt. Grund dafür ist, daß das Coase-Theorem auf der Annahme beruht, daß auf dem Markt vollständige Information über die Schadensfolgen, die Geschädigten und die Verursacher besteht (Bartmann 1996, S. 43). Dies ist in der Realität nicht der Fall.

Ein weiterer theoretisch idealer Ansatz zur Internalisierung der externen Kosten basiert auf der Steuerlösung nach Pigou (1920) (Feess 1997, S. 113). Der Grundgedanke besteht darin, die Verursacher externer Kosten so zu besteuern, daß sie ihre Ausbringungsmenge so gestalten, daß auf diesem Mengenniveau die sozialen (Grenz-) Kosten den privaten (Grenz-) Kosten entsprechen (Fritsch/ Wein/ Ewers, S. 74f.). Den Funktionsmechanismus dieser Steuerlösung verdeutlicht die Abbildung 5.

**Abbildung 5: Internalisierung mit Hilfe der Pigouschen-Steuerlösung**



Quelle: Eigene Darstellung

Ziehen die Wirtschaftssubjekte, wie bereits in Abbildung 3 dargestellt, nur ihre privaten (Grenz-) Kosten (PGK) in ihr wirtschaftliches Kalkül, so entstehen Dritten externe Kosten (Fläche A-B-C). Eine nach der Internalisierungsbedingung notwendige Übereinstimmung von privaten und sozialen Grenzkosten ergibt sich durch die Einführung einer Mengensteuer in Höhe von  $t_{opt}$  ( $t_{opt}=BD$ ), die den sozialen Zusatzkosten bei der Menge  $Q_{opt}$  entspricht, und dazu führt, daß die Wirtschaftsakteure das Ausmaß ihrer Tätigkeit von  $Q_h$  auf  $Q_{opt}$  reduzieren, weil sich durch die steuerbedingte Verschiebung der PGK ein neuer Schnittpunkt von Angebot und Nachfrage in B ergibt.

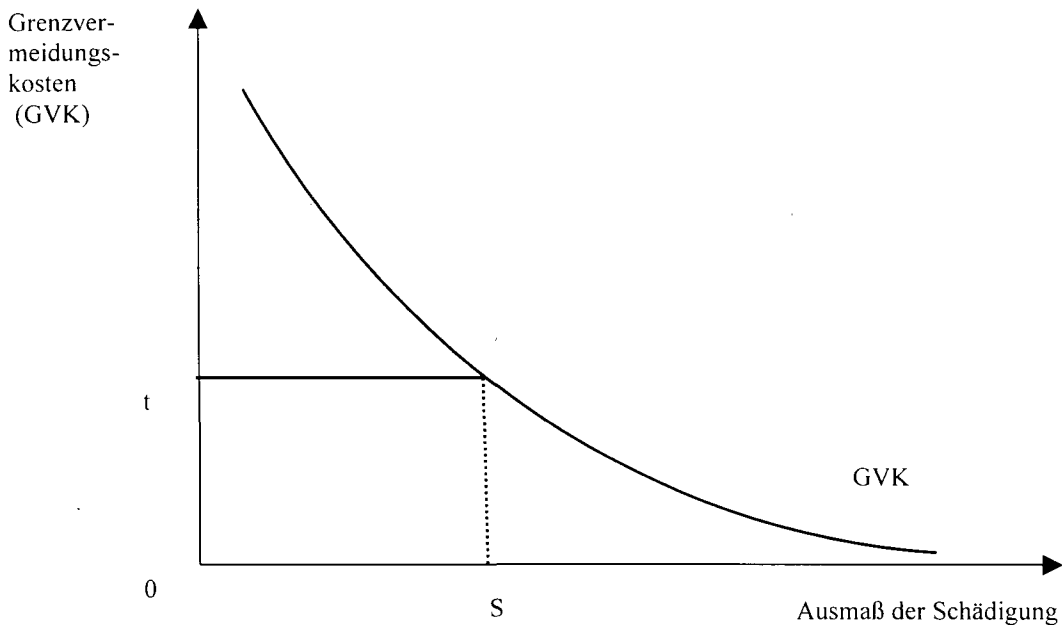
Interpretiert man das in Abbildung 5 auf der Abszisse aufgetragene Ausmaß der Tätigkeit als Ausmaß einer Umweltverschmutzung, so wird deutlich, daß Internalisierung nicht bedeutet,

die Belastung der Umwelt vollständig zu reduzieren. Vielmehr repräsentiert das Ausmaß  $Q_{opt}$  das Verschmutzungsniveau, welches als gesellschaftlich optimal erscheint.

Für die Praxis problematisch ist allerdings die Tatsache, daß die Quantifizierung der sozialen Zusatzkosten auf der Monetarisierung der externen Effekte beruht, die, wie in Kapitel 3 dargestellt, auf erheblichen Unsicherheiten basiert. Somit ist es fraglich, ob der mit Hilfe des Pigouschen Internalisierungsansatzes ermittelte Steuersatz tatsächlich zu einer vollständigen Internalisierung, besonders im Fall der externen Klimakosten, führt.

Die beiden vorgestellten Internalisierungsinstrumente, die Pigou-Steuer und die Verhandlungslösung nach Coase, werden in der volkswirtschaftswissenschaftlichen Lehre der Neoklassik als sogenannte „first-best“ Lösungen zur Internalisierung bezeichnet und bilden den theoretischen Hintergrund der Internalisierungsthematik (Wegner 1994, S. 5f.). Wie bereits oben dargestellt, scheitern beide Ansätze jedoch in der Praxis aufgrund von Informationsdefiziten, weshalb nach Wegner (1994) „die abstrakte Auseinandersetzung [...] heute der Suche nach politiknahen Lösungskonzepten gewichen ist“ (Wegner 1994, S. 5).

Die „politiknahen Lösungskonzepte“ werden zumeist als „second-best“-Lösungen bezeichnet, da bei ihrer Implementierung die optimalen Umweltstandards exogen, durch einen politischen Entscheidungsprozeß, gegeben sind und nicht wie im Fall der „first-best“-Lösungen sich aus wohlfahrtsökonomischen Modellen ergeben (Fritsch/ Wein/ Ewers 1993, S. 36f.). Ein typisches „second-best“ Instrument stellt der „Standard-Preis-Ansatz“ nach Baumol und Oates (1971) dar. Er soll an dieser Stelle vorgestellt werden, da er eine Grundlage für die ökonomische Beurteilung von Internalisierungsstrategien, siehe Abschnitt 4.3, bildet. Die Wirkungsweise des „Standard-Preis-Ansatzes“ läßt sich anhand der Abbildung 6 erläutern.

**Abbildung 6: Der Standard-Preis-Ansatz**

Quelle: Fritsch/ Wein/ Ewers (1993), S. 78

Basis für obigen Ansatz bildet die politische Verständigung auf ein gewünschtes Umweltziel, z.B. das Ausmaß einer Schädigung in der Höhe von (S). Dies könnte z.B. ein bestimmtes Emissionsniveau sein. Unter der Bedingung der vollständigen Kenntnis der Grenzermeidungskostenkurve der Verursacher dieser Schädigung läßt sich somit ein Steuersatz (t) ermitteln, der dazu führt, daß dieses Schädigungsniveau zu volkswirtschaftlich minimalen Kosten erreicht wird. Eine weitere Reduktion der Schädigung über (S) hinaus findet nicht statt, da die GVK die Abgabenhöhe übersteigen werden. Eine Erhöhung der Schädigung wird ebenfalls nicht erfolgen, weil dann eine Steuer zu entrichten wäre, die in der Höhe der Kosten über den GVK liegt.

#### 4.2 Die Umweltpolitik als Initiator von Internalisierungsstrategien

Durch staatliche Eingriffe können praktikable Ansätze zur Internalisierung von externen Kosten implementiert werden. Diese erfüllen in der Regel nicht das „first-best“-Kriterium, können aber zumindest eine „second-best“-Allokation bewirken, die zur Begrenzung der externen Effekte im Rahmen eines bestimmten Umweltqualitätsniveaus führen. Abweichend von der theoretisch optimalen Allokation durch die Marktkräfte läßt sich daher eine praxisnahe Internalisierung mittels der Umweltpolitik nach Button (1994) folgendermaßen

definieren: „internalisation effectively means [...] the use of policy to reduce the external costs [...] to a socially desirable level“ (Button 1994, S. 14). Dafür stehen der Umweltpolitik verschiedene Instrumente zur Verfügung. Diese werden in dieser Arbeit in die sogenannten „weichen“ und „harten“ Instrumente unterteilt. Die „weichen“ Instrumente beinhalten die Beeinflussung der Individuen durch Information und Aufklärung und das Instrument der Freiwilligen Selbstverpflichtung zur umweltpolitischen Zielerreichung. Dabei genießen die Individuen persönliche Entscheidungsfreiheit und werden in ihren Aktivitäten durch den Staat nicht beschränkt. Die „harten“ Instrumente schränken die Freiheit der Wirtschaftssubjekte durch ökonomische oder ordnungsrechtliche Maßnahmen zunehmend ein.

Die folgende Tabelle stellt eine Gliederung der in dieser Arbeit zu diskutierenden umweltpolitischen Instrumente dar.

**Tabelle 5: Instrumente der Umweltpolitik**

„weiche“ Instrumente		„harte“ Instrumente	
Information und Aufklärung	Freiwillige Selbstverpflichtung	Ökonomische Maßnahmen	Ordnungsrechtliche Maßnahmen
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aufklärung über Tatbestände und Zusammenhänge</li> <li>- Appelle für Verhaltensänderungen</li> <li>- Sozialer Druck zur Verhaltensänderung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Freiwillige Einhaltung von freiwilligen Umweltstandards</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Umweltabgaben</li> <li>- Emissionszertifikatehandel</li> <li>- Umweltsubventionen</li> <li>- Umwelthaftungsrecht</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Umweltauflagen (Ge- und Verbote)</li> </ul>

Quelle: Bartmann (1996), S. 113ff., IWW/ Infrac (1995), S.223 und Rennings et al. (1997), S. 80

#### 4.2.1 Ordnungsrechtliche Maßnahmen

Ordnungsrechtliche Instrumente repräsentieren den klassischen und den in der Umweltpolitik verbreitesten Ansatz zur Gefahrenabwehr (Rennings et al. 1997, S. 81). Dabei werden von staatlicher Seite Auflagen in Form von Ge- und Verboten implementiert, denen die Wirtschaftsakteure Folge zu leisten haben. Ihre Nichteinhaltung führt zu Zahlungen an die Öffentliche Hand. Unter Geboten versteht man Verwendungsaufgaben, wie z.B. das Gebot zum Einsatz einer umweltverträglichen Technik, um die Emissionen eines

Produktionsprozesses zu begrenzen. Verbote und Unterlassungsaufgaben beinhalten, die z.B. die Verwendung einer bestimmten Produktionstechnik untersagen (Rennings et al. 1997, S. 81). Einen umweltpolitischen Auflagenkatalog stellt das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) dar. Es hat erhebliche Erfolge im Bereich der Begrenzung der Schadstoffbelastung von Gewässern und der Luftreinhaltung zu verzeichnen. Auflagen eignen sich besonders zu einer schnellen Bekämpfung von unerwünschten Verhaltensweisen oder der Erzwingung von erwünschten Verhaltensweisen (Fritsch/ Wein/ Ewers, S. 72).

#### 4.2.2 Ökonomische Maßnahmen

Die ökonomischen Maßnahmen können auch als marktwirtschaftliche Internalisierungsinstrumente bezeichnet werden, die darauf abzielen, die Marktpreise in einer Volkswirtschaft so zu verändern, daß die externen Kosten nahezu automatisch von den Verursachern getragen werden (Infras/ Econcept/ Prognos 1996, S. 252). In dieser Arbeit werden die zwei „wichtigsten“ Instrumente, die Umweltabgaben und der Emissionszertifikatehandel detaillierter betrachtet. Umweltsubventionen und das Umwelthaftungsrecht sollen in diesem Abschnitt kurz vorgestellt werden, im weiteren Verlauf der Arbeit aber nicht mehr behandelt werden.

Mit Hilfe der Umweltabgabe, die auf der Theorie der pigouschen Steuerlösung basiert, soll die Nutzung oder die Verschmutzung von Umweltgütern verteuert werden. Ziel der Umweltabgabe ist es, die Knappheit des Gutes „Umwelt“ zu signalisieren, um somit eine umweltentlastende Allokation der Güter durch die Abgabepflichtigen herbeizuführen (Michaelis 1995, S. 29).

Umweltabgaben werden auch als Preisregulierung bezeichnet, da die Preise der Verschmutzung über die Steuern festgelegt sind, aber das Ausmaß der Umweltnutzung den Wirtschaftsakteuren freigestellt ist (Rennings et al. 1997, S. 82).

Dagegen basiert der Emissionszertifikatehandel auf einer Mengenregulierung, weil der Staat den Umfang der Umweltbeanspruchung festlegt. Es werden mittels des Staates an die Verursacher der Emissionen limitierte Verschmutzungsrechte verteilt, die zwischen den Akteuren frei gehandelt werden können und deren Preise sich durch die höchsten Zahlungsbereitschaften am Markt ergeben (Brockmann et al. 1999, S. 55f.).

Als ein problematisches Instrument wird die Subventionierung von z.B. umweltfreundlichen Techniken angesehen. Zwar können nach der wohlfahrtsökonomischen Theorie durch sogenannte Emissionsminderungssubventionen externe Kosten um denselben Betrag reduziert werden wie durch die Steuerlösung, jedoch sind in der Praxis erhebliche Informationsdefizite vorhanden und es kommt längerfristig zu einer Verzerrung der Preis- und Marktsignale. Des Weiteren führen Umweltsubventionen in der Praxis vermehrt zu Mitnahmeeffekten, da umweltfreundliche Investitionsentscheidungen aus Gründen der Kostensenkung auch ohne Umweltsubventionen durchgeführt werden können (Rennings et al. 1997, S. 88).

Bezüglich des Umwelthaftungsrecht muß festgestellt werden, daß es sich zur Internalisierung von externen Klimakosten nicht eignet, weil aufgrund der hohen Anzahl der Treibhausgasemittenten der Einzelne nicht für seine Schäden haftbar gemacht werden kann (Brockmann et al. 1999, S. 33). Hier liegt das Problem, wie beim dem Internalisierungsansatz nach Coase, in der unvollkommenen Information über alle Marktteilnehmer.

#### 4.2.3 Informatorische und freiwillige Maßnahmen

In diesem Abschnitt werden die beiden Instrumente, Information und Aufklärung sowie die freiwillige Selbstverpflichtung, im Rahmen von Kooperationslösungen vorgestellt. Beide Methoden basieren auf der Idee, staatliche Maßnahmen zu vermeiden und den Wirtschaftsvertretern bzw. der Gesellschaft soziale Verantwortung zuzusprechen, damit diese freiwillig Umweltschutz betreiben.

Das Instrument der Information und Aufklärung zielt darauf ab, den Individuen hinsichtlich des Einflusses ökonomischer Aktivitäten auf die Umwelt das Bewußtsein zu schärfen und an die Moral der Menschen zu appellieren ( IWW/ Infras 1995, S. 223). Tatsächlich würde die vollkommene Moral das Problem externer Effekte nicht entstehen lassen. Per Definition ist ein Mensch dann moralisch, wenn in seiner Nutzenfunktion auch der Nutzen anderer berücksichtigt wird (Feess 1995, S. 47f.). In der Wirklichkeit verhindert unter anderem der sogenannte „free-rider“-Effekt, das Warten auf die Initiative anderer bei einer Kollektivmaßnahme, daß die externen Effekte durch moralisches Handeln reduziert werden (IWW/ Infras 1995, S. 224). Daher eignen sich Informationen und Aufklärung nur als Flankierung der ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumente, weil sie das öffentliche Bewußtsein und die gesellschaftliche Akzeptanz für die Umweltpolitik erhöhen. Aus diesem



Grund wird das Instrument der Information und Aufklärung in dieser Arbeit nicht weiter diskutiert.

Eine Alternative zu ordnungsrechtlichen und fiskalischen Lösungen stellt die freiwillige Selbstverpflichtung dar, die in der deutschen Politik häufig Anwendung findet. Sie basiert auf freiwilligen einseitigen Erklärungen der Branchenverbände, die dem Staat ein umweltfreundliches Verhalten zusagen, damit sie den Erlaß von Auflagen oder Abgaben verhindern können (Rennings et al. 1997, S. 82).

#### **4.3 Bewertungskriterien von Internalisierungsmaßnahmen**

Die Entscheidung für die Implementierung eines umweltpolitischen Instrumentariums zur Internalisierung setzt Kriterien voraus, die eine Bewertung verschiedener Maßnahmen erlauben. Im folgenden werden die vier wichtigsten Kriterien, die in dieser Arbeit zur Beurteilung der eingangs vorgestellten Eingriffsmöglichkeiten herangezogen werden, erläutert.

- (1) Das Kriterium der *Zielkonformität* prüft, inwieweit ein Instrument die Einhaltung oder Umsetzung ökologischer Ziele ermöglicht. Dabei wird analysiert, „ob das Instrument in die richtige Richtung, in der erforderlichen Stärke und in der notwendigen Geschwindigkeit wirkt“ (Brockmann et al. 1999, S. 31). Als Synonym für das Kriterium Zielkonformität wird häufig in der Literatur der Umweltökonomie das Kriterium der *ökologischen Treffsicherheit* verwendet (Feess 1997, S. 50 und Fritsch/ Wein/ Ewers 1993, S. 67).
- (2) Bei dem Kriterium der *Systemkonformität* wird das Instrument auf die Kompatibilität mit den Prinzipien der bestehenden Wirtschaftsordnung, der sozialen Marktwirtschaft, geprüft. Als wichtigster Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Marktkonformität des Instruments zu nennen. Hierfür ist es notwendig, daß die Maßnahmen möglichst wenig in die Entscheidungskompetenzen der Marktteilnehmer eingreifen und nicht dazu führen, daß die Funktionsfähigkeit der Märkte eingeschränkt wird. Daher sollten die Instrumente zur Erreichung einer marktkonformen Lösung möglichst ordnungspolitisch denn prozeßpolitisch ausgestaltet sein (Rennings et al. 1997, S. 200). Zum zweiten sollten

mögliche unerwünschte Nebenwirkungen, dazu zählen z.B. negative Auswirkungen auf die Stabilitäts- und Verteilungspolitik, minimiert werden (Brockmann et al. 1999, S. 31).

(3) Das Kriterium der *ökonomischen Effizienz* beurteilt die Fähigkeit eines Instruments, den vereinbarten Umweltstandard zu minimalen Kosten zu erreichen. Dabei kann der „Preis-Standard-Ansatz“ zur vergleichenden Prüfung der ökonomischen Effizienz von alternativen Instrumenten herangezogen werden (Rennings et al. 1997, S. 201). Unterschieden werden muß zwischen statischer und dynamischer Effizienz. Ein Instrument ist statisch effizient (kosteneffizient), wenn es zur Minimierung der Vermeidungskosten führt und die Kosten der Umsetzung der Maßnahmen und deren Überwachung (sog. Transaktionskosten) geringer sind als „die auf gesamtwirtschaftlicher Ebene eingesparten Vermeidungskosten“ (Michaelis 1995, S. 47). Eine dynamische Effizienz (Innovationseffizienz) ist erreicht, wenn das Instrument eine Anreizwirkung auf den Verursacher ausübt, von vornherein zu vermeiden und bestehende Reduktionstechniken kostengünstig weiterzuentwickeln (Fritsch/ Wein/ Ewers 1993, S. 66f.).

(4) Zudem müssen die Instrumente auf ihre *institutionelle Beherrschbarkeit* überprüft werden. Dies bedeutet, daß durch den Entscheidungsträger untersucht werden muß, ob die Maßnahmen in der politischen Praxis Erfolg haben können oder ob die theoretisch geeigneten Instrumente, z.B. durch Widerstände in der zuständigen Administration und den betroffenen Akteuren oder zu hohe Transaktionskosten, politisch nicht umsetzbar sind (Rennings et al. 1997, S. 202).

## **5 Beurteilung ausgewählter Internalisierungsstrategien**

Dieses Kapitel stellt den Hauptteil dieser Arbeit dar und hat zum Ziel, die Basis für die in Kapitel 6 noch folgenden Empfehlungen an die Umweltpolitik zur Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr zu schaffen. Zu diesem Zweck werden in Abschnitt 5.1 vier Internalisierungsmaßnahmen allgemein vorgestellt, ihre Funktionsmechanismen erklärt und auf die in Abschnitt 4.3 aufgestellten Kriterien untersucht. Im Abschnitt 5.2 wird der Fragestellung nachgegangen, inwieweit die behandelten Instrumente bereits im Pkw-Verkehr implementiert worden sind, und inwiefern sie sich zur Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr eignen.

