

Diskussions-Papier Nr. 00-57

**Die externen Luftverschmutzungskosten des
motorisierten Individualverkehrs in Deutschland –
ein regionaler Vergleich**

Sigurd Weinreich

Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung GmbH (ZEW)

**Die externen Luftverschmutzungskosten des
motorisierten Individualverkehrs in Deutschland –
ein regionaler Vergleich**

von

Sigurd Weinreich

Oktober 2000

Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW)

Das Wichtigste in Kürze

Im vorliegenden Diskussions-Papier werden die externen Luftverschmutzungskosten des motorisierten Individualverkehrs (MIV) für verschiedene Technologien, Fahrsituationen und alle Regionen in Deutschland berechnet. Dabei ist das Ziel der Untersuchung, die Notwendigkeit einer fahrtortsbezogenen Betrachtung aufzuzeigen, da im regionalen Vergleich die durch den Verkehr generierte Luftverschmutzung und die daraus resultierenden externen Kosten stark unterschiedlich sind. Betrachtet werden vornehmlich die klassischen Schadstoffe - Stickoxide und Partikel, deren lokale und weiträumige Ausbreitung, die Bildung von Sekundärschadstoffen sowie die Auswirkungen der Schadstoffe auf Gebäude, Pflanzen und die menschliche Gesundheit. Bei der Berechnung der marginalen externen Luftverschmutzungskosten kommt der sogenannte Wirkungspfadansatz zur Anwendung. Die Emissionen des MIV werden mit dem Computer-Programm "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" für 1995 berechnet, während die weiträumige Ausbreitungsrechnung, die Ursache-Wirkungs-Beziehungen und die monetäre Bewertung der Schäden anhand des Modells "EcoSense" vorgenommen wird.

Als wichtigstes Ergebnis ergeben sich regionale Differenzen der externen Luftverschmutzungskosten von bis zu einem Faktor 3,5 innerhalb Deutschlands. Fährt beispielsweise ein Pkw ohne Katalysator auf einer Autobahn mit durchschnittlich 130km/h in Norddeutschland bei Flensburg so ergeben sich rund 20 mECU (Milli-ECU, knapp 4 Pfennig) pro Kilometer, während die gleiche Fahrt in Südwestdeutschland bei Freiburg externe Luftverschmutzungskosten von rund 70 mECU (13 Pfennig) generiert. Die wichtigsten Faktoren für diese hohen regionalen Unterschiede sind der vorherrschende Südwestwind in Deutschland, der für die Ausbreitung der Schadstoffe in Richtung Nordosten zuständig ist und die stark unterschiedliche Bevölkerungsdichte in der Fläche über Deutschland und weite Teile Europas.

Die Untersuchung wird abgerundet durch die Abschätzung der Emissionsentwicklung des MIV in Deutschland bis 2010 und einer kurzen Diskussion der möglichen Internalisierungsstrategien. Dabei wird insbesondere ein elektronisches Road Pricing System diskutiert, da dieses verkehrspolitische Instrument in Bezug auf die Gebührengestaltung das höchste Maß an Flexibilität aufweist. Aufgrund der erzielten Ergebnisse ergibt sich in jedem Fall die Notwendigkeit der Implementierung eines nutzungsabhängigen, fahrzeugspezifischen und örtlich differenzierenden Preissystems. Ziel muss es sein, jedem einzelnen Verkehrsteilnehmer den richtigen ökonomischen Anreiz zu geben und damit einen ersten wichtigen Schritt in Richtung einer nachhaltigen Mobilität zu gehen.

Keywords: Externe Kosten des Verkehrs, Luftverschmutzung, Wirkungspfadansatz, Internalisierung, Road Pricing

Gliederung

1	Motivation der Fragestellung	1
2	Methodik und stufenweise Berechnung der externen Luftverschmutzungskosten	5
2.1	Der Wirkungspfadansatz.....	5
2.2	Emissionsberechnung mit dem Computer-Programm "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs"	7
2.3	Ausbreitungsrechnung mit EcoSense.....	10
2.4	Ursache-Wirkungs-Beziehungen.....	14
2.5	Ökonomische Bewertung.....	15
2.6	Modell und Zwischenergebnisse	17
3	Die externen Luftverschmutzungskosten des MIV in Deutschland	22
3.1	Ergebnisse für verschiedene Technologien, Verkehrssituationen und Regionen ..	22
3.2	Abschätzung weiterer Komponenten der externen Luftverschmutzungskosten des MIV	25
4	Relevanz der verkehrsbedingten Luftverschmutzung bis 2010	28
5	Implikationen für die Internalisierung	31
6	Anhang	34
7	Literaturverzeichnis	36

1 Motivation der Fragestellung

In den letzten Jahren sind aufgrund technologischer Veränderungen, insbesondere der Einführung des geregelten Katalysators, große Fortschritte bei der Emissionsreduktion von Kraftfahrzeugen erreicht worden. Trotzdem stellen die Luftverschmutzung und die dadurch hervorgerufenen Gesundheits- und Umweltschädigungen ein relevantes Problem des heutigen motorisierten Verkehrs dar. Auch wenn in der augenblicklichen Diskussion die klimaschädlichen Treibhausgase¹ und der mögliche globale Klimawandel in den Vordergrund gerückt sind, sollen hier in erster Linie die lokal und regional (weiträumig) wirksamen "klassischen" Emissionen des motorisierten Individualverkehrs (MIV) betrachtet werden.

Ziel dieses Aufsatzes ist es, die Notwendigkeit einer regionalen – also stand- bzw. fahrtortbezogenen – Betrachtung der Luftverschmutzung durch den MIV aufzuzeigen. Die These ist, dass im regionalen Vergleich die durch den Verkehr generierten externen Luftverschmutzungskosten stark unterschiedlich sind. In anschaulicher Weise ausgedrückt bedeutet dies, dass die Luftverschmutzung und die daraus resultierenden externen Kosten sehr unterschiedlich hoch sein können, wenn ein Pkw gleicher Technologie mit der gleichen Geschwindigkeit auf einer Straße in Norddeutschland oder in Südwestdeutschland fährt.

Warum sollte sich nun ein Wirtschaftswissenschaftler mit dem Thema Luftverschmutzung durch den Verkehr befassen? Aus ökonomischer Sicht liegt das Grundproblem der verkehrsbedingten Luftverschmutzung darin, dass bei der Benutzung des Pkws Luftschadstoffemissionen als schädliches Kuppelprodukt anfallen, die für den Verursacher eine kostenlose Größe darstellen. Die Verkehrsteilnehmer sind nicht gezwungen, die Schäden, die durch die Luftschadstoffe entstehen, in ihrem privaten, internen Entscheidungskalkül zu berücksichtigen, da es bisher keinen Marktpreis für die Schädigung der Luftqualität gibt. Bei den durch Luftschadstoffemissionen hervorgerufenen Schäden handelt es sich um ein typisches Beispiel von Externalitäten oder externen Effekten. Der weitaus größte Teil der Wirkungen entsteht nicht beim Verursacher, sondern bei unbeteiligten Dritten; deshalb werden solche Effekte auch als extern bezeichnet. Nach Schlieper (1988: 525) versteht man allgemein unter externen Effekten "Einflüsse, die durch die Aktivität einer Wirtschaftseinheit (Konsument oder Produzent) auf andere Wirtschaftseinheiten ausgeübt werden, ohne dass diese Einflüsse über einen Preismechanismus gesteuert werden." Durch das Vorhandensein technologischer² externer Effekte kommt es zu einer ineffizienten Allokation von Ressourcen, was als eine Form des Marktversagens aufzufassen ist und schließlich zu gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlusten führt (Fritsch et al., 1993: 45f). Werden die externen Luftverschmutzungskosten, die bei der Pkw-Nutzung um ein Vielfaches höher sind als

¹ Eine Reduktion der anthropogenen Treibhausgase, insbesondere Kohlendioxid (CO₂), kann nicht durch technische end-of-the-pipe Maßnahmen, sondern nur durch spezifische Energieverbrauchsreduzierung am Fahrzeug, durch Modal-Split-Veränderungen oder durch Verkehrsvermeidung erreicht werden. Eine Filtertechnologie wie bei den klassischen Schadstoffen durch den Katalysator existiert nicht.

² Unterschieden werden technologische und pekuniäre Externalitäten. Technologische Externalitäten führen zu einer Veränderung der Nutzen- oder Produktionsfunktion der Betroffenen – es kommt zu Marktversagen, während pekuniäre Externalitäten nur eine Preisänderung nach sich ziehen, die keine ökonomische Ineffizienz erzeugen (siehe IWW/Infras 1995). Die verkehrsbedingte Luftverschmutzung ist ein typisches Beispiel für eine negative technologische Externalität.

beispielsweise bei einer vergleichbaren Bahnfahrt³, nicht in den Preis miteinbezogen, kommt es zu fehlerhaften Verkehrsmittelwahlentscheidungen zugunsten des Pkws. Verantwortlich dafür sind unter anderem verzerrte Preisstrukturen aufgrund nicht internalisierter externer Kosten. Es ist also verkehrspolitisch im Sinne von "fair and efficient pricing" (siehe das Grünbuch der EU Kommission, 1995) geboten, die externe Luftverschmutzungskosten genau zu ermitteln und möglichst verursachergerecht zu internalisieren.

Bei der Internalisierung der externen Luftverschmutzungskosten sind die Prinzipien einer ökonomisch optimalen Allokation zu beachten⁴. Da in dieser Studie auf die Verkehrsmittelnutzung bei gegebener Infrastruktur-Kapazität fokussiert wird, interessieren für eine optimale Preisbildung nur die kurzfristigen sozialen Grenzkosten⁵, also die Kosten für einen zusätzlichen Pkw-Kilometer. Im Rahmen dieser Untersuchung ist besonders die Forderung nach einer verursachungsgerechten Internalisierung der externen Luftverschmutzungskosten von Bedeutung, sofern sich die These verifizieren lässt, dass im regionalen Vergleich die durch den MIV generierten externen Luftverschmutzungskosten stark unterschiedlich sind.

Untersuchungsgegenstand sind die Massenschadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x bestehend aus NO und NO₂), Schwefeldioxid (SO₂), Partikel (PM), und flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen (HC), die bei der Benutzung von Pkw und Kombi in Deutschland emittiert werden. Im Jahr 1995, dem Basisjahr dieser Untersuchung, war der Straßenverkehr bei der Mehrzahl der Emissionen der wichtigste Emittent, wie aus Tabelle 1 hervorgeht. Betrachtet werden sowohl die Luftschadstoff-Konzentrationsänderungen (Immissionen) der oben genannten Schadstoffe als auch die Bildung von Sekundärschadstoffen wie Nitrate oder Ozon aufgrund luftchemischer Prozesse und deren Immissionen. Die Immissionen rufen meist negative Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden und die Umwelt hervor. Diese werden identifiziert, quantifiziert und bewertet.

³ Siehe zu diesem empirischen Befund beispielsweise IWW/Infras (2000) oder Weinreich et al. (1998).

⁴ Aus ökonomischer Sicht ist das optimale Verschmutzungsniveau erreicht, wenn gilt, dass die Grenzvermeidungskosten gleich den Grenzschadenskosten sind. Bis zu diesem Punkt müsste die Luftverschmutzung theoretisch reduziert werden, da hier die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten je Luftverschmutzungseinheit minimal sind.

⁵ Im Falle einer langfristigen Betrachtung müssten auch die Kosten der Infrastrukturanpassung mit einfließen. Für die Analyse der Externalitäten des Verkehrs ist es wichtig, zwischen der Infrastrukturbereitstellung und der Nutzung dieser mit den verschiedenen Verkehrsmitteln zu unterscheiden. Externe Kosten und Nutzen der Infrastrukturbereitstellung, etwa durch den Anschluss einer abgelegenen Region an das Gesamtverkehrssystem oder aber der räumliche Trennungseffekt der Verkehrsinfrastruktur, werden in der Studie nicht betrachtet. Die externen Kosten der Infrastrukturbereitstellung sollten dort internalisiert werden, wo sie entstehen, also beim Bau der Straßen und Schienenwege (Rennings et al., 1999). Emissionen, die bei der Herstellung und Beseitigung bzw. Verwertung der Verkehrsmittel also der Pkws entstehen, werden nicht betrachtet – es wird keine "life cycle analysis" (LCA) durchgeführt. Externe Kosten der Pkw-Herstellung sollten sich im Verkaufspreis des Pkws wiederfinden. Die sozialen Grenzkosten setzen sich zusammen aus den internen und den externen Grenzkosten. Im Rahmen dieser Untersuchung interessieren nur die externen Grenzkosten der Luftverschmutzung, während bei der Verkehrsmittelnutzung natürlich auch noch andere wichtige externe Kosten-Kategorien wie Unfall-, Lärm- und Staukosten hervorgerufen werden. Für eine ausführliche Diskussion der Bepreisungsregeln im Verkehr siehe Calthrop/Proost (1998) und Verhoef (1996).

Tabelle 1: Anteile der Emission nach Emittentengruppen in Deutschland 1995

	CO	NO _x	SO ₂	HC ¹⁾	PM	CO ₂
Straßenverkehr	55,1%	50,7%	2,5%	30,5%	8,1%	18,1%
<i>davon Pkw und Kombi²⁾</i>	<i>49,3%</i>	<i>28,3%</i>	<i>1,1%</i>	<i>25,0%</i>	<i>2,5%</i>	<i>11,3%</i>
Übriger Verkehr	2,7%	11,3%	0,6%	2,9%	3,8%	2,1%
Haushalte	19,4%	4,9%	7,6%	3,3%	11,9%	15,1%
Industrie	18,8%	11,3%	22,5%	7,0%	29,0%	19,9%
Kraft- und Heizwerke	1,4%	19,6%	62,6%	0,4%	5,4%	38,9%
Kleinverbraucher / sonstige	2,6%	2,1%	4,3%	55,8% ³⁾	41,8% ⁴⁾	5,9%
Gesamt (in kt)	6.928	1.932	2.130	1.979	521	895.000

Quelle: Verkehr in Zahlen 1998 (DIW 1998), 1) ohne Methan,

2) eigene Abschätzung basierend auf Höpfner (1995) und Krey/Weinreich (2000),

3) inklusive Lösemittelverwendung, 4) inklusive Stückgutumschlag.

Bei der Analyse der Schädigungen durch Luftschadstoffe wurden bisher meist lokale Effekte, also deren Wirkungen in hochbelasteten Straßenräumen untersucht. Grund dafür gibt die 23. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionschutzgesetzes §40 Abs.2 über die Immissionsbelastung in Straßenräumen.⁶ Durch den Einsatz neuer Ausbreitungsmodelle wird aber auch der weiträumige Effekt der verschiedenen Luftschadstoffe deutlich. Die Emissionen von Kraftfahrzeugen führen nicht nur entlang einer Straße und in unmittelbarer Umgebung zu einer Schadstoff-Konzentrationserhöhung, sondern ein gewisser Anteil breitet sich durch die klimatischen Bedingungen im Umkreis von mehreren Hundert Kilometern je nach Windrichtung und geographischen Gegebenheiten aus. So werden in einem großen Umkreis Schädigungen an Gebäuden, Pflanzen, Tieren und der Gesundheit der Menschen hervorgerufen. Bringt man die zusätzlichen Schadstoffkonzentrationen mit den oben genannten Rezeptoren in Verbindung, so können die negativen Auswirkungen der Luftschadstoffe, die bei der Fahrt an einem beliebigen Ort emittiert werden, abgeschätzt werden.

Vergleicht man nun die berechneten Auswirkungen von gleichen Emissionsmengen an verschiedenen Fahrtorten in Deutschland, so ergeben sich regional sehr unterschiedliche Ergebnisse. Ausschlaggebend dafür ist einerseits die weiträumige Ausbreitung der Luftschadstoffe bzw. die chemische Umwandlung zu Feinstaub-Partikeln wie Ammoniumnitrat und -sulfat und deren Ausbreitung und andererseits die sehr unterschiedliche Verteilung der Bevölkerung in Deutschland und vor allem auch in den angrenzenden Nachbarstaaten. Es geht hier also nicht nur um Schädigungen, die im Inland hervorgerufen werden. Auch Gesundheitsschädigungen, die in Frankreich oder in Polen durch Emissionen auf deutschen Straßen entstehen, werden mit einberechnet. Für die Größenordnung der Schäden von Bedeutung ist die Tatsache, dass ein Teil der Partikel, die beispielsweise auf einer Strecke in Norddeutschland emittiert werden, auch über Meeresflächen niedergehen. Wenn also die externen Luftverschmutzungskosten nicht nur in Abhängigkeit von der betrachteten Pkw-Technologie und der Fahrsituation unterschiedlich hoch sind, sondern auch in Bezug auf den regionalen Standort in Deutschland deutlich divergieren, so ist auch eine regionale

⁶ Nach der Verordnung können zu Immissionsüberwachung von Straßenzügen mit hoher Verkehrsbelastung neben Messungen auch Modellrechnungen eingesetzt werden. Siehe hierzu beispielsweise Stern (1997).

Differenzierung der Preisgestaltung, also eine regional differenzierte Internalisierung der externen Luftverschmutzungskosten, notwendig. Eine solche Differenzierung lohnt allerdings nur, wenn die regionalen externen Luftverschmutzungskosten deutlich divergieren, da sonst Implementierungshemmnisse und mögliche hohe Transaktionskosten den ökonomischen Nutzen des verkehrspolitischen Instrumentariums überkompensieren.

Über diese Forschungsergebnisse und deren Herleitung soll in diesem Aufsatz berichtet werden. Dabei ist die Arbeit folgendermaßen aufgebaut: in Kapitel 2 wird die Methodik zur Berechnung der externen Luftverschmutzungskosten vorgestellt, die verwendeten Modelle sowie die angewandten Ursache–Wirkungs-Beziehungen beschrieben und die Bewertungsansätze diskutiert und ausgewählt. Dabei werden parallel für jede Analysestufe Zwischenergebnisse ermittelt, die dann in einem einfachen Modell zur Berechnung emissionspezifischer Regionalkoeffizienten zusammengeführt werden.

Im 3. Kapitel werden die externen Luftverschmutzungskosten für verschiedene Technologien des MIV, unterschiedliche Verkehrssituationen und alle Regionen in Deutschland für das Bezugsjahr 1995 dargestellt. Eine Diskussion dieser quantitativen Ergebnisse sowie der treibenden Kräfte für die regionalen Unterschiede folgt. Zusätzlich werden die Abschätzungen für lokale Zusatzschäden⁷, Schäden durch bodennahes Ozon und Klimaveränderung⁸ aufgeführt, um die Größenordnung der gesamten Luftverschmutzungskosten aufzuzeigen.

Bevor auf die Internalisierung der externen Kosten eingegangen wird, soll in Kapitel 4 geklärt werden, ob die Betrachtung der externen Luftverschmutzungskosten überhaupt noch einen Sinn macht, wenn die technologische Entwicklung das Problem möglicherweise in Zukunft von alleine löst. Hierzu wird in einer Art "Business-as-Usual" Szenario die Entwicklung der Emissionen des Verkehrs in Deutschland bis zum Jahre 2010 vorgezeichnet, die eine weitere Beschäftigung mit diesem Thema durchaus rechtfertigt.

