



Monographien

**Verkehrsemissionen
und Sommersmog**

B. Höhle, P. Biedermann, D. Klemp, H. Geiß

Forschungszentrum Jülich GmbH

Verkehrsemissionen und Sommersmog

Umweltpotentiale neuer Energieträger und Antriebe –
insbesondere für den Straßenverkehr

Bernd Höhle, Peter Biedermann

Institut für Energieverfahrenstechnik

Dieter Klemp, Heiner Geiß

Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre 2:
Chemie der Belasteten Atmosphäre

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Verkehrsemissionen und Sommersmog : Umweltpotentiale neuer Energieträger und Antriebe – insbesondere für den Strassenverkehr / Forschungszentrum Jülich GmbH.

Bernd Höhle... – Jülich : Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek, 1996

(Monographien des Forschungszentrums Jülich ; Bd. 26)

ISBN 3-89336-188-X

NE: Höhle, Bernd; Forschungszentrum <Jülich> : Monographien des Forschungszentrums ...

Herausgeber Forschungszentrum Jülich GmbH

und Vertrieb: ZENTRALBIBLIOTHEK

D-52425 Jülich

Telefon (024 61) 61-53 68 · Telefax (024 61) 61-61 03

Druck: Ufkes Druck GmbH, Köln

Copyright: Forschungszentrum Jülich 1996

Monographien des Forschungszentrums Jülich, Band 26

ISSN 0938-6505

ISBN 3-89336-188-X

Vorwort

Die wiederkehrenden hohen sommerlichen Ozonwerte in den vergangenen Jahren haben auch in Deutschland zu einer verstärkten Diskussion über die Entstehung von Sommersmog und seine möglichen negativen Auswirkungen auf Menschen, Tiere und Pflanzen geführt. Im Forschungszentrum Jülich wurden dadurch interdisziplinäre Fachdiskussionen ausgelöst, die zu neuen Forschungsansätzen bezüglich der Bedeutung von Spurengasemissionen des Verkehrs für die Bildung von Sommersmog führte. Grundlagen für diese Fachdiskussionen waren dadurch gegeben, daß Fragestellungen aus den Bereichen Energie und Umwelt schon lange Schwerpunkte im Forschungs- und Entwicklungsprogramm des Jülicher Zentrums bildeten.

An diesen Diskussionen beteiligt waren und sind Wissenschaftler aus den Disziplinen Luftchemie, Biologie, Energie- und Verfahrenstechnik sowie Systemanalyse. Durch das Zusammenführen der Ergebnisse laufender Forschungsvorhaben soll herausgefunden werden, welche wissenschaftlichen Untersuchungen zur Beantwortung noch offener Fragestellungen notwendig sind und in Angriff genommen werden müssen. Ziel dieser Arbeiten ist letztlich die Erarbeitung von Empfehlungen zur Verminderung jenes Anteils des Sommersmogs durch technische und/oder gesetzgeberische Maßnahmen, der durch Verkehrsemissionen verursacht wird.

Die vorliegende Monographie gibt einen Überblick über den derzeitigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse, der laufenden Arbeiten und der Gesetzgebung und zeigt mögliche Beiträge Jülicher Wissenschaftler zur Beantwortung der offenen Fragestellungen auf. Sie aktualisiert, ergänzt und vertieft damit zwei frühere Monographien des Forschungszentrums Jülich: *Ozon in Deutschland* (Nr. 2/1990) und *Neue Energieträger für den Verkehr* (Nr.5/1991).

Die Autoren bedanken sich bei den Herren Prof. Dr. rer. nat. D. Kley, Prof. Dr. rer. nat. U. Stimming, Prof. Dr.-Ing. R. Theenhaus und Prof. Dr. rer. nat. J. Treusch für ihre Unterstützung beim Entstehen dieser Monographie; bei den Mitarbeitern aller beteiligten Institute für die im Anhang A eingebrachten Beiträge sowie bei den Herren Dipl.-Ing. G. Decker und Dr.-Ing. S.O. Kossmehl (Volkswagen AG), Dr.-Ing. B. Ganser (Rhenag) und Dipl.-Ing. R. Kolke (Umweltbundesamt) für die fachlichen Diskussionen. Dank gebührt ebenso Frau Dr. H. Höhle, Frau U. Kreutzer, Herrn D. Laufenberg und Frau H. Schunck für ihre Mitarbeit an der Gestaltung des Manuskripts.

Jülich, im Mai 1996

Inhalt

Tabellen und Abbildungen	IX
Kurzfassung und Abstract	XIII
1. Einleitung	1
2. Energieverbrauch und Luftbelastung	5
2.1 Energieverbrauch und Emissionen im Verkehrsbereich	5
2.2 Immissionsbelastung durch Spurenstoffe in Deutschland	7
3. Troposphärisches Ozon und Ozon-Vorläuferstoffe	17
3.1 Ozonepisode im Sommer	17
3.2 Ozonmaschine	19
3.3 Vernetzte Systeme	23
3.4 Luftchemie und Sommersmog	25
3.5 Modelle in der Luftchemie	30
3.5.1 Chemische Reaktionsmodelle (Boxmodelle)	31
3.5.2 Dreidimensionale Chemie- und Transportmodelle	34
3.5.3 Überprüfung von Chemie- und Transportmodellen	37
3.6 Zusammenfassung	39
4. Maßnahmen der Gesetzgeber und der Industrie: Emissionen und Immissionen des Straßenverkehrs	43
4.1 Gesetzgeberische Maßnahmen in der Europäischen Union	46
4.2 Gesetzgeberische Maßnahmen in Deutschland	47
4.3 Studien zu Verkehrsmaßnahmen	49
4.4 Emissionsstandards: Europa und USA	52
4.4.1 Emissionen	52
4.4.2 Verbrauch	54
4.5 Regeln zum Ozonbildungspotential	54
4.5.1 USA	54
4.5.2 EUROPA	58
4.6 Zusammenfassung	63
5. Antriebe und Energieträger	65
5.1 Konventionelle Antriebe und Energieträger	65
5.2 Neue Antriebe und Energieträger	67



5.2.1 Kurz- und mittelfristige Lösungen für Verbrennungsmotoren und Erdgas, Flüssiggas, Methanol, Biokraftstoffe	69
5.2.2 Kurz- und mittelfristige Lösungen mit Elektromotoren und Batterien	74
5.2.3 Mittel- und langfristige Lösungen für Brennstoffzellen mit Elektromotor und Wasserstoff bzw. Methanol	76
5.2.4 Langfristige Lösungen für Verbrennungsmotoren und Wasserstoff	87
5.3 Zusammenfassung	90
6. Bewertung neuer Antriebe für den Straßenverkehr	93
6.1 Vergleich der Energieumwandlungsketten	95
6.2 Beispiele für spezifische Pkw-Emissionen CO, NO _x , NMOG und entsprechende Ozonbildungspotentiale	102
6.3 Beispiele für spezifische Pkw-Emissionen: Partikel, Benzol, PAK, Aldehyde	105
6.4 Instrumente zur Bilanzierung und Bewertung	106
6.4.1 Studien: CARTER und McNAIR	107
6.4.2 Studie: GAS RESEARCH INSTITUTE	108
6.4.3 Studie: ACUREX	109
6.4.4 Studie: KRÄMER	110
6.4.5 Weitere Studien	111
6.5 Diskussion	112
7. Ausblick und Aufgaben	117
Anhänge	123
A Beitrag der KFA Jülich – Programmdarstellung	123
ICG-2 (Chemie der Belasteten Atmosphäre)	123
ICG-3 (Atmosphärische Chemie)	124
ICG-7 (Angewandte Physikalische Chemie)	125
Verbundprojekt Pflanzenkammer ICG-2 (Chemie der belasteten Atmosphäre), ICG-5 (Radioagronomie) und ICG-6 (Biotechnologie-3)	125
STE (Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung)	126
IEV (Institut für Energieverfahrenstechnik)	127
B Photochemische Ozonbildung	128
Resultate aus Smogkammerexperimenten und Modellkalkulationen	129
C Abkürzungen	135
Definitionen	136
D Stichwortverzeichnis	139

Tabellen und Abbildungen

Tabellen

2.1	Veränderung der verkehrsbedingten Emissionen des Jahres 1992 bezogen auf das Jahr 1990.....	5
2.2	Energieverbrauch des Personenverkehrs.....	8
2.3	Ozonschwellenwerte nach Richtlinie 92/72/EWG und Sommersmog-Verordnung Deutschland 1995.....	11
2.4	Regionale Schadstoffverteilung.....	15
4.1	Stufenplan europäischer Abgasgrenzwerte für Pkw	44
4.2	Grenzwerte für Abgasemissionen von Nutzfahrzeugen im 13-Stufen-Test.....	45
4.3	Prozentuale Anteile unterschiedlicher Fahrzeugkategorien an den Gesamtemissionen	50
4.4	Emissionsstandards im Straßenverkehr für Benzin-Pkw aus Serienproduktion: Europa und USA	55
4.5	Reaktivitätsdaten.....	57
4.6	Spezifische Reaktivitäten für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge.....	58
4.7	Spezifische RAF-Faktoren für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge.....	59
4.8	Vergleich von Gewichtungssystemen für Ozonbildungspotentiale von NMOG.....	59
5.1	Technische Möglichkeiten zur Schadstoffreduzierung	65
5.2	Stoffdaten für neue Energieträger im Vergleich zu Benzin	68
5.3	Energieumwandlungspfade für Biokraftstoffe	72
5.4	Internationale Aktivitäten: Brennstoffzellen für den Transport	86
5.5	Spezifische Daten von Pkw-Wasserstoffspeichern im Vergleich zu konventionellen Benzin- und Dieselmotortank-Tanks.....	89
6.1	Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Ottoantrieb und 3-Wege-Katalysator.....	97
6.2	Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Diesel-Antrieb und Oxidationskatalysator.....	99
6.3	Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Elektro-Antrieb: Batterie oder Methanol/Brennstoffzelle.....	100
6.4	Spezifische Pkw-Emissionen	103
6.5	Ozonbildungspotentiale fortschrittlicher Pkw-Konzepte	104
6.6	Emissionen der Pkw für Partikel, Benzol, PAK und Aldehyde.....	105
C.1	Emissionsstandards im Straßenverkehr für Benzin-Pkw aus Serienproduktion	138