### **5.1 Grundgedanken und allgemeine Bewertung**

Dieser Abschnitt beinhaltet die Prüfung folgender allgemeiner Internalisierungsinstrumente

- Auflagen,
- Abgaben,
- Zertifikatehandel und
- freiwillige Selbstverpflichtung

hinsichtlich ihrer Effektivität mittels den in Abschnitt 4.3 herausgearbeiteten Kriterien. Zu diesem Zweck werden die in Abschnitt 4.2 vorgestellten Maßnahmen detaillierter betrachtet und Beispiele aus der umweltpolitischen Praxis kurz angesprochen. Dabei wird dem Instrument des Zertifikatehandels der meiste Raum gelassen, da hier im Gegensatz zu anderen Instrumenten die ökonomische Theorie noch nicht ausreichend beleuchtet wurde. Am Ende dieses Abschnitts werden in einer Tabelle die Ergebnisse noch einmal übersichtlich zusammengefaßt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit finden sich dort auch die in diesem Abschnitt nicht vertieft diskutierten Instrumente Umweltsubventionen, Umwelthaftungsrecht und informatorische sowie organisatorische Maßnahmen wieder.

### 5.1.1 Auflagen

Auflagen beinhalten im Rahmen des Ordnungsrechts direkte Verhaltensvorschriften in Form von Ge- und Verboten. In der Regel wird zwischen drei Arten von Auflagen, Input- und Outputauflagen sowie Prozeßnormen, unterschieden.

Bei der Anwendung von *Inputauflagen* wird der Gebrauch von bestimmten Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen vorgeschrieben. Teilweise wird den Anlagenbetreibern auch der Einsatz von bestimmten Stoffen, z.B. von Pentachlorphenol (PCP) gänzlich verboten (Rennings et al. 1997, S. 201). *Outputauflagen* können sich entweder auf hergestellte Güter oder auf Schadstoffemissionen beziehen. Im ersten Fall kann die Produktion umweltgefährdender Güter mengenmäßig beschränkt bzw. verboten oder umweltbezogene Produktnormen, wie z.B. der zulässige Schwermetallgehalt in Batterien, erlassen werden. Schränken Outputauflagen die Emission von Schadstoffen ein, so handelt es sich um sogenannte Emissionsauflagen. Hierzu gehören absolute oder relative Emissionsnormen in Form von Grenz- und Höchstwerten sowie Reduzierungsverpflichtungen, welche die Reduktion von Schadstoffen um einen bestimmten Betrag anordnen (Bartmann 1996, S. 120). Beispielhaft in dem Bereich der Emissionsauflagen ist die Großfeuerungsanlagen-Verordnung (GFAVO) aus dem Jahre 1983, die zuletzt 1990 novelliert wurde und die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Kraftwerken erheblich reduziert hat (BMU 1997, S. 123f.).

Die Festlegung von *Prozeßnormen* orientiert sich zumeist am „Stand der Technik“. Sie sollen mittels Geboten die Anwendung von modernen und bereits erfolgreich erprobten Technologien hinsichtlich der anzuwendenden Produktionstechnik fördern (Michaelis 1995, S. 27).

Bezüglich der *Zielkonformität* von Umweltauflagen ist festzustellen, daß sie sich besonders zur schnellen Erreichung eines gewünschten Umweltzieles eignen, da sie den Wirtschaftsakteuren kaum Handlungsspielraum lassen (Bartmann 1996, S. 121). Auflagen sollten also besonders zur akuten Gefahrenabwehr implementiert werden.

Inwieweit Auflagen das Kriterium der *Systemkonformität* erfüllen, kann kontrovers diskutiert werden. Umweltauflagen sind nach Rennings „zentralverwaltungswirtschaftliche Instrumente“, die das individuelle Handeln der Marktteilnehmer zu sehr einschränken und dazu führen, daß der sich durch die zu investierenden Vermeidungskosten ergebende Preis pro Verschmutzungseinheit nicht die marktwirtschaftliche Knappheit der Umweltgüter widerspiegelt (Rennings et al. 1997, S. 92f.). Dieser Blickwinkel ist allerdings nur dann

berechtigt, wenn man davon ausgeht, daß jeder staatliche Eingriff ohne Preismechanismus einen Verstoß gegen die Prinzipien der Marktwirtschaft darstellt.

Unbestritten ist allerdings, daß emissionsbezogene Verbote den Wirtschaftsakteuren zumeist größere Handlungsspielräume lassen als technikbezogene Gebote und sie somit marktkonformer sind als letztgenannte Gebote (Enquête-Kommission 1994, S. 642).

Hinsichtlich der *ökonomischen Effizienz* ist anzumerken, daß Auflagen nur dann *statisch effizient* sein können, wenn die Grenzkosten der Vermeidung für alle Unternehmen gleich sind. Diese Anforderung ist in der Realität nicht gegeben, so daß Auflagen zur Erreichung gesamtwirtschaftlich minimaler Kosten für jedes Unternehmen individuell, abhängig von seiner Grenzkostenfunktion, ausgestaltet werden sollten. Dies scheitert in der Praxis am extrem hohen Informationsbedarf seitens des Staates, weil die Grenzkostenfunktion jedes einzelnen Verschmutzers nicht bekannt ist (Feess 1997, S. 64ff.). Eine Erreichung der *dynamischen Effizienz* ist ebenfalls zweifelhaft, da nach Erfüllung der grenzwertbezogenen Auflagen die Verschmutzung kostenlos ist. Daher bieten Auflagen kaum Anreize, den vorgegebenen Grenzwert zu unterschreiten oder innovative Vermeidungstechniken zu entwickeln.

Das Kriterium der *institutionellen Beherrschbarkeit* ist bei Auflagen erfüllt, weil die Implementierung von Auflagen leicht nachvollziehbar ist und kaum auf Widerstände aufgrund der Vertrautheit mit diesem Instrument bei Verbänden, Verschmutzern und in der Bürokratie stößt. Auch der Vollzug und die Überwachung der Auflagen gestaltet sich aufgrund der bestehenden institutionellen Strukturen relativ einfach (Rennings et al. 1997, S. 101f.).

### 5.1.2 Steuern und Abgaben

Wie eingangs erwähnt wird die Internalisierung mittels Abgaben als Preislösung bezeichnet, da nicht, wie im Fall der Auflagen, die umweltbelastende Aktivität begrenzt, sondern durch eine Verteuerung eine optimalere Allokation erzielt wird. Die Höhe von Umweltabgaben sollte im Idealfall auf Basis der Pigou'schen Steuerlösung ermittelt werden. Die Festlegung eines umweltpolitischen Reduktionszieles und die daraus resultierende Abgabenhöhe durch den Standard-Preis-Ansatz sollte erst dann erfolgen, wenn der Verlauf der Schadenskostenkurve mit zu hohen Unsicherheiten behaftet ist (siehe Abschnitt 4.1).

Generell werden vier Arten von Abgaben, die Output- und Inputsteuer, die Emissionssteuer und die Restverschmutzungsabgabe, unterschieden.

*Outputsteuern* verfolgen das Ziel, umweltbelastende Produkte zu verteuern, so daß diese in der Folge von umweltfreundlichen Produkten substituiert werden. Mit Hilfe der *Inputsteuer* sollen Faktoreinsätze, deren Nutzung aller Wahrscheinlichkeit nach externe Kosten verursachen, z.B. Benzin oder Kohle, verteuert werden, um die Verwendung von umweltfreundlicheren Substituten zu forcieren. Werden die ausgestoßenen Schadstoffe einer Anlage mittels einer Abgabe besteuert, so handelt es sich um *Emissionssteuern* (Bartmann 1996, S. 139ff.). Sie sollen eine langfristige Verringerung der Emissionen herbeiführen.

Die *Restverschmutzungsabgabe* stellt einen Sonderfall der Abgaben dar, weil sie die bereits durch eine Auflage gestatteten Emissionen mit einer Abgabe belegt. Daher kann die Restverschmutzungsabgabe als ein Instrumentarium zur Erlangung einer dynamischen Effizienz im ordnungsrechtlichen Rahmen angesehen werden (Bartmann 1996, S. 139).

Die seit den 80-iger Jahren diskutierte „Öko-Steuer“ stellt per Definition keine eigene Steuer dar, sondern bedient sich oben erwähnter Steuern, um ökologisch orientiertes Wirtschaften zu erreichen. Dabei kann das Aufkommen aus der „Öko-Steuer“ zur Verringerung der Steuern an einer anderen Stelle des Steuersystems, z.B. im Bereich der Lohnnebenkosten, verwendet werden (Michaelis 1995, S. 30). Auf die finanzwirtschaftliche Einteilung von Abgaben in Gebühren, Beiträge und Steuern wird in dieser Arbeit allerdings nicht weiter eingegangen.

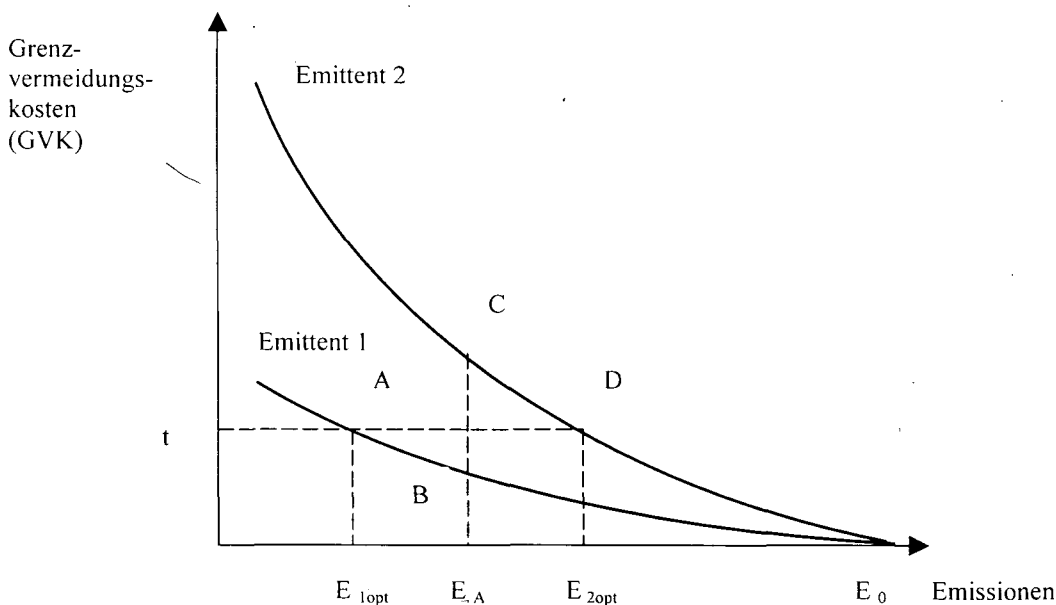
Abgabenlösungen eignen sich im Gegensatz zu Auflagen nicht zur Abwehr von akuten Gefahren. Das Kriterium der *Zielkonformität* erfüllen kurzfristig weder die Pigou-Steuer noch der Standard-Preis-Ansatz. In beiden Fällen besteht „das Problem einer zieladäquaten Festlegung des Steuersatzes“ (Rennings et al. 1997, S. 86f.). Im Gegensatz zur Pigou-Lösung, welche die Kenntnis der gesamtwirtschaftlichen Grenzvermeidungskosten und der Grenzschadenskosten erfordert, weist der Standard-Preis-Ansatz den Vorteil auf, daß nur die gesamtwirtschaftlichen Grenzvermeidungskosten bekannt sein müssen, um eine zielkonforme Abgabenhöhe festzulegen. Allerdings sind aufgrund von Informationsdefiziten diese nicht vorhanden. In der Praxis ist der Staat deshalb genötigt, die Abgabenhöhe über ein sogenanntes „trial and error“-Verfahren zu ermitteln. Daher kann es in der Folge zu Abweichungen von dem gewünschten Umweltstandard kommen (Fritsch/ Wein/ Ewers 1995, S. 109).

Somit macht die Anwendung einer Abgabenlösung nur bei langfristigen Summations- und Akkumulationsschäden, wie z.B. dem Treibhauseffekt, Sinn (Rennings et al. 1997, S. 86f.).

Abgaben sind als *systemkonforme* Internalisierungsinstrumente anzusehen, da sie die Entscheidung zur Vermeidung oder zur Entrichtung einer Abgabe bei den Umweltnutzern belassen und die preislichen Signale die Knappheit des Gutes Umwelt widerspiegeln

Bezüglich der *ökonomischen Effizienz* ist festzustellen, daß Abgaben dieses Kriterium besser erfüllen als Auflagen, da mit Hilfe der Abgabenlösung das definierte Umweltziel zu niedrigeren Vermeidungskosten seitens der Verschmutzer erlangt wird (Michaelis 1995, S. 44). Dieser Sachverhalt wird durch die Abbildung 7 erklärt.

**Abbildung 7: Statische Effizienzeigenschaften von Auflagen und Abgaben**



Quelle: Michaelis (1995), S. 43

In der obigen Abbildung sind die Grenzwertvermeidungskostenkurven zweier Emittenten in Abhängigkeit von der Emissionsminderung dargestellt. Ohne eine Reglementierung emittieren beide Verursacher eine Schadstoffmenge in der Höhe von  $E_0$ . Mittels einer Auflage können beide Emittenten dazu gezwungen werden, ihre Emissionen auf einen Wert von  $E_A$  zu reduzieren. Dieses Reduktionsziel kann allerdings auch durch eine Emissionsabgabe in Höhe von  $DM/t$  Schadstoffeinheit erreicht werden, da die Emittenten ihre Emissionsentscheidung mittels ihrer Grenzwertvermeidungskostenkurve abwägen, Emittent 1 reduziert auf  $E_{1opt}$  und Emittent 2 auf  $E_{2opt}$ , und sich in der Summe auch das Emissionsniveau  $E_A$  bildet. Dies wird allerdings zu geringeren Vermeidungskosten (Fläche:  $D-E_{2opt}-E_0$  + Fläche:  $A-E_{1opt}-E_0$ ) als bei der Auflagenlösung (Fläche:  $C-E_A-E_0$  + Fläche:  $B-E_A-E_0$ ) erreicht.

Auch die *dynamische Effizienz* kann garantiert werden. Wird die Abgabe mit einem transparent ansteigenden Tarif ausgestaltet, so übt sie einen Anreiz auf die Abgabepflichtigen aus, ihre Umweltnutzung durch die Entwicklung von innovativen und integrierten Umweltschutzmaßnahmen zu reduzieren.

Dagegen ist das Kriterium der *institutionellen Beherrschbarkeit* weniger gut erfüllt als bei Auflagenlösungen. Dies liegt vor allem daran, daß mit erheblichen Widerständen seitens der Abgabepflichtigen, der staatlichen Entscheidungsträger und der beteiligten Behörden zu rechnen ist, da diese mit der institutionellen Reformierung nicht vertraut sind. Besonders die Industrie befürchtet, daß im Rahmen von Abgabenlösungen im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Instrumenten höhere und teilweise unkalkulierbare Kosten entstehen. Zum Zweiten kann es in der Implementierungsphase zu hohem Kontroll- und Verwaltungsaufwand kommen (Bartmann 1996, S. 143).

### 5.1.3 Zertifikatehandel

Der Grundgedanke des Zertifikatehandels besteht darin, „*marktfähige Rechte für die Inanspruchnahme der Umwelt, welche zur Emission einer bestimmten Menge beispielsweise an CO<sub>2</sub> innerhalb bestimmter räumlicher und zeitlicher Grenzen berechtigen*“ (Brockmann et al. 1999, S. 57), zu definieren.

Dafür legt der Staat regional eine zulässige Gesamtemission, z.B. 2,5 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>, eines bestimmten Schadstoffes für einen ausgewählten Kreis von Emittenten für einen gewissen Zeitraum, meistens ein Jahr, fest. Die Emittenten erhalten Teilrechte dieser Gesamtemission in Form verbriefter Emissionszertifikate. Diese Rechte dürfen nach der Ausgabe zwischen den Emittenten gehandelt werden. Jedes einzelne Zertifikat genehmigt zur Emission von beispielsweise 1000 t CO<sub>2</sub> pro Jahr. Verfügt der Emittent nicht über diese Zertifikate, so ist es ihm nicht erlaubt, den Schadstoff auszustoßen (Bartmann 1996, S. 149f.).

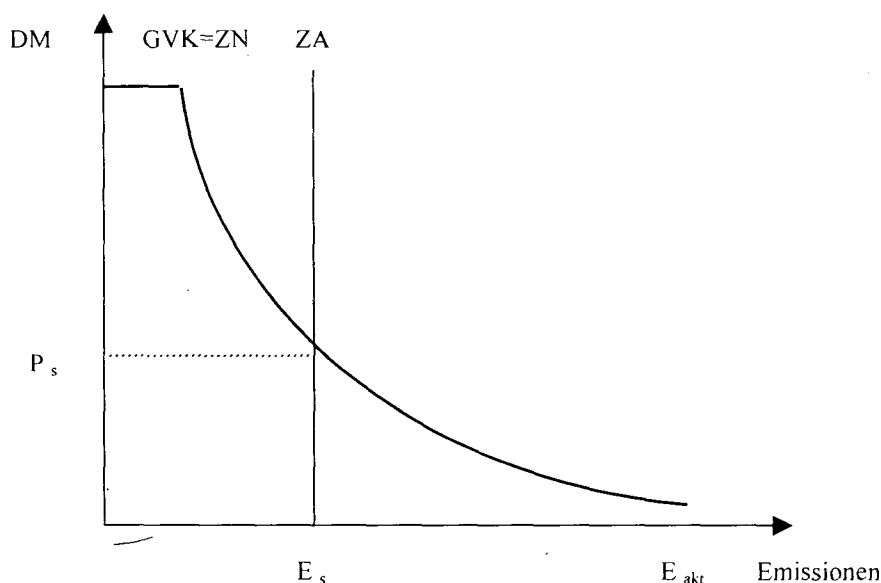
Im Implementierungsstadium sollten Zertifikate an die Emittenten in der Höhe der Ist-Emissionen bereitgestellt werden, die in einem festgelegten Zeitrahmen abgewertet werden sollten, um einen erforderlichen Anpassungsprozeß zu gewährleisten (Michaelis 1995, S. 31). Eine Abwertung kann z.B. jährlich erfolgen. So könnte z.B. ein Emissionszertifikat bei der Erstaussgabe zur Emission von 1000 t CO<sub>2</sub> berechtigen und jedes Jahr um 5% abgewertet



werden. Dies würde bedeuten, daß im zweiten Jahr das Zertifikat nur noch zum Ausstoß von 950 t CO<sub>2</sub> berechtigt, im dritten Jahr zur Emission von 902,5 t CO<sub>2</sub> und so weiter.

Hinsichtlich der Anfangsausstattung mit Zertifikaten durch den Staat an die Emittenten existieren zwei umsetzbare Möglichkeiten, die kostenlose Verteilung an Emissionsrechten („grandfathering“) an die bisherigen Emittenten und die Versteigerung der Emissionsrechte (Dutschke et al. 1998, S. 40ff.), wobei die Zuteilung durch eine Auktion aus mehreren Gründen gegenüber dem „Grandfathering“ vorzuziehen ist. Zum einen würden durch die kostenlose Zuteilung die Altemittenten im Gegensatz zu „Neueinsteigern“ bevorzugt, da die Neuemittenten Zertifikate am Markt erwerben müssen. Zum anderen werden Wirtschaftssubjekte benachteiligt, die bereits große Reduktionsanstrengungen im Vorfeld des Zertifikatehandels getätigt haben, durch den Erhalt von weniger Verschmutzungsrechten bestraft. Der Vorteil des „grandfathering“ besteht darin, daß eine größere Akzeptanz des Instruments von Seiten der Emittenten zu erwarten ist.

Da beim Zertifikatehandel die zulässige Umweltbelastung durch eine staatliche Behörde festgelegt wird, handelt es sich im Gegensatz zur Abgabenlösung um eine Mengenregulierung. Der Preis für die Umweltnutzung bildet sich bei der Zertifikatelösung erst auf dem Markt, auf dem die Zertifikate zwischen den Emittenten gehandelt werden dürfen. Daher steht jeder beteiligte Emittent vor der Entscheidung, den Ausstoß des Schadstoffes zu vermeiden oder Zertifikate zu kaufen (Feess 1997, S. 119). Den Preisbildungsmechanismus auf einem Zertifikatemarkt erläutert die folgende Abbildung.