In der Literatur werden eine ganze Reihe von Maßnahmen und Instrumenten vorgeschlagen, wie die externen Kosten des Verkehrs internalisiert werden können. Aus den in dieser Arbeit aufgezeigten Erkenntnissen leiten sich spezifische Anforderungen an die Internalisierungsstrategien ab. Die Implikationen für die Internalisierung der externen Luftverschmutzungskosten sollen in Kapitel 5 diskutiert werden. Dabei werden auch die Kriterien zur Auswahl und Beurteilung der Instrumente vorgestellt.

⁷ Die Analyse der lokalen Effekte, also der lokal hervorgerufenen Schädigungen und den daraus resultierenden Kosten, bedürfen einer eigenen Methodik, inklusive einer sehr detaillierten Ausbreitungsrechnung. Zusätzlich sind eine Reihe von weiteren Schadstoffen, wie Benzol, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Formaldehyde oder Nitroaromate von Bedeutung (siehe für eine gute Übersicht dieser Schadstoffe und deren Wirkungsweise auf die menschliche Gesundheit: Henschel, 1995 oder Höpfner, 1998).

⁸ Effekte, die durch den Sekundärschadstoff Ozon entstehen, werden mit einem sehr groben Ansatz abgeschätzt, da zum jetzigen Zeitpunkt kein regionales Formations- und Ausbreitungsmodell für diesen Luftschadstoff vorhanden ist. Klimaeffekte entstehen und wirken global und durch die lange Verweildauer von Klimagasen in der Atmosphäre auch weit in die Zukunft. Durch diese Charakteristika und auch die methodischen Besonderheiten der Berechnung und Bewertung, sind Klimaschäden für die eigentliche Fragestellung dieser Arbeit von nachrangiger Bedeutung und werden nur zur Abrundung der Ergebnisse abgeschätzt und aufgeführt.

2 Methodik und stufenweise Berechnung der externen Luftverschmutzungskosten

Die Berechnung der externen Luftverschmutzungs-Grenzkosten wird mit einem bottom-up Ansatz vorgenommen, d.h. die Berechnung startet auf der Mikroebene, also bei den gefahrenen Fahrzeugkilometern. Der bottom-up Ansatz wird in der Literatur auch manchmal als verursacherorientierter Ansatz beschrieben (Bickel/Friedrich 1995:20) in Abgrenzung zum schadensorientierten oder top-down Ansatz, bei dem durchschnittliche Schadenswerte für das gesamte Netzwerk eines Landes oder einer Region berechnet werden und dann über einen Verteilungsschlüssel auf einzelne Strecken oder Technologien zugerechnet werden.

Geht man von dem einzelnen Pkw bzw. den gefahrenen Fahrzeugkilometern aus, erscheint es sofort plausibel, dass je nach untersuchter Technologie unterschiedlich hohe externe Luftverschmutzungskosten resultieren. Ein Pkw ohne Katalysator wird viel höhere Kosten generieren, als ein neueres Fahrzeug mit dieser Technologie. Das Emissionsverhalten der untersuchten Technologien wird durch die Schadstoffklassen EURO 1, 2 usw. reglementiert. Es werden vier gebräuchliche Pkw-Technologien mit Otto- und Dieselmotoren sowie eine virtuelle Durchschnittstechnologie betrachtet, wobei die letztere der typischen Verkehrszusammensetzung aus den verschiedenen Pkw- und Kombi Technologien für 1995 in Deutschland entspricht (siehe übernächster Abschnitt). Des Weiteren wird die Abhängigkeit der externen Luftverschmutzungskosten von der Geschwindigkeit und der Fahrsituation untersucht. Es werden Fahrten auf Autobahn, Außerorts- und Innerorts-Straßen betrachtet. Im Ganzen sind sechs Verkehrs- bzw. Fahrsituationen als repräsentativ ausgewählt (siehe ebenso übernächster Abschnitt)

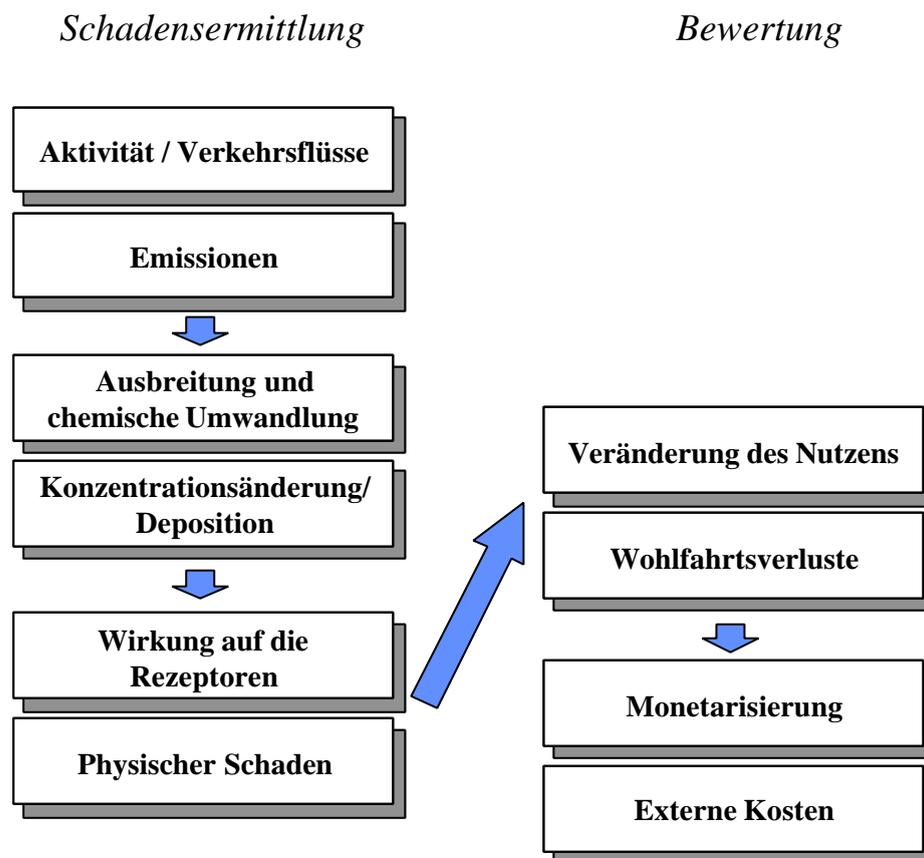
Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt allerdings in der Untersuchung der Abhängigkeit der externen Luftverschmutzungskosten von der Region in der gefahren und emittiert wird. Deutschland wird mittels eines Rasters in 42 Regionen unterteilt (siehe dazu ab Kapitel 2.3). Für jede dieser 42 Rasterzellen (=Regionen) werden die externen Luftverschmutzungskosten für die fünf Technologien und sechs Verkehrssituationen berechnet und miteinander verglichen. Die Berechnungsmethodik wird im Folgenden vorgestellt.

2.1 Der Wirkungspfadansatz

Beim bottom-up Ansatz wird die gesamte Wirkungskette ausgehend von der Verursachung bis zum bewerteten Schadensereignis betrachtet. Diese Vorgehensweise nennt sich Wirkungspfadansatz oder "Impact-Pathway Approach" und wurde im ExterneE Projekt für die Berechnung anlagenspezifischer externer Kosten der Energienutzung entwickelt (Europäische Kommission 1994). Übertragen auf den Verkehrsbereich verläuft die Berechnung der externen Kosten in vier Schritten. Abbildung 1 veranschaulicht diesen Prozess. Im ersten Schritt werden für eine genauer zu beschreibende Fahrsituation Luftschadstoffemissionen für eine spezielle Pkw-Technologie in einer der 42 Regionen berechnet. In einem zweiten Schritt wird die lokale und regionale (weiträumige) Ausbreitung der Luftschadstoffe modelliert. Dabei wird auch die Bildung von Sekundärschadstoffen und deren Ausbreitung bis weit über die Landesgrenzen hinaus berechnet. Das Ergebnis dieses Schritts sind Schadstoff-

Konzentrationsänderungen bezogen auf einen bestimmten Raum (Immissionen). In der dritten Stufe werden über die Anwendung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen Gesundheits- und Umweltauswirkungen auf Menschen, Gebäude, Pflanzen und Ökosysteme identifiziert und quantifiziert. Diese Ursache-Wirkungs-Beziehungen beschreiben einen mathematischen Zusammenhang zwischen den Schadstoff-konzentrationsänderungen und der jeweiligen Schädigung für die verschiedenen Rezeptoren. Im letzten Schritt werden die Gesundheits- und Umwelteffekte, die durch Luftverschmutzung hervorgerufen werden, monetär bewertet.⁹

Abbildung 1: Der Wirkungspfadansatz zur Berechnung der marginalen externen Luftverschmutzungskosten



Bei der Anwendung der bottom-up Methodik werden also im Regelfall verschiedene Modell-Typen für die Berechnung der verkehrsbedingten externen Luftverschmutzungskosten miteinander kombiniert:

- ein Emissionsmodell,
- ein lokales Ausbreitungsmodell für die Ausbreitung bis 50 km um die Strecke,
- ein regionales Ausbreitungsmodell für die weiträumige Ausbreitung,

⁹ Der bottom-up Ansatz kam bereits in zwei europäischen externe Kosten-Studien zum Einsatz: ExternE Transport (IER et al. 1997) und QUITs (European Commission 1998). Der bottom-up Ansatz wurde darüber hinaus in Rennings et al. (1999) und im Abschlußbericht der High Level Group of Infrastructure Charging (Ricci/Friedrich 1999) als präferierte Methodik für die Berechnung der externen Luftverschmutzungskosten empfohlen.

- die Anwendung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die Quantifizierung der Umwelt- und Gesundheitsschäden,
- und Wertsätze zur Monetarisierung der einzelnen Schäden.

2.2 Emissionsberechnung mit dem Computer-Programm "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs"

Das hier verwendete Emissionsmodell "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" wurde im Auftrag von Umweltbundesamt und dem schweizerischen Umweltministerium von Infrac (1995) entwickelt. Es beinhaltet Daten zum Emissionsverhalten, zur Fahrleistung und zum Fahrverhalten in Deutschland und der Schweiz aus mehr als zehn Forschungs- und Entwicklungs-Vorhaben innerhalb dieses Themenkomplexes. In erweiterter Form kommt die Datenbasis in den Modellen Mobilev (Fige 1998) und TREMOD (Knörr/Höpfner 1998) zur Anwendung. Das Programm "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" erlaubt die Wahl verschiedener Parameter, so dass Emissionsfaktoren in der jeweils benötigten Differenzierung abgefragt und berechnet werden können (siehe Infrac 1995:3ff):

- Emissionsart: Emissionsfaktoren im warmen Betriebszustand, Kaltstartzuschläge, Verdampfungsemissionen (nach Motorabstellen oder infolge von Tankatmung),
- Fahrzeugkategorie und Fahrzeugtechnologie: Pkw, Lieferwagen, schwere Nutzfahrzeuge, Busse und Motorräder (alle differenziert nach verschiedenen Fahrzeugkonzepten und –schichten)¹⁰,
- Bezugsjahre: 1985 bis 2010,
- Luftschadstoff: Benzol, Methan (CH₄), CO, CO₂, Kohlenwasserstoffe (HC), Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMHC), NO_x, Partikel (PM_{2.5})¹¹, Blei (Pb) und SO₂,
- Straßenart und Fahrsituation: Autobahn, Außerorts- und Innerorts-Straßen, verschiedene Geschwindigkeiten, Vorfahrtsberechtigung, Fahrzeugdichte, Stau oder Baustelle, und
- Längsneigung der Straße.

Für die Untersuchung des MIV im Rahmen dieser Arbeit werden die folgenden Pkw- und Kombi-Technologien ausgewählt: konventioneller Benzinmotor (konv.), geregelter 3-Wege-Katalysator ab 1991 (Gkat>91), geregelter 3-Wege-Katalysator nach EURO 2-Norm (EURO 2), und Diesel XXIII/FAV1 (Diesel) sowie den straßenart-typischen Fahrzeug-Mix (vh-mix) für das Bezugsjahr 1995. Die vier ausgewählten Technologien sind die gebräuchlichsten in Deutschland 1995.

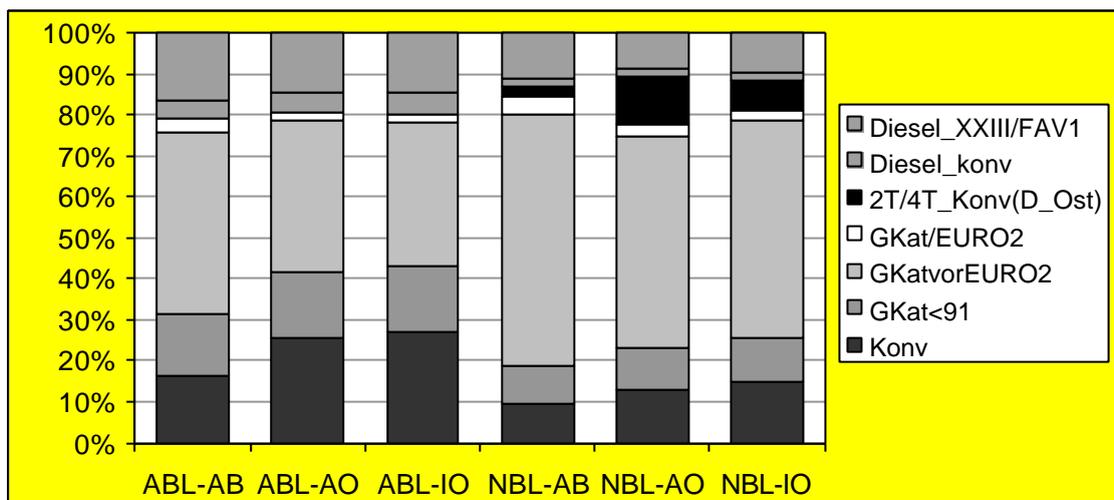
Unter dem Fahrzeug-Mix (vh-mix) versteht man eine typische Verkehrs-zusammensetzung aus den verschiedenen Pkw- und Kombi Technologien für ein bestimmtes Jahr. Dabei wird unterschieden zwischen der Verkehrszusammensetzung auf Autobahnen (AB), Außerorts-Straßen (AO) und Innerorts-Straßen (IO). Abbildung 2 zeigt den jeweils typischen Fahrzeug-Mix für die alten (ABL) und für die neuen Bundesländer (NBL) im Jahre 1995. Auch wenn die Unterschiede zwischen den typischen Verkehrszusammensetzungen in den NBL und dem

¹⁰ Im Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs wird nicht von Technologien sondern von Fahrzeugkonzepten als grobe Einteilung gesprochen. Fahrzeugkonzepte werden unterteilt nach gesetzlicher Vorschrift oder technischem Entwicklungsstand (z.B. konventionell, EURO 2, EURO 3...); bei den Fahrzeugschichten wird weiter differenziert nach Alter und Hubraumgröße der Kraftfahrzeuge.

¹¹ Bei den Partikeln, die bei Verbrennungsprozessen in Diesel-Fahrzeugen entstehen, handelt es sich fast ausschließlich um Partikelgrößen $\leq 2.5 \mu\text{m}$ (Lahmann 1996:73,126; IER et al. 1997:23f). Partikelemissionen durch Autoreifen-Abrieb und Aufwirbelung von Staub werden nicht betrachtet.

typischen Fahrzeug-Mix in den ABL für alle drei Straßentypen recht hoch sind, werden im Folgenden nur der Mix für die ABL zur Berechnung herangezogen, um die Ergebnisse zwischen Ost und West nicht nur für einzelne Fahrzeugtechnologien, sondern auch für eine typische Verkehrszusammensetzung vergleichbar zu machen. Der Fahrzeug-Mix wird sich im Zeitablauf stark ändern, da z.B. neue EURO 3 und 4 - Pkw hinzukommen und der Anteil der älteren Pkw mit konventionellen Benzinmotoren sinkt. Es steht auch zu erwarten, dass sich die Verkehrszusammensetzung in den ABL und NBL in den nächsten 10 – 15 Jahren annähern wird, allerdings soll der Dieselanteil in den NBL weiterhin deutlich niedriger bleiben (Infras 1995).

Abbildung 2: Typischer Fahrzeug-Mix auf Autobahnen (AB), Außerorts- (AO) und Innerorts-Straßen (IO) in den Alten und Neuen Bundesländern in 1995



Quelle: Infras 1995, eigene Berechnung

Es werden nur Emissionsfaktoren im warmen Betriebszustand betrachtet und außerdem wird die Differenzierung in verschiedene Längsneigungen der Straßen unterlassen, um den ohnehin großen Rechenaufwand im Rahmen zu halten. Es werden sechs Verkehrssituationen des MIV ausgewählt, die erstens möglichst typische Fahrsituationen auf Autobahnen, Außerorts- und Innerorts-Straßen widerspiegeln und sich zweitens stark in der durchschnittlich gefahrenen Geschwindigkeit und den emittierten Schadstoffen unterscheiden. Diese sind:

- Autobahn ohne Tempolimit (AB>120), Durchschnittsgeschwindigkeit : 130 km/h,
- Autobahn mit Tempolimit 100 (AB 100), Ø-Geschwindigkeit: 110 km/h¹²,
- Autobahn im Stop+Go (AB Stau), Ø-Geschwindigkeit: 9,5 km/h,
- Außerorts-Straße guter Ausbaugrad, gerade, (AO 1), Ø-Geschw.: 76,7 km/h,
- Innerorts-Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, mittlere Störung, (IO HVS3), Ø-Geschwindigkeit: 39,1 km/h,
- Innerorts Stop+Go (IO Stau), Ø-Geschwindigkeit: 5,3 km/h.

Für den Innerorts-Verkehr ist es wegen der großen Heterogenität schwierig, repräsentative Verkehrssituationen aus der Fülle der im Handbuch angebotenen auszuwählen. In Tabelle 2 werden die berechneten Emissionsfaktoren für die ausgewählten Fahrzeugtechnologien und Verkehrs- bzw. Fahrsituationen aufgelistet.

¹² Diese Durchschnittsgeschwindigkeit, die über dem Tempolimit liegt, wird bei den Berechnungen im Handbuch für Emissionsfaktoren verwendet und basiert auf empirischen Untersuchungen (Infras 1995).