Abbildungen

1.1	Ozonspitzenwerte Sommer 1994	1
1.2	Umweltdiagramm	2
2.1	Schadstoffemissionen in Westdeutschland 1966 bis 1994.....	6
2.2	Vertikale Ozonverteilung in der Atmosphäre.....	10
2.3	Anstieg des Jahresmittels der Ozonkonzentration in Mitteleuropa seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts	12
2.4	Vergleich historischer Ozonkonzentrationen mit heutigen Ozon- konzentrationen für verschiedene Meßstationen in Europa.....	14
3.1	Ozonepisode im Sommer 1992	18
3.2	Schema der Ozonbildung: Kopplung des Kreislaufs des NO_x mit dem VOC-Abbau.....	20
3.3	O_x als Funktion der NO_x -Oxidationsprodukte am Schauinsland.....	22
3.4	Luftchemische Bewertung eines VOC-Mixes.....	24
3.5	Anstieg der O_x -Konzentration als Funktion des Integrals der solaren Strahlung $\int J \, dt$	26
3.6	VOC/ NO_x -Verhältnisse als Funktion des "photochemischen Alters" der Luft am Schauinsland, selektiert nach sonnigen Perioden	28
3.7	Fahrzeugemissionen als Funktion der Fahrgeschwindigkeit	32
3.8	Abhängigkeit der relativen maximalen Ozonkonzentration von der Geschwindigkeit – 18h-Simulation	33
3.9	Das EURAD-Modellsystem	34
3.10	Verteilung des bodennahen Ozons in Europa und in Nordrhein-Westfalen während eines Tages einer hochsommerlichen Ozonepisode im Jahr 1990	36
3.11	Ozon- und NO_y -Mischungsverhältnis im Luv und Lee einer Großstadt	38
4.1	Neuer Europäischer Fahrzyklus für Pkw: City + EUDC	43
4.2	Aus Ozon-Monatsmitteln berechnete POCP-Werte einiger Kohlenwasserstoffe für den Weg eines modellierten Luftpakets von Irland über Deutschland nach Griechenland	60
4.3	Modellierte POCP-Werte für n-Butan, errechnet aus den Änderungen in den Monatsmitteln des Ozons für April 1989 und Juni 1989	62
5.1	Prinzipdarstellung: Batterie – Brennstoffzelle.....	77
5.2	Brennstoffzellen-System mit Methanol-Tank und -Reformer sowie PEM-Brennstoffzelle, Elektrizitätsspeicher und Elektromotor für den mobilen Einsatz.....	77
5.3	Produktzusammensetzung bei der Methanol-Reformierung mit Wasserdampf zur Wasserstofferzeugung.....	79
5.4	Spezifische Wasserstoffausbeuten in einem Reformer	80



5.5	Prozeßeinheiten zur Erzeugung eines wasserstoffreichen Brenngases für die PEM-Brennstoffzelle	81
5.6	Strom/Spannungs-Verhalten von Platin-Anoden in einer PEFC für verschiedene H_2/CO -Brenngase	82
5.7	Katalyse der CO-Elektrooxidation an Pt/Ru-Legierungen.....	83
5.8	Strom/Spannungs-Verhalten von Einzelzellen mit Pt/Ru-Anoden.....	84
5.9	Energieflußdiagramm für den Antriebsstrang mit Methanol- Reformer und Niedertemperatur-Brennstoffzelle ohne Elektromotor.....	85
5.10	Wasserstoffspeicherung mit einfachen Alkoholen.....	88
6.1	Energieumwandlungsketten für den Verkehr.....	96
B.1	Schematische Darstellung des O_x -Anstiegs für unterschiedliche $(NO_x)_0$ -Konzentrationen bei konstantem $(VOC)_0$ als Funktion des Integrals der solaren Strahlung $\int J \, dt$	132
B.2	Zeitliche Entwicklung der O_x -Konzentration ($O_x=O_3+NO_2$) während einer typischen Sommersmogepisode in Deutschland (Heilbronn, 19.8 bis 24.8.1992)	133

Kurzfassung

In den vergangenen Jahren wurde auch in Deutschland zunehmend über die Bedeutung der Spurengasemissionen des Verkehrs und die damit zusammenhängende Entstehung des Sommersmogs in der bodennahen Troposphäre sowie über dessen Auswirkungen auf Menschen, Tiere und Pflanzen diskutiert. Interdisziplinäre Fachdiskussionen im Forschungszentrum Jülich machten deutlich, daß sich erst aus einer luftchemischen Bewertung von Emissionszenarien in Verbindung mit einer Bewertung von möglichen Reduktionspotentialen von Antriebssystemen des Straßenverkehrs Erkenntnisse ableiten lassen, die zur nachhaltigen Verbesserung der Luftschadstoffsituation beitragen können. Dieser Leitgedanke wird in der vorliegenden Studie aufgegriffen und im Zusammenwirken von Luftchemie, Energietechnik und Systemanalyse diskutiert.

Die vorliegende Monographie gibt eine Übersicht über den derzeitigen Stand von Kenntnissen, Arbeiten und Verordnungen zum Thema Sommersmog und zeigt mögliche Arbeitsbeiträge des Jülicher Zentrums zur Beantwortung offener Fragestellungen auf. Sie aktualisiert, ergänzt und vertieft damit zwei frühere Monographien des Forschungszentrums Jülich: *Ozon in Deutschland* (Nr. 2/1990) und *Neue Energieträger für den Verkehr* (Nr. 5/1991).

Abstract

During the last few years, the significance of pollutant emissions has increasingly been under discussion. Of major concern is the formation of summer smog in the lower troposphere and its impact on men, animals and plants. Interdisciplinary discussions in the *Forschungszentrum Jülich* (Research Center Jülich) have shown that only the combination of an air-chemical assessment of emission scenarios and assessment of the reduction potentials to be achieved by alternative propulsion systems for road traffic will provide a better understanding of how to improve the air pollution situation. Thus, the aim of this study is to discuss these topics in terms of air chemistry, energy technology and systems analysis.

This monograph gives a general account of the present level of research and legal requirements with regard to summer smog. In addition, it points out how the Research Center Jülich can contribute to providing answers to the questions involved. Finally it actualizes, completes and deepens two earlier publications of the *Forschungszentrum Jülich*: *Ozon in Deutschland* (Nr. 2/1990) and *Neue Energieträger für den Verkehr* (Nr. 5/1991).

1. Einleitung

Erst seit Beginn der 90er Jahre gibt es in der Bundesrepublik Deutschland eine verstärkte öffentliche Diskussion über Spurenstoffe aus Verkehrsemissionen. Während langandauernder Hochdruckwetterlagen im Sommer der Jahre 1991, 1992 und 1994 entstanden hohe Ozonkonzentrationen in bodennahen Luftschichten (Abb. 1.1).

In Deutschland war der Sommer 1994 einer der wärmsten, vor allem aber ein sehr sonnenscheinreicher Sommer. Insbesondere im Juli wurden an vielen Meßstationen die höchsten Temperaturen dieses Jahrhunderts registriert. Vielfach wurden Vorsorge- beziehungsweise Schwellenwerte für Ozon überschritten.