**Abbildung 8: Preisbildung auf dem Zertifikatemarkt**

Quelle: Bartmann (1996), S. 151

Die Ist-Menge der Emissionen wird durch das Emissionsvolumen  $E_{akt}$  dargestellt. Das Emissionsvolumen  $E_s$  kann als Repräsentant eines von der Umweltpolitik ermittelten Betrages angesehen werden, der sich durch ein bestimmtes zeitliches Emissionsreduktionsziel, z.B. eine 25%-ige Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2005 auf Basis des Jahres 1990, ergibt. Dies kann wie oben beschrieben durch eine jährliche relative Abwertung der Zertifikate erreicht werden. Die Angebotsmenge an Zertifikaten  $ZA$  ergibt sich daher aus dem angestrebten Emissionsvolumen  $E_s$ . Der Marktpreis für die Zertifikate bildet sich durch die Differenz zwischen dem aktuellen und den zukünftigen Emissionsmengen. Die Emittenten entscheiden sich abhängig von ihren Grenzvermeidungskostenkurve (GVK), die gleich der Nachfrage nach Emissionsrechten  $ZN$  ist, ob sie die Schadstoffe vermeiden sollen oder weiterhin Schadstoffe emittieren und dafür die benötigte Zertifikatenumenge ankaufen. Das Verhalten des Emittenten orientiert sich daher am Börsenpreis  $P_s$  der Zertifikate. Er wird Emissionen vermeiden und sogar Zertifikate anbieten, wenn der Börsenpreis über seinen individuellen GVK liegt. Im umgekehrten Fall wird er sich für eine Investition in Zertifikate entscheiden. Dieser Mechanismus gewährleistet, daß die Emittenten mit den geringsten GVK die Emissionen reduzieren und das angestrebte Emissionsniveau in jedem Fall erreicht wird, da die Vermeidungsmaßnahmen von einzelnen Individuen solange durchgeführt bis die GVK sich dem Marktpreis angeglichen haben.

Eine räumliche Beschränkung der teilnehmenden Emittenten am Zertifikatesystem ist nur dann notwendig, wenn es bei der Emission eines Schadstoffs, z.B. bei Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), zu regionalen Belastungsschwerpunkten, sogenannten „hot spots“, kommen kann (Rennings et al. 1997, S. 99). Im Fall von CO<sub>2</sub> ist diese Problematik nicht gegeben, da dieser Schadstoff seine umweltschädliche Wirkung global entfaltet.

Hinsichtlich der *Zielkonformität* ist festzustellen, daß die Zertifikatelösung dieses Kriterium in jedem Fall erfüllt, da durch die Mengenregulierung jedes gewünschte Emissionsniveau, erreicht werden kann. Voraussetzung dafür ist eine ständige Überwachung der Emissionen und bei Verstößen gegen das System die Anwendung von Sanktionsmechanismen.

Dem Zertifikatehandel wird im allgemeinen ein großes Maß an Ökonomieverträglichkeit bescheinigt. Dies liegt vor allem daran, daß den Wirtschaftssubjekten große Handlungsspielräume gelassen werden, und der einzige staatliche Eingriff darin besteht, die Gesamtemissionsmenge zu beschränken. Daher ist dieses Instrument im Rahmen der *Systemkonformität* als sehr marktkonform zu bezeichnen. Dies gilt allerdings nur, wenn durch die zuständigen Behörden die jährlichen Abwertungen der Zertifikate im vornherein festgelegt und für die betroffenen Emittenten transparent gemacht werden, da diese sonst ihre Investitionsentscheidungen zur Vermeidung unter zu großer Unsicherheit treffen müssen (Rennings et al. 1997, S. 99).

Das Kriterium der *ökonomischen Effizienz* ist ebenfalls gewährleistet, da die Schadstoffe dort vermieden werden, wo dies mit den geringsten Kosten verbunden ist (Dutschke/ Michaelowa 1998, S. 20f.). Es muß allerdings vermerkt werden, daß eine Auktion als ökonomisch effizienter anzusehen ist, weil die Kosteneinsparpotentiale größer und die Preissignale deutlicher als bei einer kostenlosen Verteilung der Nutzungsrechte ausfallen (Koschel et al. 1998, S. 63). Die Anreizwirkung zur Umweltinnovation im Rahmen der *dynamischen Effizienzbedingung* ist durch die stetige Absenkung der Gesamtemissionsmenge gegeben.

Auf der anderen Seite ist die *institutionelle Beherrschbarkeit* möglicherweise durch den hohen Kontroll- und Verwaltungsaufwand, die hohen Transaktionskosten und die Widerstände der Emittenten bei der Vergabe der Emissionsrechte durch eine Auktion bedroht. Im Abschnitt 6.2.5 wird auf diese Problematik vertieft eingegangen, da mit dieser Thematik die Implementierung dieses Instruments steht und fällt.

Während die Einführung eines Emissionszertifikatehandels ein Novum in der deutschen Umweltpolitik darstellen würde, wurden in den USA schon Erfahrungen mit diesem

Instrumentarium im Rahmen des Regional Clean Air Incentives Market (RECLAIM) und des Acid Rain Program (ARP) gesammelt. Ersteres bezieht im Raum Los Angeles alle stationären Emissionsquellen, die jährlich mehr als vier Tonnen Stickstoffoxid ( $\text{NO}_x$ ) oder Schwefeloxid ( $\text{SO}_x$ ) emittierten, in ein Zertifikatesystem ein, dessen Ziel die Verbesserung der regionalen Luftqualität ist. Am ARP, ein Zertifikatehandel von  $\text{SO}_2$ -Emissionen zur Reduktion der Vorläufersubstanz des Sauren Regens, sind Energieversorgungsunternehmen im gesamten Bundesgebiet der USA beteiligt (Koschel et al. 1998, S. 108ff.).

Die Zuteilung der Zertifikate erfolgte in beiden Fällen via Grandfathering. Die Details der Ausgestaltung beider Systeme sollen hier nicht behandelt werden (Vgl. Brockmann et al. 1999, S. 59ff. und Koschel et al. 1998, S. 74ff.).

Im allgemeinen lassen sich folgende Schlüsse aus den Erfahrungen mit den beiden Varianten ziehen (Koschel et al. 1998, S. 323ff.):

- ist das Handelsvolumen der Zertifikate ausreichend hoch, kommt es zur Bildung eines stabilen Preissignals,
- der in beiden Fällen unerwartet niedrige Marktpreis der Zertifikate deutet auf die dynamische Effizienz des Instrumentes hin,
- es wurden jeweils die umweltpolitischen Zielvorgaben (Reduktionen der Schadstoffe auf ein bestimmtes Niveau) erfüllt.

#### 5.1.4 Freiwillige Selbstverpflichtung

Zur Abwendung neuer umweltpolitischer Gesetze, die eine Beschränkung des Handels der Wirtschaftsakteure nach sich ziehen, haben sich die Wirtschaftsverbände in der jüngsten Vergangenheit mit dem Staat auf das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung verständigt. Dabei werden Vereinbarungen zwischen den Akteuren und der Politik geschlossen, um ein bestimmtes Umweltziel zu erreichen (Rennings et al. 1997, S. 83f.). Als beispielhaft in diesem Bereich ist die „Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge“ anzusehen. Darin haben 19 Verbände der deutschen Industrie anlässlich des Klimagipfels 1995 die Zusage gemacht, „besondere Anstrengungen zu unternehmen, ihre spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. den spezifischen Energieverbrauch bis zum Jahre 2005 auf der Basis 1990 um 20% zu verringern“ (BMU 1997, S. 118f.). Als Gegenleistung versprach die damalige Regierung, von zusätzlichen ordnungsrechtlichen Maßnahmen abzusehen und bei Einführung einer EU-weiten CO<sub>2</sub>-Steuer der deutschen Industrie den Rücken zu stärken.

Das Kriterium der *Zielkonformität* kann das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung nur dann erfüllen, wenn es bei der Zielbestimmung zu keinen Differenzen zwischen dem Staat und den Wirtschaftsakteuren kommt. Langfristige und ehrgeizige Umweltziele lassen sich durch Widerstände seitens der Verbände und aufgrund der unverbindlichen und damit nicht sanktionsfähigen Versprechen kaum erreichen.

Generell können freiwillige Selbstverpflichtungen als *systemkonform* angesehen werden, da sie den Individuen größtmögliche Handlungsfreiheit garantieren. Fraglich ist allerdings, inwieweit sich die gesteckten Ziele auf den Marktmechanismus auswirken. Werden die Allokationskalküle nicht über die Preise beeinflusst, so kann das Instrument nicht als marktkonform angesehen werden (Rennings et al. 1997, S. 83f.).

Die *ökonomische Effizienz* ist in bestimmten Fällen gewährleistet, da die betroffenen Unternehmen ihre Investitionsentscheidungen zur Vermeidung ohne jede staatliche Einflußnahme treffen können. Inwieweit das verhandelte Ziel kostenminimal erreicht werden kann, hängt im besonderen Maße von dem Verhalten einzelner Unternehmen innerhalb einer Branche ab. Entscheiden sich manche Akteure zum Trittbrettfahrertum, so kann dieses Kriterium als nicht erfüllt betrachtet werden (Bartmann 1996, S. 194ff.).

Zudem kann das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung, aufgrund des fehlenden Anreizes zu Technikinnovationen über das vereinbarte Reduktionsziel hinaus, als nicht *dynamisch effizient* bezeichnet werden.

Hinsichtlich der *institutionellen Beherrschbarkeit* ist anzumerken, daß die freiwillige Selbstverpflichtung ein Anreiz- und Kontrollproblem aufweist. Das Anreizproblem resultiert aus der Freiwilligkeit der Zusage zu Reduktionsanstrengungen. Das Kontrollproblem besteht, weil dem Staat Sanktionsmechanismen bei einer Nichteinhaltung der vereinbarten Ziele fehlen (Rennings et al. 1997, S. 103).

**Tabelle 6: Allgemeine Bewertung umweltpolitischer Instrumente**

	Zielkonformität		Systemkonformität	Effizienz		Institutionelle Beherrschbarkeit	
	Eignung zur Akuten Gefahren-Abwehr	Eignung Zur Risiko-Vorsorge		Statisch	dynamisch	Implementierung	Umsetzung
<b>Ordnungsrecht</b>							
Verwendungsauflagen (Gebote)	hoch	gering	gering	gering	gering	hoch	gering
Unterlassungsauflagen (Verbote)	sehr hoch		hoch			hoch	hoch
<b>Ökonomische Instrumente</b>							
Umweltabgaben	gering	hoch	hoch	hoch	hoch	mittel	hoch
Umweltzertifikate	gering	sehr hoch	hoch	hoch	hoch	gering	hoch
Umweltsubventionen	gering	bedingt	gering	gering	gering	hoch	gering
Umwelthaftungsrecht	gering	bedingt	hoch	mittel	mittel	hoch	gering
<b>Informatorische, organisatorische und freiwillige Maßnahmen</b>							
Inform. und organisat. Maßnahmen	gering	bedingt	hoch			hoch	hoch
Freiwillige Selbstverpflichtung	gering	bedingt	bedingt	gering	gering	hoch	bedingt

Quelle: Rennings et al. (1997), S. 10

## 5.2 Konkrete Bewertung hinsichtlich der Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr

Im nun folgenden Abschnitt, der den Kern dieser Arbeit repräsentiert, soll herausgearbeitet werden, mit welchem umweltpolitischen Instrument sich die Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland sinnvoll, zielgerichtet und effizient bewerkstelligen läßt. Zu diesem Zweck sollen die im vorherigen Abschnitt vorgestellten Maßnahmen auf den Verkehrsbereich zugeschnitten und analysiert werden. Dabei wird das Hauptaugenmerk auf der Fragestellung liegen, wie gut die einzelnen Instrumente die in Abschnitt 4.3 aufgestellten Kriterien zur Internalisierung erfüllen oder derart ausgestaltet werden können, daß die allgemeinen Defizite der Maßnahmen bei der konkreten Anwendung nicht mehr zum Tragen kommen. Am Ende dieses Abschnitts erfolgt in der Tabelle 11 ein abschließender Vergleich der hier diskutierten Instrumente.

### 5.2.1 Kriterien und allgemeine Ansätze zur Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr

Der deutsche Bundeskanzler Gerhard Schröder hat das CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel bis 2005 um 25% auf Basis des Jahres 1990 der Vorgängerregierung auf der 5. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention am 25.10.1999 nochmals bekräftigt. Welchen Reduktionsanteil der Verkehrssektor leisten muß, ließ der Kanzler dabei offen. Er stellt jedoch heraus, daß *„die Fahrleistungen im Verkehrsbereich und damit die CO<sub>2</sub>-Emissionen in den kommenden Jahre weiter zunehmen werden und unbedingt noch mehr geschehen muß, damit die erreichte Reduzierung der Schadstoffe, etwa im industriellen Bereich, nicht wieder zunichte gemacht werden“* (Schröder 1999). Es stellt sich daher die Frage, welches CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel die Bundesregierung im Pkw-Verkehr verfolgt, an dem man die Zielkonformität der Internalisierungsinstrumente messen kann. Naheliegender wäre ein Reduzierungsbeitrag des Pkw-Verkehrs um 25% bis 2005. Auch in der wissenschaftlichen Literatur herrscht keinerlei Einigkeit über den zu formulierenden CO<sub>2</sub>-Reduktionsbeitrag des Pkw-Verkehrs. Während die ehemalige Bundesregierung ein Reduktionsziel von 5% für den Straßenverkehr bis 2005 anstrebte (BMU 1998), fordert das Umweltbundesamt eine Reduktion im gleichen Zeitraum um 25%. (Groissen 1996, S. 115). Deshalb soll in dieser Arbeit das Kriterium der



Zielkonformität hauptsächlich dahingehend geprüft werden ob, und mit welcher Geschwindigkeit sich eine Reduktion von 25% erreichen läßt.

Des weiteren sollen die Maßnahmen auf ihre Systemkonformität, ihre ökonomische Effizienz und ihre institutionelle Beherrschbarkeit geprüft und mögliche Ausgestaltungen der Maßnahmen zur Minderung der instrumentellen Defizite vorgenommen werden.

Da zur Zeit keine ökonomisch oder ökologisch relevanten Filterungstechniken verfügbar sind, besteht ein proportionales Verhältnis der CO<sub>2</sub>-Emissionen zur Menge der eingesetzten fossilen Brennstoffe. Dies bedeutet für die Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr, daß der Anknüpfungspunkt zur Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen auch auf Seiten des der Treibstoffverbrauchs liegen kann. Die Reduzierung des Verbrauchs läßt sich z.B. durch Verzicht auf den Konsum von Treibstoff oder einer Steigerung der Energieeffizienz erreichen.

Im Allgemeinen bieten sich vier Ansatzmöglichkeiten zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr, deren Anknüpfungspunkte jeweils der Treibstoffverbrauch darstellt (Greenpeace 1999, S. 68):

- [1] Die Reduzierung der im Verkehr zurückgelegten Personenkilometer
- [2] Beförderung der Personen durch andere Verkehrsträger mit geringeren spezifischen Emissionen
- [3] Je Personenkilometer geringeren Treibstoffverbrauch durch Beeinflussung der Geschwindigkeit und des Fahrverhaltens
- [4] Reduzierung des Treibstoffverbrauchs durch effizientere Technologie

Ziel der Umweltpolitik muß es daher sein, mittels der Internalisierungsinstrumente und deren Ausgestaltung diese Ansätze zur Minderung des Kraftstoffverbrauchs positiv zu beeinflussen. Die Punkte [1] bis [3] setzen eine Umorientierung der Verkehrsteilnehmer voraus, während Punkt [4] allein durch die Bereitstellung treibstoffsparender Technologien erreicht werden kann.

## 5.2.2 Freiwillige Selbstverpflichtung in der Automobilindustrie

Im Jahr 1998 betrug der durchschnittliche Treibstoffverbrauch pro Pkw rund 7,7l/100km. Dies entspricht einem durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Ausstoß von 186,5 g/km (VDA 1999c). Die deutsche Automobilindustrie hat 1995 der Bundesregierung gegenüber eine freiwillige Zusage gemacht, den Treibstoffverbrauch von Pkw weiter zu senken. Darin verpflichtet sie sich, daß alle ab 2005 auf den Markt kommenden Pkw gegenüber dem Jahr 1990 einen im Durchschnitt um 25% niedrigeren Kraftstoffverbrauch aufweisen (BMU 1997, S. 148). Erweitert wurde diese Vereinbarung auf die durchschnittliche Reduzierung des Kraftstoffverbrauchs bis 2010 bei Pkw um 33% auf Basis des Jahres 1990 (BMU 1998). Ein neue freiwillige Vereinbarung wurde im Jahr 1997 zwischen der europäischen Automobilindustrie und der Europäischen Union getroffen. Sie hat die Absenkung der durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei neu zugelassenen Pkw bis zum Jahr 2008 um 25% auf Basis des Jahres 1995 zum Inhalt. Dies bedeutet eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen auf rund 140 g/km (2008) und entspräche einem durchschnittlichen Kraftstoffverbrauch von 6l/100km bei Pkw mit Ottomotor und 5,3l/100km bei Pkw mit Dieselmotor. Des weiteren sieht die Verpflichtung vor, bis zum Jahr 2003 einen Pkw mit einer maximalen CO<sub>2</sub>-Emission von 120 g/km auf den Markt zu bringen (VDA 1999a).

Ob die formulierten Umweltziele eingehalten werden, bleibt abzuwarten. Ihre Erfüllung hängt im wesentlichen davon ab, über welches Drohpotential, z.B. die Einführung einer Auflage zur Einhaltung eines durchschnittlichen Kraftstoffverbrauchs pro Pkw, die Politik verfügt, da die Automobilindustrie bei freiwilligen Vereinbarungen keine Sanktionen zu fürchten braucht.

Die Klagen der Automobilindustrie, daß „die zugestandenen Fristen zur Entwicklung technischer Lösungen [...] sich häufig als zu kurz erweisen“ (VDA 1999b), weisen daraufhin, daß die Automobilindustrie kein eigenes Interesse an einer drastischen Reduktion des Treibstoffverbrauchs hat. Dies verdeutlicht z.B. die massive Werbung der Automobilindustrie für Klimaanlage, deren Installation im Pkw zu einem Mehrverbrauch zwischen 0,6 und 1,1l je 100km sorgen (Greenpeace 1999, S. 34).

Im allgemeinen läßt sich feststellen, daß ein erhebliches Verbrauchssenkungspotential, z.B. durch Effizienzmaßnahmen, Gewichtsreduzierung und verbrauchssenkende Konstruktionsansätze, vorhanden ist. Dies illustriert die folgende Tabelle, die auf Berechnungen des DIW beruht und ein technisches Reduktionspotential der CO<sub>2</sub>-Emissionen bei neu zugelassenen Pkw von 48 bis 52% bis 2005 auf Basis des Jahres 1987 ausweist.

**Tabelle 7: Technische Reduktionspotentiale des Kraftstoffverbrauchs von Neufahrzeugen (Pkw) 1987 bis 2005**

Maßnahmenfeld	Verbrauchsreduktionspotential in %
Gewicht	6
Fahrtwiderstand	23
Wirkungsgrad	32
Nebenaggregate	3
Kraftstoffe	4
Leistungsminderung der Motoren um 30%	
(Ottokraftstoff)	13-19
(Diesekraftstoff)	5-15
<b>Gesamt</b> (ohne Überschneidungen)	<b>48-52</b>

Quelle: SRU (1996), S. 371

So liegt die Vermutung nahe, daß die deutsche Automobilindustrie die Defizite des Instruments der freiwilligen Selbstverpflichtung (siehe Abschnitt 5.1.4) für ihren Vorteil zu nutzen weiß und Umweltziele vereinbart werden, die von der Automobilindustrie ohnehin erreicht worden wären. Somit stellen die Verhandlungen zu den freiwilligen Selbstverpflichtungen eine Hinauszögerung von staatlichen Eingriffen mittels Auflagen oder Abgaben dar.

Es kommen also weiterhin die Defizite der freiwilligen Selbstverpflichtung zum Tragen und es ist festzuhalten, daß dieses Instrument sich nicht zur Internalisierung der externen Klimakosten eignet.

Die *Zielkonformität*, eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen um 25% bis 2005 auf Basis des Jahres 1990, kann auf keinen Fall gewährleistet werden. Dies liegt zum einen an den bereits angesprochenen Defiziten der freiwilligen Selbstverpflichtung. Zum anderen ist eine Reduktion des CO<sub>2</sub>-Austoß pro zurückgelegten Kilometer beim Pkw kein Garant für den Rückgang der gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr. Vielmehr können diese Einspareffekte durch einen Anstieg in der Nutzung von Pkw schnell überkompensiert werden. Dies ist besonders vor dem Hintergrund des bis zum Jahr 2020 prognostizierten Anstiegs der zurückgelegten Pkw-Kilometer auf 55 Mio., im Gegensatz zu 40 Mio. Pkw-Kilometer im Jahr

1995, zu berücksichtigen (Greenpeace 1999, S. 29). Selbst eine Reduktion der Emissionen um 5% scheint daher fraglich.