Tabelle 2: Emissionsfaktoren in Deutschland 1995 für verschieden Fahr Situationen

g/vkm		CO	SO ₂ ¹⁾	NO _x	PM _{2,5} ²⁾	CO ₂	CH ₄	HC	NMH C
konv.	AB>120	16,065	0,033	3,494	0,013	210,1	0,059	0,946	0,887
	AB 100	11,279	0,028	2,897	0,010	175,3	0,052	0,873	0,821
	AB Stau	24,261	0,036	0,814	0,016	303,5	0,186	2,950	2,764
	AO 1	6,129	0,022	2,139	0,005	146,6	0,052	0,842	0,791
	IO	9,395	0,027	1,604	0,008	182,2	0,089	1,462	1,372
	HVS3								
	IO Stau	40,142	0,058	1,048	0,026	520,7	0,293	4,685	4,392
Gkat>9 1	AB>120	2,874	0,033	0,964	0,006	202,3	0,013	0,088	0,075
	AB 100	1,144	0,028	0,572	0,004	171,3	0,008	0,052	0,044
	AB Stau	4,590	0,036	0,180	0,007	298,0	0,111	0,740	0,629
	AO 1	0,842	0,022	0,357	0,002	142,6	0,009	0,059	0,050
	IO	0,996	0,027	0,292	0,003	172,2	0,015	0,099	0,084
	HVS3								
	IO Stau	9,356	0,058	0,292	0,011	516,3	0,165	1,010	0,935
EURO2	AB>120	1,373	0,033	0,590	0,006	201,7	0,006	0,042	0,036
	AB 100	0,536	0,028	0,352	0,004	170,9	0,004	0,025	0,021
	AB Stau	1,660	0,036	0,111	0,007	298,0	0,041	0,275	0,234
	AO 1	0,302	0,022	0,216	0,002	141,8	0,003	0,022	0,018
	IO	0,354	0,027	0,175	0,003	172,6	0,005	0,036	0,030
	HVS3								
	IO Stau	3,309	0,058	0,175	0,011	517,6	0,060	0,402	0,342
Diesel	AB>120	0,311	0,033	0,623	0,134	172,7	0,001	0,044	0,043
	AB 100	0,256	0,028	0,608	0,098	148,9	0,001	0,038	0,037
	AB Stau	0,988	0,036	0,688	0,130	152,3	0,004	0,134	0,130
	AO 1	0,253	0,022	0,480	0,046	120,6	0,001	0,041	0,039
	IO	0,523	0,027	0,581	0,069	138,7	0,002	0,077	0,075
	HVS3								
	IO Stau	1,625	0,058	1,108	0,205	243,4	0,007	0,233	0,226
vh-mix	AB>120	4,746	0,033	1,359	0,030	198,2	0,019	0,228	0,209
	AB 100	2,723	0,028	0,993	0,022	168,1	0,014	0,190	0,176
	AB Stau	7,854	0,036	0,403	0,031	269,8	0,120	1,104	0,984
	AO 1	2,222	0,022	0,855	0,010	140,6	0,020	0,266	0,246
	IO	3,366	0,027	0,726	0,015	169,9	0,035	0,485	0,450
	HVS3								
	IO Stau	17,823	0,058	0,679	0,048	467,0	0,199	2,110	1,911

Quelle: Infrac 1995, eigene Berechnungen

- 1) In der verwendeten Modellversion 1.1 sind für die SO₂-Emissionen nur Werte für den Fahrzeug-Mix angegeben.
- 2) Die PM_{2,5}-Emissionsfaktoren für Pkw mit Benzinmotoren ergeben sich folgendermaßen:
Nach SRU (1994:262) oder Henschel (1995) werden Partikel in folgender Größenordnung emittiert:
Diesel alt: 335240 µg/min, Pkw konv.: 25080 µg/min, Pkw mit Kat 10340 µg/min. Nach dem sich daraus ergebenden Verhältnis zueinander werden die PM-Emissionsfaktoren für die verschiedenen Fahr Situationen abgeschätzt.

Die Betrachtung der Emissionsfaktoren zeigt, wie stark die Differenzen zwischen den einzelnen Technologien und Verkehrssituationen sind. So nehmen z.B. die stark schadensrelevanten

spezifischen NO_x-Emissionen des EURO 2-Pkws bei der Autobahn-fahrt mit 110 km/h (AB 100) im Vergleich zur Fahrt mit Durchschnittsgeschwindigkeit 130 km/h (AB>120) um über 40% ab. Ein deutlicher Hinweis, was eine Temporeduktion hier bringen kann.

In dem vielzitierten EU-Projekt „ExternE Transport“, in dem ebenso streckenspezifische externe Luftverschmutzungskosten der Pkw-Nutzung berechnet wurden, wird für die deutsche Fallstudie „Autobahnfahrt Stuttgart – Mannheim“ ein durchschnittlicher NO_x-Emissionsfaktor von 0.24 g/vkm angenommen (IER et al. 1997:71). Dieser Wert, wie auch die weiteren Emissionsfaktoren für die untersuchten Technologien auf dieser Strecke, sind sehr niedrig und würden nur bei konstanter Fahrt mit 95 km/h erreicht. Der sorgfältigen Auswahl einer repräsentativen Fahrsituation und den daraus resultierenden Emissionsfaktoren kommt im bottom-up Ansatz also große Bedeutung zu.

2.3 Ausbreitungsrechnung mit EcoSense

Der zweite Schritt des Wirkungspfadansatzes besteht in der Ausbreitungsrechnung mit dem Resultat der Luftschadstoffkonzentrationsänderung (Immission) in einem bestimmten Raum. Dabei wird in dieser Untersuchung, wie auch in den beiden bottom-up Ansatz gestützten EU-Projekten QUITs (European Commission 1998) und ExternE Transport (IER et al. 1997), die lokale und die weiträumige (regionale) Ausbreitung der Emissionen unterschieden.

In QUITs wurde für die lokale Ausbreitung das statische Regressionsmodell MLuS (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen 1996) verwendet, welches auf der Messung von Luftschadstoffkonzentrationen basiert, die entlang von drei deutschen Autobahnen in verschiedenen Entfernungen bis zu 200 Metern vom Straßenrand durchgeführt wurden. In ExternE Transport wurde das Ausbreitungsmodell ROADPOL für die Berechnung der durchschnittlichen, jährlichen Konzentrationsänderung im Umkreis von 20 Kilometer um die Straße verwendet. Bei diesen beiden einfachen Ausbreitungsmodellen, bei denen die Konzentrationsänderungen anhand umgebungsspezifischer Gauß'scher Normalverteilungsfunktionen berechnet werden, ist weder eine Ermittlung von kurzfristigen Peak-Konzentrationen möglich, die möglicherweise hohe Gesundheitsschädigungen nach sich ziehen würden, noch sind die verschiedenen Einflussfaktoren (Art und Höhe der Bebauung) für die Berechnung der Konzentrationsänderungen in innerstädtischen Verkehrssituationen abgedeckt. Die Bildung von Sekundärschadstoffen wird auch nicht abgebildet. Dafür ist die Ausbreitung krebserregender Schadstoffe wie Benzol, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Formaldehyde oder Nitroaromate mit beiden Modellen abbildbar.

In der hier vorliegenden Studie wird für die regionale (weiträumige) Ausbreitung der Luftschadstoffe das Diffusionsmodell, das in EcoSense integriert ist, gewählt. EcoSense ist ein integriertes Computermodell, das am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart entwickelt wurde, um, dem Wirkungspfad-ansatz folgend, lokale sowie europaweite Schäden aufgrund von Luftschadstoffen, die bei Systemen zur Erzeugung von Energie entstehen, zu quantifizieren und zu bewerten (IER 1997). EcoSense selbst beinhaltet zwei komplementäre Ausbreitungsmodelle, die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Immissionen und den Rezeptoren (siehe Abschnitt 2.5), die ökonomischen Bewertungsansätze (siehe Abschnitt 2.6) sowie Daten über die Hintergrundbelastung (Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃)),

klimatische Daten (Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschläge) und Daten für alle Rezeptoren (Bevölkerung, Wald- und Pflanzengebiete, Gebäude) für ganz Europa. Das lokale Ausbreitungsmodell wurde für die Dispersion von Schadstoffen aus Schornsteinen entwickelt und ist daher für die Berechnung von Linienquellen-Emissionen in niedriger Höhe, wie beim Kfz, nicht geeignet. Folglich kommt hier nur das regionale weiträumige Ausbreitungsmodell zur Anwendung, das sogenannte Windrose Trajectory Model (WTM), anhand dessen die Ausbreitung der Emissionen über große Entfernungen bis maximal 2600 km simuliert wird. Berechnet werden die durchschnittlichen, jährlichen Konzentrationsänderungen der Luftschadstoffe sowie die trockenen und nassen Niederschläge schädlicher Partikel für jede Zelle eines 100 x 100 km Rasters über ganz Europa. Für jede Zelle werden 24 Flugbahnen in Abhängigkeit von Windrichtung und Windgeschwindigkeit analysiert. Die 100 x 100 km Rasterung ist nicht sehr genau, teilt aber das gesamte Bundesgebiet in eine überschaubare Anzahl von 42 Regionen ein (siehe Abbildungen 3 und 4 sowie Tabelle 4). Ein besonderer Schwerpunkt des weiträumigen Ausbreitungsmodells liegt in der Integration von luftchemischen Reaktionsgleichungen, anhand derer die Bildung von Sekundär-schadstoffen, von Nitraten und Sulfaten aufgezeigt und berechnet wird¹³. Bei der Anwendung des Modells für den Verkehrsbereich kommt implizit die Annahme zum tragen, dass die Luftschadstoffe aus den Pkw-Auspuffen stark aufgewirbelt werden, um dann fortgetragen zu werden. Eine Differenzierung der Auspuffhöhe über dem Grund ist im Modell nur in größer oder kleiner 100 Meter Höhe möglich, wobei letzteres gewählt wurde.

Zur Veranschaulichung sind in den Abbildungen 3 und 4 auf der folgenden Seite die Ausbreitung der Emissionen und die daraus resultierenden Immissionsänderungen für Partikel und Nitrate, letztere hervorgerufen durch Stickoxid-Emissionen (NO_x), dargestellt. Abbildung 3 zeigt die Konzentrationsänderungen, die durch den Partikelaustritt aller Pkw-Fahrten eines Jahres hervorgerufen werden. Für das Beispiel wird ein durchschnittlicher täglicher Verkehr (DTV) von 60.000 Fahrzeugen auf einem 1 km langen Autobahnabschnitt der A3 bei Hilden zugrunde gelegt. Wie deutlich zu erkennen ist, sind die jährlichen, durchschnittlichen Konzentrationsänderungen am höchsten in der 100 x 100 km Zelle des Emissionsentstehungsortes (dunkelgrau markiert). Die Wolke bereitet sich hauptsächlich nach Nordosten aus, was sich mit der vorherrschenden Windrichtung Südwest in Deutschland erklären lässt. In Abbildung 4 werden die Schadstoffkonzentrationsänderungen für Nitrat-Feinstäube aufgezeigt, die durch NO_x -Emissionen in der südwestlichsten Region Deutschlands auf einem Autobahnkilometer der A5 bei Freiburg hervorgerufen werden (gleiche jährliche Fahrleistung und Verkehrssituation wie in Abbildung 3). Auch hier findet die Ausbreitung hauptsächlich in Richtung Nordosten statt, allerdings kommt es nicht zu einer so hohen Konzentrationsänderung in der Emissionsentstehungs-Region wie bei den Partikeln, da die Bildung von Nitraten längere Zeit in Anspruch nimmt. So werden die Feinstaubpartikel in der Luft schon weitertransportiert bevor sie als trockene oder nasse Disposition niedergehen.

Mit dem WTM in EcoSense wird die weiträumige Ausbreitung der Massenschadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2) und Partikel (PM) modelliert. Dabei lassen sich die Nitratbildung direkt auf NO_x und die Sulfatbildung direkt auf SO_2 zurückführen.

¹³ Für eine genaue Beschreibung der luftchemischen Reaktionsgleichungen zur Bildung der Sekundär-schadstoffe siehe IER (1999).

Abbildung 3: Schadstoffkonzentrationsänderung für Partikel (PM_{2,5}), hervorgerufen durch die PKW-Fahrten auf einem Autobahn-Kilometer auf der A3 bei Hilde (Region 19), DTV: 60 000, vh-mix, AB>120, 1995

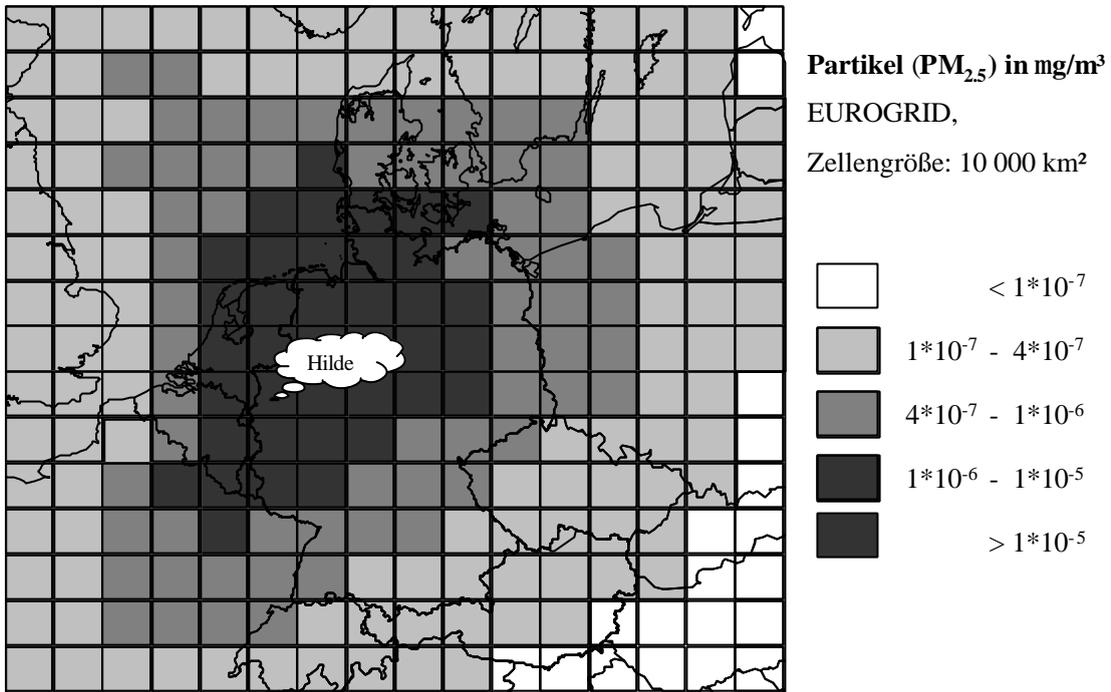
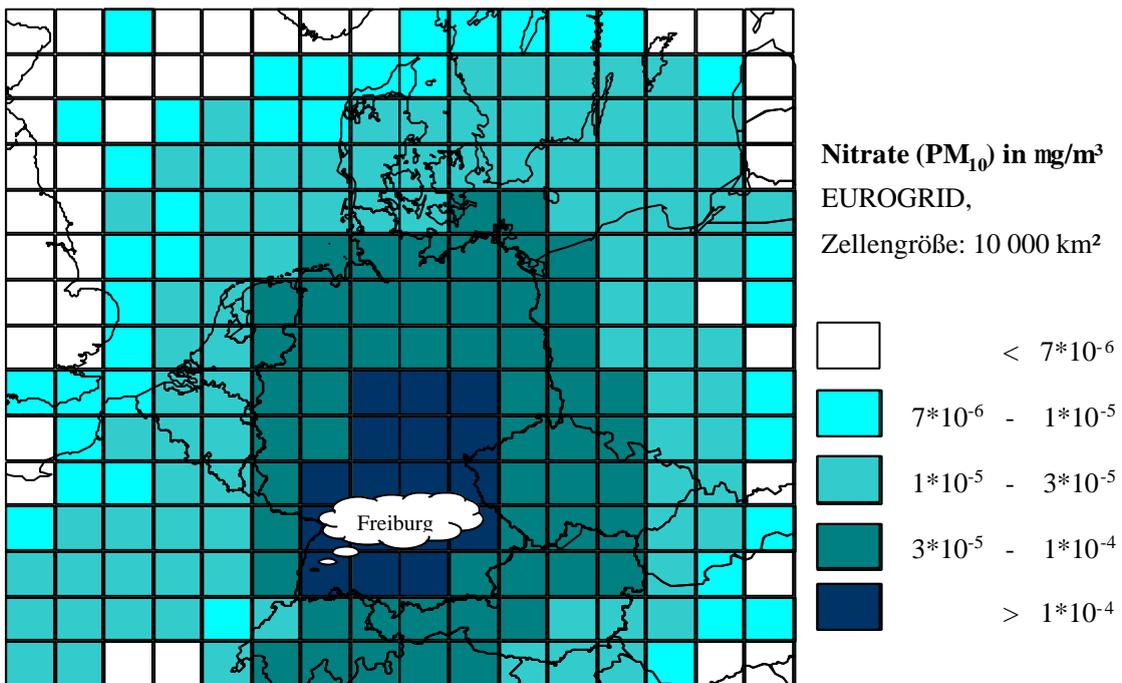


Abbildung 4: Schadstoffkonzentrationsänderung für Nitrat-Feinstäube, hervorgerufen durch Pkw-Fahrten auf einem Autobahn-Kilometer auf der A5 bei Freiburg (Region 39), DTV: 60 000, vh-mix, AB>120, 1995



Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass auf die Berechnung der lokalen Ausbreitung mit einem der oben genannten Modelle verzichtet wird und nur die weiträumige Ausbreitung der Schadstoffe und die Bildung von Sekundärschadstoffen anhand des EcoSense-Modells untersucht wird. Dafür gibt es folgenden Gründe:

- Es werden nur sechs Verkehrssituationen untersucht, die sich in erster Linie durch das Fahrverhalten und die Geschwindigkeit unterscheiden. Insbesondere für die beiden Innerorts-Situationen wäre die Bebauung um die untersuchte Strecke für die Ausbreitung der Schadstoffe von großer Bedeutung. Hier ist eine repräsentative durchschnittliche Berechnung nicht möglich, weil in der Realität jede Bebauungssituation ihre eigenen Ergebnisse hervorrufen würde. Auf eine solch detaillierte Berechnung sind die beiden vorgestellten Modelle MLuS und ROADPOL nicht ausgerichtet.
- Die weiträumige Ausbreitungsrechnung ermittelt auch Werte für die innere Rasterzelle von 100 x 100 km um das betrachtete Straßensegment (in Abbildung 4 ist das die Zelle in der Freiburg liegt). Insofern würde die lokale und sehr ortsspezifische Ausbreitungsrechnung nur eine zusätzliche Konzentrationserhöhung angeben.
- Sowohl in QUITTS als auch in ExternE Transport hat sich gezeigt, dass im Ausserorts- und im Autobahnverkehr die weiträumigen Schäden dominieren und zumindest für Otto-Motoren die zusätzlichen lokalen Schäden sehr klein sind.
- In ExternE Transport und in einer Untersuchung von Henschel (1995) wird die Bedeutung der krebserregenden Schadstoffe für die gesamten Gesundheits-schädigungen als niedrig eingestuft. "Krebserregende Stoffe (z.B. Benzol, Benzoapyren), denen aufgrund ihrer hohen Schädlichkeit ein hohes Schadens-potenzial zugeschrieben wird, erwiesen sich als von vergleichsweise untergeordneter Bedeutung. Sie werden in so geringen Mengen freigesetzt, dass der resultierende Schaden im Vergleich zu den Schäden durch Partikel klein ist, die zwar weniger giftig sind, aber vom Verkehr in erheblichen Mengen emittiert werden" (IER 2000: Zitat aus dem Internet). Davon ausgenommen sind Dieselpartikel, deren Ausbreitung auch im Rahmen dieser Untersuchung betrachtet wird.