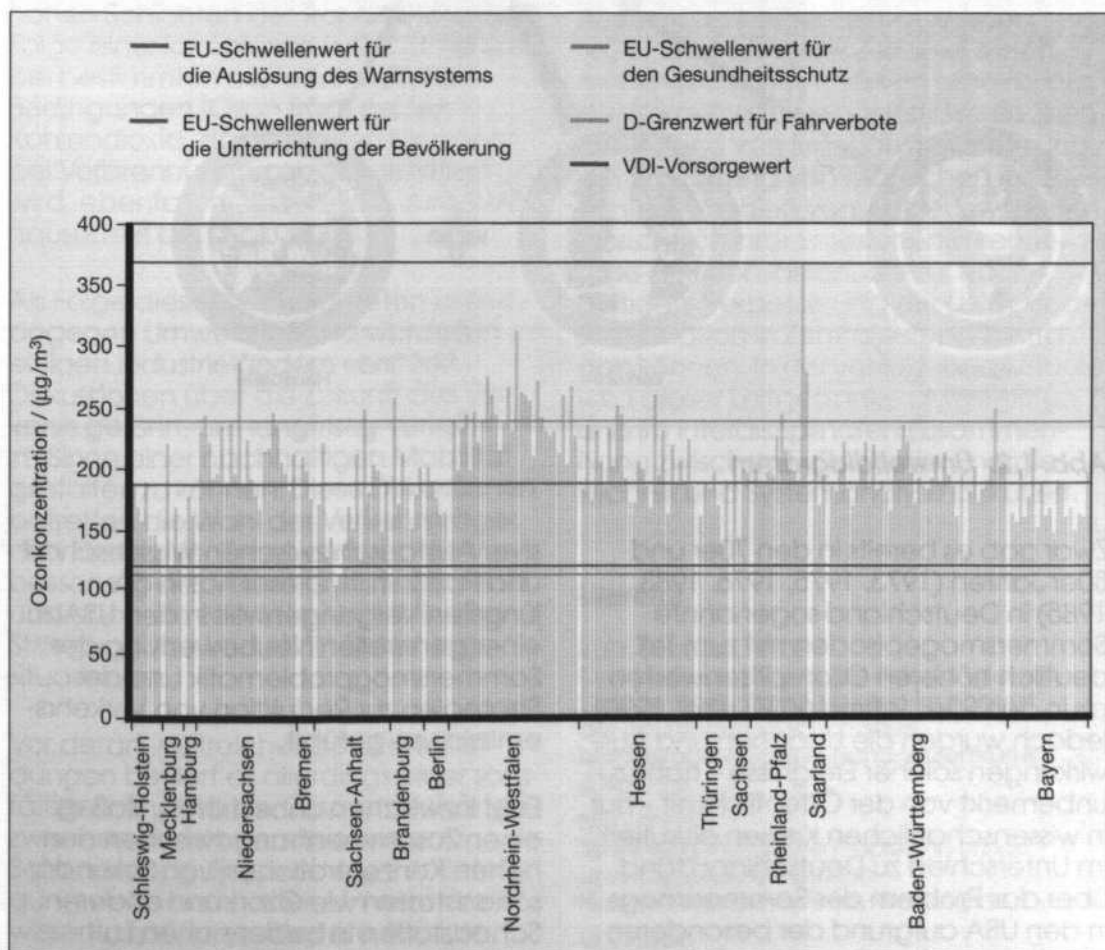


Abb. 1.1: Ozonspitzenwerte Sommer 1994 Quelle: nach VDI 1994

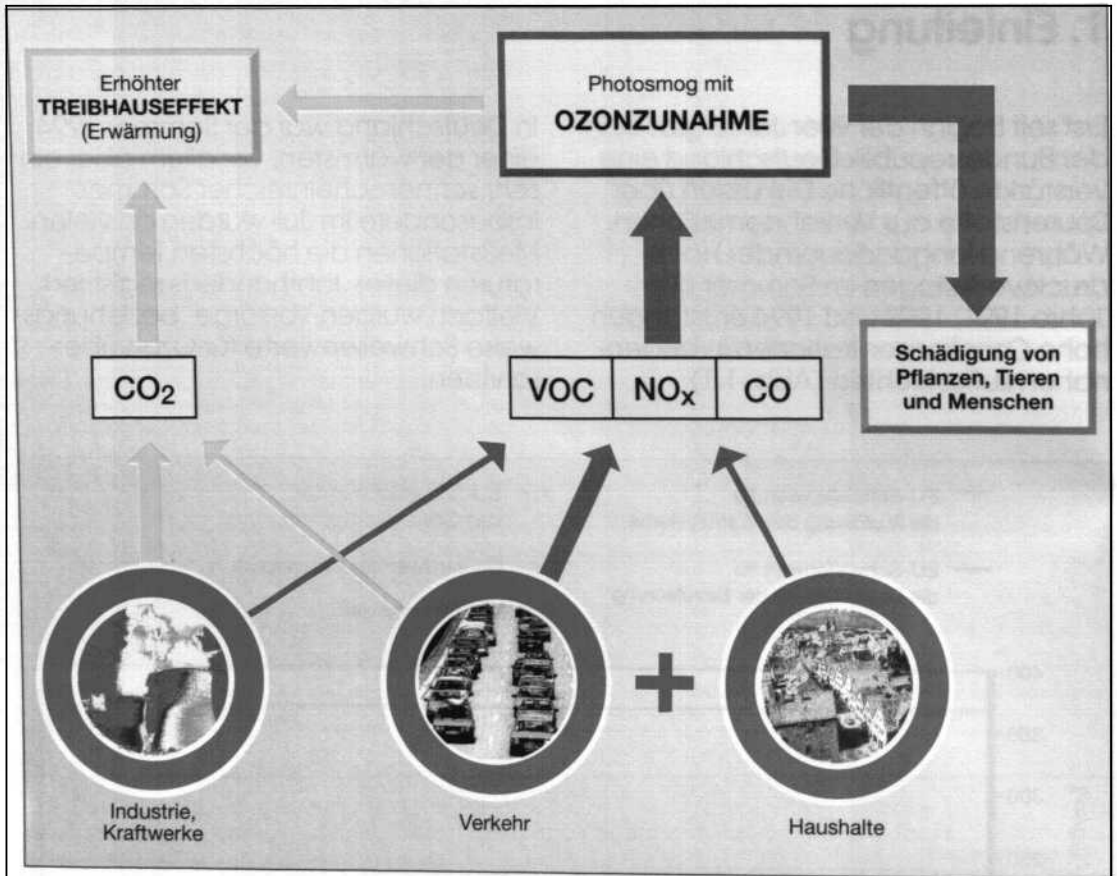


Abb. 1.2: Umweltdiagramm

Zwar gab es bereits in den 70er und 80er Jahren (1973, 1975, 1976, 1983, 1985) in Deutschland sogenannte Sommersmogepisoden mit zum Teil deutlich höheren Ozonspitzenwerten als in den 90er Jahren (KLEY *et al.* 1990), jedoch wurden die Ursachen und Auswirkungen solcher Ereignisse – nahezu unbemerkt von der Öffentlichkeit – nur in wissenschaftlichen Kreisen diskutiert. Im Unterschied zu Deutschland fand über das Problem des Sommersmogs in den USA aufgrund der besonderen klimatischen Situation in Los Angeles bereits seit den 70er Jahren ein inten-

siver Austausch zwischen Wissenschaft und Politik statt. Dieser hat in der jüngsten Vergangenheit in den USA zu einer generellen Neubewertung der Sommersmogproblematik und der Strategien zur Reduktion von Verkehrsemissionen geführt.

Es ist inzwischen unbestritten, daß es einen Zusammenhang zwischen den hohen Konzentrationen von Sekundärschadstoffen wie Ozon und anderen Schadstoffen in bodennahen Luftschichten einerseits und den anthropogenen Emissionen von Kohlenmonoxid

(CO), Stickoxiden (NO_x) sowie den flüchtigen organischen Gasen (VOC) andererseits gibt. Ein Vergleich aller anthropogenen Emissionen in Deutschland zeigt eindeutig, daß der Verkehr – und hier insbesondere der Straßenverkehr – wesentlich zu diesen Emissionen und anderen Schadstoffen wie Benzol und Rußpartikeln beiträgt. Ozon und andere Sekundärschadstoffe werden nicht direkt aus Industrie, Kraft- und Heizwerken, Haushalten sowie von Kraftfahrzeugen freigesetzt, sondern bilden sich in den bodennahen Schichten der Troposphäre als Folge einer komplexen Luftchemie und bei bestimmten meteorologischen Bedingungen. Ozon trägt neben Kohlendioxid, das in großen Mengen bei Verbrennungsprozessen emittiert wird, ebenfalls mit etwa 10 % zum Treibhauseffekt bei (Abb. 1.2).

Als Folge dieser beobachteten anthropogenen Umwelteinflüsse werden in einigen Industrieländern verstärkt Diskussionen über die Zukunft des Verkehrs geführt, um langfristig Verkehr im Sinne einer nachhaltigen Mobilität gestalten zu können. Diese Diskussionen betreffen die Wahl der Verkehrsträger, den Einsatz der Energieträger, die Verbesserung des Verkehrsmanagements und auch die zeitweise und teilweise Stilllegung von Verkehr in Belastungssituationen.

Vor derart weitreichenden Entscheidungen bedarf es allerdings einer sorgfältigen Analyse der Zusammenhänge zwischen Verkehrsemissionen und Sommersmog. Solch eine unter Beteiligung vieler namhafter Atmosphärenwissenschaftler erarbeitete Analyse wird im Bericht *Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air*

Pollution (NRC 1991) für die USA vorgestellt. Vor allem im Zusammenhang mit dem sogenannten "Los Angeles"-Smog haben umfangreiche wissenschaftlich-technische Experimente und Studien seit Mitte der 60er Jahre die Kenntnisse über die Entstehung von bodennahem Ozon deutlich erweitert. In Europa wurden die Untersuchungen auf dem Gebiet der Atmosphärenchemie seit Beginn der zweiten Hälfte der 80er Jahre erheblich intensiviert, ohne daß der Schnittstelle zwischen Verkehr und Luftchemie besondere Bedeutung beigemessen worden wäre. Erst in jüngster Zeit wird zunehmend deutlicher, daß sich gerade aus der Kombination einer luftchemischen Bewertung von Emissionszenarien und der Bewertung von möglichen Reduktionspotentialen von Antriebssystemen hinsichtlich ihrer Emissionen Erkenntnisse ableiten lassen, die zur nachhaltigen Verbesserung der Luftschadstoffsituation in Zentraleuropa beitragen können. In der vorliegenden Studie wird dieser Leitgedanke aufgegriffen und im interdisziplinären Zusammenhang zwischen Luftchemie, Energietechnik und Systemanalyse diskutiert.

Literatur

KLEY, D. *et al.* (1990)

Ozon in Deutschland, Die Belastung durch Ozon in ländlichen Gebieten im Kontext der neuartigen Waldschäden
Monographien des Forschungszentrums Jülich, Band 2

NRC (1991)

Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution

National Academy Press, Washington, D.C.

VDI (1994)

"Harte Maßnahmen gegen Ozon"

VDI-Nachrichten Nr. 28, 15.7.1994

2. Energieverbrauch und Luftbelastung

Bei einer Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Energieumwandlungssystemen müssen alle mit diesen und mit den entsprechenden Energieträgern im Zusammenhang stehenden Emissionen und die von diesen verursachten Immissionen berücksichtigt werden. Die Emissionen von CO, VOC, NO_x, SO₂, Benzol, Rußpartikeln und anderen Stoffen wirken sich primär als Immissionen und damit als potentielle Schadstoffe aus. Einige von ihnen sind darüber hinaus wegen der Bildung von Sekundärschadstoffen bei Einwirkung von Sonnenlicht mitverantwortlich für das Entstehen des Sommersmogs und damit für die zusätzliche Belastung der bodennahen Troposphäre. Im folgen-

den werden zunächst die Energie- und Emissionssituation in Deutschland und Europa und die daraus resultierende Luftbelastung aufgezeigt.

2.1 Energieverbrauch und Emissionen im Verkehrsbereich

Obwohl 1994 nur etwa 18 % der Primärenergie in Deutschland als Endenergie im Verkehrsbereich eingesetzt wurden (SCHIFFER 1995) (etwa 17 % als Treibstoffe auf Rohölbasis und etwa 1 % als Elektrizität), erzeugt der Verkehr über 45 % aller CO-, VOC- und NO_x-Emissionen und etwa 20 % aller CO₂-Emissionen.

Tabelle 2.1: Veränderung der verkehrsbedingten Emissionen des Jahres 1992 bezogen auf das Jahr 1990. Quelle: nach UBA (1995a).

Spurengas	Pkw-Emissionen ¹⁾ %	Nfz-Emissionen ¹⁾ %
CO ₂	+ 2	+ 12
CO	- 13	+ 13
NO _x	- 12	+ 15
VOC ohne CH ₄	- 13	+ 15
CH ₄	+ 15	+ 33
Benzol	- 11	+/- 0
SO ₂ ²⁾	- 4	- 4
Diesel-Ruß	+/- 0	+ 3