Auch die *Systemkonformität* des Instruments ist nur bedingt gegeben, da mit Hilfe der freiwilligen Selbstverpflichtung die Automobilindustrie zwar die freie Mittelwahl zur Umsetzung der Ziele hat, dabei aber nicht auf den Markt- und Preismechanismus, der die Knappheit des Gutes Umwelt darstellen soll, zurückgegriffen wird.

Innerhalb des Verbandes der Automobilindustrie wäre eine gesamtwirtschaftlich kostenminimale Absenkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Pkw nur dann möglich, wenn diejenigen Unternehmen innerhalb der Branche Reduktionsmaßnahmen durchführten, die dies zu geringsten Kosten tun können. Dies könnte theoretisch bewerkstelligt werden, indem z.B. Unternehmen A seine durchschnittlichen CO<sub>2</sub> pro Pkw auf 100g/km senkt, weil es die niedrigste Grenzvermeidungskosten aufweist. Während Unternehmen B die brancheninterne Erlaubnis erhält 180g CO<sub>2</sub>/km im Durchschnitt pro Pkw zu emittieren, da es eine Absenkung der Emissionen pro Pkw im Branchenvergleich nur zu höheren Kosten realisieren kann. So könnte im Idealfall bis 2008 eine kostenminimale Reduzierung der durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen auf 140 g/km auf Basis des Jahres 1995 sichergestellt werden. Weiterhin müßte die Einhaltung dieser Verpflichtung innerhalb des Verbands überwacht werden. Da eine derartige Verständigung innerhalb der Automobilbranche aus Konkurrenzgründen wahrscheinlich ausgeschlossen ist und ein Trittbrettfahrerverhalten von einzelnen Verbandsmitgliedern nicht verhindert werden kann, ist die *ökonomische Effizienz* dieses Instruments nicht gewährleistet. Ein Anreiz zur Senkung der durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen über das verhandelte Ziel hinaus ist ebenfalls nicht vorhanden.

Die *institutionelle Beherrschbarkeit* ist bei freiwilligen Selbstverpflichtungen zumeist aufgrund von verbandsinternen Verteilungskämpfe zwischen den Mitgliedern gefährdet. So heißt es im Jahresbericht 1993 des Umweltbundesamtes bezüglich der Gespräche, die das Umweltbundesamt mit Verbandsvertretern der deutschen Wirtschaft im Rahmen der Klimaschutzinitiative führte: „Die Gespräche offenbarten grundsätzliche Schwierigkeiten, wenn Selbstverpflichtungen von Verbänden verbindliche Anforderungen enthalten. Verbandserklärungen werden von vielen einzelnen Unternehmen nicht als verbindlich anerkannt. Sanktionen bei Nichteinhaltung der Verpflichtungen sind kaum möglich“ (UBA 1993, S. 167).

### 5.2.3 Auflagen

Die Umweltpolitik hat im Bereich der Auflagen folgende Ausgestaltungsmöglichkeiten zur Reduktion des CO<sub>2</sub>-Ausstosses bei Pkw:

- Grenzwertvorschriften zu CO<sub>2</sub>-Emissionen,
- Verbrauchsgrenzwerte,
- Geschwindigkeitsbeschränkungen und
- Fahrbeschränkungen.

Inwieweit diese zur Internalisierung externer Klimakosten herangezogen werden können, soll in diesem Abschnitt untersucht werden.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen macht deutlich, daß ordnungsrechtliche Maßnahmen voll ausgeschöpft werden sollten, solange keine preislichen Lösungen erarbeitet sind. Er empfahl schon 1994 vor allem die rechtsverbindliche Festlegung der Emissionsgrenzwerte für Kraftfahrzeuge ab 1995 und die ordnungsrechtliche Festlegung von EU-weiten Flottenverbrauchsbeschränkungen (SRU 1994, S. 276ff.). Gegenwärtig ist festzustellen, daß die Umweltpolitik diese Empfehlungen im ordnungsrechtlichen Rahmen nicht in die Praxis umgesetzt, sondern auf Drängen von Wirtschaftsverbänden auf das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung zurückgegriffen hat.

CO<sub>2</sub>-Emissionsgrenzwertvorschriften in Form von Geboten setzen bei den Herstellern von Pkw an. Ziel dieses Instruments ist eine Senkung der spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen bei Pkw. So kann z.B. ein Gesetz erlassen werden, daß die Hersteller dazu verpflichtet, bis zum Jahr 2008 alle Pkw, die aus der Produktion kommen, mit einem Motor auszurüsten, der nicht mehr als 140 g CO<sub>2</sub>/km ausstößt. Eine ähnliche Wirkung wie CO<sub>2</sub>-Emissionsgrenzwerte entfaltet auch das Instrument der Kraftstoffverbrauchsgrenzwerte, da wie bereits erläutert die CO<sub>2</sub>-Emissionen mit dem Treibstoffverbrauch korrelieren, so daß man diese beiden Instrumente als in ihrer Wirkung identisch bezeichnen kann.

Der Vorteil dieser Auflagen gegenüber der freiwilligen Selbstverpflichtung zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen hinsichtlich der *Zielkonformität* besteht darin, daß die Reduktionshöhe unabhängig von den Verhandlungen mit den Verbänden festgelegt wird und daher potentiell höher ausfällt. Des weiteren kann die Einhaltung der formulierten Ziele garantiert werden, da mit der Auflagenlösung erhebliche Sanktionsmechanismen bei Nichteinhaltung in Form von Geldbußen verbunden sind. Doch selbst bei einer strikten Befolgung dieser

Emissionsstandards ist die Erreichung eines bestimmten CO<sub>2</sub>-Reduktionsziels im Pkw-Verkehr durch das in den nächsten Jahren ansteigende Pkw-Aufkommen nicht gewährleistet. Zudem könnte der Besitz eines treibstoffsparsamen Pkw aufgrund der sinkenden Grenzkosten des Fahrens einen Anreiz zur erhöhten Nachfrage nach Fahrleistungen geben, falls der Kraftstoff nicht verteuert wird.

Ebenso wie bei der freiwilligen Selbstverpflichtung findet die Allokation des Gutes Umwelt nicht über einen Marktmechanismus statt, und die Automobilhersteller sind in ihren Handlungsspielräumen sehr eingeeignet. Somit sind auch bei der Implementierung eines durchschnittlichen Verbrauchsgrenzwertes die typischen Nachteile hinsichtlich der *Systemkonformität* einer Auflagenpolitik zu verzeichnen.

Größere Freiräume bezüglich der Möglichkeiten der Treibstoffreduzierung seitens der Automobilhersteller würde eine sogenannte Flottenverbrauchsbeschränkung bieten. Hierbei wird dem einzelnen Hersteller durch Festlegung von Durchschnittswerten für die gesamte Fahrzeugflotte die Möglichkeit gegeben, in unterschiedlichem Ausmaß bei einzelnen Fahrzeugtypen, je nach Höhe der Vermeidungskosten, den Treibstoffverbrauch abzusenken (SRU 1994, S. 277). Allerdings könnte dieses Vorgehen sich kontraproduktiv auf die CO<sub>2</sub>-Reduktionsbemühungen im Pkw-Verkehr auswirken, falls der Hersteller sich für eine mengenmäßig höhere Reduktion bei anderen Fahrzeugtypen (z.B. bei LKW) entscheidet. In dieser Hinsicht befindet sich aufgrund der Thematik diese Arbeit in einem Dilemma, da es gesamtwirtschaftlich sogar wünschenswert wäre, daß der Hersteller bei jenen Fahrzeugen Emissionen vermeidet, bei welchen dies zu den geringsten Kosten zu erreichen ist. Daher ist das Kriterium der *ökonomischen Effizienz* bei Flottenverbrauchsbeschränkung eher erfüllt als bei einer per Auflage verordneten fahrzeugtypenspezifischen Verbrauchsbeschränkung. Für die Gesamtheit der Automobilhersteller wäre eine kosteneffiziente Reduktion der Emissionen nur unter der Bedingung gegeben, daß diejenigen Hersteller die meisten Reduzierungsanstrengungen tätigen, welche die geringsten Vermeidungskosten aufweisen. Hierzu wären Informationen seitens des Staates über die individuellen Grenzvermeidungskosten der Hersteller nötig. Aus wettbewerbspolitischen Gesichtspunkten werden ihm diese von den Produzenten nicht hinreichend offengelegt.

Gebote zur Treibstoffreduzierung würden sich sehr wahrscheinlich am „Stand der Technik“ orientieren. Diese Vorgehensweise birgt generell die Gefahr, daß kein dynamischer Anreiz zur Absenkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen seitens der Automobilindustrie besteht, da sie befürchten muß, bei raschem technischen Fortschritt mit neuen Grenzwertvorschriften konfrontiert zu werden. Aus diesem Grund sollte die Umweltpolitik eine *„sukzessive Verschärfung der*

*verbindlichen Standards ankündigen*“ (SRU 1994, S. 276f.), um eine *dynamische Effizienz* zu gewährleisten. Ein Vorschlag wäre z.B. eine jährliche 5%-ige Reduzierung des verkaufsgewichteten durchschnittlichen Flottenverbrauchs auf Basis eines Ausgangsjahres. Erhebliche Widerstände seitens der Automobilhersteller bei der Implementierung einer Kraftstoffverbrauchsbeschränkung sind nicht zu erwarten, da die deutsche Industrie mit Auflagenlösungen vertraut ist, weil sie das in der Vergangenheit am häufigsten angewandte umweltpolitische Instrument darstellen. Auch der Vollzug der Auflage und der Kontrollaufwand dürften den staatlichen Behörden keine Probleme bereiten. Somit ist die *institutionelle Beherrschbarkeit* gewährleistet.

Anreize für eine Emissions- und Kraftstoffverbrauchsreduzierung mit Hilfe von Auflagen können auch auf Seiten der Pkw-Nutzer implementiert werden. Als Beispiele wären in diesem Bereich die Geschwindigkeitsbeschränkung und das Fahrverbot zu nennen. Beide Instrumente sollen im folgenden diskutiert werden, dabei soll allerdings keine explizite Prüfung mittels der Internalisierungskriterien erfolgen.

Da zwischen gefahrener Geschwindigkeit und dem Energieverbrauch ein allgemeiner Zusammenhang besteht, kann unter Umständen eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr durch gezielte Geschwindigkeitsbeschränkungen erzielt werden. Dabei ist zu beachten, daß der spezifische Treibstoffverbrauch mit steigender Reisegeschwindigkeit abnimmt, bei 70 km/h sein Minimum erreicht und in der Folge wieder stetig ansteigt (Maibach et al. 1992, S. 145). Nach einer Studie des Umweltbundesamtes hätte im Jahr 1990 eine Tempobeschränkung von 130 km/h auf den Autobahnen der westdeutschen Bundesländer zu einer Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Pkw auf Autobahnen von rund 6% geführt (SRU 1994, S. 278). Dies hätte eine reduzierte CO<sub>2</sub>-Menge von 0,25% der insgesamt ausgestoßenen Menge im früheren Bundesgebiet ergeben. Dieser Betrag sollte nicht als unbedeutend abgetan werden, da, um das angestrebte Reduktionsziel der Bundesregierung um 25% bis 2005 (Basisjahr 1995) zu erreichen, auch kleine einzelne Reduktionspotentiale erschlossen werden müssen.

Zudem könnte eine konsequente Geschwindigkeitsbeschränkung auf 130 km/h bei den Pkw-Nutzern den Anreiz zum Kauf eines PS-ärmeren und damit treibstoffsparenderen Pkw erhöhen. Zudem könnten bei einer Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Landstraßen auf z.B. 80 km/h weitere Energieeinsparungspotentiale erschlossen werden.

Fahrverbote dürfen durch den Staat nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) bei Überschreitungen von bestimmten Schadstoffkonzentrationswerten regional verhängt werden (SRU 1994, S. 278f.). Damit dienen sie zur akuten Gefahrenabwehr, wenn gesundheitliche Folgen durch Schadstoffemissionen des regionalen Pkw-Verkehr zu befürchten sind. Da CO<sub>2</sub>-Emissionen die menschliche Gesundheit nicht direkt und regional beeinflussen, stellen Fahrverbote kein sinnvolles Mittel zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs dar.

#### 5.2.4 Steuern und Abgaben

Den Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr versuchte die Umweltpolitik in der Vergangenheit mit Hilfe von ordnungsrechtlichen Maßnahmen und freiwilligen Selbstverpflichtungen der Automobilindustrie zu verhindern. Dabei wurden ökonomische Instrumente trotz Empfehlungen seitens von Verkehrsökonomern und internationalen Organisationen selten genutzt (IWW/ Infrac 1995). Doch wie bereits in den beiden vorangegangenen Abschnitten erläutert wurde, sind die ordnungsrechtlichen und freiwilligen Instrumente mit Defiziten hinsichtlich der Zielkonformität, der Marktkonformität und insbesondere der langfristigen dynamischen Effizienz behaftet. Inwieweit diese Kriterien von Abgabenlösungen besser erfüllt werden können, soll dieser Abschnitt analysieren.

Ansatzmöglichkeiten von Umweltabgaben im Pkw-Verkehr bieten sich auf der Verursacherebene bei Pkw-Besitzer und -Nutzer vornehmlich in drei Bereichen (Greenpeace 1999, S. 71)

- Autoerwerb: Dabei können durch die Erhöhung der Mehrwertsteuer oder durch die Implementierung anderer Steuern die Anschaffungskosten eines Pkw verteuert werden.
- Autohaltung: Beeinflussung der fixen Unterhaltskosten, z.B. durch die Erhöhung der Kraftfahrzeugsteuern.
- Autonutzung: Die variablen Unterhaltskosten lassen sich insbesondere durch den Kraftstoffpreis und Straßenbenutzungsgebühren beeinflussen.



### 5.2.4.1 Mehrwert- und Kfz-Steuer

In Dänemark wird der Neuwagenkauf mit einer Abgaben in Höhe des Mehrfachen des Herstellerpreises verteuert. Da nach einer Greenpeace-Studie die Kraftfahrzeugdichte sich aufgrund dieser Abgabenhöhe deutlich unter dem deutschen Niveau befindet, schlägt die Studie die Einführung einer nach Verbrauchsgesichtspunkten differenzierte Mehrwertsteuer beim Neukauf eines Pkw vor (Greenpeace 1999, S. 99). Dabei sollen Pkw mit einem Normverbrauch unter 3l/100km Benzinäquivalent mit einem MwSt-Satz von 7,5% und mit einem Verbrauch unter 4l/100km mit dem normalen MwSt-Satz belegt werden. Danach soll ein Anstieg der MwSt um 7,5% je 1l/100km bei einem Verbrauch von mehr als 4l/100km erfolgen. Die Studie erhofft sich durch diese Maßnahme eine positive Beeinflussung des Käuferverhaltens hin zu verbrauchsärmeren Pkw.

Bei der Neugestaltung der Kraftfahrzeugsteuer im Jahr 1999 wurde eine Spreizung der Kfz-Steuer für Pkw nach Normverbrauchs- und Abgaswerten vorgenommen. Sie hat die Steigerung der Attraktivität von verbrauchsreduzierten und emissionsärmeren Pkw zum Ziel. Zum einen sind Pkw mit einem Verbrauch von 3l/100km (90g CO<sub>2</sub>/km) und 5l/km (120g CO<sub>2</sub>/km) befristet steuerbefreit. Zum zweiten orientieren sich die jährlichen Steuern pro 100 ccm Hubraum nach Verbrauchs- oder Abgaswerten (ohne CO<sub>2</sub>).

Der niedrigste Steuersatz, der z.B. für die I. Gruppe (z.B. „3-Liter-Autos“) gilt, liegt pro angefangene 100 ccm bei 10 DM (Ottomotor) bzw. 27 DM (Dieselmotor). Er steigt bei zunehmenden Emissionen, wobei CO<sub>2</sub> nicht berücksichtigt wird, bis auf 49,60 DM (Ottomotor) bzw. 73,50 DM (Dieselmotor) je 100 ccm für die VI. Gruppe an (BMFi 1999a). Die Steuerstaffelung orientiert sich ab der Gruppe II an dem Ausstoß der klassischen Luftschadstoffe (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, etc.) und korreliert nicht direkt mit dem Treibstoffverbrauch der Pkw.

Begrüßenswert zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen mittels einer Kraftfahrzeugsteuer wäre, wie in der Greenpeace Studie vorgeschlagen, die Bemessung der Kfz-Steuerhöhe jedes Pkw am Treibstoffverbrauch auszurichten. Dann könnten Pkw mit einem geringeren Normverbrauch als 3l/100km mit einer Steuer von 10 DM pro 100 ccm Hubraum belastet werden und jede Verbrauchssteigerung um 1l/100 km zu Mehrkosten von je 10 DM pro 100 ccm führen (Greenpeace 1999, S. 100). Somit würden für ein Pkw mit einem Verbrauch zwischen 8,1 und 9l/100 km jährlich 70 DM pro 100 ccm zu entrichten sein.

Es muß an dieser Stelle allerdings erwähnt werden, daß die Internalisierung von anderen externen Effekten, z.B. Luftverschmutzung, weniger effizient sein würde, da die Luftverschmutzung in direkter Beziehung zum Volumen der einzelnen Abgase steht und nicht zum Benzinverbrauch.

Beide Maßnahmen, sowohl die verbrauchsorientierte MwSt beim Erwerb eines Pkw als auch die verbrauchsbezogene Kfz-Steuer, schaffen den langfristigen Anreiz zur Anschaffung eines emissionsärmeren Fahrzeugs. Allerdings besteht bei diesen Instrumenten keinerlei Anreiz, die Fahrtleistung zu vermindern, oder umweltschädigendes Fahrverhalten einzustellen. So steigt z.B. der Ausstoß von CO<sub>2</sub> besonders bei Kurzstrecken verbunden mit vielen Kaltstartphasen in höheren Geschwindigkeitsbereichen (siehe Abschnitt 5.2.3) und bei häufigen Beschleunigungsvorgängen deutlich an (SRU 1996, S. 280f.).

Somit kann eine Kfz-Steuer nicht als *zielkonformes Instrument* angesehen werden, da sie die Viel- und Langstreckenfahrer begünstigt und darüber hinaus als einmalige bzw. fixe Abgabe einen Fahrreiz ausübt.

Auf der anderen Seite können beide oben diskutierten Abgabenvarianten als *systemkonform* bezeichnet werden, weil die Nutzung des Gutes Umwelt sich in den Kaufpreisen und jährlichen Abgaben widerspiegelt und den Autokäufern die freie Wahl des Autotyps gelassen wird.

Inwieweit die gegenwärtige Kfz-Steuer ein angestrebtes Umweltziel *kosteneffizient* erfüllt, kann aufgrund von offenen Fragen nur unzureichend beantwortet werden. Hierzu zählt vor allem die Frage, ob eine kostenminimale CO<sub>2</sub>-Reduktion bei der geringeren Besteuerung von „3-Liter-Autos“ im Gegensatz zu einem Auto mit durchschnittlichen Verbrauchswerten (7,7l/100km) erreicht wird. Maßgeblich hängt dies von den Preisen der verschiedenen Autotypen ab. Es wäre z.B. im Detail zu analysieren, inwieweit die CO<sub>2</sub>-Emissionssenkung von einem Lupo SDI (119g/km) zu einem Lupo 3L TDI (81g/km) in Abhängigkeit von den Anschaffungskosten und den steuerlichen Vergünstigungen kostenminimal erreicht wird (VW 2000). Der Preis eines Lupo 3L TDI ist z.B. ca. 5000 DM teurer als ein Lupo SDI, hat eine jährliche Steuerersparnis von 162 DM gegenüber einem Lupo SDI (486 DM/Jahr) und ist 3 Jahre steuerbefreit (BMFi 1999a).

Des weiteren ist fraglich, ob die höhere Besteuerung von Diesel-Pkw in Anbetracht der Tatsache, daß die CO<sub>2</sub>-Emissionen von Dieselmotoren sogar um ca. 4% geringer sind als bei Ottomotoren, zu einer kostenminimalen Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen führt. Die dynamische Effizienz der Kfz – Steuer ist keinesfalls gegeben, da sie keinen Anreiz ausübt,

langfristige Innovationsprozesse zur Entwicklung von treibstoffsparsamen Pkw voranzutreiben.

Seit 1985 werden bei der Festlegung der Kfz-Steuer ökologische Folgewirkungen durch Einbeziehung des Emissionsverhaltens von Pkw berücksichtigt (SRU 1994, S. 281). Daher sind die Pkw-Nutzer und die zuständigen staatlichen Behörden mit diesem Instrument gut vertraut und die *institutionelle Beherrschbarkeit* gegeben. Hinsichtlich des Vorschlags einer rein verbrauchsbezogenen Kfz-Steuer räumen die Autoren der Greenpeace Studie selbstkritisch ein, daß „*die bisher mehrfache Veränderung der Bezugsgrundlage und der Steuerhöhen durch die vergangenen Kfz-Steuerreformen Ablehnung einer weiteren Modifikation provozieren*“ (Greenpeace 1999, S. 100) könnten. Auch eine Differenzierung der Mehrwertsteuer, die sich am Verbrauch des Neuwagen orientiert, ist aufgrund von erheblichen Widerständen in der Automobilindustrie und in der Bevölkerung wahrscheinlich kaum durchsetzbar. Der Implementierungs- und Vollzugsaufwand wäre allerdings in beiden Fällen gering und mit niedrigen Transaktionskosten zu gewährleisten.