Bei den weiträumigen Ausbreitungsrechnungen, die für die Verkehrsemissionen von verschiedenen Straßen – oder Autobahnabschnitten in Deutschland durchgeführt werden, ergeben sich bei der Bildung des Sekundärschadstoffes Sulfat teilweise negative Ergebnisse, d.h. es kommt zu einer Konzentrationsabnahme im Vergleich zur Schadstoffbelastung ohne die zusätzlichen Verkehrsemissionen. Die Begründung hierfür liegt in der großen Mengendifferenz zwischen SO_2 und NO_x -Emissionen, die bei Kfz-Verbrennungsmotoren entstehen. Je nach Hintergrundbelastung kann es dann in den 100 x 100 km - Zelle zu chemischen Reaktionen kommen, bei denen weniger Sulfate gebildet werden als im Referenzfall. Dieses Ergebnis der Ausbreitungsrechnung ist in der Realität durchaus nachweisbar und daher plausibel (Groscurth/Kühn 1997). Für die Fragestellung dieser Untersuchung erscheint diese Tatsache aber als vernachlässigbar. Der Hauptgrund liegt darin, dass die SO_2 -Emissionen im Verkehr eine sehr untergeordnete Rolle spielen (siehe auch Tabelle 1). Hauptemittenten von SO_2 sind Industrie und Haushalte. Es ergibt sich ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen der emittierten Menge an SO_2 und den Immissionen von Sulfaten in jeder einzelnen Rasterzelle, der sich nicht formal für die verschiedenen

Technologien und Verkehrssituationen in einem Modell abbilden lässt. Aus beiden genannten Gründen wird im Folgenden auf die Bewertung von Schäden durch SO₂ verzichtet.¹⁴

Es sei an dieser Stelle festgehalten, dass die Vernachlässigung der zusätzlichen lokalen Schäden aufgrund der nicht berechneten spezifischen lokalen Ausbreitung und die Ausklammerung aller Schäden durch SO₂ eine Beschränkung dieser Untersuchung darstellt. Die Vorgehensweise wurde sowohl aus Vereinfachungsgründen als auch wegen der geringen Bedeutsamkeit beider Effekte für die Fragestellung dieser Untersuchung gewählt.

2.4 Ursache-Wirkungs-Beziehungen

Der dritte Schritt des Wirkungspfadansatzes liegt in der Identifizierung und Quantifizierung von Umwelt- und Gesundheitsschäden mit Hilfe von Ursache-Wirkungs-Beziehungen. Diese geben einen mathematischen Zusammenhang zwischen Mortalität und Morbidität (Anzahl der Fälle pro Jahr und Einwohner) bzw. der Schädigung von Umweltgütern (Pflanzen, Wald und Gebäude) und der durchschnittlichen Konzentrationserhöhung verschiedener Schadstoffe in der Umgebungsluft an. In EcoSense sind bereits eine große Anzahl von Ursache-Wirkungs-Beziehungen implementiert, die auch in ExternE Transport und QUITs zur Anwendung kamen. Dies sind Funktionen für Partikel, Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid und Stickoxide, Feinstäube in Form von Nitraten und Sulfaten in den Korngrößen 10 und 2,5 µg (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie auch für eine Reihe von krebserregenden Spurenstoffen. Der Ursache-Wirkungs-Zusammenhang wird durch eine Funktion beschrieben, die eine Prozentveränderung der Schädigung pro Menge des Schadstoffes gemessen in µg/m³ angibt. Diese Ursache-Wirkungs-Funktionen stammen zumeist aus amerikanischen epi-demiologischen Studien. Allerdings wurden die Zusammenhänge gemäß einer neueren EU-Studie APHEA, basierend auf 12 Fallstudien in europäischen Städten, modifiziert¹⁵.

Da im Rahmen dieser Untersuchung lokale Zusatzschäden nicht explizit betrachtet werden und, wie im vorigen Abschnitt begründet, Schäden aufgrund von SO₂-Emissionen ausgeschlossen sind, fallen sowohl die als unsicher eingestuften Ursache-Wirkungs-Beziehungen für krebserregende Spurenstoffe als auch alle SO₂- und Sulfat-basierten Relationen weg. In EcoSense sind alle Pflanzen-, Wald- und Gebäudeschäden, abhängig von SO₂-Emissionen, somit werden hier nur Gesundheitsschäden durch Partikel, Kohlenmonoxide, Stickoxide und Nitrat-Feinstäube betrachtet. Sowohl QUITs als auch ExternE Transport zeigen auf, dass die Umweltschäden aufgrund der Pflanzen-, Wald- und Gebäudebeeinträchtigung sehr klein sind und weniger als 2% der gesamten externen Luftverschmutzungskosten ausmachen (IER et al. 1997: 99f).

Innerhalb dieser Untersuchung werden Ursache-Wirkungs-Beziehungen für die folgenden Auswirkungsbereiche verwendet: chronische Bronchitis bei Erwachsenen und Kindern, Atemwegssymptome wie Husten, chronische Atemwegserkrankungen, Asthmaanfälle,

¹⁴ Ecoplan 1996, WHO 1999 sowie IWW/Infras 2000 verzichten auch auf die Berechnung von Schäden durch verkehrliche SO₂-Emissionen aufgrund der vernachlässigbaren Größenordnung.

¹⁵ Für eine genaue Auflistung aller Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die in ExternE Transport und QUITs zur Anwendung kamen, siehe IER et al. (1997). Eine wichtige Modifikation liegt in der Anpassung der Korngrößen bei Partikeln auf den feineren Bereich von 2,5µg, da im Verkehrsbereich, mit Ausnahme der Bildung der groberen Nitrate (PM₁₀), hauptsächlich feine Partikel emittiert werden. Die epidemiologischen Studien sind meistens für PM₁₀ erstellt.

Medikamenteinsatz insbesondere Brochodilatoren, Tage mit eingeschränkter Aktivität, Hospitalisationen aufgrund von Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislaufproblemen und chronische Sterblichkeit.¹⁶

Alle hier verwendeten Ursache-Wirkungs-Beziehungen für Gesundheitsschäden sind linear und ohne Schwellenwert, was für die spätere Ermittlung der externen Grenzkosten von Bedeutung ist. Die Linearität aller Ursache-Wirkungs-Beziehungen ist eine starke Modellannahme. Bei der Anwendung der Funktionen ist darauf hinzuweisen, dass in der EcoSense-Datenbank die Rezeptor-Daten, hier also die Population innerhalb der verschiedenen Bevölkerungsgruppen (Erwachsene, Kindern, Personen mit bestimmten Krankheiten, Asthmatiker), mit fixen Anteilen für alle europäischen Länder ermittelt werden.

2.5 Ökonomische Bewertung

Die Methodik der monetären Bewertung der Gesundheitsschäden wird aus der Wohlfahrtsökonomik übernommen. Während bei den Schädigungen von Umweltgütern in einigen Fällen auf Marktpreise zurückgegriffen werden kann, werden Gesundheitsschäden in der Regel über Zahlungsbereitschaftsanalysen bewertet. Hierfür hat die Umweltökonomie direkte und indirekte Befragungs- und Bewertungsverfahren entwickelt¹⁷. Bei manchen Erkrankungen kann die Bewertung auch über Krankenhauskosten, Kosten der Notfallbehandlung oder Ressourcenausfallkosten erfolgen.

Besondere Bedeutung für die Bewertung der Mortalität kommt dem sogenannten "Wert des menschlichen Lebens" (VSL=Value of statistical life) zu, der den monetären Wert einer Erhöhung des Risikos angibt, einen tödlichen Unfall oder den Tod durch Krankheit zu erleiden. In ExternE wird der durchschnittliche Wert aus einer Vielzahl von Studien für 1995 auf 3,1 Millionen ECU berechnet (IER et al. 1997:54). Diese Zahl repräsentiert beispielsweise die Zahlungsbereitschaft pro Person von 310 ECU, welche die Gesellschaft in technische Verbesserungen, etwa an Flugzeugen oder Pkws zu investieren bereit ist, um die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Unfalltodes um 1/10 000 zu reduzieren (siehe Friedrich/Krewitt 1998:790 oder Weinreich 1998:35).

Der Bewertungsansatz über VSL wird aber als problematisch angesehen, sobald die Bewertung einer Verringerung der Lebenserwartung durch eine, über einen langen Zeitraum

¹⁶ Genau diese Auswirkungsbereiche werden auch in der neuen Studie der World Health Organisation zu den Gesundheitskosten durch Luftverschmutzung des Straßenverkehrs in Frankreich, Österreich und der Schweiz untersucht und finden in der neusten Abschätzung zu den gesamten externen Kosten des Verkehrs von IWW/Infras (2000) Anwendung. Die in diesen Studien aufgeführten Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge beinhalten die neusten epidemiologischen Erkenntnisse und beziehen aber auch ältere Forschungsergebnisse durch die Bildung eines „meta-analytic average“ mit ein. Leider konnten sie für die Berechnungen in dieser Untersuchung nicht zur Anwendung kommen, da die Ergebnisse zum Zeitpunkt der eigenen EcoSense-Berechnungen noch nicht veröffentlicht waren.

In einer weiteren, neuen Studie vom Umwelt- und Prognose- Institut e.V. (UPI 1999) werden, basierend auf einer schweizerischen Untersuchung (Ecoplan 1996), über die oben genannte Gesundheits-schädigungen hinaus die folgenden kurz- und langfristigen Auswirkungsbereiche genannt: Abnahme von Lungenfunktion und Leistungsfähigkeit, Zunahme von Augenreizung, Pseudokrapp, Kopfschmerzen, Schulabsenzen und Absenzen vom Arbeitsplatz sowie Krebshäufigkeit und tägliche Sterblichkeit.

¹⁷ Für eine genauere Beschreibung der Verfahren der Zahlungsbereitschaftsanalyse siehe beispielsweise IWW/Infras (1995), Rennings et al. (1999), Bickel/Friedrich (1995) oder auch Geßner/Weinreich (1998).

erfolgende Schadstoffbelastung, z.B. durch Feinstaub, notwendig wird. Im Fall eines zusätzlichen Anstiegs der Partikelkonzentration wird die chronische Mortalität erhöht, aber nicht unbedingt für alle, sondern das Risiko wird insbesondere für die Personengruppe erhöht, deren Lebenserwartung schon vorher durch die Feinstaubgrundbelastung reduziert ist. Eine mögliche Lösung dieses Bewertungsproblems ergibt sich, wenn statt des VSL der Wert eines verlorenen Lebensjahres (VLYL=value of life year lost) angesetzt wird. Dem VLYL-Ansatz, der in ExternE Transport und QUITs zur Anwendung kommt, wird auch hier gefolgt, auch wenn er durchaus kontrovers diskutiert wird. So schreiben Friedrich/Krewitt (1998:790): "Das Problem dieses Ansatzes ist jedoch, dass ihm bisher eine empirische Basis fehlt. Der Ansatz bedeutet nämlich, dass zur Abwendung der Gefahr, am Ende des Lebens zwei Lebensjahre zu verlieren, doppelt soviel aufgewendet wird, wie zur Vermeidung des Verlustes eines Lebensjahres. Inwieweit dies zutrifft, wurde bisher nicht ermittelt. Bekannt ist jedoch, dass die Aufwendungen zur Vermeidung eines akuten Todesfalles mit fortschreitendem Alter zwar etwas abnehmen, jedoch nicht proportional zur noch verbleibenden Lebenserwartung sind." Der VLYL, der auch in dieser Untersuchung zur Anwendung kommt, wird aus dem VSL von 3,1 Millionen ECU unter Hinzuziehung der Diskontrate (3%) und der maximalen sowie durchschnittlichen Lebenserwartung abgeleitet (IER et al. 1997:51ff).¹⁸

Tabelle 3: Wertansätze für Gesundheitsschäden aufgrund von Luftschadstoffen

Gesundheitsschäden	Wert (ECU 1995)
<u>Mortalität:</u>	
Chronische Mortalität (VLYL) für jedes Jahr (Diskontrate: 3%)	84.330
<u>Morbidität:</u>	
Asthma, chronische Bronchitis bei Kindern	105.000
Genereller Wert für Krankenhaus-Aufnahme	7.870
Genereller Wert für ambulante Notfallbehandlung	223
Tage mit eingeschränkter Aktivität	75
Chronischer Husten, akute Bronchitis	225
Tage mit Atemwegssymptomen bei Asthmatikern	7,5

Die Wertansätze für die Krankheitskosten, die in der neuen Studie der WHO (1999) angegeben werden, divergieren kaum oder gar nicht von denen in ExternE Transport und können von daher als empirisch gesichert angesehen werden. Alle Wertansätze, die im Rahmen dieser Untersuchung zur Anwendung kommen, sind in Tabelle 3 dargestellt.

¹⁸ In einigen neueren Studien wird dem VLYL-Ansatz unter anderem aus den genannten Gründen nicht gefolgt und ein VSL von 1,4 bzw. 1,5 Millionen ECU angesetzt. (Siehe hierzu WHO (1999) und IWW/Infras (2000)). In der Studie der WHO wird argumentiert, dass der VLYL-Ansatz nicht zu einem Ausgleich zwischen der eigentlich höher liegenden Zahlungsbereitschaft für Vermeidung eines sich abzeichnenden Todes im Verhältnis zum Unfalltod und der abnehmende Zahlungsbereitschaft im höheren Lebensalter führt. Andererseits wurden die 1,4 Millionen ECU auch gewählt, weil sie eine Art Kompromiss zwischen einer ganzen Anzahl von Bewertungsstudien der letzten Jahre darstellen. Klarheit herrscht unter Ökonomen derzeit nur, dass ein Zahlungsbereitschafts-Ansatz, basierend auf dem Konzept der Wohlfahrtsökonomie, gegenüber dem Produktions-/Konsumverlust-Ansatz vorzuziehen ist.

2.6 Modell und Zwischenergebnisse

Nachdem alle Schritte des Wirkungspfadansatzes für diese Untersuchung dargestellt und diskutiert worden sind, soll ein einfaches Modell zur Berechnung der technologie-, verkehrssituations- und regionenabhängigen externen Luftverschmutzungskosten des MIV in Deutschland vorgestellt werden. In den eckigen Klammern sind die jeweiligen Berechnungseinheiten aufgeführt.

$$(1) \quad TKLuft^{T,VS,REG} = \sum_i EK_i^{T,VS} * DTV^{T,VS,REG} * RK_i^{REG} \quad [\text{ECU}]$$

$$(2) \quad RK_i^{REG} = \frac{\sum_k \sum_l M_l * K_l * \Delta C_{ki}^{REG} * P_k}{DTV^{T,VS,REG} * EK_i^{T,VS} * 365,25} \cong \text{konstant} \quad [\text{ECU/t}]$$

$$(3) \quad \Delta C_{ki}^{REG} \approx g_k * DTV^{T,VS,REG} * EK_i^{T,VS} * 365,25 \quad [\text{mg/m}^3]$$

$$(4) \quad GKLuft^{T,VS,REG} = \frac{\partial TKLuft^{T,VS,REG}}{\partial DTV^{T,VS,REG}} = DKLuft^{T,VS,REG} \quad [\text{mECU/vkm}]$$

mit:

i = Luftschadstoff (bzw. Luftschadstoffgruppe): CO, NO_x (bzw. NO_x/Nitrate), Partikel, (SO₂ werden betrachtet, fließen aber nicht in die Berechnung ein)

k = Rasterzelle über ganz Europa

l = Schadenskategorie und die entsprechende Ursache-Wirkungs-Beziehung

T = Technologie (konv., Gkat>91, EURO 2, Diesel, vh-mix)

VS = Verkehrssituation (AB>120, AB 100, AB Stau, AO 1, IO HVS3, IO Stau)

REG = Region (Flensburg (Nr. 1) bis Felden (Nr. 42), siehe Tabelle 3)

TKLuft [ECU]	= Gesamtkosten der Luftverschmutzung pro Tag für eine bestimmte Technologie, Verkehrssituation und Region
DKLuft [mECU/vkm]	= Durchschnittskosten der Luftverschmutzung
GKLuft [mECU/vkm]	= Grenzkosten der Luftverschmutzung
EK ^{T,VS} _i [g/vkm]	= Emissionskoeffizient für den Schadstoff i für eine bestimmte Technologie und Verkehrssituation
DTV ^{T,VS,REG} [vkm] ¹⁹	= Durchschnittlicher täglicher Verkehr für eine bestimmte Technologie, Verkehrssituation in einer betrachteten Region
RK ^{REG} _i [ECU/t]	= Regionalkoeffizient für den Schadstoff i in der Region REG
M _l [ECU]	= Monetärer Wert des Schadens l
P _k	= Einwohner in Rasterzelle k
K _l [1/(μg/m ³)]	= konstante Steigung in der Ursache-Wirkungs-Beziehung für den Schaden l
ΔC ^{REG} _{ki} [μg/m ³]	= Konzentrationsänderung des Schadstoffes i in der Rasterzelle k, hervorgerufen durch die Emissionen in der Region REG
γ _k [1/m ³] ²⁰	= konstanter Parameter für jede Rasterzelle k

¹⁹ Der DTV ist eigentlich eine dimensionslose Größe, da aber im Rahmen dieser Untersuchung immer ein 1 km langer Straßen- bzw. Autobahnabschnitt betrachtet wird, gibt die Anzahl DTV auch gleichzeitig die Fahrleistung in Fahrzeugkilometern (vkm) an.

Nach (1) setzen sich die täglichen, gesamten externen Luftverschmutzungskosten aller Fahrten einer bestimmten Fahrzeug-Technologie auf einem 1 km langen Streckenabschnitt für eine bestimmte Verkehrssituation in der betrachteten Region als Summe der entsprechenden schadstoffspezifischen externen Luftverschmutzungskosten zusammen. Diese errechnen sich jeweils aus dem Emissionskoeffizienten für den Schadstoff (abhängig von der bestimmten Technologie und Verkehrssituation) multipliziert mit dem durchschnittlichen täglichen Verkehr der Technologie auf dem Streckenabschnitt und einem Regionalkoeffizient für den Schadstoff.

Die eigentliche Besonderheit dieser Untersuchung liegt in der Bestimmung der Regionalkoeffizienten, die für jeden Schadstoff in jeder betrachteten Region annähernd konstant sind. Dieses Ergebnis ergibt sich aus den Berechnungen mit EcoSense. Die darin verwendeten Modelle und Funktionen können als Stand der Forschung angesehen werden. Von daher wird im Weiteren davon ausgegangen, dass diese Zusammenhänge die Realität recht gut abbilden. Damit wird die Entwicklung und Verwendung der Bestimmungsgleichung für die Regionalkoeffizienten gerechtfertigt (Gleichung 2).