¹⁾ Emissionen im Bezugsjahr 1990 jeweils 100 %

²⁾ SO₂-Emissionen nur des Verkehrs

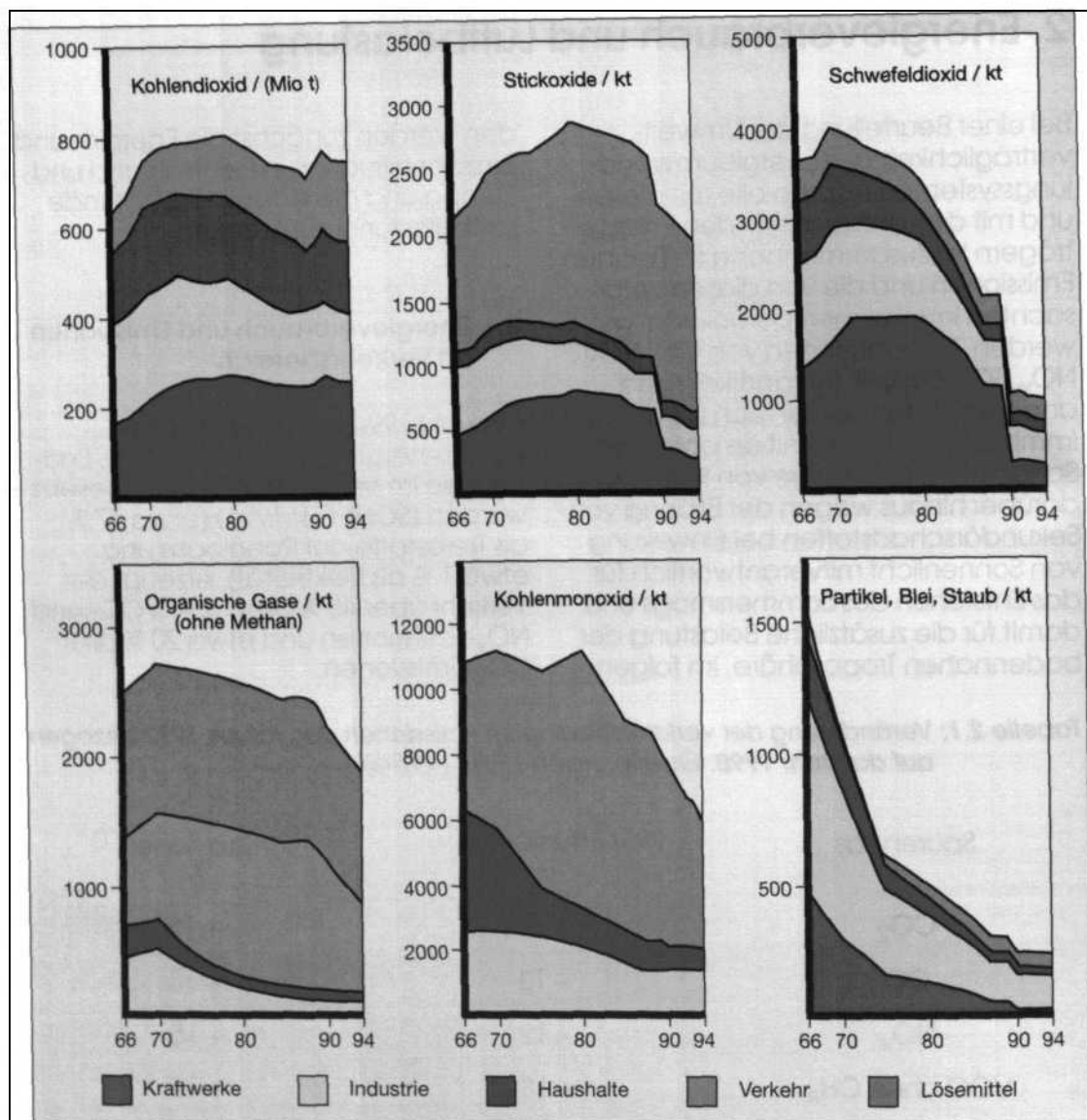


Abb. 2.1: Schadstoffemissionen in Westdeutschland 1966 bis 1994¹

Quelle: nach HÖPFNER (1995)

¹ Anmerkungen: direkte Emissionen (ohne natürliche Quellen) der jeweiligen Bereiche *Kraftwerke* (inkl. Fernheizwerke und Industriekraftwerke), *Industrie* (Feuerung und Prozesse), *Haushalte* (inkl. Kleinverbraucher und militärische Dienststellen), *Verkehr* (Straßen-, Schienen-, Luft- und Schiffsverkehr (inkl. Hochseebunkerung) sowie Land-, Forst- und Bauwirtschaft und Militärverkehr); Daten für 1994 noch vorläufig; nicht für alle Einzeljahre berechnet; CO₂ aufgrund des Kohlenstoffgehaltes der Brennstoffe berechnet; Stickoxide als NO_x; Kohlenwasserstoffe des Verkehrs einschließlich Benzin-Verdunstungsemissionen; Partikel aus Dieselverbrennung; Blei aus Otto-Kraftstoffen; Staub aus Verbrennungsprozessen; Faktoren insbesondere für den Zeitraum vor 1980 zum Teil geschätzt; alle Emissionen außer CO₂ in kt. Quellen: Nicht-verkehrliche Emittenten nach Umweltbundesamt (1966-1990); danach IFEU-Fortschreibung; Verkehrsemissionen: Berechnungen des IFEU auf Basis von z. T. aktualisierten Emissionsfaktoren; die Faktoren können sich aufgrund der Erkenntnisse laufender UBA-Projekte ändern.

Nach SCHIFFER (1995) lag 1993/94 der Absatz von Ottokraftstoffen in Deutschland bei etwa 31 Mio t/a und der von Diesellokraftstoffen bei etwa 25 Mio t/a. Der gesamte Kraftfahrzeugbestand von 47 Mio Kfz hat einen Anteil von etwa 40 Mio Pkw (ARAL 1995). Nach Abschätzung der Internationalen Energieagentur (IEA) wird im weltweiten Mittel eine jährliche Zunahme des Energieverbrauchs im Straßenverkehr von 2,5 % angenommen, wobei die Schätzungen für China und Asien bei 5,4 % bis 6,1 % liegen (VDI 1995).

Abb. 2.1 zeigt die anthropogenen Emissionen in Westdeutschland von 1966 bis 1994. Seit Mitte der 80er Jahre sind die gesamten anthropogenen SO_2 -, HC-, CO -, NO_x - sowie Partikel-, Staub- und Blei-Emissionen rückläufig. Der Anteil des Verkehrs an allen anthropogenen NO_x -, CO - und HC-Emissionen ist hoch. Seit Mitte der 80er Jahre sind jedoch auch die Emissionen des Verkehrssektors trotz einer Zunahme von Verkehr und von Fahrleistung² in Westdeutschland rückläufig; dies gilt allerdings nicht für die CO_2 -Emissionen. Nach UBA (1995a) ist für die Aufteilung Nutzfahrzeuge/Personenkraftwagen (Nfz/Pkw) bei den Emissionen des Straßenverkehrs ein neuer Trend für die Jahre 1990 bis 1992 zu verzeichnen (Tab. 2.1): Der Anteil der Nfz-Emissionen steigt gegenüber dem Anteil der Pkw-Emissionen³.

Beim Straßenverkehr sind es die Pkw, die insgesamt den höchsten Emissionsbeitrag leisten. Pkw haben auch den höchsten spezifischen Energieverbrauch pro Personenkilometer. Allerdings muß diese Aussage im Zusammenhang mit dem Auslastungsgrad gesehen werden, wenn man einen Vergleich zu anderen Person beförderungsmitteln ziehen will (Tab. 2.2).

2.2 Immissionsbelastung durch Spurenstoffe in Deutschland

Aus der bisherigen Analyse folgt, daß aufgrund des hohen Emissionsbeitrages durch den Straßenverkehr auch über die dadurch verursachten Immissionen in Form von Sekundärschadstoffen (siehe Kap. 4.2 BImSchG § 40 a-e) und auch über Stickoxide, Benzol und Rußpartikel als verkehrsbedingte Immissionen (siehe Kap. 4.2 BImSchG § 40 Abs. 2) gesprochen werden muß.

Die wesentlichen Emissionen des Verkehrs lassen sich nach BUNDESTAG (1994) wie folgt beschreiben:

Einige der verkehrsbedingten Schadstoffe sind ab einer bestimmten Konzentration toxisch. Sie wirken entweder direkt (z. B. durch Einatmen)

² Fahrleistungen:
 Personenkraftwagen (Pkw): Personenkilometer (Pkm)
 Nutzfahrzeuge (Nfz): Tonnenkilometer (tkm)

³ An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, daß seit Anfang 1996 das "Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" verfügbar ist (Vertrieb: Infrac, Bern). Es wurde im Auftrag des UBA und des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft von Infrac (Bern) und Ifeu (Heidelberg) entwickelt. Mit diesem Rechenprogramm lassen sich für rund 40 verschiedene Verkehrssituationen jeweils für Pkw, Lkw, Busse und Motorräder Emissionsfaktoren berechnen. Auch die Emissionselgenschaften zukünftiger Fahrzeuge und die derzeitige EU-Gesetzgebung wurden dabei berücksichtigt.

oder indirekt (z. B. über die Nahrungsaufnahme) auf den Menschen und führen zu gesundheitlichen Schädigungen.

Ein typisches direkt wirkendes Schadgas ist das Kohlenmonoxid, das die Sauerstoffaufnahme im Blut behindert und ab einer Konzentration von etwa 75 mg/m^3 (etwa 60 ppm) zu Kopfschmerzen und Anzeichen von Seh-

schwäche führen kann. CO-Konzentrationen, die akute Gesundheitschäden auslösen, werden aber weder in verkehrsüberlasteten Straßenschluchten noch in Fahrzeuginnenräumen beobachtet.

Erhöhte Stickoxidbelastungen führen entweder direkt oder über die Bildung von Ozon zu Beeinträchtigungen im Bereich der Atemwege (erhöhte

Tabelle 2.2: Energieverbrauch des Personenverkehrs

Quelle: nach BUNDESTAG (1994)

Verkehrsträger	Sitzplätze	Energie- Verbrauch	Primärenergieeinsatz MJ/km			
		l/100 km	Fahrzeug-km	Personen-km		
				25 % ¹⁾	100 % ²⁾	
Pkw (Benzin)						
< 1,4 l	4	7,5	2,61	2,61	0,62	
> 2,0 l	4	13,4	4,65	4,65	1,16	
Pkw (Diesel)						
< 1,4 l	4	5,9	2,26	2,26	0,57	
> 2,0 l	4	9,6	3,65	3,65	0,91	
Eisenbahn						
Intercity (D)	563	1 528 ³⁾	160,9	1,14	0,29	
TGV (F) ²⁾	700	4 150 ³⁾	437,1	2,50	0,62	
Expresßbus	46	29,9	11,43	0,95	0,25	
Luftverkehr						
Boeing 727	167	760,7	242,82	5,78	1,45	
Airbus A320	167	518,4	165,5	4,02	1,15	

¹⁾ Beseßungsgrad 25 % bzw. 100 %

²⁾ Strecke London - Paris

³⁾ kWh/100 km

Energieäquivalente: 1 MJ = 0,28 kWh \triangleq 0,0297 l Benzin \triangleq 0,0262 l Diesel \triangleq 0,03139 l Kerosin

Permeabilität der Lungenwände sowie verzögerte Sauerstoffaufnahme des Blutes).

Eingeatmetes Benzol erzeugt beim Menschen gesundheitliche Schäden, z. B. Krebs. Es wird jährlich zu etwa 50 000 t durch den Autoverkehr emittiert; das entspricht 80 % der Gesamtemission.

(...) Als gesundheitlich bedenklich werden seit langem auch die Partikelemissionen eingeschätzt, die bei der Verbrennung im Diesel-Motor entstehen, ... wobei Diesel-Partikel hinsichtlich ihrer Dosis-Wirkungsabhängigkeit nicht anders zu bewerten sind als andere Feinstäube im Straßenraum.

Das Umweltbundesamt (UBA 1983) gibt eine Definition für die angesprochenen Sekundärschadstoffe beziehungsweise Oxidantien:

Unter Oxidantien und photochemischen Luftverunreinigungen im weiteren Sinne kann man die Palette der unter dem Einfluß des Sonnenlichts gebildeten Reaktionsprodukte der Spurengase Stickstoffoxide und Kohlenwasserstoffe verstehen. Zu diesen Produkten gehören als wichtigste Bestandteile Ozon, Peroxiacetylnitrat (PAN) und andere organische Peroxiverbindungen, höhere Oxide des Stickstoffs, Aldehyde und Ketone sowie freie und aerosolgebundene anorganische und organische Säuren.