#### 5.2.4.2 Mineralölsteuer

Eine kostenminimale Realisierung eines formulierten Umweltziels mit Hilfe von Abgaben läßt sich dadurch erreichen, daß die Abgabe möglichst nah am erwünschten Tatbestand ansetzt, um ökologische und ökonomische Effizienzverluste zu vermeiden. Für den Pkw-Verkehr bedeutet dieser Sachverhalt, daß die ideale Abgabe zur Internalisierung der externen Klimakosten die CO<sub>2</sub>-Emissionssteuer darstellt. Angesichts der technisch sehr aufwendigen Meßtechniken zur direkten Quantifizierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Pkw besteht die Alternative, die Abgabe an der Inputgröße Kraftstoff anzusetzen, da „*im Fall CO<sub>2</sub> eine indirekte Besteuerung der Emissionen über den Input praktisch äquivalent zu einer direkten Besteuerung*“ (Koschel/ Weinreich 1995, S. 14) ist. Dieser Sachverhalt liegt darin begründet, daß ein konstanter Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffgehalt eines fossilen Brennstoffs und den bei seiner Verbrennung freigesetzten CO<sub>2</sub>-Emissionen besteht, da keine ökonomisch sinnvollen Rückhalte- oder Vermeidungstechniken bei Pkw angewendet werden können (Meyer-Renschhausen/ Hagen 1998, S. 220f.).

Die Bundesregierung hat daher im Rahmen der „ökologischen Steuerreform“, die allgemein das Ziel verfolgt, die Umweltnutzung zu verteuern und durch das steuerliche Aufkommen im Gegenzug den Faktor Arbeit „günstiger“ zu gestalten, die Mineralölsteuer für Kraftstoffe seit

dem 1.4.1999 um 12 Pf./l erhöht. Es sollen weitere Anhebungen ab 1. Januar 2001 in drei Jahresstufen um jeweils 6Pf/l erfolgen. Somit beträgt der Mineralölsteuersatz für Otto-Kraftstoffe zur Zeit 1,10 DM und für Dieselkraftstoff 0,74 DM (DIW 1998, S. 274).

Völlige Befreiung von der Mineralölsteuer genießt der aus Rapsöl gewonnene Treibstoff Rapsmethylester (RME); eine Steuerermäßigung erhalten Erd- und Flüssiggas zum betreiben von Pkw bis zum 31.12.2009 (BMFi 1999b).

Aufgrund der andauernden Diskussion in der Öffentlichkeit um die „ökologische Steuerreform“ und die damit verbundene Anhebung der Mineralölsteuer soll dieses Instrument und die Vorgehensweise der Bundesregierung im Folgenden detailliert betrachtet und auf die Kriterien von Internalisierungsmaßnahmen geprüft werden.

Die Erreichung eines gesetzten umweltpolitischen CO<sub>2</sub>-Reduktionsziels im Pkw-Verkehr durch eine Erhöhung der Mineralölsteuer hängt im wesentlichen von folgenden drei Faktoren ab (Meyer-Renschhausen/ Hagen 1998, S. 221):

- der Höhe des Steuersatzes,
- die Reaktion der Pkw-Nutzer gemessen mittels der Preiselastizität der Kraftstoffnachfrage und
- der künftigen Nachfrageentwicklung (zukünftiges Pkw-Aufkommen).

Ist die Höhe einer Anhebung der Mineralölsteuer vorgegeben, haben die Verbraucher die Möglichkeit, auf diese Preiserhöhung zu reagieren. Dabei werden kurzfristige und langfristige Reaktionen unterschieden (Dreher et al. 1999, S. 12).

Unter langfristigen Reaktionen lassen sich Veränderungen des Kapitalstocks der Pkw-Fahrer zusammenfassen. So kann ein deutlicher Preisanstieg der Mineralölsteuer zu Neu- oder Ersatzinvestitionen mit dem Ziel der Effizienzsteigerung von Pkw-Motoren, z.B. geringer Verbrauch, auf seiten der Betroffenen führen. Angesichts der durchschnittlichen Lebensdauer eines Pkw kann dieser Prozeß in der gesamten Pkw-Flotte längere Zeit in Anspruch nehmen. Es ist daher davon auszugehen, daß die langfristigen Reaktionen der Pkw-Fahrer auf die von der Bundesregierung vorgenommene Mineralölsteuererhöhung nur in geringem Maße zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr bis 2005 beitragen.

Unter kurzfristigen Reaktionen werden solche verstanden, die der Pkw-Fahrer ohne Investitionen realisiert. Darunter fallen hauptsächlich Verhaltensänderungen, die zu einer Reduzierung der gefahrenen Pkw-Kilometer führen. Das Ausmaß der Reduzierung ist dabei

abhängig von den ökonomischen Randbedingungen, Einkommen, Freizeit und Motorisierungsgrad, des Pkw-Halters (Dreher et al. 1999, S. 12). Es ist daher zu erwarten, daß die kurzfristigen Reaktionen hauptsächlich zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis 2005 beitragen werden.

Inwieweit dies der Falls sein wird, kann durch die Ermittlung der Preiselastizität bei einer Mineralölsteueranhebung prognostiziert werden. Elastizität bedeutet in diesem Kontext das Verhältnis einer Reduzierung der gefahrenen Pkw-Kilometer zur Anhebung des Kraftstoffpreises.

So schätzt eine Studie des IIP, daß die Erhöhung der Mineralölsteuer um 6Pf/l zu einer kurzfristigen Preiselastizität von  $-0,16$  im Personenverkehrsbereich führt. Dies würde nach den Autoren, die von einem dreiprozentigen Anstieg der Personenverkehrsleistung bei stabilen Preisen ausgehen, bedeuten, daß sich das Wachstum der Verkehrsleistung pro Jahr durch die Mineralölsteuererhöhung nur auf 2,5% beschränken läßt und damit zu keiner Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Personenverkehr führen kann (Dreher et al. 1999, S. 15).

Die Studie kommt zu dem Schluß, daß erst ab einer Erhöhung des Kraftstoffpreises um ca. 35 Pf/l die Pkw-Nutzer ihre langfristigen Reaktionen vorverlegen und kurzfristig in eine Effizienzsteigerung investieren.

Auch die Studie von Rommerskirchen kommt zu dem Ergebnis, daß sich eine spürbare Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen des gesamten Verkehrs nur durch eine erheblichen Anstieg der Mineralölsteuer erreichen läßt (Rommerskirchen 1992, S. 57ff.). Die Studie ermittelt, daß für einen Rückgang der CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrs um 7% in 2005 auf Basis des Jahres 1987 im Zeitraum von 1990 bis 2005 eine jährliche Mineralölsteueranhebung von 23 Pf (gemittelt für Otto- und Dieselmotoren) stattfinden müßte, so daß 2005 der gemittelte Kraftstoffpreis 4,60 DM betragen hätte.

Da sich beide Studien auf den Personenverkehr bzw. auf den gesamten Verkehr beziehen, können die Ergebnisse natürlich nur einen Anhaltspunkt für die Reaktionen auf eine Mineralölsteueranhebung im Pkw-Verkehr bieten. Allerdings macht gerade die Studie des IIP deutlich, daß die „ökologische Steuerreform“ in ihrer gegenwärtigen Konzeption aufgrund ihrer zu schwachen Anreize zur Energieeffizienz nur bedingt als zielkonformes Instrument zur Internalisierung der externen Kosten des Pkw-Verkehrs bezeichnet werden kann.

Allerdings läßt sich die Mineralölsteuer durchaus derart gestalten, daß sie das Kriterium *Zielkonformität* erfüllt. Zu diesem Zweck müßte sie langfristig mittels planungssicheren und hohen jährlichen Steueranhebungen implementiert werden, damit die Pkw-Nutzer möglichst früh einen Anreiz zur CO<sub>2</sub>-Reduktion erfahren. Problematisch könnte diese Vorgehensweise

nur sein, wenn europaweit keine Erhöhung der Mineralölsteuer in Kraft tritt, weil dann der zu befürchtende „Benzintourismus“ in grenznahen Bereichen dieses Ziel zu unterhöhlen droht (Bleijenberg 1994, S. 104.f.).

Des Weiteren besteht dringender Handlungsbedarf hinsichtlich den immer noch bestehenden steuerlichen Vergünstigungen von Dieselmotoren. Diese Vorzugsbesteuerung hat dazu geführt, daß in der Vergangenheit ein erhebliches Wachstum des Marktes für Pkw mit Dieselmotoren stattfand. Dieser Sachverhalt ist nicht akzeptabel, da Dieselmotoren zwar verbrauchsgünstiger sind als Benzinmotoren, der Kohlenstoffgehalt pro Liter jedoch ähnlich hoch liegt wie bei Otto-Kraftstoffen liegt (EU Kommission 1995, S. 37). Daher sollte auf die Bemessungsgrundlage der Mineralölsteuer anhand der Emissionswerte aller Kraftstoffe zurückgegriffen werden, damit die Steuersätze sich automatisch angleichen.

Die Mineralölsteuer stellt ein *systemkonformes Instrument* zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs dar. Dies liegt vor allem daran, daß sie die notwendigen Preissignale für einen effizienteren Umgang mit dem Treibstoff an die Pkw-Nutzer aussendet und die Kosten zur Absenkung der CO<sub>2</sub>-Emissionen dem Emittenten anlastet. Der Pkw-Nutzer behält bei einer Anhebung der Mineralölsteuer die volle Entscheidungsfreiheit, weil er entscheiden kann, ob er keine Anpassungsmaßnahmen tätigt, mit dem Kraftstoff effizient haushaltet oder sogar gänzlich auf Fahrten mit dem Pkw verzichtet, da ihm auch andere Beförderungsmittel zur Auswahl stehen. Die mögliche Gefährdung der Systemkonformität durch verteilungspolitische Probleme, die durch die regressive Wirkung der Mineralölsteuer bestehen, sind von Koschel und Weinreich diskutiert worden, sollen hier aber nicht behandelt werden (Koschel/ Weinreich 1995, S. 30f.).

Die Mineralölsteuer ist als ein Instrument anzusehen, mit dem die Internalisierung der externen Klimakosten bei Pkw *kostenineffizient* gelöst werden kann, da diejenigen Pkw-Nutzer mit den geringsten Vermeidungskosten CO<sub>2</sub>-Emissionen vermeiden. Dies bezieht auch Anpassungsreaktionen wie z.B. defensives und langsames Fahrverhalten mit ein, da dies für die Pkw-Nutzer ein Zeitverlust und somit Kosten repräsentiert. Auch die *dynamische Effizienz* ist bei einer langfristigen und von der Politik angekündigten Anhebung der Mineralölsteuer gegeben, weil die Pkw-Nutzer einen ständigen Anreiz zur Reduzierung ihrer CO<sub>2</sub>-Emissionen haben. Einbußen bezüglich der ökonomischen Effizienz sind allerdings aufgrund der Unkenntnis über die Grenzvermeidungskostenkurve der Pkw-Fahrer seitens des Staates und der daraus resultierenden Probleme bei der zielgenauen Bestimmung des optimalen Mineralölsteuerniveaus nicht zu vermeiden.

Bei der Ausgestaltung der Mineralölsteuererhöhung im Rahmen der „ökologischen Steuerreform“ hat sich gezeigt, daß eine konsequente Umsetzung der Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs nicht stattgefunden hat. Dieser Sachverhalt läßt vermuten, daß die Politik durch Widerstände von politischen Interessengruppen und der Bevölkerung die anzustrebenden Preissignale im politischen Prozeß verwässert hat. So bezeichnete der Verband der Automobilindustrie die „ökologische Steuerreform“ als „ein Versuch, die finanzpolitischen Probleme der Gesellschaft über das Automobil zu lösen“ (VDA 1999d), und der Bund der Steuerzahler sprach davon, daß der Autofahrer immer mehr „zur Melkkuh der Nation werde“ (Mannheimer Morgen 23.11.99, S. 3). Angesichts solcher Widerstände scheint die *institutionelle Beherrschbarkeit* bedroht.

Dagegen dürfte sich bei ausreichender politischer Durchsetzungskraft eine Internalisierung über die Mineralölsteuer relativ leicht und mit den geringsten Transaktionskosten im Vergleich zu anderen Maßnahmen implementieren und vollziehen lassen, da die bestehenden Institutionen auf seiten des Bundesfinanzministeriums und den Mineralölunternehmen bereits vorhanden sind.

Erwähnt werden muß auch die steuerlich anrechenbare Kilometerpauschale für Pkw. Sie sollte nach dem Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in eine verkehrsmittelunabhängige Entfernungspauschale umgewandelt werden, weil sie einen Anreiz bietet, den Pkw zu Lasten anderer CO<sub>2</sub>-ärmerer Verkehrsmittel bei der Fahrt zum Arbeitsplatz zu bevorzugen, und sie damit die *Zielkonformität* einer Mineralölsteueranhebung bedrohen kann (SRU 1996, S. 398).

#### 5.2.4.3 Road-Pricing

Gegenwärtig werden in einigen europäischen Nachbarländern, z.B. in der Schweiz, in Norwegen und in Portugal, Straßenbenutzungsgebühren erhoben (EU-Kommission 1998, S. 10). Im allgemeinen dient diese Abgabe zur Finanzierung von Straßenanlagen. Ihre Aufgabe ist es, die staatlichen Kosten für Bau, Betrieb und Instandhaltung der Infrastruktur, sogenannte Wegekosten, zu decken.

So ist z.B. seit Anfang 1990 die Einfahrt für Pkw in die Innenstädte von Oslo, Bergen und Trondheim gebührenpflichtig (Teufel et al. 1994, S. 62). Dabei können die Verkehrsteilnehmer wählen, auf welche Weise sie die Abgaben an den dafür vorgesehenen Zahlstellen entrichten wollen. Die fortschrittlichste Methode stellt die elektronische

Gebührenerfassung mit Hilfe von Kennkarten dar, die bei den Pkw hinter dem Rückspiegel befestigt sind. Dadurch wird der Fahrer des Fahrzeugs nicht zum Anhalten gezwungen, und die Kennkarten sind im voraus zu erwerben. Im Trondheimer Einzugsbereich verfügen mittlerweile 80% aller Pkw-Fahrer über diese elektronische Einrichtung. Alternativ können die Gebühren auch an Münzautomaten entrichtet werden.

In Singapur dagegen wird durch die Bepreisung der Verkehrswege im Stadtkern versucht, die Verkehrsnachfrage auf den beschränkten Verkehrsflächen der Stadt zu regulieren. Die Höhe der Benutzungsgebühr orientiert sich daher an der verkehrlichen Auslastung der Straßen. So werden zu Spitzenbelastungszeiten die höchsten Gebühren erhoben, um eine Überlastung der Straßenkapazität zu unterbinden und Verkehrsstaus zu verhindern. Auch in Singapur wird zu diesem Zweck ein fortschrittliches elektronisches Gebühreneinzugssystem verwendet, welches die Gebühr mittels eines automatischen Fahrzeugerkennungssystems während der Fahrt abbucht (SRU 1994, S. 283).

In Deutschland werden zur Zeit zwei unterschiedliche Straßenbenutzungsgebühren diskutiert, die beide Finanzierungszwecke verfolgen und keine Verkehrslenkungsaufgabe wie in Singapur erfüllen.

Es wäre zum einen die 1993 harmonisierte Autobahnnutzungsgebühr (ABBG) für LKW, auch „Eurovignette“ genannt, zu erwähnen, deren Sätze am 1. Januar 1999 für die teilnehmenden Staaten, Belgien, Niederlande, Luxemburg, Dänemark, Schweden und Deutschland, neu festgelegt wurden. Nach diesem Beschluß müssen Lkw, welche die Autobahnen dieser Länder benutzen, eine Gebühr in Abhängigkeit von Anzahl und Last der Achsen entrichten. Der maximale Betrag fällt dabei für LKW mit einem zulässigen Gesamtgewicht von 36 – 40 t an, für die eine jährliche Gebühr von 2449,44 DM zu entrichten ist (BAG 1998).

Zum anderen ermöglicht das 1994 in Kraft getretene Fernstraßenbauprivatfinanzierungsgesetz (FstrPrivFinG) die Erhebung von Straßenbenutzungsgebühren für neu installierte und privat finanzierte Autobahnen, Brücken, Tunnel und Gebirgspässe (Roßnagel/ Pordesch 1995, S. 115).

Es läßt sich somit feststellen, daß in einigen Ländern bereits Straßenbenutzungsgebühren eingeführt worden sind, die Finanzierungs- oder Verkehrslenkungsziele verfolgen, und entweder pauschal für einen gewissen Zeitraum erhoben werden (z.B. Eurovignette) oder nur bei der Benutzung der bepreisten Strecken (z.B. in Singapur und Oslo) anfallen. Zusätzlich könnten Straßenbenutzungsgebühren nach Meinung des Rats von Sachverständigen für



Umweltfragen auch zur Internalisierung der externen Kosten des Verkehrs genutzt werden (SRU 1994, S. 283). Daher ist im Folgenden zu untersuchen, inwieweit die Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland durch die Ausgestaltung eines elektronischen Road-Pricing-Systems erreicht werden kann. Die Implementierung einer jährlichen und pauschalen Verkehrsabgabe, wie die Eurovignette für LKW, ist für den Pkw-Verkehr abzulehnen, da sie in ihrer Wirkung und ihren Defiziten der Kfz-Steuer sehr ähnlich ist.

Theoretisch ließe sich zur Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr eine Abgabe in Form einer CO<sub>2</sub>-Emissionssteuer implementieren, deren Höhe sich pro emittierte Tonne CO<sub>2</sub> im Pkw-Verkehr z.B. mit Hilfe des Standard-Preis-Ansatzes oder der Pigouschen-Steuerlösung ergebe. In diesem Fall müßte jeder Pkw-Fahrer individuell nach seinem Treibstoffverbrauch und seinen CO<sub>2</sub>-Emissionen pro verbrauchten Liter Kraftstoff für eine bestimmte Wegstrecke einen Abgabebetrag leisten. Dieses Abgabesystem setzt allerdings voraus, daß der Staat die vollständige Information über die zurückgelegte Wegstrecke jedes Pkw-Fahrers sowie seine individuellen Verbrauchs- und CO<sub>2</sub>-Emissionsdaten hat. Einen Lösungsansatz bietet in diesem Fall das elektronische Road-Pricing-Konzept, das wie bereits eingangs erwähnt schon regional begrenzt Anwendung findet. Sollen jedoch alle Pkw-Fahrten in diesem System registriert werden, so muß das Road-Pricing flächendeckend eingeführt und alle deutschen Straßen berücksichtigt werden.

Während in Singapur und den norwegischen Innenstädten elektronische Gebührensysteme mit Nahbereichskommunikation zwischen Fahrzeugen und Einrichtungen am Straßenrand eingeführt wurden, wäre dies aus Gründen des Aufwands für ein deutsches flächendeckendes Road-Pricing-System nicht praktikabel, da an jeder Straßenkreuzung eine Zählstelle nötig wäre, um alle Pkw-Fahrer zu erfassen. Hier würde sich ein Satellitenortungssystem (GNSS) in Verbindung mit einer Mobilfunktechnologie (GSM) anbieten (EU Kommission 1998, S. 4ff.). Das GNSS hätte die Fähigkeit, mit einer Bordeinrichtung in den Pkw zu kommunizieren und Daten über die zurückgelegte Strecke, den Benzinverbrauch und die Emissionsdaten des Pkw abzufragen. Während das GSM die Aufgabe übernehmen würde, auf Basis dieser Werte einen Abgabebetrag von dem Konto des Halters des Pkw abzubuchen.

Das diese Vorgehensweise nicht nur „Zukunftsmusik“ ist, verdeutlicht die Tatsache, daß für GNSS und GSM die Basistechnologien bereits erprobt sind und einige europäische Staaten dieses System in naher Zukunft einsetzen möchten (EU Kommission 1998, S. 6).