Die ermittelten Regionalkoeffizienten sind in Tabelle 4²¹ aufgelistet. Betrachtet man beispielsweise den Regionalkoeffizient für die Schadstoffgruppe NO_x/Nitrate in der Region um Mannheim (Nr. 31 in Tabelle 4), so setzt sich dieser zusammen aus allen bewerteten Schäden durch Stickoxide- und Nitrat-Konzentrationsänderungen in ganz Europa für ein Jahr, die sich durch die jährlichen NO_x-Emissionen der Fahrten auf einem 1 km langen Straßen- bzw. Autobahnabschnitt in oder um Mannheim ergeben, dividiert durch eben jene Menge an jährlichen NO_x-Emissionen aus den Fahrten auf dem 1 km langen Straßen- oder Autobahnabschnitt in oder um Mannheim. Man kommt man zum selben Ergebnis [ECU/t NO_x], unabhängig davon ob ein EURO 2-Pkw, ein Diesel-Pkw oder der deutsche Fahrzeug-Mix (vh-mix) betrachtet werden und auch unabhängig davon, ob die Pkws durchschnittlich 100 km/h oder 130 km/h fahren. Dass dies so ist, dafür sind zwei Gründe ausschlaggebend:

1. Die Konzentrationsänderungen ΔC_{ki} erweisen sich für jeden Schadstoff als annähernd proportional mit dem jeweiligen regionen-, technologie- und verkehrssituationsspezifischen Produkt aus Emissionskoeffizient multipliziert mit dem DTV (Gleichung 3). Das heißt, dass sich bei einer Verdopplung der jährlichen Emissionsmenge an einem Ort, z.B. durch einen doppelten DTV, auch die Konzentrationsänderung in jeder Zelle des 100 x 100 km Rasters annähernd verdoppelt. Diese Proportionalität gilt zumindest für die Summe aller Konzentrationsänderungen, d.h. in einzelnen Rasterzellen kann es aufgrund von besonderer Hintergrundbelastung durchaus zu größeren Abweichungen insbesondere bei der Bildung von Sekundärschadstoffen kommen.
2. Alle in EcoSense 2.0 für ExternE Transport verwendeten Ursache-Wirkungs-Beziehungen für Gesundheit, Wald, Pflanzen und Gebäude sind per Annahme linear.

²⁰ γ_k beinhaltet die Ausbreitungsformel bzw. die Formel für die Bildung von Sekundärschadstoffen.

²¹ In Tabelle 4 zeigt sich auch das bereits diskutierte Ergebnis, dass die regionalen Resultate für die Schadstoffgruppe SO₂/Sulfate in Ihrer Größenordnung und Unterschiedlichkeit nicht plausibel sind, wie auf Seite 13, 14 bereits nachgewiesen wurde.

Tabelle 4: Regionalkoeffizienten RK^{REG}_i = Emissionsspezifische externe Luftverschmutzungskosten für alle untersuchten Regionen in Deutschland 1995 (weiträumige Schäden, ohne lokale Zusatzschäden, ohne Ozonschäden)

<i>Nr.</i>	<i>Orts-Beschreibung</i>	<i>Auto-bahn</i>	<i>Bundesland</i>	<i>CO</i>	<i>SO₂/Sul. ECU / Tonne</i>	<i>NO_x/Nit</i>	<i>Partikel</i>
1	Flensburg	A7	Schleswig-Holst.	0,58	7106	5918	12504
2	Wilhelmshafen	A29	Niedersachsen	0,68	2681	6533	16143
3	Elmshorn	A23	Schleswig-Holst.	0,74	2343	7143	19740
4	Ratekau	A1	Schleswig-Holst.	0,66	1514	6758	15198
5	Güstrow	A19	MeckVorPomm	0,62	758	6314	13731
6	Greifswald	A20	MeckVorPomm	0,62	751	6311	13731
7	Lathen	A31	Niedersachsen	0,80	1879	6926	21583
8	Hatten	A28	Niedersachsen	0,84	1191	8286	22881
9	Egestorf	A7	Niedersachsen	0,81	865	8456	21905
10	Dannenberg	B191	Niedersachsen	0,77	-728	8011	19621
11	Berlin (nördl.)	A24	Berlin/Brandenb.	0,79	-2288	7483	22095
12	Joachimstal	A11	Brandenburg	0,72	-5217	7217	18227
13	Heek	A31	Nordrhein-Westf.	1,03	417	9061	32263
14	Osnabrück	A30	Niedersachsen	1,01	-2621	10385	30838
15	Garbsen	A2	Niedersachsen	0,92	-508	10016	26758
16	Helmstedt	A2	Niedersachsen	0,90	-2085	9481	25634
17	Lehnin	A2	Brandenburg	0,87	-6118	8071	23747
18	Frankfurt/Oder	A12	Brandenburg	0,81	-9273	6884	21187
19	Hilden	A3	Nordrhein-Westf.	1,31	522	12029	46150
20	Arnsberg	A46	Nordrhein-Westf.	1,09	1594	12837	33034
21	Kassel	A7	Hessen	1,03	-2099	11924	29895
22	Berga	A38	Sachsen-Anhalt	1,01	-9638	10346	29287
23	Leipzig	A14	Sachsen	0,98	-12137	7850	28945
24	Pulsnitz	A4	Sachsen	0,92	-7496	6121	25442
25	Mendig	A61	Rheinland-Pfalz	1,22	2970	15191	37173
26	Bad Homburg	A5	Hessen	1,20	2380	14446	37355
27	Fulda	A7	Hessen	1,08	-4767	12932	31218
28	Eisfeld	A73	Thüringen	1,08	-16476	11305	30826
29	Hof-Töpen	A72	Sachsen	1,05	-18999	7936	29674
30	St. Ingbert	A6	Saarland	1,26	7154	17480	35982
31	Mannheim	A6	Baden-Württemb.	1,27	6427	16417	38627
32	Crailsheim	A6	Baden-Württemb.	1,17	-4095	14781	32689
33	Neuendettelsau	A6	Bayern	1,14	-12237	13216	31673
34	Schwarzenfeld	A93	Bayern	1,08	-39479	11185	28314
35	Bühl	A5	Baden-Württemb.	1,31	6145	18173	36605
36	Kirchh.-Teck	A8	Baden-Württemb.	1,29	450	17019	36138
37	Augsburg	A8	Bayern	1,18	-6956	14828	30119
38	Landshut	A92	Bayern	1,10	-11976	13429	26152
39	Freiburg	A5	Baden-Württemb.	1,37	6620	20082	34843
40	Wangen	A96	Baden-Württemb.	1,27	2279	17459	30644
41	Landsberg	A96	Bayern	1,20	-3215	15223	27352
42	Felden	A8	Bayern	1,11	-5843	13928	23030
Durchschnitt			BR Deutschland	1,00	-3053	11081	27356

Quelle: eigene Berechnung. Niedrigster und höchster Wert sind jeweils fett angegeben.

Bei der Aggregation der Ergebnisse, also der Summenbildung im Zähler der Gleichung (2), kommen zwei Prinzipien zur Anwendung:

- Inlandsprinzip: der Ort der Ursache für die Entstehung der Externalitäten ist entscheidend, nicht die Nationalität des Verursachers; d.h. beispielsweise, dass französische Autofahrer, die auf der untersuchten Strecke in Deutschland fahren, genauso mit einberechnet werden.
- Verursacherprinzip: Externalitäten, die in einem Land „B“ hervorgerufen werden, obwohl deren Ursache (Emissionen) im Land „A“ entstanden ist, werden voll für das Land A berechnet und angelastet. Grenzen spielen für die Schadstoffausbreitung keine Rolle.

Es lässt sich als Zwischenergebnis zusammenfassen, dass ein linearer Zusammenhang zwischen NO_x -, CO-, und Partikel-Emissionen und den jeweiligen externen Kosten besteht. Verdoppeln sich die Emissionen eines Schadstoffes, verdoppeln sich auch annähernd die externen Luftverschmutzungskosten bezogen auf diesen Schadstoff. Die emissionspezifischen Ergebnisse [ECU je Tonne Schadstoffemissionen] sind also für jede Region so gut wie konstant. Für CO- und Partikel-Emissionen gilt dies für jede Emissionsmenge, für NO_x erst ab einem durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) von circa 10⁰000 Fahrzeugen. Bei niedrigeren Emissionsmengen (niedrigeren DTV) werden die Abweichungen vom ermittelten Regionalkoeffizient ECU/t (NO_x) größer 5%. Bei sehr hohen Emissionsmengen ergeben sich keine Probleme. Praktisch jede Innerorts- oder Außerorts-Straße sowie jede Autobahn weist einen höheren DTV auf. Außerdem ist zu beachten, dass bei einer Streckenuntersuchung nicht nur die Emissionen eines 1 km langen Streckenabschnitts in einem 100 x 100 km Raster betrachtet werden sollten, sondern die Emissionen des gesamten Streckennetzes in diesem Gebiet, die dann um ein Vielfaches höher sind.

Im regionalen Vergleich sind die Ergebnisse je Tonne Schadstoffemission deutlich unterschiedlich, wie Tabelle 4 zeigt. Um zu analysieren, welches die entscheidenden Faktoren für die regional so unterschiedlichen Ergebnisse sind, dient ein erneuter Blick auf das Gleichungssystem: Die Menge der emittierten Schadstoffe ist bei gleicher Technologie, gleicher Verkehrssituation und gleichem DTV für jede Region dieselbe. Die regionalen Unterschiede der externen Gesamt-, Grenz- und Durchschnittskosten resultieren also nur aus dem unterschiedlichen Regionalkoeffizienten für jeden Schadstoff und jede Region. In die Regionalkoeffizienten gehen die Summen aller Gesundheitsschäden über alle Regionen in Europa ein. Die Höhe in jeder einzelnen Rasterzelle ist dabei natürlich nicht nur abhängig von der jeweiligen Konzentrationsänderung, sondern ganz zentral auch von der Bevölkerungsdichte in jeder Rasterzelle. Bei einer Fahrt in der Region/Rasterzelle um Flensburg und einer Ausbreitung der Emissionen in Richtung Nordost aufgrund der vorherrschenden Südwestwinde gehen eine große Menge der Schadstoffe über der Ostsee nieder, wo keine Menschen betroffen sind, oder im vergleichsweise niedrig bevölkerten Skandinavien. Bezüglich der NO_x -Emissionen ergibt sich der höchste Regionalkoeffizient für die Region um Freiburg (siehe Tabelle 4), da eine Fahrt hier hohe Konzentrationsänderungen über dem gesamten, dichtbevölkerten Deutschland hervorruft (vergleiche auch Abbildung 4).

Durch die lineare Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Bereich der Gesundheitsschädigungen ergibt sich zwischen Durchschnitts- und Grenzkosten bei Betrachtung einer einzelnen Technologie in einer bestimmten Fahrsituation an einem bestimmten Ort kein Unterschied

(Gleichung 4). Berechnet werden die externen Gesundheitskosten für einen zusätzlichen Pkw bzw. Pkw-km (vkm) einer ganz bestimmten Technologie und Verkehrssituation. So lassen sich beispielsweise die externen Luftverschmutzungs-Grenzkosten bestimmen für ein Pkw der Technologie EURO 2 auf der Autobahn A6 bei Mannheim ohne Geschwindigkeitsbegrenzung (d.h. Durchschnittsgeschwindigkeit 130 km/h). So gesehen handelt es sich durchaus um bottom-up ermittelte Grenzkosten, die deutlich von den Durchschnittskosten über alle PKW-Technologien in allen Fahrsituationen in einem Land abzugrenzen sind.

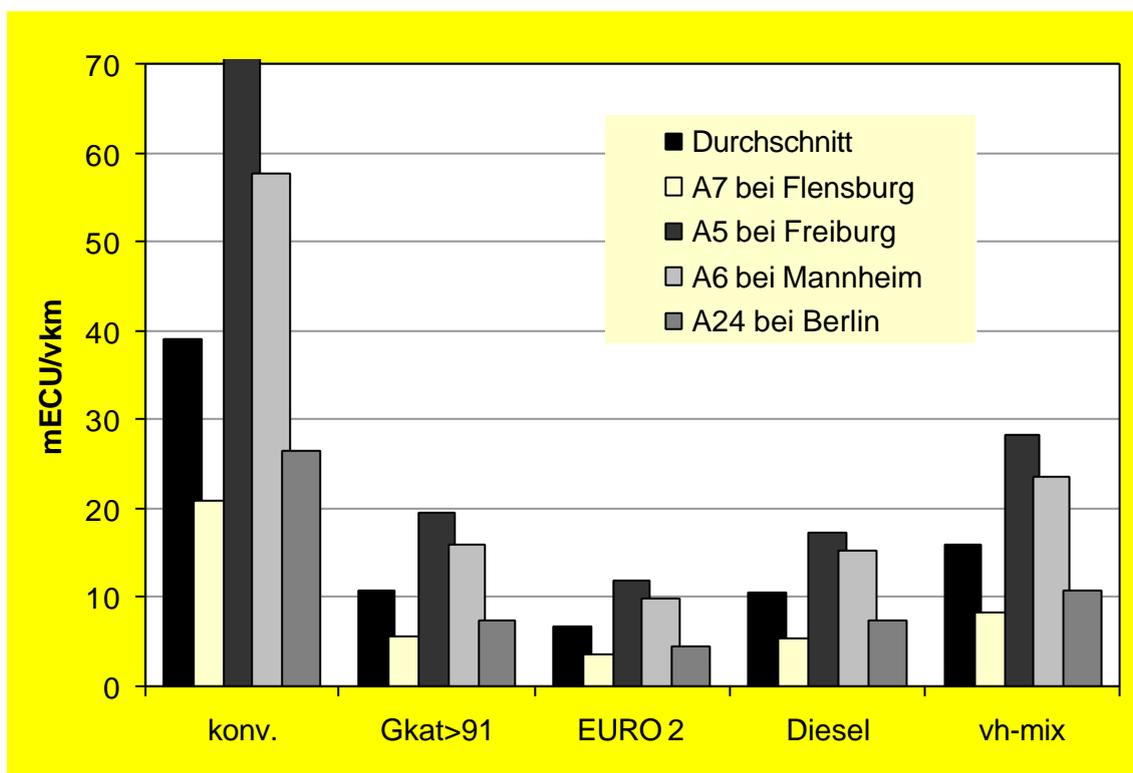
Die Anwendung des Berechnungsmodells und die erzielten Ergebnisse werden anhand von Beispielen in nächsten Kapitel aufgezeigt.

3 Die externen Luftverschmutzungskosten des MIV in Deutschland

3.1 Ergebnisse für verschiedene Technologien, Verkehrssituationen und Regionen

Die emissionsspezifischen externen Luftverschmutzungskosten erweisen sich für die einzelnen Regionen als stark unterschiedlich, wie sich aus Tabelle 4 herauslesen lässt. Dabei ergeben sich für alle einzeln betrachteten Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen Differenzen von bis zu einem Faktor 3,5. Aus den Gleichungen (1) und (4) wird ersichtlich, dass sich folglich auch die technologie- und verkehrssituationsspezifischen externen Kosten für jede Region in einem ähnlich hohen Maße unterscheiden müssen, da zu deren Berechnung nur über die verschiedenen Schadstoffkosten summiert wird. Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse für vier ausgewählte Regionen und den einfachen Durchschnitt aller deutschen Regionen für alle untersuchten Technologien bei der Verkehrssituation AB>120. Die ausgewählten Regionen beinhalten sowohl den höchsten Wert (bei Freiburg) als auch den niedrigsten Wert (bei Flensburg) aller untersuchten Regionen sowie zum Vergleich externe Luftverschmutzungskosten für Fahrten in zwei deutschen Ballungsräumen.

Abbildung 5: Technologiespezifische externe Luftverschmutzungskosten in vier ausgewählten Regionen und dem deutschen Durchschnitt (Verkehrssituation: AB>120 – ohne Tempolimit, Basisjahr 1995)²²



Beispielhaft betrachte man eine Fahrt mit einem alten Otto-Motor-Pkw ohne Katalysator (Technologie konv.) auf Deutschlands Autobahnen ohne Tempolimit. Führt dieses Auto einen Kilometer bei Flensburg auf der A7, so ergeben sich aus den dadurch hervorgerufenen Emissionen externe Luftverschmutzungskosten in Höhe von etwas über 20 mECU, das sind

²² Die Ergebnisse für jede Region sind in der Tabelle A1 im Anhang dargestellt.

knapp 4 Pfennig beim Umrechnungskurs 1,875 DM/EUC in 1995. Fährt der gleiche Pkw auf der A5 bei Freiburg, so sind es rund 70 mEUC, das entspricht etwas über 13 Pfennig. Der Unterschied ist größer als ein Faktor 3 und damit erheblich.

Zur Verdeutlichung der Größenordnung der Ergebnisse soll das folgende kleine Rechenbeispiel dienen: Bei 100 km Fahrt mit der eben betrachteten Technologie und einem angenommenen Verbrauch von 8 Litern je 100 Kilometer ergäbe sich ein Aufschlag von über 1,65 DM je Liter Treibstoff in der Region um Freiburg und knapp 50 Pfennig in der Region um Flensburg. Für die sauberste hier berechnete Technologie (EURO 2), gefahren bei Flensburg, ergibt sich demgegenüber nur ein Aufschlag von rund 8 Pfennig pro Liter. Betrachtet man den bundesdeutschen Fahrzeug-Mix (vh-mix) auf einer Autobahn ohne Kilometerbeschränkung (AB>120) im Durchschnitt über alle Regionen, so ergeben sich rund 16 mEUC/vkm, das entspricht einem Aufschlag von rund 37 Pfennig je Liter Treibstoff.