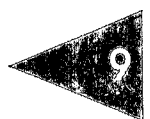
(...) Als Vorläufer werden Verbindungen bezeichnet, die unter Sonneneinfluß über zahlreiche Reaktions-schritte zur Bildung von Oxidantien beitragen. Dazu gehören die Stick-

stoffoxide NO und NO₂ (N₂O spielt keine Rolle als Vorläufer) sowie als weitere notwendige Vorläufer organische Verbindungen, welche durch OH-Radikale, O-Atome und Ozon angegriffen oder durch das Ozon zerlegt werden.

In der Öffentlichkeit findet eine ausführliche Diskussion über Wirkungspotentiale von Emissionen aus Pkw-Motoren hinsichtlich des Krebsrisikos statt. Dies betrifft Otto-Motoren mit und ohne Katalysator sowie Diesel-Motoren. Das Umweltgutachten des Rats von Sachverständigen für Umweltfragen (RAT 1994) enthält zum Beispiel einen solchen Vergleich von Wirkungspotentialen und stellt dabei fest, daß relativ zu Deselemissionen das Wirkungspotential von Emissionen der Otto-Motoren mit nachgeschalteten Abgaskatalysatoren nur etwa 4 % beträgt, wenn man unter bestimmten Annahmen das Krebsrisiko durch Partikel, Benzol, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Formaldehyd, Acetaldehyd und Nitroaromaten miteinbezieht. Dabei dominieren bei den Deselemissionen die Partikel und bei Otto-Motoren mit Abgaskatalysator die Partikel und das Benzol.

Von den Sekundärschadstoffen wird nachfolgend insbesondere das Ozon charakterisiert. In Kapitel 3 werden dann ergänzend die Ozonentstehungsmechanismen diskutiert. Ozon ist der wichtigste Bestandteil des photochemischen Smogs:

- Ozon ist unter Normalbedingungen ein blaues Gas mit einem intensiven, die Schleimhäute reizenden Geruch. Als Flüssigkeit ist es explosiv.



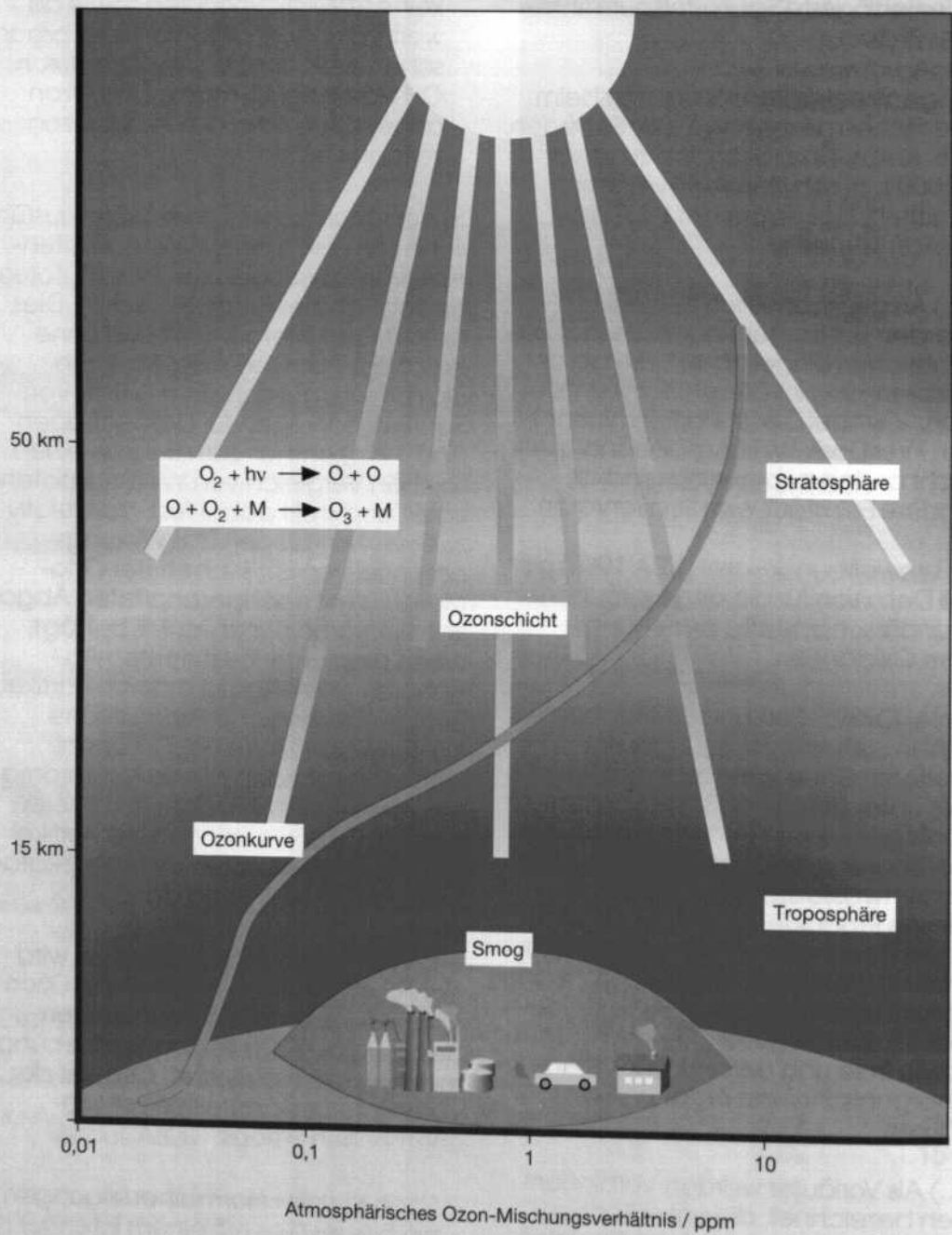


Abb. 2.2: Vertikale Ozonverteilung in der Atmosphäre

- Ozon ist eines der stärksten Oxidationsmittel.
- Ozon ist ein gering wasserlösliches Gas. Es dringt über die Atemwege in die Lungenperipherie ein.

Auf Menschen, Tiere und Pflanzen kann Ozon unterschiedlich einwirken:

- Ozon greift in die Zell-Biochemie der Lunge und des Bronchialsystems ein.
- Ozon wird krebserregendes Potential zugesprochen.
- Ozon ist ein Phytotoxikum. Durch Oxidationsprozesse werden Nadeln und Blätter geschädigt. Waldschäden und Ernteeinbußen sind die Folgen.

Die spezifische Wirkung des Ozons als Treibhausgas ist gegenüber CO_2 vergleichsweise hoch. Anders als bei seiner schützenden Wirkung in der Stratosphäre, wo es die UV-Strahlung der Sonne herausfiltert, ist Ozon in der Troposphäre mitverantwortlich für den Treibhauseffekt. Zur Zeit gelten die in Tab. 2.3 angegebenen Schwellen- und Grenzwerte für Ozon.

Nach heutigem Kenntnisstand gibt es zwei Quellen für Ozon in der bodennahen Troposphäre (Abb. 2.2):

- Das in der Stratosphäre durch photochemische Prozesse natürlich gebildete Ozon wird durch

Tabelle 2.3: Ozonschwellenwerte nach Richtlinie 92/72/EWG und Sommersmog-Verordnung Deutschland 1995⁴

1. Schwellenwert für den Gesundheitsschutz
 $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8 h – Mittelwert)
2. Schwellenwert für den Schutz der Vegetation
 $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 h – Mittelwert)
 $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24-h – Mittelwert)
3. Schwellenwert für die Unterrichtung der Bevölkerung
 $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 h – Mittelwert)
4. Schwellenwert für die Auslösung des Warnsystems
 $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Mittelwert während einer Stunde
5. Grenzwert für das Inkrafttreten der Sommersmog-Verordnung
 $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 h – Mittelwert) (vgl. Kapitel 4.2)

⁴ Für Konzentrationen von Spurenstoffen in Luft wird in Richtlinien die Einheit g/m^3 verwendet. In der Luftchemie werden jedoch Mischungsverhältnisse betrachtet, um die chemische Wertigkeit der Spurenstoffe in der richtigen Weise zu berücksichtigen. Hier wird die Einheit ppm verwendet (parts per million = 1 Teil Spurenstoff bezogen auf 1 Million Teile Luft). Für einen Spurenstoff z (mit dem Molekulargewicht mol_z) in Luft (L) gilt die Umrechnung von ppm in $\mu\text{g}/\text{m}^3$:

$$1 \text{ ppm}_z = \left(\frac{\text{mol}_z}{\text{g}} \right) \times \frac{1000,0}{22,4} \quad \frac{\mu\text{g}_z}{\text{m}^3} \quad \text{bei } 25^\circ \text{ C und } 1013 \text{ hPa.}$$

Eine weitere geläufige Einheit ist ppb (parts per billion = 1 Teil Spurenstoff bezogen auf 1 Milliarde Teile Luft).

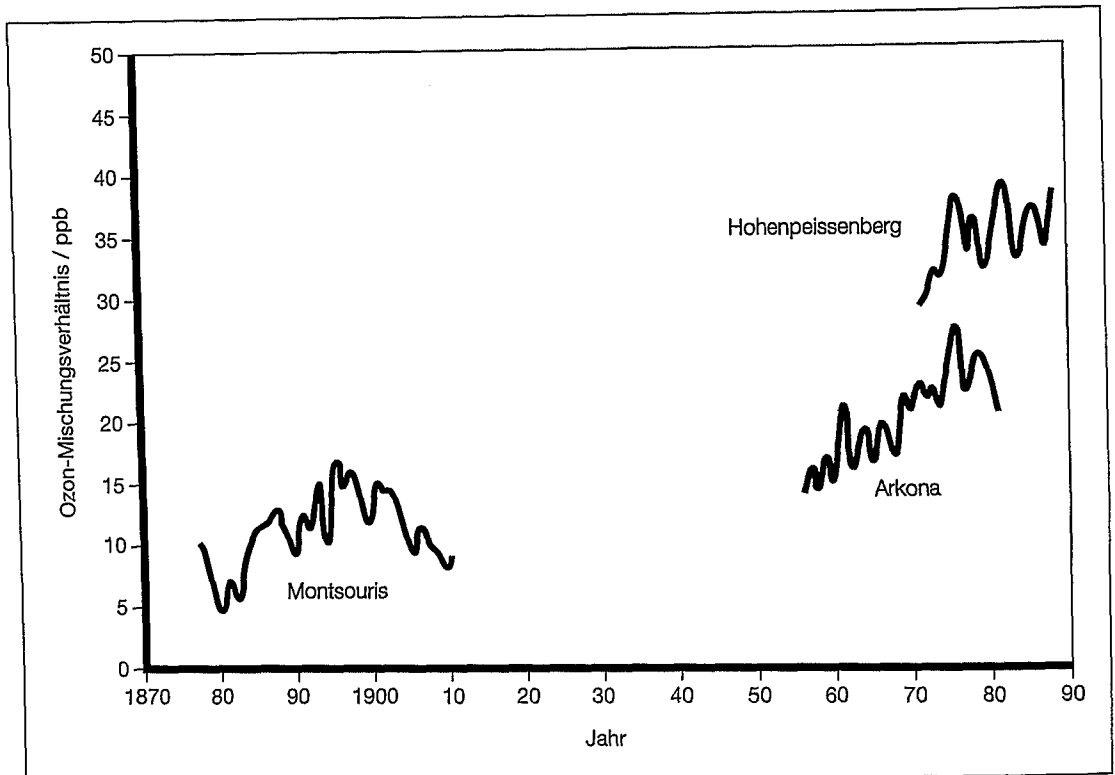


Abb. 2.3: Anstieg des Jahresmittels der Ozonkonzentration in Mitteleuropa seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts Quelle: nach VOLZ/KLEY (1988)

meteorologische Austauschprozesse in die unteren Schichten der Troposphäre transportiert.