Ein angestrebtes CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel im Pkw-Verkehr läßt sich mit dem elektronischen Road-Pricing nur dann erreichen, wenn jeder Pkw in Deutschland über eine mit dem System kompatible Bordeinrichtung verfügt und die notwendigen Satellitensysteme installiert sind. In Zukunft dürfte dies generell möglich sein, doch zu einer CO<sub>2</sub>-Reduktion bis 2005 kann dieses Instrument vermutlich nicht beitragen. Im Allgemeinen jedoch ist das Road-Pricing ebenso zielkonform wie eine Anhebung des Mineralölsteuersatzes, da die Wirkungen einer Inputsteuer auf Treibstoff und einer CO<sub>2</sub>-Emissionssteuer gleich sind (siehe Abschnitt 6.2.4.2). In beiden Fällen hängt die *Zielkonformität* von der Höhe der Abgabe, der Elastizität der Nachfrage nach Treibstoff und dem zukünftigen Pkw-Aufkommen ab. Allerdings muß bedacht werden, daß möglicherweise ein Anreiz zur Manipulation des Datenerfassungssystems innerhalb des Pkw besteht.

Auch hinsichtlich der *Systemkonformität* unterscheidet sich die Internalisierung über eine Mineralölsteuererhöhung nur wenig vom Road-Pricing, da bei beiden Maßnahmen eindeutige Preissignale an den Verursacher des externen Effekts vermittelt werden und dem Pkw-Fahrer ein großer Spielraum zur Vermeidung der CO<sub>2</sub>-Emissionen gelassen wird. Problematisch erscheint beim Road-Pricing allerdings die Berücksichtigung des Datenschutzes, da aus den entstehenden Datenbanken „*Bewegungsprofile ermittelt werden könnten, die mit dem Schutz der Persönlichkeit wohl unvereinbar sind*“ (Teufel et al. 1994, S. 60). Es besteht somit dringender Bedarf, die elektronischen Systeme rechtlich unanfechtbar auszugestalten.

Da beim Road-Pricing, ebenso wie bei der Mineralölsteuer, diejenigen Pkw-Fahrer ihre CO<sub>2</sub>-Emissionen reduzieren, welche die geringsten Vermeidungskosten aufweisen, ist die *ökonomische Effizienz* des Instruments gewährleistet. Zudem besteht ein stetiger Anreiz für die Pkw-Fahrer, weniger CO<sub>2</sub> zu emittieren, wenn der Staat die Emissionssteuern dynamisch ansteigen läßt. Schwierig gestaltet sich nur die Ermittlung eines optimalen Abgabesatzes, der wie bei der Mineralölsteuer über ein langfristiges „trial-and-error“-Verfahren ermittelt werden muß.

Nachteilig gegenüber der Internalisierung mittels einer Mineralölsteuer sind beim Road-Pricing die vermutlich hohen Transaktionskosten zur Installation der notwendigen Technologien. Doch ist zu erwarten, daß die Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr mittels des elektronischen Road-Pricing zeitgleich oder nach der Anlastung der Wegekosten und anderer externer Effekte (z.B. Lärm und Luftverschmutzung) auf Basis dieses Systems erfolgt und daher die Kosten für die Implementierung geringer ausfallen werden (Rothengatter 1994, S. 129).

Allerdings ist trotz allem mit heftigen Widerständen von politischen Interessenvertretungen und Verkehrsteilnehmern aufgrund mangelnder Erfahrung mit Straßenbenutzungsgebühren in Deutschland zu rechnen (Kühn 1996, S. 26).

### 5.2.5 Zertifikatehandel

Basierend auf der Darstellung des im Abschnitt 5.1.3 vorgestellten Funktionsmechanismus eines Zertifikatehandels werden in diesem Unterkapitel Vorschläge zur Implementierung eines solchen Systems zur Internalisierung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr gemacht und bewertet. Zu diesem Zweck sind zwei Konzepte denkbar, die im Folgenden vertieft behandelt werden und sich durch die Wahl des Zertifikatepflichtigen in der Wertschöpfungskette unterscheiden. Zum einen wäre das sogenannte „*Downstream*“-Modell zu nennen (Abschnitt 5.2.5.1). Bei diesem Instrument erhalten die Pkw-Nutzer vom Staat eine festgelegte Menge an Zertifikaten, welche zum Ausstoß von CO<sub>2</sub>-Emissionen berechtigen, diese werden vom Staat frei zugeteilt oder müssen im Zuge einer Zertifikateauktion ersteigert werden.

Bei einem „*Upstream*“-Konzept (Abschnitt 5.2.5.2) werden an Produzenten und Importeuren von Rohöl Zertifikate über bestimmte Mengen an Kohlenstoff vergeben.

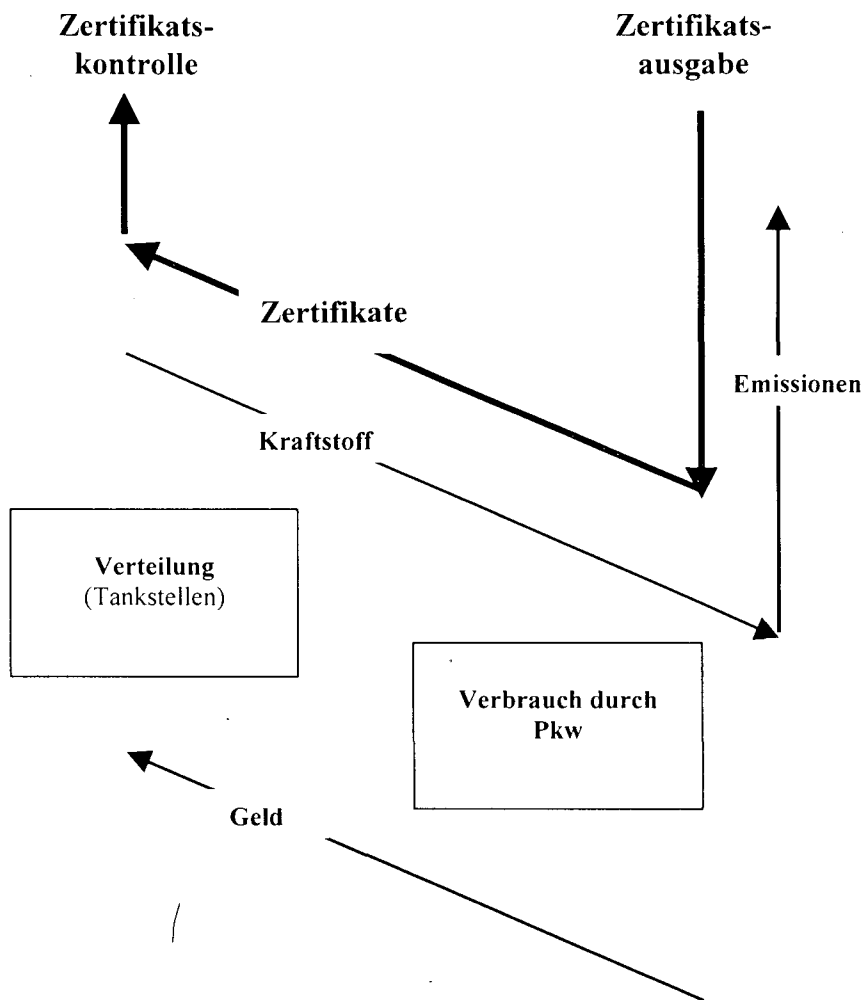
In beiden Fällen wird durch die staatlich festgelegte Zertifikatmenge und jährliche Abwertung der Zertifikate theoretisch die Einhaltung eines gewünschten CO<sub>2</sub>-Reduktionszieles erreicht. Die Funktionsmechanismen weisen allerdings grundlegende Unterschiede auf, und beide Konzepte besitzen sowohl Vor- als auch Nachteile. Sie sollen an dieser Stelle herausgearbeitet und die beiden Konzepte hinsichtlich der in Abschnitt 4.3 aufgestellten Kriterien zur Internalisierung geprüft werden. Im Abschnitt 5.2.5.3 wird auf die Möglichkeiten zur intersektoralen CO<sub>2</sub>-Reduzierung mit Hilfe von Zertifikatesystemen eingegangen.

#### 5.2.5.1 „*Downstream*“-Konzept

Durch die Ausgabe von Zertifikaten mittels eines „*Downstream*“-Konzepts an diejenigen Wirtschaftssubjekte, die für die Umwandlung der kohlenstoffhaltigen Energieträger in Endenergie und die direkte Entstehung von Emissionen verantwortlich sind, wird eine enge

Bindung an den Emissionsvorgang hergestellt. Wie bereits in Abschnitt 5.1.4 ausgeführt wurden bisher Erfahrungen mit diesem Konzept nur bei einer überschaubaren Anzahl von Emissionsquellen bei Kraftwerken und Industrieunternehmen in den USA gemacht. Dabei könnte das Monitoring (Überwachung) der Emissionen aufgrund der kleinen Anzahl von Zertifikatepflichtigen direkt bei den Unternehmen stattfinden, an welche auch die Zertifikate ausgegeben wurden. Dies würde aufgrund der hohen Anzahl von Emittenten im Pkw-Verkehr aus ökonomischer Sicht scheitern.

Denkbar wäre allerdings, daß Pkw-Besitzer in der Höhe ihrer vorhergehenden jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen ihres Pkw Zertifikate zugeteilt bekommen oder diese an einer Börse ersteigern müssen. Der Bestand an Zertifikaten eines Pkw-Fahrers könnte auf einer elektronischen Chipkarte gespeichert sein und bei jedem Tankvorgang würde sich die Anzahl der Zertifikate in Abhängigkeit von der getankten Menge und des Kohlenstoffgehalts des Kraftstoffs verringern. Der Staat muß dabei die Kontrollfunktion an den Tankstellen übernehmen. Diese handelbaren Nutzungsrechte könnten jedes Jahr ausgegeben werden und zu jedem neuerlichen Vergabezeitpunkt um einen bestimmten Prozentsatz reduziert werden. Damit würde im Gegensatz zu den Systemen in den USA das Monitoring nicht bei den Emittenten sondern bei einer begrenzten Zahl von Tankstellen stattfinden. Die folgende Abbildung 8 stellt diesen Ansatz schematisch dar.

**Abbildung 9: Das „Downstream“-Konzept**

Quelle: Greenpeace (1999), S. 93

Lässt man das Phänomen des „Benzintourismus“ unberücksichtigt, kann mit dieser Maßnahme ein Reduktionsziel der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Verkehr von 25% bis 2005 auf Basis des Jahres 1990 erreicht werden. Somit kann diese Maßnahme als *zielkonform* bezeichnet werden und eignet sich daher theoretisch zu einer verlässlichen Eindämmung der externen Klimakosten im Pkw-Verkehr. Dies liegt vor allem darin begründet, daß im Gegensatz zu einer Mineralölsteuererhöhung bei der „Downstream“-Lösung die CO<sub>2</sub>-Emissionsmenge von vornherein festgelegt ist und nicht durch die Bepreisung des Kraftstoffes erreicht werden soll. Das Kriterium der *Systemkonformität* ist erfüllt, da zum einen die Verursacher der Emissionen direkt reguliert werden und sie einen großen Handlungsspielraum hinsichtlich ihrer Reaktionen auf ein Zertifikatesystem haben. Sie können sich frei entscheiden, ob sie ihre CO<sub>2</sub>-Emissionen durch Anschaffung treibstoffsparsamerer und emissionsärmerer Pkw,

verändertes Fahrverhalten oder Einschränkungen ihrer mit dem Pkw zurückgelegten Distanzen reduzieren und gegebenenfalls sogar nicht genutzte Zertifikate verkaufen. Selbstverständlich können sich die Pkw-Fahrer nach Abwägung ihrer Vermeidungskosten auch dazu entscheiden, keine Vermeidungsmaßnahmen zu tätigen und zusätzliche Zertifikate anzukaufen. Zum anderen wird bei einem Zertifikatehandel die Knappheit des Gutes Umwelt durch die Zertifikatspreise ausgedrückt.

Auch die kostenminimale Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Pkw-Sektor ist gewährleistet, da diejenigen Pkw-Fahrer ihre Emissionen verringern, bei denen die Vermeidungskosten unterhalb des Zertifikatspreises liegen. Somit ist dieses Instrument sowohl *statisch* als auch *dynamisch effizient*, weil eine stetige und transparente Abwertung der Nutzungsrechte dynamische Anreize zur Kraftstoffeinsparung im Pkw-Verkehr vermittelt.

Trotz aller eingangs dargestellten Vorzüge eines Zertifikatehandels auf Basis eines „Downstream“-Modells im Pkw-Verkehr ist jedoch die Einführung dieses Instruments mit Rücksicht auf die *institutionelle Beherrschbarkeit* diskussionswürdig. Neben den zu erwartenden Widerständen der Mitglieder des Mineralölverbandes und in der Bevölkerung wird die institutionelle Beherrschbarkeit und möglicherweise die ökonomische Effizienz durch die hohen Transaktionskosten bedroht. Deshalb wird auf diese Problematik im Folgenden näher eingegangen und an entsprechenden Stellen Lösungsvorschläge gemacht.

Hinsichtlich eines Zertifikatehandels auf Basis eines „Downstream“-Modells sind drei Kostenarten der Transaktionskosten von besonderer Bedeutung (Brockmann et al. 1999, S. 100f.):

- *Informationskosten:*

Sie fallen bei einer „Downstream“-Lösung bei den Pkw-Fahrern an und entstehen durch die Anpassungsreaktionen der Emittenten auf das Zertifikatesystem und durch die Suche nach Transaktionspartnern.

- *Verwaltungskosten:*

Sie werden vom Staat getragen und resultieren aus der Installierung und Überwachung eines Handelsplatzes für die Zertifikate und einer Institution, welche die jährlichen Ausgabemengen an Zertifikaten für die einzelnen Pkw-Fahrer bestimmt.

- *Monitoring-Kosten:*

Sie fallen bei einer „Downstream“-Lösung auf Seiten des Staates an. Er muß die elektronischen Abbuchungsstellen an den Zapfsäulen installieren und ihre Funktionstüchtigkeit gewährleisten. Des weiteren muß der Staat dafür Sorge tragen, daß keine Ausgabe von Treibstoff ohne Zertifikat an den Tankstellen stattfindet.

Das Ziel bei einer Ausgestaltung eines Zertifikatesystems für den Pkw-Verkehr muß es sein, die oben aufgeführten Kostenarten möglichst minimal zu halten. In diesem Licht besehen sollte daher möglichst eine kostenlose Erstvergabe der Nutzungsrechte vom Staat erfolgen, da bei einer Auktion die *Informationskosten* sehr hoch ausfallen würden. Dies liegt darin begründet, daß jeder Pkw-Besitzer im vornherein kalkulieren müßte, welche Menge an Zertifikaten er für das kommende Jahr benötigt und welchen Preis er für diese Mobilität zu zahlen bereit ist.

Aus „*Gründen des Datenschutzes*“ (Telefongespräch mit dem Kraftfahrtbundesamt, 7.1.2000) liegen leider keine Angaben über die Anzahl der Pkw-Halter vor, der Bestand an Pkw allerdings betrug etwa 42.323.000 (Statistisches Bundesamt 1999). Die Zahl der Pkw-Halter liegt wahrscheinlich darunter, da der Besitz von „Zweitwagen“ berücksichtigt werden muß.

Bei einer kostenlosen Vergabe der Emissionsrechte durch den Staat dürfte allerdings keine Zuteilung an die Pkw-Fahrer in Höhe der im Vorjahr ausgestoßenen CO<sub>2</sub>-Emissionen erfolgen, da der nötige Ermittlungsaufwand sehr kostspielig, wenn nicht sogar unmöglich ist. Alternativ könnte die zugeteilte Menge der Zertifikate an die Pkw-Fahrer von dem durchschnittlichen Kraftstoffverbrauch nach den Werksangaben des Pkw abhängen. Dies ist allerdings nicht ratsam, da so ein Anreiz für die Pkw-Fahrer besteht, vor Implementierung des Instruments keine Pkw mit einem niedrigen Treibstoffverbrauch anzuschaffen, weil die Zuteilungsmenge der Zertifikate kleiner sein würde. Gleichzeitig würden durch dieses Zuteilungsverfahren Besitzer von einem sehr treibstoffsparenden Pkw benachteiligt werden. Aus diesem Grund sollte jeder eingetragene Pkw-Besitzer denselben Anteil an Emissionsrechten erhalten, obwohl auch aus Gerechtigkeitsgründen darüber nachgedacht werden kann, jedem Erwachsenen diese Nutzungsrechte in dergleichen Höhe zuzuteilen.

Der einzige Nachteil bei einem „grandfathering“ wäre, daß Pkw-Fahrer, welche sich nach der Erstzuteilung einen Pkw anschaffen (Neuemittenten), sich ihre Emissionsrechte auf dem Zertifikatemarkt kaufen müssen. Allerdings ist bei einer „Downstream“-Lösung aufgrund der

hohen Anzahl der Marktteilnehmer nicht davon auszugehen, daß die Altemittenten „*durch ein Kartell des Nichtanbietens nicht benötigter Zertifikate*“ (Brockmann et al. 1999, S. 59) den Neuemittenten den Zutritt zum Markt versperren.

Die Errichtung eines Börsenhandelsplatzes für Zertifikate und die Sicherstellung der Funktionsfähigkeit des Selbigen stellt den größten Anteil der *Verwaltungskosten* des Staates bei einer „Downstream“-Lösung dar. Inwieweit diese durch die Installation des Handelsplatzes in Zusammenarbeit mit Privatunternehmen reduziert werden können, soll an dieser Stelle nicht vertieft behandelt werden, kann aber prinzipiell eine Option darstellen. Zusätzlich lassen sich die Verwaltungskosten bei Vergabe der Emissionsrechte in einheitlicher Höhe an jeden Pkw-Fahrer verringern.

Als gravierendster Nachteil des „Downstream“-Ansatzes erweist sich allerdings der beträchtliche Aufwand, die Installation der elektronischen Vorrichtungen zur Ermittlung der abgegebenen Menge Kohlendioxid an den Zapfsäulen vorzunehmen. Auf dem Bundesgebiet gibt es zur Zeit etwa 16.000 Tankstellen und jede einzelne müßte mit diesen Anlagen ausgestattet und auf die Einhaltung der Richtlinien überprüft werden. Daher sind die *Monitoring-Kosten* bei einer „Downstream“-Lösung das größte Hemmnis bei der Implementierung dieses Instruments.

**Tabelle 8: Anzahl der zu kontrollierenden Wirtschaftssubjekte bei einem Zertifikatesystem**

Zertifikatepflichtige	Anzahl
Mineralölgesellschaften	~16 <sup>a</sup>
Ölraffinerien	20
Tankstellen	16.617 <sup>b</sup>
Pkw	42.323.700 <sup>c</sup>
a) Mitglieder des Mineralölwirtschaftsverbandes e.V. b) Stand: 01.01.1999 c) Stand: 01.07.1999	

Quelle: Statistisches Bundesamt(1999); Deutsche Shell AG (1999a); Deutsche Shell AG (1999b); MWV (1999a)

In diesem Abschnitt ist deutlich geworden, daß die Transaktionskosten, im besonderen die relativ hohen *Monitoring-Kosten* der Einführung eines „Downstream“-Modells zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs vermutlich im Wege stehen. Da die *Monitoring-Kosten* von der Anzahl der zu kontrollierenden Wirtschaftsobjekte, in diesem



Fall die Zahl der Tankstellen, abhängig sind, können diese Kosten bei Verringerung dieser Anzahl reduziert werden. Mehrere Lösungsansätze bietet dazu die „Upstream-Lösung“, mit deren Hilfe ein Zertifikatesystem auch auf der Ebene der Mineralölgesellschaften oder der Ölraffinerien implementiert werden kann (siehe Tabelle 8).

#### 5.2.5.2 „Upstream“-Konzept

Die Idee eines Zertifikatesystems auf Basis eines „Upstream“-Konzepts besteht darin, an die Produzenten und Importeure (Mineralölgesellschaften) von Rohöl Nutzungsrechte für CO<sub>2</sub>-Emissionen zu vergeben oder zu verkaufen. Die Bemessungsgröße wäre hierbei der Kohlenstoffgehalt des Rohöls, durch den bei späterer Verbrennung die CO<sub>2</sub>-Emissionen entstehen. Damit wird die Weiterverarbeitung des Rohöls in den Raffinerien mengenmäßig reglementiert und über die Wertschöpfungskette: Raffinerien – Tankstellen – Endverbraucher (Pkw-Fahrer) Rohöl nur in der Menge verarbeitet und letztendlich im Pkw-Motor verbrannt, welche die Einhaltung eines festgelegten CO<sub>2</sub>-Niveaus im Pkw-Verkehr garantiert. Die zu Beginn ausgeteilte Zertifikatmenge muß sich daher an den CO<sub>2</sub>-Emissionen des PKW-Verkehrs des Vorjahres orientieren. Anschließend erfolgt eine jährliche Abwertung um einen bestimmten Prozentsatz, so daß jedes beliebige Reduktionsziel, unter dem Vorbehalt der Problematik des Benzintourismus, erreicht wird und dieses Instrument deshalb als *zielkonform* bezeichnet werden kann.