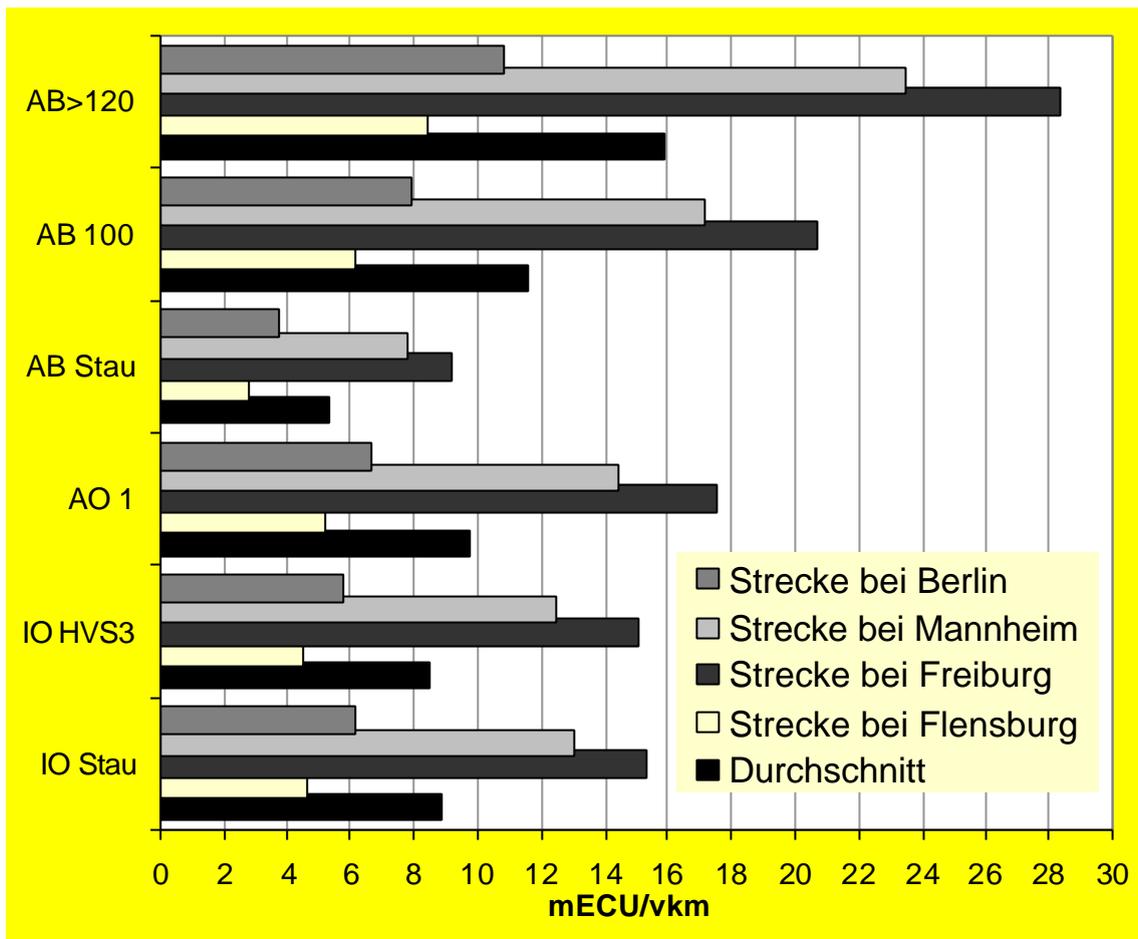
Bei allen Otto-Motoren entstehen die externen Luftverschmutzungskosten zu über 95% aus Schäden durch NO_x bzw. Nitrate. Direkte Partikel-Emissionen sind hier vergleichsweise niedrig und auch Kohlenmonoxid fällt bei hohen Geschwindigkeiten auf Autobahnen kaum ins Gewicht. Im Vergleich dazu haben bei der hier untersuchten (für 1995 modernen) Dieseldieseltechnologie die Dieseldieselruß-Partikel einen Anteil am Gesamtschaden von 25–40% je nach Region. Im Ganzen liegen die externen Luftverschmutzungskosten des Dieseldiesels zwischen den Ergebnissen der Gkat>91 und der EURO 2 Technologie. Bei allen Technologien ist der Zusammenhang zwischen Feinstaub - direkte Partikel-Emissionen und sekundär gebildeten Ammoniumnitraten - und chronischer Mortalität für die Höhe der externen Luftverschmutzungskosten von besonderer Bedeutung. Dieser Zusammenhang wurde in Studien als statistisch signifikant nachgewiesen (Friedrich/Krewitt 1998:791). Über 80% der Schadenskosten gehen zu Lasten dieser Schadenskategorie.

In Abbildung 6 sind die Ergebnisse differenziert nach den verschiedenen Verkehrssituationen dargestellt. Angegeben werden hier nur externe Luftverschmutzungskosten für den deutschen Fahrzeug-Mix (vh-mix). Innerhalb einer Verkehrssituation zeigen sich erneut die starken regionalen Unterschiede der Ergebnisse. Wie bereits mehrfach thematisiert wurde, sind die Innerorts-Ergebnisse mit Vorsicht zu betrachten, da die Ausbreitungseigenschaften durch die Bebauung recht verzerrt sein können.

Interessant ist, dass bei Autobahnstaus bzw. Stop and Go-Verkehr die externen Luftverschmutzungskosten pro gefahrenem Kilometer am niedrigsten sind. Die Begründung liegt darin, dass beim Fahrzeug-Mix mit knapp 80% Otto-Motoren die NO_x/Nitrat-Schäden weiterhin dominieren, die NO_x-Emissionen bei dieser langsamen Fahrt durch den Stau (9,5 km/h) aber laut Handbuch für Emissionsfaktoren sehr niedrig sind (Infras 1995).

Abbildung 6: Verkehrssituations-spezifische externe Luftverschmutzungskosten in vier ausgewählten Regionen und dem deutschen Durchschnitt (Technologie: vh-mix – Fahrzeug-Mix D-West, Basisjahr 1995)²³

²³ Die Ergebnisse für jede Region sind in der Tabelle A2 im Anhang dargestellt.



Wie bereits in Abschnitt 2.5 dargestellt, dominieren die Schäden durch die Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit im Vergleich zu den anderen Umweltschäden an Pflanzen, Wald und Gebäuden (unter 2% der gesamten Schäden). Auf der anderen Seite werden in IWW/Infras (2000:107f) Pflanzen- und Gebäudeschäden von 10-20% der Gesundheitskosten genannt. Diese basieren auf schweizerischen Untersuchungen. Da im Rahmen dieser Untersuchung solche Umweltschäden vernachlässigt werden, und auch im Bereich der Gesundheitsschäden ein niedriger Ansatz im Hinblick auf die Bewertung (VLYL-Ansatz) benutzt wurde, geben die hier berechneten externen Luftverschmutzungskosten eher eine untere Grenze der tatsächlichen Schäden an.

Abschließend lässt sich feststellen, dass die grundsätzliche Fragestellung dieser Untersuchung, ob eine regionale Betrachtung der Luftverschmutzung durch den MIV notwendig ist, eindeutig positiv beantwortet werden muss, da die regionalen Unterschiede der resultierenden externen Kosten signifikant sind. Die wichtigsten Faktoren für die regional unterschiedlich hohen externen Luftverschmutzungskosten sind die Bevölkerungsdichte in der Fläche über ganz Europa, der vorherrschende Südwestwind in Deutschland und die mehr oder minder starre Ausbreitungsformel. Aus letztere resultiert der lineare Zusammenhang zwischen den Emissionen und den Konzentrationsänderungen in jeder Zelle bzw. der Summe der Konzentrations-änderungen aller Zellen. Modelltechnisch ergibt sich dieser Zusammenhang aus der Annahme in EcoSense, dass alle Emissionen im Untersuchungsraum (d.h. über ganz Europa) niedergehen. Für die Konstanz der Regionalkoeffizienten sind insbesondere die linearen Ursache-Wirkungs-Beziehungen und die nicht vorhandene regionalspezifische Differenzierung der Bevölkerungsgruppen bedeutsam.

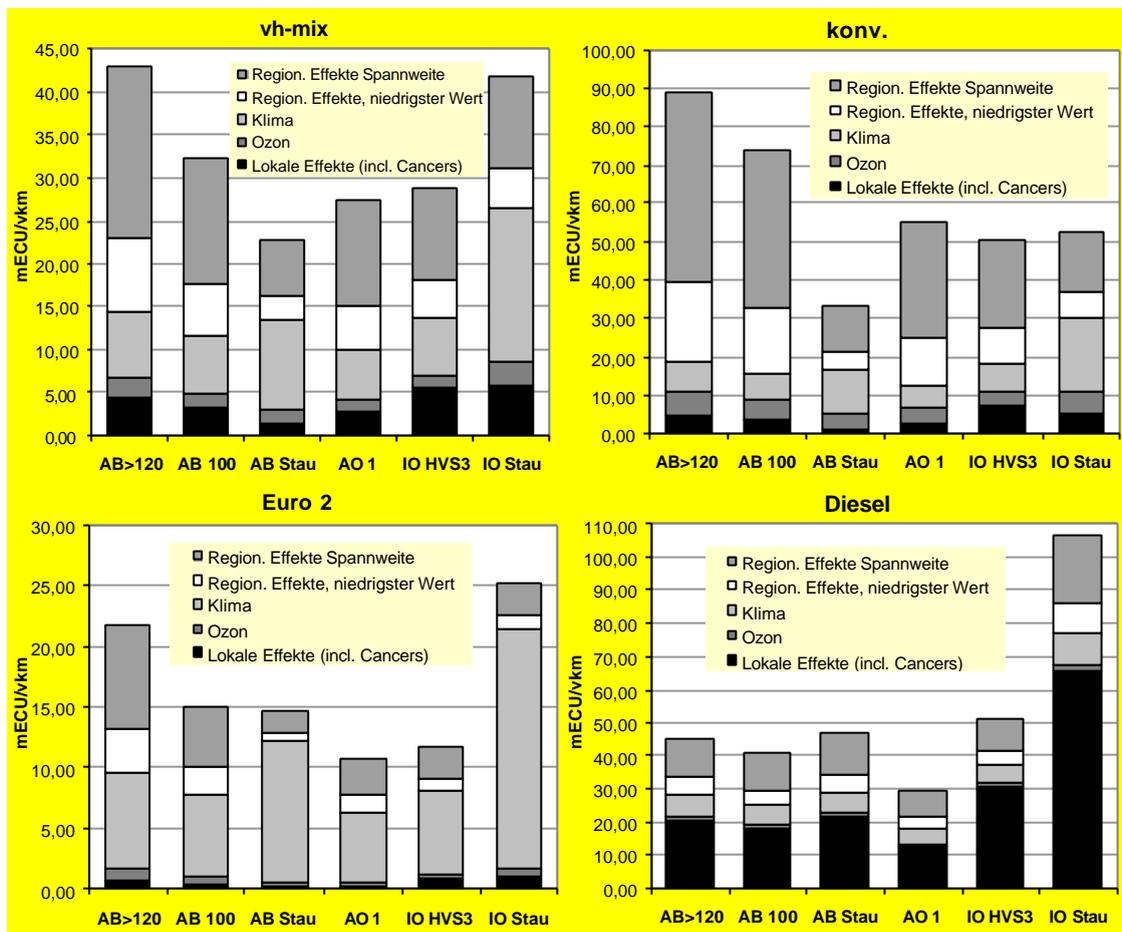
Durch diese Studie und die erzielten Ergebnisse zeigt sich auch deutlich der eigentliche Vorteil der bottom-up Methodik und der Anwendung des Wirkungspfandansatzes: Nur diese Methode ermöglicht die orts-, technologie- und verkehrssituationsspezifische Analyse der externen Kosten des Verkehrs.

3.2 Abschätzung weiterer Komponenten der externen Luftverschmutzungskosten des MIV

Um das Bild der externen Luftverschmutzungskosten abzurunden, sollen im Folgenden die lokalen Zusatzschäden abgeschätzt und die Kosten einer möglichen Klimaveränderung sowie die Ozonschäden mit einem einfachen Ansatz berechnet werden. Für diese drei weiteren Komponenten der externen Luftverschmutzungskosten erfolgt keine regionale Differenzierung, wohl aber eine Unterscheidung je nach Technologie und Verkehrssituation. In Abbildung 7 sind alle Ergebnisse zusammengefasst. Dabei liegt bei der Darstellung der Schwerpunkt nicht auf den unterschiedlich hohen regionalen Luftverschmutzungskosten; sie werden mit einem Sockelbetrag (weißes Feld für die Region mit den niedrigsten Kosten) und mit einer Spannweite angegeben (graues Feld an der Spitze jeder Säule). So liegen beispielsweise die gesamten externen Luftverschmutzungskosten für eine 1km lange Fahrt mit dem vh-mix auf einer Außerorts-Straße zwischen 15 mECU/vkm und knapp 28 mECU/vkm, je nach betrachteter Region.

Die lokalen Zusatzschäden werden auf Grundlage der ExternE Transport und QUITs Studie abgeschätzt. Dabei wurde basierend auf den Ergebnissen für den städtischen Verkehr (drei Fallstudien Barnsley, Stuttgart, Amsterdam) und den nicht-städtischen Verkehr (Stuttgart-Mannheim, Tiel drive in den Niederlanden) in ExternE Transport Anteile der lokalen Zusatzschäden an den gesamten Schäden berechnet (IER et al., 1997:100f). Diese Anteile werden differenziert für Otto-Motoren, Diesel-Motoren und den vh-mix und dienen so für die grobe Abschätzung der lokalen Zusatzschäden in dieser Untersuchung. In den lokalen Zusatzschäden enthalten sind auch die Schäden durch die lokal wirksamen flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (HC), soweit sie mit Ursache-Wirkungsbeziehungen in ExternE Transport analysiert werden konnten. Auffallend ist, dass im Innerorts-Verkehr für alle Technologien diese Effekte erwartungsgemäß am höchsten sind, aber erst im Fall der Diesel-Technologie die lokalen Zusatzeffekte sehr stark mit weit über 50% zu Buche schlagen. Ausschlaggebend sind hier die hohen Dieselruß-Partikel, die sich, wie in Abbildung 3 schon angedeutet, weniger stark weiträumig ausbreiten. Zu beachten ist, dass sich die lokalen Zusatzschäden bei der Innerorts-Untersuchung auf eine durchschnittliche mittlere Großstadt beziehen (Mix der drei ExternE-Fallstudien Barnsley, Stuttgart, Amsterdam), für einen sehr großen Ballungsraum können sicherlich weit höhere Zusatzschäden resultieren.

Abbildung 7: Gesamte externe Grenzkosten der Luftverschmutzung für vier Technologien des MIV und sechs Verkehrssituationen in Deutschland 1995



Eine weitere Komponente der externen Luftverschmutzungskosten stellen die Ozonschäden dar. Ozon entsteht durch photochemische Prozesse aus Stickoxiden (NO_x) und Kohlenwasserstoffen (VOC) unter Einfluss von Sonnenlicht. Ozon hat eine Lebensdauer im Bereich von Tagen bis Monaten, wodurch sich räumlich und zeitlich stark schwankende Konzentrationen ergeben. In der neusten Version des EcoSense-Modelles wird die Ozonbildung und -ausbreitung explizit berechnet; diese Version steht dem Autor nicht zur Verfügung, deshalb wird hier die grobe Abschätzung auf Basis eines Ansatzes von Rabl und Eyre (1997) vorgenommen. Die Kosten der Ozonschäden an Gesundheit und Pflanzen werden mit den folgenden emissionspezifischen Faktoren berechnet: 1500 ECU/t NO_x , 930 ECU/t NMVOC (nicht Methan-haltige Kohlenwasserstoffe) und 130 ECU/t CH_4 (Methan). Damit sind erneut die Ozonschäden stark getrieben von den NO_x -Emissionen. Im Fall des Staus wirkt allerdings der Anteil der NMVOC-Emissionen an den gesamten Ozonschäden dominierend.

Als letzte und am schwierigsten zu quantifizierende Größe werden die externen Kosten einer möglichen Klimaveränderung abgeschätzt. Betrachtet man die verschiedenen Schadenskostenabschätzungen zum Klimawandel in der Literatur, lässt sich feststellen, dass die Ergebnisse um einige Größenordnungen variieren. Gründe hierfür liegen sowohl in einer Vielzahl von Unsicherheiten in jeder Berechnungsstufe, als auch in den theoretischen

Problemen bei der Bewertung von Irreversibilitäten und Gerechtigkeitsaspekten, da sowohl weltweit als auch über mehrere Generationen Menschen, Tiere und Pflanzen betroffen sind. Deshalb kommt in der neueren Literatur vermehrt der Vermeidungskostenansatz zum Einsatz²⁴, dem auch hier gefolgt wird. In dieser Abschätzung werden 37 ECU/t CO₂ als Bewertung angenommen. Der Wert entspricht den europäischen nicht sektorspezifischen Vermeidungskosten, die sich aus dem EU-Kioto-Ziel -5,2 % ergeben (IWW/Infras 2000:41). Die externen Kosten werden berechnet aus den Klimagasen CO₂, Methan(CH₄) und Lachgas (N₂O) wobei für die beiden letzten CO₂-Äquivalente angenommen werden (Methan: 21, Lachgas: 310). Es sei deutlich darauf hingewiesen, dass damit einer sehr konservativen Bewertung gefolgt wird. So kommt beispielsweise in der externen Kosten-Studie von IWW/Infras (2000) ein Wert von 135 ECU/t CO₂ zur Anwendung, der sich als Vermeidungskostenschätzung gemäß dem IPCC-Ziel minus 50% bis 2030 in der EU ergibt.

Tabelle 5: Externe Luftverschmutzungskosten im Vergleich verschiedener Studien, ohne Klimaschäden, in mECU/vkm, 1995

	vh-mix	konv.	EURO 2	Diesel
Berechnungen dieser Studie (regionaler Æ)				
Autobahn (AB 100)	16,55	41,21	5,05	28,51
Innerstädtisch (IO HVS3)	22,17	28,92	3,20	39,84
IWW/Infras (2000)				
Interurban (Autobahn) (max values)	30,53	39,30	7,19 ¹⁾	22,60
Urban (max values)		45,50	11,30 ¹⁾	31,30
Externe Transport (IER et al. 1997)				
Interurban (AB Mannheim-Stuttgart)	-	40,50	5,22	22,38
Innerstädtisch (Region Stuttgart)	-	34,45	7,02	46,92
QUITS (Weinreich et al. 1998)				
Autobahn (Frankfurt – Basel)	26,80	85,95	16,48 ²⁾	23,59

1) Durchschnitt aus EURO 1 und EURO 3, 2) Mix aus EURO 1 und EURO 2

Tabelle 5 gibt zum Vergleich der Ergebnisse die externen Luftverschmutzungskosten anderer Studien wieder. Es zeigt sich, dass die hier berechneten Kosten in der Größenordnung mit den Werten der anderen Studien übereinstimmen.

²⁴ Die Empfehlung den Vermeidungskostenansatz zu folgen wird auch bei Rennings et al. (1999) oder Ricci /Friedrich (1999) gegeben.

4 Relevanz der verkehrsbedingten Luftverschmutzung bis 2010

Für die Durchsetzung einer Nachhaltigen Entwicklung im Verkehrsbereich, wird immer wieder betont, dass das vorrangige Problem in der Reduktion des CO₂-Ausstoßes liegt (Gorissen 1996,; Petersen/Schallaböck 1995). Je nach Bewertungsansatz für die Klimaschäden bzw. die Höhe des Schattenpreises für die Vermeidung von CO₂ und anderer Klimagase sind die dadurch hervorgerufenen Kosten sehr wohl relevant. Aber wie im vorigen Kapitel aufgezeigt wurde, wurde im Jahre 1995 der größere Anteil der gesamten externen Luftverschmutzungskosten durch die "klassischen" Luftschadstoffe hervorgerufen. Während es bei den veralteten Technologien (konv. und Gkat>91) hohe Belastungen durch Stickoxide und Nitrate sind, dominieren beim Diesel auch die lokal wirksamen Rußpartikel. Die Klimaschäden durch CO₂-Emissionen sind zumindest bei diesem Bewertungsansatz weniger entscheidend. Das Bild ändert sich, wenn Pkws der Technologie EURO 2 betrachtet werden.