- Die von den Menschen verursachten Emissionen tragen dazu bei, daß in der bodennahen Troposphäre zusätzliches Ozon entsteht, das sich unter bestimmten Randbedingungen örtlich und zeitlich anreichert. Die Zeiträume reichen dabei von Stunden bis Tagen.

Die Bedeutung dieser Ozonquelle für die Troposphäre läßt sich abschätzen aus dem Vergleich heutiger Ozonkonzentrationen mit denen aus historischen Meßreihen. Im Jahre 1876 wurde am *Observatoire de Montsouris* in der

Nähe von Paris eine mehr als 30jährige Meßreihe von Ozon (Abb. 2.3) aufgenommen. Das dabei verwendete Ozonnachweisverfahren erwies sich als durchaus zuverlässig. Die vorindustrielle Hintergrundkonzentration, verursacht durch stratosphärischen Eintrag, lag danach zwischen 10 und 15 ppb und war damit etwa um den Faktor 2 bis 3 niedriger als das heutige Jahresmittel für Deutschland (KLEY/VOLZ-THOMAS 1990, KLEY *et al.* 1990).

Die Höhe der Hintergrundkonzentration konnte in jüngster Zeit auf unabhängigen Wege bestätigt werden. Anhand der am Schauinsland/Schwarzwald in

verschmutzten Luftmassen im Sommer gefundenen Korrelation von Ozon und Alkylnitraten (FLOCKE/VOLZ-THOMAS/KLEY 1994) kann auf den Hintergrundwert von Ozon rückgeschlossen werden. Dies ist deshalb möglich, weil beide Substanzen auf photochemischem Wege auf dem gleichen Reaktionspfad gebildet werden (vgl. Anhang B: "Photochemische Ozonbildung"). Dieser Wert liegt bei etwa 20 ppb und steht damit in befriedigender Übereinstimmung mit den Abschätzungen aus den historischen Daten.

Ozon wird in Deutschland in der bodennahen Atmosphäre vom Deutschen Wetterdienst (DWD), Umweltbundesamt sowie in den Smog-Warnnetzen der Bundesländer gemessen. Die längste Meßreihe existiert seit 1957 in Arkona auf Rügen. Allerdings wurden bis 1990 dort (wie an fünf anderen Stationen in der ehemaligen DDR, die seit 1985 existieren) nur Monatsmittelwerte der Ozonbelastung ermittelt.

Der DWD erfaßt seit 1971 auf dem Hohenpeißenberg südlich von München Ozon an einer Bodenmeßstation. Bereits seit 1965 werden dort mit Ozonsonden einmal (seit 1970 zweimal) wöchentlich Vertikalprofile bis in Höhen von 35 km gemessen. Das UBA mißt seit 1980 an fünf nicht-städtischen über die alten Bundesländer (ABL) verteilten

Stationen rund um die Uhr Ozon und Stickoxide sowie SO₂, Staub, CO₂ und meteorologische Parameter. Seit 1988 sind weitere 18 nicht ständig besetzte Containerstationen in ländlichen Bereichen und der Nähe kleinerer Städte errichtet worden.

Seit Ende der 70er Jahre haben die ABL eigene Meßnetze aufgebaut. Seit 1983 gibt es damit über 150 Ozonmeßstationen in den ABL – überwiegend in Ballungszentren, aber auch in sogenannten Reinluftgebieten. Die Meßdaten aller 16 Bundesländer und des UBA werden in einem Kataster beim UBA zusammengefaßt und routinemäßig statistisch ausgewertet⁵. Messungen von Ozon an einzelnen Stationen existieren für Zentraleuropa etwa seit 1930 (abgesehen von dem historischen *Montsouris*-Datensatz aus dem letzten Jahrhundert). In STAEHELIN *et al.* (1994) wurden für eine Reihe von Stationen abseits der Ballungsgebiete die mittleren Ozonwerte aus der Zeit vor 1956 den heute gemessenen Konzentrationen (1998 und später) gegenübergestellt. Die Höhe der dort ausgewählten Stationen variiert zwischen Meeresspiegelniveau und mehr als 3000 m. Im Mittel liegen die historischen Konzentrationen bei etwa 20 bis 30 ppb und damit um den Faktor 2 bis 3 niedriger als die heute gefundenen mittleren Ozonkonzentrationen (Abb. 2.4).

⁵ Es sei an dieser Stelle aber auch darauf hingewiesen, daß auch aktuelle Immissionswerte der Meßstationen der Landesämter und des UBA zugänglich sind, für die eine Datensicherheit aber nur eingeschränkt gewährleistet ist. Diese Daten sind über Videotext der verschiedenen Rundfunkanstalten in den dritten Programmen abrufbar. Darüberhinaus sammelt die Fa. Georisk, Kerpen/Tünnich, täglich die gesamten verfügbaren Immissionsdaten Deutschlands und stellt sie tabellarisch und graphisch in Form von Katasterkarten zusammen. Diese Daten werden dann z.B. als Wochenwerte von der VDI-Zeitung verbreitet oder als Monatswerte im Deutschen Ärzteblatt abgedruckt oder in anderen Medien veröffentlicht. Dabei zeichnet Fa. Georisk nur für "Organisation und Aufbereitung der Zahlen" verantwortlich. Die Schnelligkeit dieses Informationsdienstes wird erkauft durch den Nachteil einer gewissen Datenunsicherheit. Die aus solchen aktuellen Datensätzen erstellten Immissionskatasterkarten sind auch im Internet unter <http://www.wl-inf.uni-essen.de/vdi-n> erhältlich.

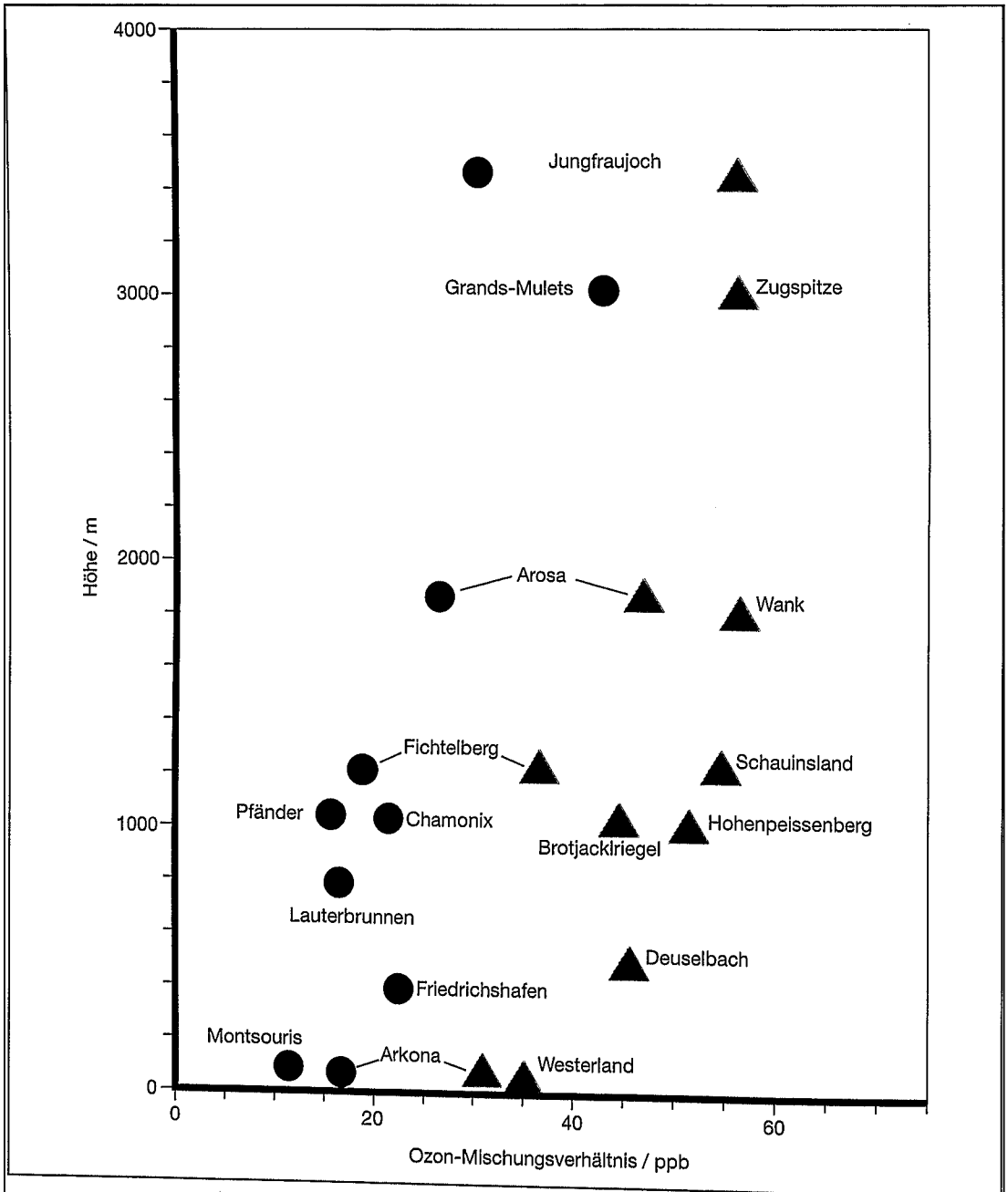


Abb. 2.4: Vergleich historischer Ozonkonzentrationen (Kreise) mit heutigen Ozonkonzentrationen (Dreiecke) für verschiedene Meßstationen in Europa. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte aus den Monaten September und Oktober. Quelle: nach STAEHELIN et al. (1994)

Der Tätigkeitsbericht der Landesanstalt für Immissionsschutz NRW (LIS 1994) enthält Daten über die Immissionen von SO₂, NO, NO₂, O₃, CO, Benzol, Toluol und Schwebstaub für verschiedene Gebiete Nordrhein-Westfalens. Für die Untersuchungen wurden Stationen im Rhein-Ruhr-Gebiet, Waldstationen und zwei verkehrsnahen Stationen herangezogen. Es zeigen sich seit 1989 die folgenden Trends:

- für CO und verkehrsnahen Stationen im Bereich von 2 – 3 mg/m³ eine fallende Tendenz,
- für NO und verkehrsnahen Stationen im Bereich von 100 bis 150 µg/m³ eine leicht fallende Tendenz,

- für NO₂ und verkehrsnahen Stationen im Bereich von 50 – 60 µg/m³ eine leicht fallende Tendenz,
- für Benzol und verkehrsnahen Stationen im Bereich von 10 – 30 µg/m³ eine stark fallende Tendenz,
- für Toluol und verkehrsnahen Stationen im Bereich von 40 – 80 µg/m³ eine stark fallende Tendenz,
- für Ozon im Rhein-Ruhr-Gebiet und an Waldstationen im Bereich von 20 – 60 µg/m³ eine leicht fallende Tendenz.