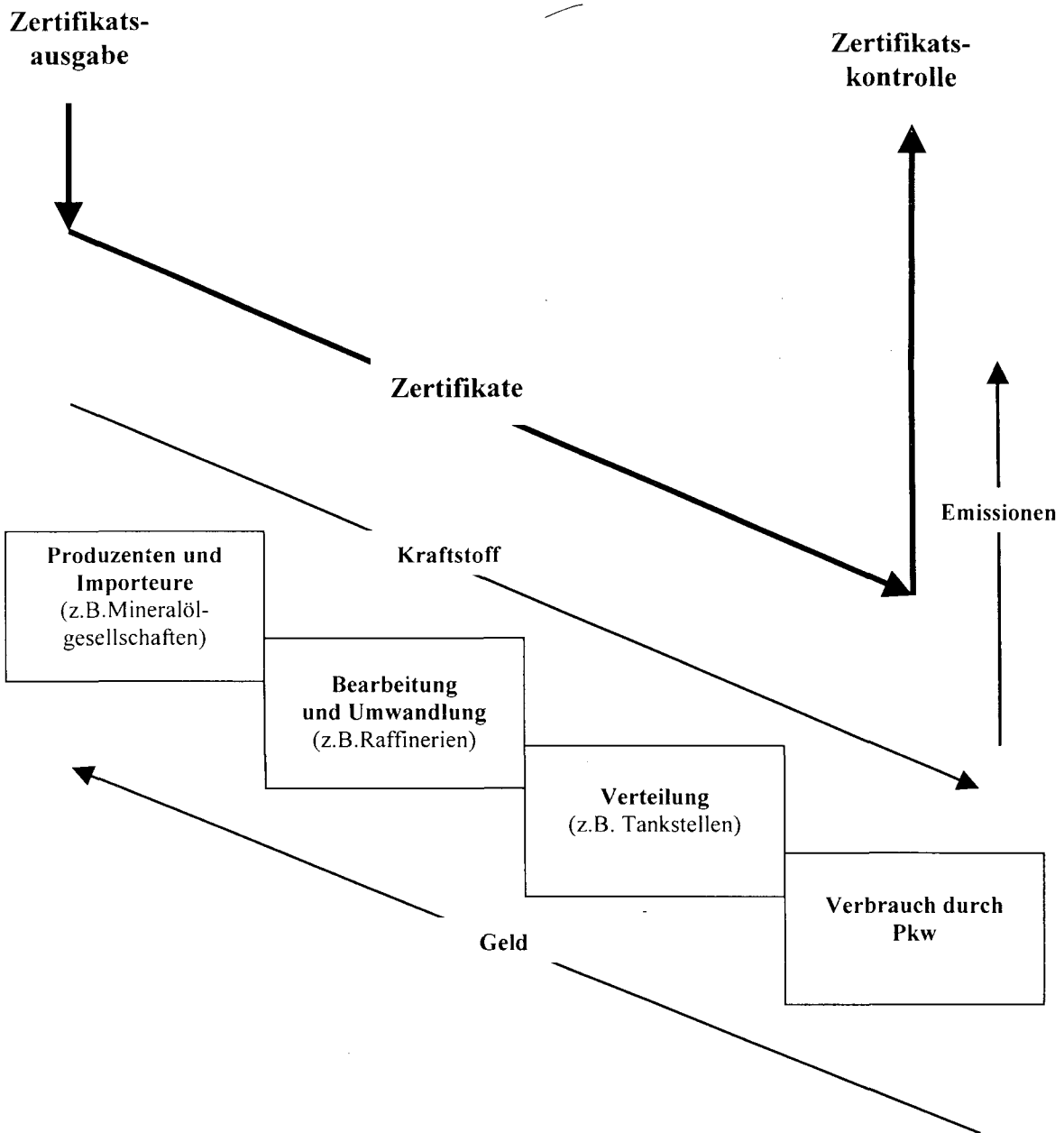
Das Erstausgabeverfahren an die etwa 16 Mineralölunternehmen (siehe Tabelle 8) kann wahlweise per „grandfathering“ oder Auktion erfolgen. Eine Auktionierung der Nutzungsrechte ist allerdings zu bevorzugen, da bei einer kleinen Anzahl von Zertifikatpflichtigen eine kostenlose Vergabe zu nicht eindeutigen Preissignalen auf dem Zertifikatemarkt führen kann. Auf der anderen Seite weist ein „grandfathering“ den Vorteil auf, daß die politische Akzeptanz des Instruments erhöht wird (Center for Clean Air Policy 1998b, S. 4).

An dieser Stelle muß erwähnt werden, daß natürlich jeder Energieträger, der im Pkw-Motor verbrannt werden kann (z.B. Erdgas) nach der Höhe seines Kohlenstoffgehalts zertifiziert werden muß. Nicht-fossile Energieträger unterliegen keiner Zertifikatpflicht (z.B. Bioalkohol, Rapsöl oder Klärgas), da ihr Kohlenstoffgehalt durch Photosynthese aus dem Kohlendioxid der Luft entnommen ist (Greenpeace 1999, S. 88).

Die Einbindung der Wertschöpfungsketten von Erdgas und anderen Brennstoffen bis zur Verbrennung würde diesen Abschnitt zu unübersichtlich gestalten. Zum zweiten spielen diese Treibstoffe im Pkw-Verkehr noch eine untergeordnete Rolle. Daher soll das hier vorgestellte „Upstream“-Konzept exemplarisch die Wertschöpfungskette von Rohöl beinhalten.

Durch eine jährliche Entwertung der Zertifikate und durch den möglichen Handel der Nutzungsrechte zwischen den Mineralölunternehmen bilden sich Knappheitspreise des Rohöls auf dem Zertifikatemarkt, die über die Produktions- und Distributionskette an die Pkw-Fahrer durch die steigenden Preise der Treibstoffe weitergegeben werden (siehe Abbildung 10). Dieses Instrument weist ein hohes Maß an *Systemkonformität* auf, da die Signale über die Knappheit des Gutes durch den marktwirtschaftlichen Prozeß an die Pkw-Fahrer ausgesendet werden.

**Abbildung 10: Das „Upstream“-Konzept**



Quelle: Greenpeace (1999), S. 89

Der Vorteil dieser Maßnahme gegenüber dem „Downstream“-Ansatz ist, daß in Deutschland nur etwa 16 Mineralölunternehmen existieren und somit die Anzahl der zu kontrollierenden Zertifikatpflichtigen wesentlich geringer ist. Daher würden auch die Transaktionskosten einer „Upstream“-Lösung einen sehr viel kleineren Betrag aufweisen und vermutlich das größte Hindernis zur Implementierung eines Zertifikatesystems aus dem Weg geräumt sein. Aufgrund der Tatsache, daß z.B. im September 1999 nur etwa 62,5% der gesamten zur Verbrennung bestimmten Mineralölprodukte aus den Raffinerien Treibstoffe waren (siehe

Tabelle 9) und aus Rohöl auch Produkte hergestellt werden, welche später nicht verbrannt werden, z.B. Asphalt, Schmieröle und Wachs, wäre zur Internalisierung der externen Klimakosten nur jenes Rohöl zertifikatepflichtig, das auch in der Raffinerie zu Kraftstoffen veredelt wird (Input-Ansatz) (Center for Clean Air Policy 1998a, S.9).

**Tabelle 9: Raffinerieproduktion von ausgewählten Mineralölprodukten im September 1999 in Deutschland**

Produkte	Menge in 1.000 t
Ottokraftstoff	2.070
Diesekraftstoff	2.067
Heizöl, leicht	1.565
Heizöl, schwer	911

Quelle: MWV (1999b)

Alternativ kann auch eine Zertifikatepflicht für aus den Raffinerien stammenden (Output-Ansatz) Kraftstoffen und importierten Kraftstoff implementiert werden. Diese Variante hat den Vorteil, daß keine Kontrolle in der Raffinerie über die Verwendung des Rohöls stattfinden muß. Dieser Aspekt wiegt sicherlich auch den Nachteil der geringfügig höheren Transaktionskosten durch die größere Anzahl der zu kontrollierenden Wirtschaftssubjekte (20 Raffinerien) auf.

Allerdings weist das „Upstream“-Konzept auch Nachteile auf. So kann möglicherweise der Anreiz zu einem effizienten Umgang mit Treibstoff mittels eines Preissignals anstatt einer Mengenbeschränkung bei den Pkw-Fahrern weniger ausgeprägt sein als bei einem „Downstream“-Ansatz. Dies liegt vor allem daran, daß manche Pkw-Fahrer aufgrund von hohen Diskontsätzen und unvollständiger Informationen nicht auf Preissignale reagieren (Center for Clean Air Policy 1998a, S.8). Zum zweiten besteht im Fall einer kostenlosen Vergabe die Möglichkeit, daß aufgrund der geringen Anzahl der Marktteilnehmer keine eindeutigen Preissignale am Markt entstehen oder ein Verdrängungswettbewerb stattfindet (Koschel et al. 1998, S. 13ff.). Daher ist bei einer „Upstream“-Lösung die Auktionierung der Zertifikate zu empfehlen. Sie ist außerdem bei den oben vorgeschlagenen Input- oder Outputansätzen wenig problematisch, weil davon ausgegangen werden kann, daß keine neuen Mineralölunternehmen oder Ölraffinerien auf den Markt drängen werden.

Abschließend ist festzustellen, daß einer Implementierung der „Upstream“-Lösung auf Basis des oben beschriebenen Output-Ansatzes die Transaktionskosten nicht im Wege stehen

dürften, da sie mit den Transaktionskosten einer Auflagen- oder Abgabenslösung vergleichbar sind (Brockmann et al. 1999, S. 95). Letztendlich muß allerdings noch das Problem der *institutionellen Beherrschbarkeit*, gegeben durch die zu erwartenden Widerstände der Mineralölwirtschaft und den einzelnen politischen Interessenverbänden, gelöst werden.

### 5.2.5.3 Intersektorale Zertifikatesysteme

Bislang wurde in dieser Arbeit aufgrund der verengten Themenstellung nur die Untersuchung angestellt, welches umweltpolitische Instrument die Internalisierung externer Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland hinsichtlich der aufgestellten Kriterien am besten erfüllt. Dabei lag einer der Schwerpunkte auf der Prüfung der Zielkonformität, also im besten Fall die Erreichung einer Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen des Pkw-Verkehrs bis 2005 um 25% ausgehend vom Jahr 1990. Dabei ist die Tatsache unberücksichtigt geblieben, daß das Reduktionsziel der Bundesregierung nur dann gesamtwirtschaftlich ökonomisch effizient erreicht wird, wenn diejenigen Wirtschaftssubjekte CO<sub>2</sub>-Emissionen vermeiden, welche die geringsten Vermeidungskosten aufweisen. So vermutet z.B. der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, daß *„im Verkehrssektor die Emissionsvermeidungskosten bei CO<sub>2</sub> im allgemeinen höher als in anderen Sektoren ausfallen“* (SRU 1996, S. 370f). Daher werden im weiteren Verlauf dieses Abschnitts kurz drei Ansätze zu einer intersektoralen Internalisierung der externen Klimakosten skizziert. Es muß aber an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, daß sich die Maßnahmen nicht dazu eignen, ein gegebenes CO<sub>2</sub>-Minderungsziel für den Pkw-Verkehr zu erreichen. Vielmehr stellen sie Lösungsvorschläge dar, mit deren Hilfe die gesamten deutschen CO<sub>2</sub>-Emissionen zielkonform internalisiert werden können und der Pkw-Verkehr einen ungewissen Beitrag leistet.

Wie bereits in Abschnitt 5.2.5.2 dargestellt besteht die Möglichkeit, eine Zertifikatepflicht für alle von Produzenten und Importeuren stammenden fossilen Energieträger zu erlassen. Es wurde auch erörtert, daß dieses Instrument für den Pkw-Verkehr nur zielkonform ist, wenn das Rohöl, welches zu Kraftstoffen weiterverarbeitet wird, der Zertifikatepflicht unterliegt. Ist der Staat allerdings gewillt, aus Gründen der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz keine spezifischen Reduktionsverpflichtungen für einzelne Sektoren festzulegen, so kann er die oben erwähnte intersektorale „Upstream“-Lösung wählen, die hinsichtlich des gesamtwirtschaftlichen Reduktionsziels zielkonform und ökonomisch effizient ist. So stellte

der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen heraus, daß „*der Ansatz eigenständige CO<sub>2</sub>-Minderungsziele für einzelne Branchen oder Sektoren formulieren zu wollen, [...] auf einer zu niedrigen Ebene ansetzt und in sich ineffizient ist*“ (SRU 1996, S. 347). Er favorisiert daher die Einführung einer Besteuerung von fossilen Primärenergieträgern, von Elektrizität und importierten Sekundärenergien mit der sogenannten CO<sub>2</sub>-Steuer (SRU 1996, S. 359ff.). Mit ihrer Hilfe kann bei ausreichender Abgabenhöhe theoretisch das gleiche CO<sub>2</sub>-Minderungsziel wie bei dem oben angesprochenen „Upstream“-Zertifikatekonzept zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten erreicht werden. Es ist an dieser Stelle allerdings kritisch anzumerken, daß, da es sich bei dem Klimawandel um ein globales Problem handelt und daher das Kriterium der Kosteneffizienz zur Internalisierung der externen Klimakosten am besten erfüllt wird, wenn eine globale Lösungsstrategie, z.B. ein weltweites Zertifikatesystem im Rahmen von „Joint Implementation“ (Vgl. Brockmann et al. 1999, S. 54ff.), etabliert wird, ist auch eine nationale Zielsetzung als „ineffizient“ anzusehen.

Zudem ist in jüngster Vergangenheit aufgrund von Gerechtigkeitsaspekten eine Diskussion über die Verteilungsmechanismen der Nutzungsrechte entbrannt. Als Vorreiter dieser Diskussion haben sich die Ökonomen Robert U. Ayres und David Fleming verdient gemacht. Beide fordern die Einführung von sogenannten „Tradable Consumption Quotas“ (TCQ), die an jeden erwachsenen Bürger eines Landes in der gleichen Höhe vergeben werden sollen. Während bei Fleming die TCQ nur beim Kauf von Energieträgern zur Anwendung kommen (Vgl. Fleming 1997, S. 139ff.), sollen die TCQ bei Ayres beim Kauf von jedem Konsumprodukt von dem TCQ-Konto des Bürgers abgebucht werden (Ayres 1996, S. 302f.). Die Höhe des abzubuchenden Betrages bestimmt sich dabei aus dem „pollution potential“ jeder einzelnen Produktionseinheit oder jedes Produkts. Dies setzt voraus, daß jedes Produkt ein „Label“ erhält, auf dem gekennzeichnet ist, welcher Betrag eines Schadstoffes, z.B. CO<sub>2</sub>, sich während seiner Verarbeitung in den einzelnen Stufen Wertschöpfungskette angesammelt hat (Ayres 1996, S. 304).

Für den Pkw-Fahrer würde diese Maßnahme bedeuten, daß ihm bereits für den Kauf eines neuen Pkw sogenannte „carbon units“ (Fleming 1997, S. 140) abgebucht werden. Dadurch wird ein Anreiz gesetzt, über längere Zeit einen aus Energieeffizienzgesichtspunkten veralteten Pkw zu fahren, da sie die Ersatzinvestition in einen neuen Pkw aufgrund der zusätzlichen „finanziellen“ Belastung scheuen.

**Tabelle 10: Bewertung von ausgewählten Maßnahmen zur Internalisierung der externen Klimakosten des Pkw-Verkehrs in Deutschland**

	Zielkonformität	Systemkonformität	Effizienz		Institutionelle Beherrschbarkeit	
			statisch	dynamisch	Implementierung	Umsetzung
<b>Freiwillige Selbstverpflichtung</b>	gering	bedingt	gering	gering	hoch	gering
<b>Auflagen</b>						
Verbrauchsgrenzwerte	gering	gering			hoch	hoch
Geschwindigkeitsbeschränkungen	gering	gering			hoch	hoch
Fahrbeschränkungen	gering	gering				hoch
<b>Abgaben</b>						
Mehrwert- und Kfz-Steuer	gering	hoch	gering	gering	mittel	hoch
Mineralölsteuer	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch
Öko-Steuer	gering	hoch	gering	gering	mittel	hoch
Road-Pricing	hoch	bedingt	bedingt	hoch	gering	mittel
<b>Zertifikate</b>						
- „Downstream“	sehr hoch	hoch	bedingt	hoch	gering	mittel
- „Upstream“	sehr hoch	hoch	hoch	hoch	bedingt	hoch

Quelle: Eigene Darstellung

## 6 Empfehlungen an die Umweltpolitik

Der deutschen Bundesregierung bleiben noch fünf Jahre, um ihr auf der Klimakonferenz in Berlin 1995 angekündigtes, CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel von 25% bis 2005 auf Basis des Jahres 1990 zu erreichen.

Gegenwärtig zeichnet sich ab, daß die zwei zu dieser Zielerreichung hinsichtlich der gesamtwirtschaftlichen ökonomischen Effizienz am geeignetsten erscheinenden Instrumente, der intersektorale CO<sub>2</sub>-Emissionsrechtehandel oder die Einführung einer CO<sub>2</sub>-Steuer auf fossile Energieträger, in den nächsten Jahren weder europaweit noch auf nationaler Ebene zur Anwendung kommen werden. Sollten daher bis 2005 für die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen in den einzelnen deutschen Sektoren, insbesondere für den Pkw-Verkehr, keine befriedigenden Lösungen gefunden werden, so ist mit einer deutlichen Verfehlung des Reduktionsziels zu rechnen.

Aufgrund der Analysen dieser Arbeit empfiehlt sich daher die Implementierung von ökonomischen Instrumenten im Pkw-Verkehr, weil die bis dato bevorzugten umweltpolitischen Maßnahmen, die Anhebung der Mineralölsteuer im Rahmen der „Öko-Steuer“ und die freiwillige Selbstverpflichtung mit der Automobilindustrie, als nicht ausreichend bezeichnet werden müssen.

So hat sich in dieser Arbeit herausgestellt, daß die aktuellen Klimaschutzkonzepte der Bundesregierung im Pkw-Verkehr, die freiwillige Selbstverpflichtung der europäischen Automobilhersteller zur Reduktion der durchschnittlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen von neuen Pkw auf 140g/km bis zum Jahr 2005 und die Anhebung der Mineralölsteuer um 6 Pfennig pro Jahr bis 2004, keinen nennenswerten Beitrag zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen des Pkw-Verkehrs leisten. Dies liegt daran, daß kein Druck zur zielgenauen Erfüllung der Vereinbarungen auf den Herstellern lastet, da der Politik keine Sanktionsmechanismen zur Verfügung stehen. Zudem kann die Vereinbarung mit den europäischen Automobilherstellern durch ansteigende Fahrleistungen im Pkw-Verkehr leicht konterkariert werden. Nachteilig wirkt sich außerdem aus, daß dieses Instrument keine preislichen Signale zum sparsamen Umgang mit Kraftstoffen an die Pkw-Fahrer aussendet. Zwar kann die sukzessive Anhebung der Mineralölsteuer als zaghafter Schritt zur Internalisierung der externen Klimakosten angesehen werden, doch ist nach Berechnungen des IER die steuerliche Belastung nicht einmal hoch genug, um zu einem Rückgang der jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen des Pkw-Verkehrs beizutragen (Dreher et al. 1999, S. 15).



Aus diesen Gründen drängt sich die Vermutung auf, daß durch den politischen Einfluß von Interessenverbänden, insbesondere der Automobilindustrie, und der Wählerschaft die nötigen Maßnahmen zur Einhaltung des Reduktionsziels nicht ergriffen werden. So stellt z.B. Michaelis heraus, daß Politiker umweltpolitische Maßnahmen bevorzugen, die den Anschein einer hohen Wirksamkeit haben, während „*die ökonomischen Wirkungsmechanismen einer Emissionsabgabe oder gar eines Systems handelbarer Emissionsrechte für die Mehrzahl der Wähler nicht nachvollziehbar*“ (Michaelis 1996, S. 94) sind und abgelehnt werden.

Im Gegensatz dazu hat diese Studie aufgezeigt, daß allein die ökonomischen Maßnahmen eine zielkonforme und ökonomisch effiziente Internalisierung der externen Klimakosten herbeiführen können.

Ist die Bundesregierung gewillt, diese anzuwenden, so sollte sie zu allererst für jeden Sektor CO<sub>2</sub>-Reduktionsziele bis 2005 formulieren und auf Basis dieser Entscheidungen die Wahl des ökonomischen Instruments treffen.