Es stellt sich natürlich sofort die Frage, ob nicht das Problem der klassischen Luftschadstoffe durch den MIV sehr schnell auf technologischem Wege gelöst werden wird. Schon heute fahren einige Pkw mit Otto-Motoren der Abgasnorm EURO 4 auf Deutschlands Straßen und auch Dieselmotoren der EURO 4-Norm mit speziellen Rußfiltern sind unterwegs. Werden also in den nächsten 10 Jahren bis 2010 die Technologien EURO 3 und EURO 4 massiv eingeführt oder kommen gar noch sauberere Technologien wie Elektrofahrzeuge oder Kfz mit Brennstoffzellenantrieb in größerem Umfang auf den Markt, so ist fraglich ob es dann überhaupt noch zu Gesundheits- und Umweltschäden durch Emissionen kommt.

Um diese Fragen zu beantworten, wird hier eine grobe Abschätzung der NO_x- und Partikel-Emissionen durch den MIV in Deutschland bis 2010 vorgenommen. Dabei wird auf Daten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Infras 1995) zurückgegriffen. Emissionskoeffizienten liegen jedoch nur für Benzin- und Diesel-Pkw der Norm EURO 3 vor. Des weiteren gehen in die Prognose die folgenden Annahmen ein:

- Der Anteil der verschiedenen Fahrzeugtechnologien verändert sich jährlich durch Zu- und Abgänge im Kfz-Bestand.
- Ab dem Jahre 2001 werden nur noch Fahrzeuge mit EURO 3-Norm verkauft.
- Absenkung des Energieverbrauchs der Neuwagen ab 1996 um 1 % (bezogen auf Neuwagen des Vorjahres).

Die Anteile der verschiedenen Technologien werden sich dann wie folgt ändern:

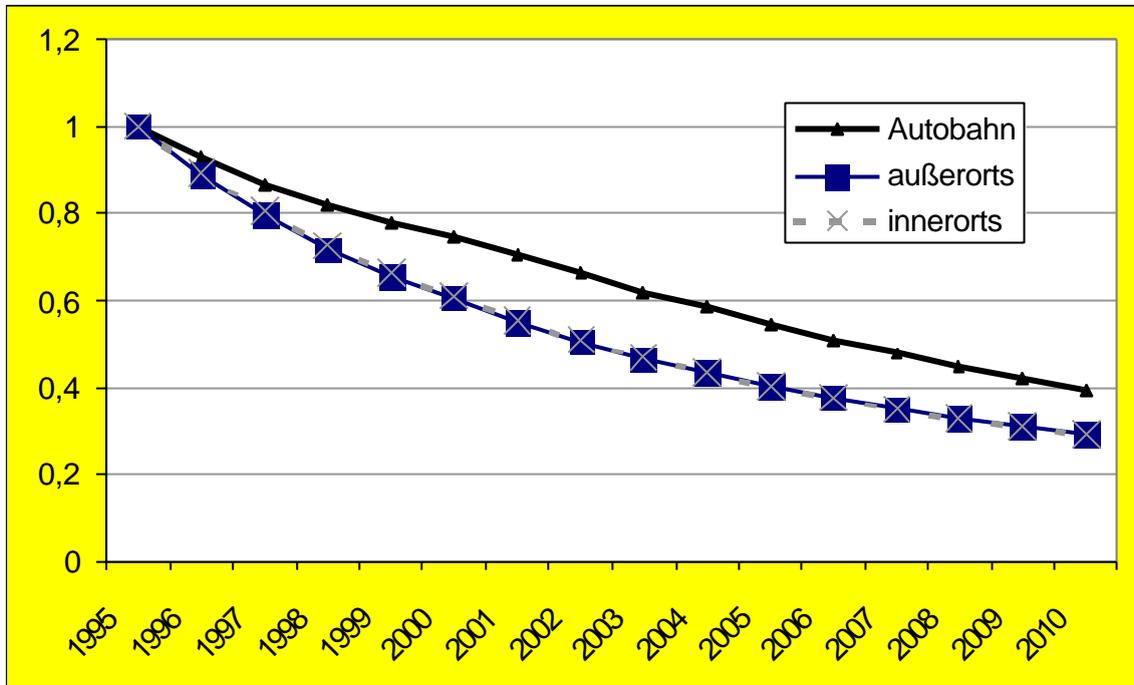
Tabelle 6: Anteile der verschiedenen Technologien an der deutschen Verkehrsleistung in 1995 und 2010

	konv.	Gkat<91	EURO 1	EURO 2	EURO 3,4	Diesel konv.	Diesel 90er J.	Diesel EURO 2-4
1995	16,6%	14,8%	44,3%	3,3%	0%	4,6%	16,4%	0%
2010	0%	0,05%	0,7%	2,5%	68,9%	0%	0,4%	27,3%

Quelle: Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Infras 1995)

Die Ergebnisse der Prognose für die NO_x-Emissionen des vh-mix in Deutschland sind in Abbildung 8 dargestellt, wobei die spezifischen Emissionen auf eins im Jahre 1995 normiert wurden.

Abbildung 8: NO_x-Emissionen in g/vkm, normiert auf 1 in 1995
Werte für vh-mix und die Verkehrssituationen AB>120, AO 1 und IO HVS3



Wie man aus der Abbildung sieht, besteht kaum ein Unterschied zwischen der Entwicklung auf innerorts- und außerorts Straßen. Die NO_x-Emissionen werden sich aufgrund der Fahrzeugumschichtung auf rund 35% vom Niveau in 1995 zurückentwickeln, auf Autobahnen auf rund 40%. Im selben Umfang werden die externen Luftverschmutzungskosten, hervorgerufen durch Stickoxide und Nitrat-Feinstäube, abnehmen. Die hier vorgestellte Prognose ist nicht erschöpfend, da die Einführung der Technologie EURO 4 und deren Emissionskoeffizienten noch nicht eingebaut ist. In einer weiteren Abschätzung, die anhand von Daten aus dem TREDMOD-Modell – einer Weiterentwicklung des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs durch das IFEU (Knörr/Höpfner 1998) – durchgeführt wird, reduzieren sich die NO_x-Emissionen beim vh-mix noch mal um knapp 15% im Jahre 2010 im Vergleich zum Wert, der mit Einführung EURO 3 berechnet wurde. Das bedeutet für Autobahnen eine Gesamtreduktion auf 33% und für außer- und innerorts Straßen auf rund 25%.

Die Prognose der Partikel-Emissionen durch Pkw sieht, bezogen auf den Fahrzeug-Mix, weniger positiv aus, da sich hier der ansteigende Diesel-Anteil negativ bemerkbar macht (bis 2010 von 21% auf knapp 28%) und die technologische Verbesserung teilweise kompensiert. Dadurch wird nur eine Reduktion auf knapp 60% prognostiziert und unter Einbeziehung von EURO 4 auf rund 45% des Niveaus von 1995.

Was bedeutet das für die externen Kosten? Beim Fahrzeug-Mix in Deutschland und der Verkehrssituation AB>120 liegt die Spannweite der berechneten Schäden (ohne lokale

Zusatzschäden) bei 8,4 mECU/vkm (Flensburg) bis 28,4 mECU/vkm (Freiburg) mit einem einfachen Durchschnitt von 15,9 mECU/vkm. Von diesen externen Kosten gehen rund 95% auf das Konto von NO_x-Emissionen und resultierenden Nitraten. Folglich werden sich bis 2010 die durchschnittlichen externen Luftverschmutzungs-Grenzkosten bezogen auf den dann fahrenden Fahrzeug-Mix auf Autobahnen ohne Geschwindigkeitsbegrenzung im regionalen Durchschnitt auf etwas über 5 mECU je Fahrzeugkilometer reduzieren, das entspricht rund 1 Pfennig je Fahrzeugkilometer.

Betrachtet man die 1995 sauberste Technologie EURO 2 im Vergleich mit EURO 4 für Benzinmotoren, so ist bei NO_x, Kohlenmonoxid (CO) und auch Kohlenwasserstoffen (HC) ziemlich genau eine Halbierung der spezifischen Emissionen festzustellen (Knörr/Höpfner 1998:122). Das bedeutet für die externen Luftverschmutzungskosten für eine Autobahnfahrt bei Flensburg statt 3,6 nur 1,8 mECU/vkm (rund 0,3 Pfening/vkm) für den EURO 4 Pkw und auf einer Autobahn bei Freiburg statt 12 rund 6 mECU/vkm (1,2 Pfennig/vkm).

Auch wenn diese genannten Werte recht niedrig klingen, so sind sie doch nicht zu vernachlässigen. Eine Internalisierung der heutigen wie auch zukünftigen externen Luftverschmutzungskosten ist berechtigt und notwendig. Als Ergebnis ist festzuhalten, dass es bis 2010 zu einer drastischen Reduktion der externen Luftverschmutzungs-Grenzkosten der Pkw und Kombi im MIV in Deutschland kommen wird, nämlich auf rund ein Viertel bis ein Drittel der Kosten von 1995. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei dieser Abschätzung der externen Kosten nur um die weiträumigeren Schäden aufgrund klassischer Emissionen handelt und die möglichen lokalen Zusatzschäden erheblich in der Höhe je nach Umfeld (städtisch oder ländlich) variieren können. Ozonschäden und Kosten des Klimawandels sind bei der Abschätzung bis 2010 nicht miteinbezogen. Außerdem können die Ergebnisse als untere Grenze der externen Luftverschmutzungskosten angesehen werden, da Gebäude-, Wald- und Pflanzenschäden nicht berechnet wurden (wie bereits in Kapitel 2 beschrieben).

Nach Auskunft von Entwicklern bei großen deutschen Automobilherstellern ist eine massive Einführung von anderen Technologien bis 2010 noch nicht zu erwarten, allerdings werden sich sicherlich in der weiteren Zukunft bis 2050 emissionsarme bzw. emissionsfreie Antriebssysteme durchsetzen (z.B. Brennstoffzellen mit Wasserstoff). Bei der Analyse der zukünftigen externen Kosten muss auch beachtet werden, dass im Zeitraum bis 2010 auch noch für Deutschland eine Fahrleistungszunahme von 22% gegenüber 1995 prognostiziert wird (IWW/Infras 2000:164). Dies führt zwar nicht zu einer Erhöhung der spezifischen Emissionen und damit der spezifischen externen Luftverschmutzungskosten, aber die gesamte Schädigung durch Luftschadstoffe bleibt damit in Deutschland recht hoch.

Bei den CO₂-Emissionen wird im übrigen ein leichter Anstieg bis 2005 und dann ein Abfallen auf das Niveau von 1995 für das Jahr 2010 prognostiziert (Knörr/Höpfner 1998:127). Damit wird die Wichtigkeit der Klimaschäden im Vergleich zu den Gesundheits- und Umweltschäden aufgrund von klassische Luftschadstoffen durch den MIV in Deutschland gewiss weiter zunehmen.

5 Implikationen für die Internalisierung

In den vorangegangenen Kapiteln wurde aufgezeigt, dass die externen Luftverschmutzungskosten aufgrund klassischer Emissionen des MIV sowohl in Abhängigkeit von der Technologie und der Fahrsituation als auch in Abhängigkeit der befahrenen Region stark divergieren. Technologische Entwicklungen werden das Problem der Luftverschmutzung durch den MIV im Ganzen zwar bis 2010 reduzieren, aber nicht lösen, zumal eine verstärkte emissionsmindernde Weiterentwicklung nicht oder nur kaum durch staatliche Maßnahmen und Instrumente gefördert wird. Die externen Luftverschmutzungskosten, wie auch die anderen wichtigen Externalitäten der Verkehrsmittelnutzung im MIV, sind bis heute in Deutschland nicht internalisiert oder wenn, dann nur in Anfängen durch die Einführung der Ökosteuer.

Welche Anforderungen muss nun eine Internalisierung der externen Luftverschmutzungskosten erfüllen? Theoretisch sollten die wirtschaft- und verkehrspolitischen Maßnahmen und Instrumente gemäß der im Folgenden kurz skizzierten Kriterien ausgewählt und beurteilt werden (Rennings et al. 1997: 22ff):

- **Zielkonformität:** Mit diesem Kriterium wird analysiert, ob durch die Maßnahme ein angestrebtes Umweltziel erreicht wird. Als Synonym für das Kriterium Zielkonformität wird auch häufig von ökologischer Treffsicherheit gesprochen. (Fritsch et al. 1993:66f).
- **Systemkonformität:** dieses Kriterium prüft, ob das Instrument mit den Prinzipien der sozialen Marktwirtschaft und den gesetzlichen Rahmenbedingungen vereinbar ist.
- **Ökonomische Effizienz:** Dieses Kriterium analysiert, inwieweit das angestrebte Umweltziel zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten erreicht wird und ob es einen dynamischen Anreiz ausübt, in Zukunft die umweltbelastende Tätigkeit zu reduzieren (dynamische Effizienz).
- **Institutionelle Beherrschbarkeit:** Mit diesem Kriterium wird getestet, ob sich das Instrument in die Praxis umsetzen lässt. Bedroht ist die institutionelle Beherrschbarkeit vor allem durch Widerstände in der Gesellschaft und zu hohe Transaktionskosten (Kosten der Implementierung und Durchführung).

Erfüllt eine Maßnahme das erste und dritte Kriterium kann sie als "first-best" Lösung angesehen werden. Die Pigou-Steuer ist das klassische Beispiel, allerdings nur zur Reduzierung der Gesamtheit der Emissionen des MIV. Sind die externen Schadenskosten genau bestimmt und ein gesamtwirtschaftlich optimales Reduktionsziel festgelegt, lässt sich auch eine optimale Steuer ermitteln. Allerdings stellt sich das Problem, dass die einmal festgelegten Steuersätze nur für eine ganz bestimmte Angebots-Nachfrage-Konstellation gelten; sie müssten daher im Prinzip permanent überprüft und gegebenenfalls revidiert werden (Fritsch et al. 1993:77).

Gerade im Hinblick auf die hier berechneten, sehr unterschiedlich hohen externen Kosten tritt eine Anforderung für das Internalisierungs-Instrumentarium in den Vordergrund, die sich im Kriterium der ökonomischen Effizienz verbirgt: Die ausgewählte Maßnahme sollte eine verursachergerechte Anlastung ermöglichen. Dazu bieten sich verschiedene Lösungen an. In der Fachliteratur bezüglich der verschiedenen Internalisierungsmöglichkeiten und –erfordernisse wird mehrfach darauf hingewiesen, dass ökonomische Maßnahmen im

allgemeinen die genannten Kriterien eher erfüllen als ordnungsrechtliche Maßnahmen wie Geschwindigkeits- oder Fahrbeschränkungen oder weiche Instrumente wie Information/Aufklärung und freiwillige Selbstverpflichtungen (siehe Rothengatter et al. (1998), IWW/Infras (1995), Krey/Weinreich (2000)). Daher kommen hier nur ökonomische Maßnahmen in Frage. Als gängigsten Instrumente im Verkehrsbereich sind zu nennen: Die Mineralölsteuer, ein elektronisches Road Pricing System und handelbare Emissionszertifikate, beispielsweise für NO_x oder Partikel. Die ausführliche Betrachtung aller Internalisierungsmöglichkeiten zur verursachergerechten Anlastung der externen Luftverschmutzungskosten des MIV kann hier nicht erfolgen und würde einen eigenständigen Aufsatz erfordern. Deshalb soll im Folgenden nur ein ökonomisches Instrument diskutiert werden, das nach Auffassung des Autors am ehesten die Anforderungen der erzielten quantitativen Ergebnisse und der oben genannten vier Kriterien erfüllt.

Von den genannten Instrumenten eignet sich am ehesten ein elektronisches Road Pricing System, da es im Bezug auf die Gebührengestaltung das höchste Maß an Flexibilität aufweist. Mit der Einführung eines solchen flächendeckenden Abgabensystems, das für jede Fahrsituation und jeden Fahrzeugtyp in Abhängigkeit vom Fahrtort einen eigenen Preis bzw. eine eigene Abgabe bestimmt, lässt sich eine hinreichend verursachungsgerechte Internalisierung erreichen. Denn zu fordern ist aufgrund der vorgestellten Ergebnisse, dass eine Fahrt mit einem ganz bestimmten Pkw auf einer Autobahn mit Tempo 130 km/h bei Freiburg dreifach soviel kosten muss, wie wenn eine vergleichbare Fahrt auf einer Autobahn bei Flensburg durchgeführt wird. Ein solches differenziertes Road Pricing System ist technisch am ehesten über eine Satelliten/GPS-Steuerung denkbar.

Ein satelliten-gesteuertes Road Pricing System erfüllt die Anforderung der Zielkonformität insofern, als die Höhe der Abgabe individuell auf das Fahrzeug, die Emissionsmenge (abhängig von Verkehrssituation und Geschwindigkeit) und die spezielle Wegstrecke (Region) zugeschnitten werden kann. Damit ist es möglich, das Ziel einer gewünschten Nachfrageveränderung bzw. einer gewünschten Emissionsreduktion zu erreichen. Anpassungsreaktionen darauf wären weniger zu fahren, langsamer zu fahren, oder an einem anderen Ort bzw. in einer anderen Region zu fahren. Letzteres klingt sicherlich unrealistisch wenn ein Verkehrsteilnehmer beispielsweise im Umland von Freiburg wohnt und in der Stadt arbeitet. Dieser Pkw-Nutzer kann seine Berufsfahrt nicht durch eine Fahrt in Norddeutschland substituieren. Andererseits wird aber in der teureren Region Freiburg verstärkt der Anreiz gesetzt, ein technologisch fortschrittlicheres Fahrzeug zu erwerben, mit seinem Pkw langsamer zu fahren oder auf ein öffentliches Verkehrsmittel oder das Fahrrad umzusteigen.

Eine elektronische Straßenbenutzungsgebühr erfüllt das Kriterium der ökonomischen Effizienz, da der Verkehrsteilnehmer mit den geringsten Grenzvermeidungskosten zuerst seine Emissionen und damit die externe Luftverschmutzungskosten reduziert. Ein Fahrer, der z.B. keine hohe Zahlungsbereitschaft für schnelles Fahren hat, wird als einer der Ersten bei einer hohen Abgabe seine Geschwindigkeit reduzieren. Auch die Systemkonformität erscheint erfüllt, da dem Verursacher ein eindeutiges Preissignal vermittelt wird und ihm verschiedene Reaktionsmöglichkeiten zur Vermeidung der Emissionen verbleiben. Im Hinblick auf die institutionelle Beherrschbarkeit müssen allerdings datenschutzrechtliche Bedenken – Bewegungsprofile könnten ermittelt werden, die mit dem Schutz der Persönlichkeit

unvereinbar sind – ernst genommen werden und technisch beispielsweise durch eine pre-pay - Bezahlungsfunktion im Pkw umgangen werden.

Nachteilig gegenüber einer Internalisierung mittels einer Mineralölsteuererhöhung sind beim Road Pricing die hohen Transaktionskosten. Schon allein bei einer technologisch unaufwendigeren Einführung analog zum bestehenden System in Singapur, müssten Kartenlesegeräte für einen Preis von 130,- je Fahrzeug bei rund 40 Mio. Pkw in Deutschland eingebaut werden (<http://www.lta.gov.sg/erp/index.html>). Dies würde sich auf über 5 Mrd. DM Kosten summieren. Darüber hinaus sind zwar verschiedene elektronische Systeme bereits entwickelt und befinden sich in der Testphase, doch sind für die Einführung eines satelliten-gesteuerten Systems neben Akzeptanzproblemen und den hohen zu erwartenden Kosten auch noch technische Hürden zu überwinden.