In diesem Zusammenhang sei erwähnt, daß die Einführung eines CO<sub>2</sub>-Emissionsrechtehandels im Pkw-Verkehr nur unter zwei Prämissen Sinn macht. Zum einen ist dies der Fall, wenn eine langfristige und drastische Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen des Pkw-Verkehrs geplant ist, und eine Besteuerung der fossilen Energieträger nicht stattfinden soll. Bei geringen Reduzierungsvorhaben würde der Aufwand zur Etablierung eines Zertifikatesystems dessen Nutzen nicht entsprechen. So wäre z.B. die Etablierung eines Zertifikatehandels bei dem von der Bundesregierung 1998 formulierten CO<sub>2</sub>-Reduktionsziels von 5% bis 2005 nicht ratsam. Zum anderen ist der Pkw-Verkehr einer der klimarelevanten Emittenten, der bereits schon relativ umfangreich durch die Mineralölsteuer belastet ist. Dabei ist zu bedenken, daß die Mineralölsteuer seine Legitimation in erster Linie aus der Deckung der Wegekosten bezieht und deshalb nur ein schwierig zu quantifizierender Teil der Steuer Umweltzielen zuzurechnen ist. Daher müßte die Höhe eines solchen umweltmotivierten Anteils wissenschaftlich ausgewiesen werden, um bei der Einführung eines Zertifikatmodells die steuerliche Belastung in diesem Maße zurückzufahren.

Für eine drastische und langfristige Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen ist unter Berücksichtigung der Transaktionskosten die Implementierung des in Abschnitt 5.2.5.2 vorgestellten „Upstream“-Zertifikatesystems empfehlenswert. Hierbei sollte die Zertifizierung der aus Raffinerien stammenden Treibstoffe, gemäß dem Output-Ansatz, vorgenommen werden.

Bei kleineren Reduktionszielen allerdings bietet sich eine weitere und umfangreichere Anhebung der Mineralölsteuer an. In beiden Fällen ist eine EU-weite Regelung zu bevorzugen, da bei deutlichem Anstieg der Kraftstoffpreise aufgrund der zentralen Lage Deutschlands in Europa ein Benzintourismus im großen Umfang zu erwarten ist.

*Abschließend läßt sich auf Basis dieser Studie feststellen, daß die Bundesregierung, wenn sie zum Wohl ihrer Bürger langfristig das Klima erhalten will, auch gegen die Widerstände aus der Bevölkerung, die ökonomischen Instrumente zielgerichtet anwenden sollte.*

## Anhang

Methodische Vorgehensweise zur Ermittlung der Daten aus Abb. 2: „CO<sub>2</sub>-Emissionen des Verkehrssektors in Deutschland in Mio. t (1997)“

Es stellte sich bei der Literaturrecherche als schwierig heraus, aktuelle Werte zu den CO<sub>2</sub>-Emittenten des Verkehrs zu erhalten. Daher habe ich mit Hilfe verschiedener Quellen eigene Berechnungen angestellt, die als plausibel angesehen werden können.

Bei der Berechnung habe ich mit Hilfe der Studien BMWi (1999) und IWW/ Infrac (1995) die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Straßen-, Schienen- und Luftverkehrs sowie der Binnenschifffahrt zusammengestellt und die prozentualen Anteile an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen im Verkehr im Jahr 1991 berechnet.

Jahr: 1991	Mio. t CO <sub>2</sub>	(in %)
Straßenverkehr	154	(88,0)
Schienenverkehr	5,9	(3,4)
Binnenschifffahrt	1,8	(1,0)
Luftverkehr	12,3	(7,6)
Gesamt:	174	(100)

[Quelle: BMWi (1999), S. 25 ; IWW/ Infrac (1995), S. 132ff.]

In einem zweiten Schritt wurden die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs im Jahr 1997 der BMWi (1999) Studie entnommen. Dabei ist auffallend, daß der prozentuale Anteil des Straßenverkehrs an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen von 1991 bis 1997 auf 89,6% gestiegen ist. Dies bedeutet, daß der Anteil an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen der übrigen Verkehrsarten bis auf 10,4% gefallen ist. Zur Aufteilung der CO<sub>2</sub>-Emissionen auf die übrigen Verkehrsträger liegen für 1997 keine genauen Daten vor. Es läßt sich aber abschätzen, daß der Anteil an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen des Schienenverkehrs und der Binnenschifffahrt relativ gesehen zu dem Anteil an den gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen des Luftverkehrs gesunken ist, da im Zeitraum von 1991 bis 1997 die durch Flugverkehr zurückgelegten Personen- und Tonnenkilometer überproportional, im Vergleich mit dem Schienenverkehr und der Binnenschifffahrt, gestiegen sind (DIW 1998, S. 213 u. 237).

Damit ergeben sich nach dieser Schätzung folgende Werte:

<u>Jahr: 1997</u>	<u>Mio. t CO<sub>2</sub> / (in %)</u>	
Straßenverkehr	164	(89,6)
Schienenverkehr	4,7	(2,6)
Binnenschifffahrt	1,5	(0,8)
<u>Luftverkehr</u>	<u>12,8</u>	<u>(7,0)</u>
Gesamt:	183	(100)

[Quelle: BMWi (1999), S. 25 und eigene Berechnungen]

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen des Straßenverkehrs in 1997 nach Emittentengruppen lassen sich mittels der Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugkategorien (IWW/ Infrac, 1995) in g CO<sub>2</sub> / km und der Fahrleistungen der einzelnen Fahrzeugtypen in Mrd. km in 1997 (DIW 1998, S. 157) schätzen, so daß sich die folgende Datenbasis für Abb.2 ergibt:

<u>Jahr: 1997</u>	<u>Mio. t CO<sub>2</sub> / (in %)</u>	
Pkw	102,2	(55,9)
Lkw	55,3	(30,2)
Übriger Straßenverkehr	6,5	(3,5)
Schienenverkehr	4,7	(2,6)
Binnenschifffahrt	1,5	(0,8)
<u>Luftverkehr</u>	<u>12,8</u>	<u>(7,0)</u>
Gesamt:	183	(100)

[Quelle: IWW/ Infrac (1995), S. 134; DIW (1998), S. 157 und eigene Berechnungen]

## Literaturverzeichnis

- Aberle, G. (1997):** Transportwirtschaft. Einzelwirtschaftliche und gesamtwirtschaftliche Grundlagen. München-Wien.
- Ayres, R. U. (1996):** Environmental Market Failures: Are there any local market-based Corrective Mechanisms for Global Problems? In: Mitigation and Adaption Strategies for Global Change (1997). o.O.. Vol. 1. S. 289-309.
- BAG [Bundesamt für Güterverkehr] (1998):** Aktuelle Kurzinformation zur Autobahn-nutzungsgebühr. Köln. Internetfassung: <http://www.bag.bund.de/aktuell/abbg1.htm>. (17.12.1999).
- Bartmann, H. (1996):** Umweltökonomie – ökologische Ökonomie. Stuttgart-Berlin-Köln.
- Bickel, P./ Friedrich, R. (1995):** Was kostet uns die Mobilität. Externe Kosten des Verkehrs. Berlin-Heidelberg-New York.
- Bickel, P. et al. (1997):** External Costs of Transport in Externe. Final Report. Research funded in part by the European Commission in the framework of the Non Nuclear Energy Programme Joule III. Stuttgart.
- Bleijenberg, A. (1994):** The Art of Internalising. In: OECD (Hrsg.) (1994): Internalising the Social Costs of Transport. Paris. S. 95-112.
- BMF [Bundesministerium der Finanzen] (1999a) (Hrsg.):** Kfz-Steuer für PKW: Weniger Schadstoffe – weniger Steuern. Fakten 2/99. Internetfassung: [http://www.bundesfinanzministerium.de/f\\_triples.htm](http://www.bundesfinanzministerium.de/f_triples.htm) (14.12.1999).
- BMF [Bundesministerium der Finanzen] (1999b) (Hrsg.):** Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform. Internetfassung: [http://www.bundesfinanzministerium.de/abteilunglll/oekologische\\_steuereform.htm](http://www.bundesfinanzministerium.de/abteilunglll/oekologische_steuereform.htm) (16.12.1999).
- BMU [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit] (1997) (Hrsg.):** Klimaschutz in Deutschland. Zweiter Bericht der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Bonn. Internetfassung: <http://www.bmu.de/klima/index.htm> (25.11.1999).
- BMU [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit] (1998) (Hrsg.):** Mit dem Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms neue Etappe in der Umweltpolitik eingeleitet. Pressemitteilung Nr. 25/98 vom 28.4.98. Bonn. Internetfassung: <http://www.bmu.de/presse/index.htm> (22.10.1999).
- BMW i [Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie] (1999) (Hrsg.):** Energie Daten 1999. Nationale und internationale Entwicklung. Berlin. Internetfassung. <http://www.bmwi.de/download/energie/energie99.pdf> (14.10.1999).
- Brockmann, K. L./ Stronzik, M./ Bergmann, H. (1999):** Emissionsrechtehandel – eine neue Perspektive für die deutsche Klimapolitik nach Kioto. Heidelberg.
- Button, K. (1994):** Overview of Internalising the Social Costs of Transport. In: OECD (Hrsg.) (1994): Internalising the Social Costs of Transport. Paris. S. 7-30.
- Center for Clean Air Policy (1998a):** US Carbon Emissions Trading: Some Options that Include Downstream Sources. Washington-Prag.

- Center for Clean Air Policy (1998b):** US Carbon Emissions Trading: Description of an Upstream Approach. Washington-Prag.
- Deutsche Shell AG (1999a):** Raffinerien in Deutschland. o.O. Internetfassung: <http://www.deutsche-shell.de/weltoe/raffin.htm> (3.1.2000).
- Deutsche Shell AG (1999b):** Anzahl Tankstellen der Mineralölgesellschaften in Deutschland. o.O. Internetfassung: [http://www.deutsche-shell.de/weltoe/t\\_anza.htm](http://www.deutsche-shell.de/weltoe/t_anza.htm) (3.1.2000).
- DIW [Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung] (1998):** Verkehr in Zahlen 1998. Herausgegeben vom Bundesverkehrsministerium. Bonn.
- Dreher, M. et al (1999):** Einflüsse einer Mineralölsteuererhöhung auf den Personenverkehr. Energiewirtschaftliche Tagesfragen. 49. Jg. (1999) Heft. Essen. S. 12-16.
- Dutschke, M./ Michaelowa, A. (1998):** Der Handel mit Emissionsrechten für Treibhausgase. Empfehlungen aus ökonomischer Sicht auf der Grundlage des Kyoto-Protokolls. HWWA-Report 187. Hamburg.
- Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages (1994) (Hrsg.):** Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bonn.
- EU Kommission (1995):** Faire und effiziente Preise im Verkehr. Politische Konzepte zur Internalisierung der externen Kosten des Verkehrs in der Europäischen Union. Grünbuch. Brüssel.
- EU Kommission (1998):** Europaweite Interoperabilität der Systeme zur elektronischen Gebührenerhebung. Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Brüssel.
- EWWE [Environmental Watch Western Europe] (1998) (Hrsg.):** Climate Emissions Accord Creates Pressure for EU-Level Action. Nachrichtendienst. Vol. 7, No. 12. 19<sup>th</sup> June 1998. Brüssel. S. 9-11.
- Feess, E. (1997):** Umweltökonomie und Umweltpolitik. München.
- Fleming, D. (1997):** Tradable Quotas: Using Information Technology to cap National Carbon Emissions. In: European Environment (1997). Vol. 7. o.O.. S. 139-148.
- Freeman, A.M. (1997):** Externalities, Prices and Taxes: Second Best Issues in Transportation. In: Greene, D. L. et al. (1997) (Hrsg.): The Full Costs and Benefits of Transportation. Berlin-Heidelberg-New York. S. 173-192.
- Fritsch, M./ Wein, T./ Ewers, H.-J. (1993):** Marktversagen und Wirtschaftspolitik. Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns. München.
- Greenpeace (1999) (Hrsg.):** Countdown für den Klimaschutz. Wohin steuert der Verkehr? Studie des Wuppertaler Institutes für Klima, Umwelt und Energie. Hamburg.
- Groissen, N. (1996):** Konzept für eine nachhaltige Mobilität in Deutschland. In: Deutsche Verkehrswissenschaftlichen Gesellschaft e.V. (1996) (Hrsg.): Viertes Karlsruher Seminar zu Verkehr und Umwelt. Wege zu einer ökologisch verträglichen Entwicklung des Verkehrs. Schriftenreihe B 196. Karlsruhe. S. 107-131.
- Heister, J. (1992):** Umweltpolitische Instrumente zur Steuerung der CO<sub>2</sub>-Minderung. In: VDI (1992) (Hrsg.): CO<sub>2</sub>-Minderung durch staatliche Maßnahmen?. VDI Berichte 997. Düsseldorf. S. 11-24.

- Hohmeyer, O. (1995):** Social Costs and Climate Change. Strong Sustainability and Social Costs. In: Hohmeyer, O. et al. (1995) (Hrsg.): Social Costs and Sustainability. Valuation and Implementation in the Energy and Transport Sector. Berlin-Heidelberg-New York. S. 61-83.
- Infras/ Econcept/ Prognos (1996):** Die vergessenen Milliarden. Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich. Bern-Stuttgart-Wien.
- IPCC (1996a) (Hrsg.):** Intergovernmental Panel on Climate Change: Summary for Policymakers of the Contribution of Working Group I to the IPCC Second Assessment Report. Geneva.
- IPCC (1996b) (Hrsg.):** Intergovernmental Panel on Climate Change: Summary for Policymakers: Impacts, Adaption and Mitigation Options. Geneva.
- IPCC (1996c) (Hrsg.):** Intergovernmental Panel on Climate Change: Technical Summary of Working Group I to the IPCC Second Assessment Report. Geneva.
- IWW/ Infras (1995):** Externe Effekte des Verkehrs. Studie im Auftrag des Internationalen Eisenbahnverbandes (UIC). Paris.
- IWW/ Infras (1999):** External Costs of Transport. Interim Report on Methodology. Zürich-Karlsruhe.
- Koschel, H./ Weinreich, S. (1995):** Ökologische Steuerreform auf dem Prüfstand – Ist die Zeit reif zum Handeln?. In: Hohmeyer (1995) (Hrsg.): Ökologische Steuerreform. ZEW-Wirtschaftsanalysen Band 1. Baden-Baden. S. 9-38.
- Koschel, H. (1998):** Handelbare SO<sub>2</sub>-Zertifikate für Europa. Konzeption und Wirkungsanalyse eines Modellvorschlags. Heidelberg.
- Kühn, I. (1996):** Telematik – Ein neuer bürokratisch – industrieller Komplex. EURES discussion paper 55. Freiburg.
- Lahmann, E. (1997):** Umweltmedium Luft. In: Brauer (1997) (Hrsg.): Emissionen und ihre Wirkung. Heidelberg. S. 56-189.
- Loske, R. (1996):** Klimapolitik. Im Spannungsfeld von Kurzzeitinteressen und Langzeiterfordernissen. Marburg.
- Maddison, D. (1996):** The True Costs of Road Transport. London.
- Maibach, M./ Iten, R./ Mauch, S. (1992):** Internalisieren der externen Kosten des Verkehrs. Fallbeispiel Agglomeration Zürich. Zürich.
- Mannheimer Morgen (1999) (Hrsg.):** Alle Schadstoff-Sünder müssen in Zukunft kräftig blechen. Nr. 271 vom 23.11.1999. Mannheim.
- Meyer-Renschhausen, M./ v. d. Hagen, O. (1998):** Verminderung der Kfz-Emissionen durch ökologische Steuern. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung. Jg. 11/ Heft 2. o. Ort. S. 213-266.
- Michaelis, P. (1995):** Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung. Heidelberg.
- MWV [Mineralölwirtschaftsverband e.V.] (1999a):** Mitgliedsfirmen des Mineralölverbandes e.V.. Hamburg. Internetfassung: <http://www.mwv.de/mitglied.htm> (3.1.2000).
- MWV [Mineralölwirtschaftsverband e.V.] (1999b):** Aktuelle Mineralöldaten. Hamburg. Internetfassung: <http://www.mwv.de/mwv/mindat.zip> (3.1.2000).

- Rennings, K. et al. (1997):** Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. Ordnungspolitische Grundregeln für eine Politik der Nachhaltigkeit und das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung im Umweltschutz. Heidelberg.
- Rennings, K. et al. (1999):** Valuation of Transport Externalities. CAPRI (Concerted Action on Transport Pricing Research Integration). Deliverable 3. Funded by the 4<sup>th</sup> Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies. University of Leeds.
- Rommerskirchen, S. (1992):** Chancen staatlicher Maßnahmen zur Minderung verkehrlicher CO<sub>2</sub>-Emissionen. In: VDI (1992) (Hrsg.): CO<sub>2</sub>-Minderung durch staatliche Maßnahmen?. VDI Berichte 997. Düsseldorf. S. 57-80.
- Roßnagel, A./ Pordesch, U. (1995):** Elektronische Mautsysteme und die Tücken des Rechts. In: Kubicek, H. et al. (1995) (Hrsg.): Schwerpunkt: Multimedia – Juristische Aspekte. Heidelberg. S. 112-123.
- Rothengatter, W. (1994):** Obstacles to the Use of Economics Instruments in Transport Policy. In: OECD (1994) (Hrsg.): Internalising the Social Costs of Transport. Paris. S. 113–152.
- Schönwiese, C.-D. (1996):** Klimamodelle: Vorhersagen und Konsequenzen. In: Brauch, H.G. (1996) (Hrsg.): Klimapolitik. Naturwissenschaftliche Grundlagen, internationale Regimepolitik und Konflikte, ökonomische Analysen sowie nationale Problemerkennung und Politikumsetzung. Berlin-Heidelberg-New York. S. 21-32.
- Schröder, G. (1999):** Rede von Bundeskanzler Schröder anlässlich der Eröffnung der 5. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention am 25. Oktober 1999 in Bonn. Berlin. Internetfassung: <http://www.bundeskanzler.de/03/redenf.html> (23.11.1999).
- SRU [Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen] (1994) (Hrsg.):** Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart.
- SRU [Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen] (1996) (Hrsg.):** Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt Deutschland (1999) (Hrsg.):** Bestand an Verkehrsmitteln (Kraftfahrzeuge/ PKW/ LKW). Wiesbaden. Internetfassung: <http://www.statistik-bund.de/basis/d/verktab2.htm> (3.1.2000).
- Teufel, D. et al. (1994):** Umweltwirkungen von Finanzinstrumenten im Verkehrsbereich. Bericht Nr. 21 des Umwelt- und Prognose-Instituts. Heidelberg.
- UBA [Umweltbundesamt] (1993) (Hrsg.):** Jahresbericht 1993. Berlin.
- UBA [Umweltbundesamt] (1998) (Hrsg.):** Treibhauseffekt. Berlin. Internetfassung: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/treibhauseffekt.html> (18.10.1999).
- UBA [Umweltbundesamt] (1999) (Hrsg.):** Klimaschutz im Verkehrsbereich. Berlin. Internetfassung: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/klimaver.html> (18.10.1999).
- VDA [Verband der Automobilindustrie e.V.] (1999a) (Hrsg.):** Freiwillige Vereinbarung auf EU-Ebene getroffen. o.O.. Internetfassung: [http://www.vda.de/de/service/jahresbericht/auto1999/auto+umwelt/u\\_6.htm](http://www.vda.de/de/service/jahresbericht/auto1999/auto+umwelt/u_6.htm) (07.12.1999).
- VDA [Verband der Automobilindustrie e.V.] (1999b) (Hrsg.):** Automobilindustrie: Priorität für Schutz der Umwelt. O.O.. Internetfassung: [http://www.vda.de/de/service/jahresbericht/auto1999/auto+umwelt/u\\_2.htm](http://www.vda.de/de/service/jahresbericht/auto1999/auto+umwelt/u_2.htm) (07.12.1999).



- VDA [Verband der Automobilindustrie e.V.] (1999c) (Hrsg.):** Marktgewichteter Kraftstoffverbrauch von PKW/Kombi aus deutscher Produktion. o.O.. Internetfassung: <http://www.vda.de/de/aktuell/kraftstoffverbrauch/marktgewichtetet.htm> (07.12.1999).
- VDA [Verband der Automobilindustrie e.V.] (1999d) (Hrsg.):** Ökologische Steuerreform: Frontalangriff gegen die Automobilindustrie. O.O.. Internetfassung: <http://www.vda.de/de/aktuell/presse/index.html> (7.12.1999).
- VW [Volkswagen AG] (2000):** Erkunden Sie unser Angebot. Wolfsburg. Internetfassung: [http://www1.vw-online.de/international/products/frames\\_.htm](http://www1.vw-online.de/international/products/frames_.htm) (4.1.2000).
- Weinreich, S. et al. (1997):** External Quality Valuation. Quality Indicators for Transport Systems (Quits). Final Report. Mannheim.
- Weinreich, S. et al. (1998):** External Costs of Road, Rail and Air Transport – a Bottom-Up Approach. Discussion Paper No. 98-06. Mannheim.
- Wegner, G. (1994):** Marktkonforme Umweltpolitik zwischen Dezisionismus und Selbststeuerung. Vorträge und Aufsätze des Walter Eugen Instituts Nr. 143. Tübingen.