Die Akzeptanz einer wirtschafts- oder verkehrspolitischen Maßnahme hängt immer auch von der Transparenz für den betroffenen Nutzer ab. Im Falle des elektronischen Straßenbenutzungsgebühr wäre es sinnvoll, im Pkw auf einem Display immer wieder die aktuelle Gebührenhöhe während der Fahrt anzuzeigen, die gerade aufgrund der individuelle Fahreigenschaften (Emissionsmenge) und der durchquerten Region berechnet und abgebucht wird. Dadurch würde erstens beim Verkehrsteilnehmer ein größeres Kostenbewusstsein im Hinblick auf Umweltschädigungen erzeugt, zweitens zu jeder Zeit ein Anreiz gegeben, emissionsparender zu fahren, und drittens möglicherweise die Akzeptanz für eine solche Maßnahme durch die hohe Transparenz der Kosten und Gebühren auf Dauer generiert.

Ein weiterer Vorteil eines elektronischen Road Pricing Systems liegt auch in der einfachen Internalisierung weiterer externer Kosten, insbesondere auch der externen Staukosten. Bei dieser Form der Externalität müsste vor allem eine zeitliche Differenzierung der Straßenbenutzungsabgabe (peak – off peak) erfolgen. Bei einem bereits bestehenden elektronischen Road Pricing Systems wäre die Implementierung eines nutzungsabhängigen, örtlich und zeitlich differenzierenden Preissystems unproblematisch.

Abschließend lässt sich festhalten, dass eine möglichst exakte Berechnung der externen Luftverschmutzungskosten und deren verursachergerechte Internalisierung ein wichtiger Schritt in Richtung "Kostenwahrheit im Verkehr" darstellt. Dabei hat diese Untersuchung gezeigt, dass die klassischen Luftschadstoffe in der Gegenwart und in der näheren Zukunft ein wichtiger externer Kostenbestandteil sind und dass eine regionale Differenzierung aufgrund der hohen Unterschiede der externen Luftverschmutzungskosten innerhalb Deutschlands geboten ist. Diese Differenzierung sollte sich auch in der Form der Internalisierung niederschlagen, deshalb bedarf es in jedem Fall eines Instrumentariums, das die Implementierung eines nutzungsabhängigen, örtlich und zeitlich differenzierenden Preissystems erlaubt. Im Vordergrund steht dabei die verkehrspolitische Notwendigkeit, im Sinne von "fair and efficient pricing" dem einzelnen Verkehrsteilnehmer den richtigen ökonomischen Anreiz zu setzen und damit einen ersten wichtigen Schritt in Richtung einer nachhaltigen Mobilität zu gehen.

6 Anhang

Tabelle A1:
Technologiespezifischen externe Luftverschmutzungskosten in Deutschland 1995
(Verkehrssituation AB>120 – ohne Tempolimit; weiträumige Schäden, ohne SO₂)

<i>Nr.</i>	<i>Orts- Beschreibung</i>	<i>Auto- bahn</i>	<i>Bundesland</i>	<i>Konv.</i>	<i>Gkat>91</i>	<i>EURO 2</i>	<i>Diesel</i>
				<i>mECU / vkm</i>			
1	Flensburg	A7	Schleswig-Holst.	20,85	5,78	3,56	5,37
2	Wilhelmshafen	A29	Niedersachsen	23,05	6,39	3,95	6,24
3	Elmshorn	A23	Schleswig-Holst.	25,23	7,00	4,33	7,10
4	Ratekau	A1	Schleswig-Holst.	23,83	6,60	4,07	6,25
5	Güstrow	A19	MeckVorPomm	22,25	6,17	3,80	5,78
6	Greifswald	A20	MeckVorPomm	22,24	6,16	3,80	5,78
7	Lathen	A31	Niedersachsen	24,50	6,80	4,21	7,21
8	Hatten	A28	Niedersachsen	29,27	8,12	5,02	8,23
9	Egestorf	A7	Niedersachsen	29,85	8,28	5,11	8,21
10	Dannenberg	B191	Niedersachsen	28,26	7,84	4,84	7,63
11	Berlin (nördl.)	A24	Berlin/Brandenb.	26,45	7,34	4,54	7,63
12	Joachimstal	A11	Brandenburg	25,47	7,06	4,36	6,94
13	Heek	A31	Nordrhein-Westf.	32,10	8,92	5,53	9,98
14	Osnabrück	A30	Niedersachsen	36,71	10,19	6,30	10,61
15	Garbsen	A2	Niedersachsen	35,36	9,81	6,06	9,83
16	Helmstedt	A2	Niedersachsen	33,48	9,29	5,74	9,35
17	Lehnin	A2	Brandenburg	28,53	7,92	4,90	8,22
18	Frankfurt/Oder	A12	Brandenburg	24,34	6,76	4,18	7,13
19	Hilden	A3	Nordrhein-Westf.	42,66	11,86	7,36	13,69
20	Arnsberg	A46	Nordrhein-Westf.	45,31	12,56	7,76	12,43
21	Kassel	A7	Hessen	42,07	11,67	7,20	11,44
22	Berga	A38	Sachsen-Anhalt	36,55	10,14	6,27	10,38
23	Leipzig	A14	Sachsen	27,83	7,73	4,79	8,78
24	Pulsnitz	A4	Sachsen	21,74	6,05	3,75	7,23
25	Mendig	A61	Rheinland-Pfalz	53,59	14,86	9,17	14,46
26	Bad Homburg	A5	Hessen	50,99	14,14	8,73	14,02
27	Fulda	A7	Hessen	45,61	12,65	7,81	12,25
28	Eisfeld	A73	Thüringen	39,93	11,08	6,84	11,18
29	Hof-Töpen	A72	Sachsen	28,14	7,82	4,85	8,93
30	St. Ingbert	A6	Saarland	61,57	17,06	10,52	15,72
31	Mannheim	A5	Baden-Württemb.	57,89	16,05	9,91	15,41
32	Crailsheim	A6	Baden-Württemb.	52,10	14,44	8,91	13,60
33	Neuendettelsau	A6	Bayern	46,61	12,92	7,98	12,49
34	Schwarzenfeld	A93	Bayern	39,47	10,95	6,76	10,77
35	Bühl	A5	Baden-Württemb.	64,00	17,73	10,93	16,24
36	Kirchh.-Teck	A8	Baden-Württemb.	59,96	16,62	10,25	15,46
37	Augsburg	A8	Bayern	52,23	14,47	8,92	13,28
38	Landshut	A92	Bayern	47,28	13,10	8,07	11,88
39	Freiburg	A5	Baden-Württemb.	70,65	19,56	12,05	17,19
40	Wangen	A96	Baden-Württemb.	61,43	17,01	10,48	14,99
41	Landsberg	A96	Bayern	53,57	14,84	9,14	13,16
42	Felden	A8	Bayern	48,99	13,56	8,35	11,77
Durchschnitt				39,09	10,84	6,69	10,58

Tabelle A2:
Verkehrssituations-spezifische externe Luftverschmutzungskosten in Deutschland
(Fahrzeug-Mix, West-D, 1995; weiträumige Schäden, ohne SO₂)

<i>Nr.</i>	<i>Orts-</i>	<i>Auto</i>	<i>Bundesland</i>	<i>AB>120</i>	<i>AB_10</i>	<i>AO 1</i>	<i>IO HVS</i>	<i>IO Stau</i>
		<i>Beschreibung</i>	<i>bahn</i>	<i>mECU / vkm</i>				
1	Flensburg	A7	Schleswig-Holst.	8,42	6,16	5,19	4,49	4,63
2	Wilhelmshafen	A29	Niedersachsen	9,37	6,85	5,75	4,99	5,23
3	Elmshorn	A23	Schleswig-Holst.	10,31	7,53	6,30	5,49	5,81
4	Ratekau	A1	Schleswig-Holst.	9,65	7,05	5,93	5,14	5,33
5	Güstrow	A19	MeckVorPomm	9,00	6,58	5,54	4,80	4,96
6	Greifswald	A20	MeckVorPomm	8,99	6,57	5,53	4,79	4,96
7	Lathen	A31	Niedersachsen	10,07	7,36	6,14	5,36	5,76
8	Hatten	A28	Niedersachsen	11,95	8,74	7,31	6,37	6,74
9	Egestorf	A7	Niedersachsen	12,16	8,89	7,45	6,48	6,81
10	Dannenberg	B191	Niedersachsen	11,48	8,39	7,05	6,12	6,40
11	Berlin (nördl.)	A24	Berlin/Brandenb.	10,84	7,92	6,62	5,77	6,16
12	Joachimstal	A11	Brandenburg	10,36	7,57	6,35	5,52	5,79
13	Heek	A31	Nordrhein-Westf.	13,29	9,72	8,07	7,08	7,73
14	Osnabrück	A30	Niedersachsen	15,05	11,00	9,19	8,01	8,56
15	Garbsen	A2	Niedersachsen	14,42	10,54	8,83	7,68	8,11
16	Helmstedt	A2	Niedersachsen	13,66	9,99	8,36	7,28	7,69
17	Lehnin	A2	Brandenburg	11,69	8,54	7,14	6,23	6,64
18	Frankfurt/Oder	A12	Brandenburg	10,00	7,31	6,10	5,32	5,71
19	Hilden	A3	Nordrhein-Westf.	17,75	12,97	10,74	9,44	10,41
20	Arnsberg	A46	Nordrhein-Westf.	18,44	13,48	11,30	9,83	10,33
21	Kassel	A7	Hessen	17,11	12,51	10,49	9,12	9,56
22	Berga	A38	Sachsen-Anhalt	14,95	10,93	9,14	7,96	8,45
23	Leipzig	A14	Sachsen	11,55	8,44	7,00	6,15	6,74
24	Pulsnitz	A4	Sachsen	9,09	6,65	5,49	4,84	5,40
25	Mendig	A61	Rheinland-Pfalz	21,77	15,91	13,36	11,60	12,13
26	Bad Homburg	A5	Hessen	20,76	15,18	12,72	11,06	11,63
27	Fulda	A7	Hessen	18,52	13,54	11,37	9,87	10,30
28	Eisfeld	A73	Thüringen	16,30	11,91	9,97	8,68	9,18
29	Hof-Töpen	A72	Sachsen	11,69	8,54	7,08	6,22	6,84
30	St. Ingbert	A6	Saarland	24,84	18,16	15,31	13,24	13,63
31	Mannheim	A5	Baden-Württemb.	23,48	17,16	14,42	12,51	13,03
32	Crailsheim	A6	Baden-Württemb.	21,08	15,41	12,96	11,23	11,63
33	Neuendettelsau	A6	Bayern	18,92	13,83	11,62	10,08	10,52
34	Schwarzenfeld	A93	Bayern	16,06	11,74	9,85	8,56	8,98
35	Bühl	A5	Baden-Württemb.	25,80	18,86	15,90	13,75	14,13
36	Kirchh.-Teck	A8	Baden-Württemb.	24,22	17,71	14,91	12,91	13,32
37	Augsburg	A8	Bayern	21,06	15,40	12,98	11,23	11,54
38	Landshut	A92	Bayern	19,04	13,92	11,74	10,15	10,40
39	Freiburg	A5	Baden-Württemb.	28,35	20,72	17,52	15,11	15,34
40	Wangen	A96	Baden-Württemb.	24,65	18,02	15,24	13,14	13,35
41	Landsberg	A96	Bayern	21,52	15,73	13,29	11,47	11,68
42	Felden	A8	Bayern	19,63	14,35	12,14	10,46	10,59
Durchschnitt		Deutschland	15,89	11,61	9,75	8,47	8,86	

7 Literaturverzeichnis

- Bickel, P. und R. Friedrich (1995), *Was kostet uns die Mobilität? Externe Kosten des Verkehrs*, Berlin, Heidelberg, New York.
- Calthrop, E. and S. Proost (1998), *General Economic Principles of Pricing Transport Services, Deliverable 2* of the Concerted Action on Transport Pricing Research Integration (CAPRI), Leeds
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung DIW (1998): *Verkehr in Zahlen 1998*, Bundesverkehrsministerium (Hrsg.), Berlin.
- Ecoplan (1996), *Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten*, Studie im Auftrag de Dienstes für Gesamtverkehrsfragen des Eid. Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartment, GVF-Auftrag Nr.272, Bern.
- EU Kommission (1995), Kommission der Europäischen Gemeinschaften DG VII: *Faire und effiziente Preise im Verkehr, Politische Konzepte zur Internalisierung der externen Kosten des Verkehrs in der Europäischen Union*, Grünbuch, Brüssel.
- European Commission, (Eds.) (1994), *Externalities of Fuel Cycles - ExternE Project. Summary Report*, Brüssel.
- European Commission (Eds.) (1998), *QUITS – Quality Indicators for Transport Systems*, Transport Research - Fourth Framework Programme – Strategic Transport, Brüssel.
- Fige (1998), *Citair – Computergestütztes Instrument zur Prognose der Auswirkungen verkehrlicher Maßnahmen zur Immissionsreduzierung*, CD-Rom und Kurzbeschreibung, enthält das Emissionsmodell *Mobilev*, Herzogenrath.
- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (1996), *Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen*, MLuS-92 (revised version), Köln.
- Friedrich, R. und W. Krewitt (1998), Externe Kosten der Stromerzeugung, *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 48. Jg. Heft 12, 789-794.
- Fritsch, M., T. Wein und H. J. Ewers (1993), *Marktversagen und Wirtschaftspolitik: Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns*, München.
- Geßner, C. und S. Weinreich (1998), *Externe Kosten des Straßen- und Schienenverkehrslärms am Beispiel der Strecke Frankfurt - Basel*, ZEW-Dokumentation Nr. 98-08, Mannheim.
- Gorissen, N. (1996), Konzept für eine nachhaltige Mobilität in Deutschland, in: Deutsche Verkehrswissenschaftlichen Gesellschaft e.V. (Hrsg.), *Viertes Karlsruher Seminar zu Verkehr und Umwelt. Wege zu einer ökologisch verträglichen Entwicklung des Verkehrs*, Schriftenreihe B 196. Karlsruhe. S. 107-131.
- Groscurth, H. M. und I. Kühn (1997), *Comments on the EcoSense Model (Version 2.0)*, internes Diskussionspapier im Rahmen des EU-Projektes “Bio Costs”.
- Henschel, D. (1995), Gesundheitsgefährdung durch Automobilabgase, in Barz, W., B Brinkmann, H.J. Ewers (Hrsg.): *Umwelt und Verkehr*, Landsberg, 31-42.

- Höpfner, U. (1995), Entwicklung der Schadstoffemissionen im Verkehr - Welche Belastung besteht heute und zukünftig? In: Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V. (Hrsg.), *Mobilität um jeden Preis? Ein Expertenworkshop zu externen Kosten des Verkehrs und den Möglichkeiten, sie zu verringern*, 382. Seminar, Berlin, S. 69-82.
- Höpfner, U. (1998), Ökologische Chancen und Probleme von Elektrofahrzeugen in: Schmidt, M. und U. Höpfner (Hrsg.) (1998): *20 Jahre ifeu-Institut*, 129-145.
- IER (1997), *EcoSense Version 2.0 - User Manual*, unpublished paper, Stuttgart.
- IER [Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart] (2000), *External Costs of Transport in ExternE*, Beschreibung des abgeschlossenen Projekts in deutsch, <http://www.ier.uni-stuttgart.de/top/tfu>, 23.05.2000.
- IER [Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart] (1999), *EcoSense – an Integrated Environmental Impacts Assessment Model*, Modellbeschreibung, <http://www.ier.uni-stuttgart.de/top/tfu>, 23.03.1999.
- IER et al. (1997), *External Costs of Transport in ExternE*. Final report, Stuttgart
- Infras (1995), *Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs*, HB-EFA, Version 1.1, Bern.
- IWW/ Infrac (1995), *Externe Effekte des Verkehrs*, Studie im Auftrag des Internationalen Eisenbahnverbandes (UIC), Paris.
- IWW/Infrac (2000), *External Costs of Transport, Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe*, Zürich/Karlsruhe.
- Knörr, W. und U. Höpfner(1998): TREMOD- Schadstoffe aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland in: Schmidt, M. und U. Höpfner (Hrsg.) (1998): *20 Jahre ifeu-Institut*, 115-129.
- Krey, M. und S. Weinreich (2000), *Internalisierung externer Klimakosten im Pkw-Verkehr in Deutschland*, ZEW-Dokumentation Nr. 00-11, Mannheim.
- Lahmann, E. (1996), Umweltmedium Luft, in Brauer, H. (Hrsg.), *Emissionen und ihre Wirkungen*, Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Petersen, R. und K. O. Schallaböck (1995), *Mobilität für morgen, Chancen einer zukunftsfähigen Verkehrspolitik*, Berlin.
- Rabl, A. und N. Eyre (1997), An Estimate of Regional and Global O₃ Damage from Precursor NO_x and VOC Emissions, submitted to *Atmospheric Environment*.
- 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., A. Ricci, C. Sessa, S. Weinreich (1999), *Valuation of Transport Externalities, Deliverable 3* of the Concerted Action on Transport Pricing Research Integration (CAPRI), Leeds.

- Ricci, A. and R. Friedrich (1999), *Calculating Transport Environmental Costs*, Final report of the expert advisors to the high level group on infrastructure charging (working group 2), electronic version submitted by the European Commission, Brüssel.
- Rothengatter, W., P. Gehrung und L. Gresser (1998), Verlagerungspotentiale in verkehrlich hoch belasteten Fernverkehrs-Korridoren, in: *Strategien für einen raum- und umweltverträglichen Verkehr*, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn.
- Schlieper, U. (1988), Externe Effekte, in: Albers, W. (Hrsg.), *Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaften* Band 2, Fischer, Stuttgart, 524-530.
- SRU [Rat von Sachverständigen für Umweltfragen] (1994): *Umweltgutachten 1994, Für eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung*. Stuttgart.
- Stern, R. (1997), Das Modellinstrumentarium IMMIS-NET/CPB zur immissionsseitigen Bewertung von Kfz-Emissionen im Rahmen der 23. BimSchV, im Rahmen des 465 – FGU-Seminars, *Verkehrsbedingte Belastungen durch Benzol, Dieselruß und Stickoxide in städtischen Straßenräumen*.
- UPI (1999), *Externe Gesundheitskosten des Verkehrs in der Bundesrepublik Deutschland*, UPI-Bericht Nr. 43.
- Verhoef, E. (1997), *The Economics of Regulating Road Transport*, Cheltenham.
- Weinreich, S. (1998), Externe Kosten des Verkehrs: Kraftfahrzeuge richten die größten Schäden an, in: *EUmagazin Heft 5*, 34-36.
- Weinreich, S., K. Rennings, B. Schlomann, C. Geßner, T. Engel (1998), *External Costs of Road, Rail and Air Transport - a Bottom-Up Approach*, ZEW-Discussion Paper No. 98-06, Mannheim.
- WHO (1999), *Health Costs Due to Road Traffic-Related Air Pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland, economic evaluation, technical report*, London.