Die nachfolgende Tab. 2.4 gibt als Orientierungswerte regionale Schadstoffverteilungen wieder, auf die in den nachfolgenden Kapiteln ausführlicher einzugehen ist.

Tabelle 2.4: Regionale Schadstoffverteilung⁶ Quelle: UBA (1995b)

Komponente	Schadstoffkonzentration µg/m ³		
	Städte und Industriegebiete		Straßen
	Jahresdurchschnitt	max. 1/2-h-Werte	max. 1/2-h-Werte
CO	300 – 2000	2000 – 20000	10000 – 30000
NO ₂	10 – 60	60 – 150	190 – 380
NO	10 – 90	100 – 1000	800 – 1700
HC ¹⁾	50 – 350	300 – 4000	2700 – 5500
C ₆ H ₆	2 – 6	20 – 40	60 – 100
O ₃	20 – 90	200 – 350	180 – 290

¹⁾ ohne CH₄

⁶ Grenzwerte; siehe auch Kap. 4.2 (BImSchG § 40.2)
Umrechnung ppm in µg/m³; siehe Fußnote 4

Literatur

- ARAL (1995)
Verkehrstaschenbuch 1995/96, ARAL AG,
Bochum
- BUNDESTAG (1994)
Mobilität und Umwelt
Enquête-Kommission des Deutschen Bundes-
tages (Hrsg.), Economica Verlag GmbH, Bonn
- FLOCKE, F./VOLZ-THOMAS, A./KLEY, D. (1994)
"The Use of Alkyl Nitrate Measurements for
the Characterization of the Ozone Balance at
TOR Station No. 11, Schauinsland"
Proceedings of EUROTRAC Symposium '94,
Hrsg. Borrelli, P.M. *et al.*
Academic Publishing bv., Den Haag (N),
243-247
- HÖPFNER, U. (1995)
Entwicklung der Schadstoffemissionen des
Verkehrs – Welche Belastung besteht heute
und zukünftig?
ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung,
Heidelberg
- KLEY, D./VOLZ-THOMAS, A. (1990)
"Die Belastung der Umwelt durch tropo-
sphärisches Ozon"
Jahresbericht des Forschungszentrums Jülich
1989/90, 25-35
- KLEY, D. *et al.* (1990)
Ozon in Deutschland, Die Belastung durch
Ozon in ländlichen Gebieten im Kontext der
neuartigen Waldschäden
Monographien des Forschungszentrums
Jülich, Band 2
- LIS (1994)
Aus der Tätigkeit des LIS 1993
Landesanstalt für Immissionsschutz NRW, Essen
- RAT (1994)
Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
"Für eine dauerhaft-umweltgerechte
Entwicklung"
Auszug aus dem *Umweltgutachten 1994*,
375-412
- SCHIFFER, H.-W. (1995)
"Deutscher Energiemarkt '94"
Energiewirtschaftliche Tagesfragen, Heft 3
- STAEHELIN *et al.* (1994)
"Trends in surface ozone concentrations at
Arosa (Switzerland)"
Atmospheric Environment, 28, 75-87
- UBA (1983)
Luftqualitätskriterien für photochemische
Oxidantien
Umweltbundesamt, Berlin, Berichte 5/83, 8 ff
- UBA (1995a)
Umweltdaten Deutschland 1995
Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (1995b)
Passenger Cars 2000
Umweltbundesamt Berlin
- VDI (1995)
"Weltweiter Energiebedarf steigt weiter an"
VDI-Nachrichten Nr. 20, 19.5.1995
- VOLZ, A./KLEY, D. (1988)
"Ozone in the 19th century. An evaluation of
the Montsouris series"
Nature 332, S. 240-242

3. Troposphärisches Ozon und Ozon-Vorläuferstoffe

In den letzten Jahren kommt es in Ballungsgebieten der hochindustrialisierten Länder, aber auch in Metropolen der Schwellenländer, zur verstärkten Ausbildung sogenannter Sommersmog-Episoden. Die Konzentrationen von Ozon als Hauptbestandteil des photochemischen Smogs steigen in diesen Zeiträumen auf Werte von zum Teil deutlich über 100 ppb gegenüber Konzentrationen von etwa 40 ppb außerhalb dieser Perioden. Wenn auch die Ausbildung und das Ausmaß solcher Episoden teilweise erheblich von den herrschenden regionalen meteorologischen Bedingungen gesteuert werden und zusätzlich von der jeweiligen geographischen Lage abhängen, so lassen sich doch einige Gemeinsamkeiten solcher Smog-Episoden aufzeigen:

- Erhöhte Konzentrationen an Photooxidantien (von denen Ozon mit 70 – 80 % den Hauptbestandteil ausmacht) sind gekoppelt an das Auftreten von mehrtägig andauernden großräumigen Hochdruckwetterlagen. Solche Wetterbedingungen sind in der Regel verknüpft mit starker Sonneneinstrahlung und geringen Windgeschwindigkeiten, so daß sich längerlebige Vorläuferstoffe und das gebildete Ozon über mehrere Tage in diesen Luftmassen anreichern können. Derartige Anreicherungsprozesse werden begünstigt durch den eingeschränkten Austausch zwischen bodennahen Luftmassen und freier Troposphäre infolge absinkender Luftmassen.

- In relativ dicht besiedelten Regionen wie in Zentraleuropa oder im Nordosten der Vereinigten Staaten treten auch abseits der Ballungsgebiete Ozonspitzenkonzentrationen auf, die denen der Ballungsgebiete entsprechen. Die hier auftretenden Ozonkonzentrationen liegen aber weit unter den Spitzenwerten, wie sie für das "Los Angeles"-Becken (bis zu 400 ppb) beobachtet werden. Tatsächlich weisen im Jahresmittel in Deutschland der südwestdeutsche Raum und Rheinland-Pfalz und nicht die Ballungsgebiete Deutschlands die höchsten Ozonkonzentrationen auf (KLEY *et al.* 1990).

3.1 Ozonepisode im Sommer

In Abb. 3.1 ist für den Sommer 1992 (19. bis 24. August) der zeitliche Verlauf von Ozon und Stickstoffdioxid über 5 Tage für verschiedene Meßstationen in Deutschland dargestellt. Das Ausmaß der Belastung durch anthropogene Emissionen (erkennbar an der Höhe der Stickstoffdioxidwerte) ist für die hier ausgewählten Stationen recht unterschiedlich.

Niedrige NO_2 -Werte werden für ländliche Gebiete wie z. B. auf dem Schauinsland gefunden, während die Meßstation im Stadtgebiet von Heilbronn die höchsten NO_2 -Werte in dieser Auswahl zeigt. Für das Heilbronner Gebiet werden von Tag zu Tag ansteigende Ozonspitzenkonzentrationen gemessen, die am letzten Tag der hier dargestellten Periode wieder deutlich

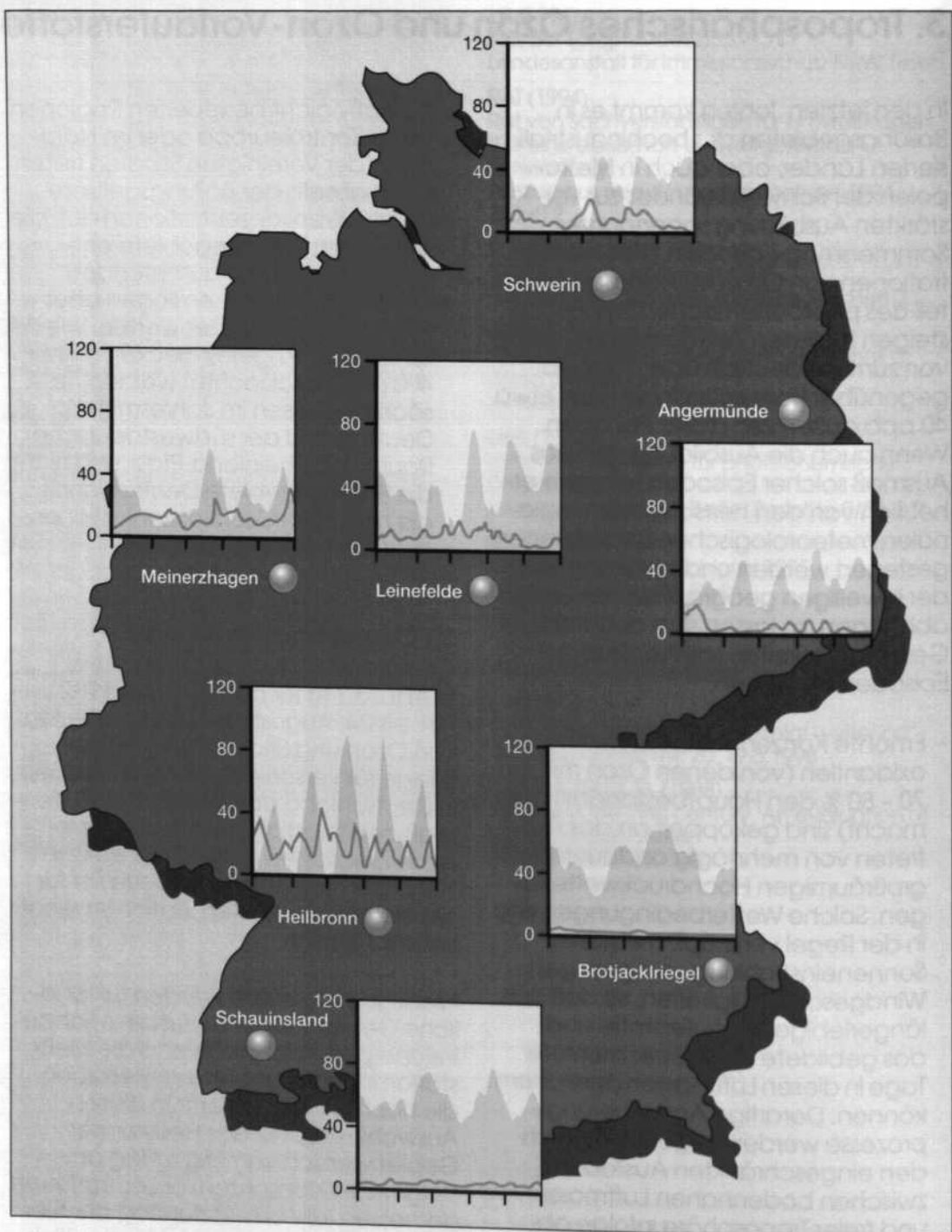


Abb. 3.1: Ozonepisode im Sommer 1992

absinken. Im mittleren und nördlichen Teil Deutschlands werden in diesem Zeitraum ebenfalls tendenziell ansteigende Ozonwerte beobachtet; die Spitzenwerte liegen aber deutlich niedriger als für den Heilbronner Raum. Auch für den südostdeutschen und südwestdeutschen Raum treten in diesem Zeitraum Anstiege in den Ozonspitzenwerten auf; allerdings unterscheidet sich der zeitliche Verlauf der Ozonkonzentration für die Meßorte *Schauinsland* und *Brotjacklriegel* klar von dem der übrigen Stationen. Während für die tiefergelegenen Meßorte die Ozonwerte nachts bis auf niedrige Werte absinken (und in Heilbronn sogar Null erreichen), bleibt bei den höhergelegenen Bergstationen ein nächtlicher Ozonpegel bestehen, zu dem sich das während der Tagesstunden produzierte Ozon aufaddiert. Bereits aus diesem Vergleich der Ozonverläufe verschiedener Stationen in Deutschland deutet sich die Vielschichtigkeit der Sommersmog-Problematik an:

- Eine einheitliche Beziehung zwischen der Konzentration des Ozonvorläufers *Stickstoffdioxid* an einem Ort und der sich jeweils ausbildenden Ozonkonzentration ist nicht erkennbar.
- Die sich ausbildenden Ozonkonzentrationen werden entscheidend durch meteorologische Prozesse beeinflusst. Ein Grund für das starke nächtliche Absinken der Ozonwerte ist der Abbau des Ozons an der Erdoberfläche. Als unspezifisches Oxidanz reagiert es an den meisten festen Oberflächen ab (besonderes effektiv auch an Pflanzen und Bäumen) und wird so aus der Atmo-

sphäre entfernt. Wenn sich nun nachts eine Bodeninversion bis in etwa 100 m Höhe ausbildet, dann ist der "*Ozonnachschub*" aus höheren Luftschichten unterbunden, und die Ozonwerte sinken im Verlauf der Nacht steil ab.

- Da die Bergstationen oberhalb der nächtlichen Bodeninversion liegen, ist bei ihnen das nächtliche Absinken der Ozonwerte weitaus schwächer ausgeprägt. Dies hat zur Folge, daß in den ländlichen Gebieten (besonders in den Mittelgebirgen) die mittlere Ozonbelastung oft höher ist als in den Städten.
- Meteorologische Prozesse entscheiden auch über den Ort der auftretenden Spitzenbelastungen während der Nachmittagsstunden. Typischerweise sind die mit stabilen Hochdrucklagen gekoppelten Ozonepisoden mit geringen Windgeschwindigkeiten und wechselnden Transportrichtungen verknüpft, so daß die während des Tages aufgebauten Ozonkonzentrationen in der Nähe der Quellen der Ozonvorläufer verbleiben und die Spitzenbelastungen in den Ballungsgebieten selbst auftreten.

3.2 Ozonmaschine

Anders als in der Stratosphäre kann das troposphärische Ozon wegen der hier fehlenden UV-Anteile des Sonnenlichts nicht durch photolytische Spaltung von Sauerstoffmolekülen entstehen. Der einzige Weg, auf dem in der Troposphäre Ozon gebildet werden kann, ist die Photolyse des Stickstoffdioxids (NO_2). In Gegenwart von Sonnenlicht

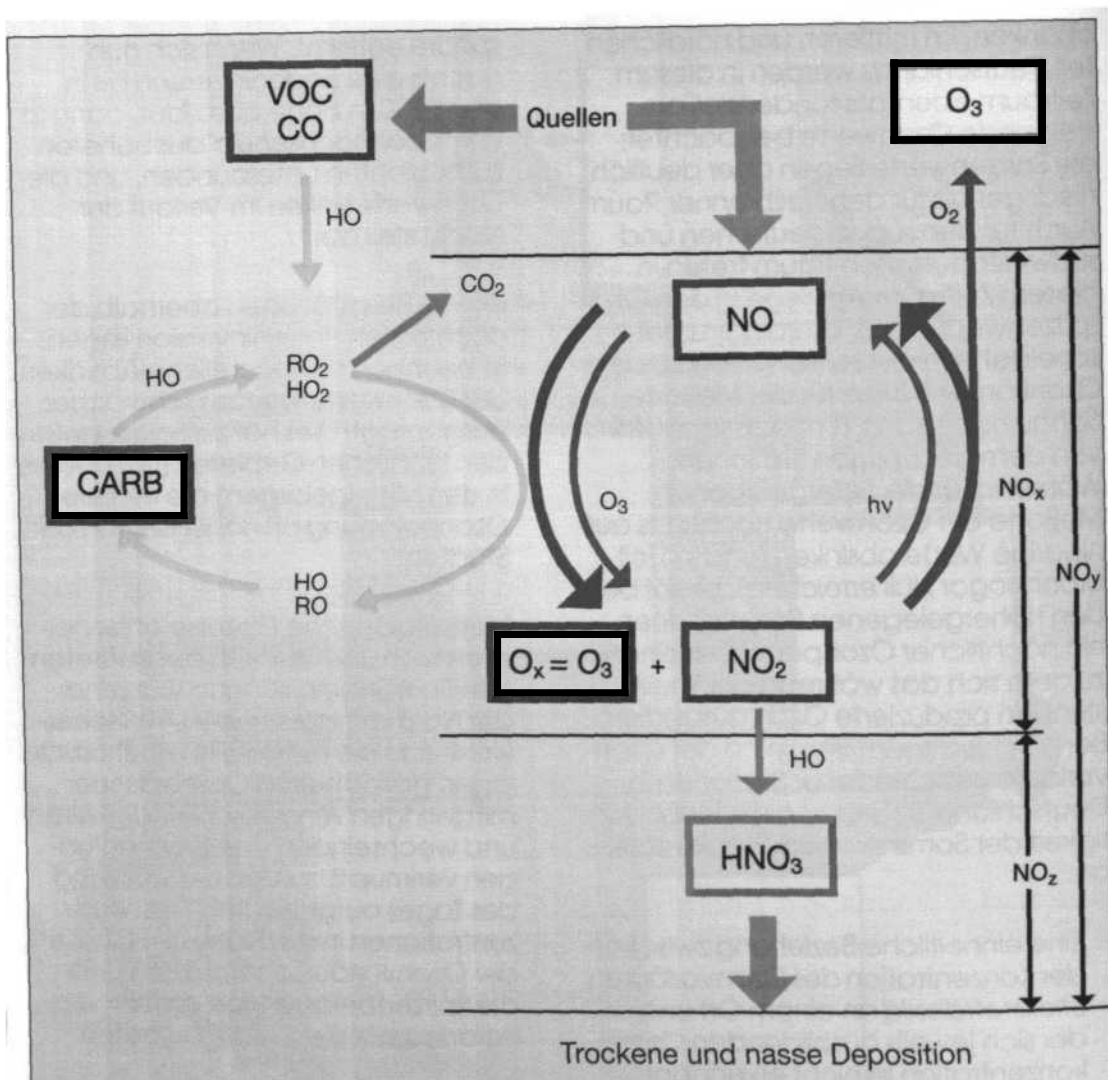


Abb. 3.2: Schema der Ozonebildung: Kopplung des Kreislaufs des NO_x mit dem VOC-Abbau¹

wird NO₂ zu Stickstoffmonoxid (NO) und einem Sauerstoffatom aufgespalten. Das sehr reaktive Sauerstoffatom verbindet sich sofort mit dem reichlich vorhandenen molekularen Sauerstoff und bildet ein Ozonmolekül. Da das Ozon

nun seinerseits mit dem NO zu NO₂ (und O₂) weiterreagiert, kann auf diesem Weg kein zusätzliches Ozon in der Troposphäre gebildet werden, denn es wird in dieser Reaktionskette für ein gebildetes Ozonmolekül auch ein

¹ NO_y ist definiert für alle N-Verbindungen mit einer Oxidationsstufe > 1.

Ozonmolekül zerstört. Dieser zyklische Prozeß ist in Abb. 3.2 durch den inneren rechten Kreisprozeß angedeutet. Mittags beträgt die Einstellzeit dieses sogenannten photostationären Gleichgewichts zwischen Ozon, NO_2 und NO etwa 1 bis 2 Minuten. In diesem Zusammenhang ist auf die folgende Konsequenz hinzuweisen: In städtischen Gebieten mit hoher Verkehrsdichte kann das Ozon in beträchtlichem Ausmaß durch die hier vorherrschende hohe NO-Konzentration (mehr als 95 % des durch Verbrennungsprozesse erzeugten NO_x werden als NO emittiert) kurzzeitig zu NO_2 konvertiert werden (vgl. rechten Kreisprozeß in Abb. 3.2). Abseits der Hauptverkehrswege wird am Tage das Ozon allerdings aus dem entstandenen NO_2 innerhalb von Minuten photolytisch zurückgebildet. Dieser Effekt der scheinbaren Abnahme von Ozon in Gegenwart hoher NO-Emissionen wird *Titration* genannt. Ein ganz analoges Verhalten kann in städtischen Gebieten während der Nacht beobachtet werden. Allerdings ist in der Nacht die NO_2 -Photolyse unterbunden, so daß in den Ballungsgebieten nächtliche NO-Emissionen zu einem vollständigen Abbau des Ozons und einem entsprechenden Anwachsen der NO_2 -Konzentration während der Nachtstunden führen. Aus dieser unmittelbaren Verknüpfung von Ozon und NO_2 ergibt sich der Bedarf für eine neue Bewertungsgröße, im folgenden als O_x (GUICHERIT 1988) bezeichnet, die sich invariant gegenüber Titrations-effekten verhält: $\text{O}_x = \text{Ozon} + \text{NO}_2$. Die Größe O_x ist daher ein Maß für die ursprünglich vorhandene Ozonkonzentration, das von starken zwischenzeitlichen NO-Emissionen unbeeinflusst bleibt.

Damit es tatsächlich zu einer Netto-Ozonproduktion in der Troposphäre kommt, muß "Brennstoff" in Form von Kohlenmonoxid (CO) oder flüchtigen organischen Gasen (VOC) vorhanden sein. Abb. 3.2 verdeutlicht den Reaktionsablauf: Das CO und die VOC werden durch HO-Radikale oxidiert (EHHALT *et al.* 1991, POPPE *et al.* 1995), wobei Peroxiradikale (HO_2 , RO_2) entstehen. Diese Peroxiradikale können ihrerseits sehr effizient mit dem NO reagieren, wobei NO zu NO_2 oxidiert wird. Entscheidend ist nun, daß die NO_2 -Bildung jetzt erfolgen kann, ohne daß Ozon dabei verbraucht wird. Die für die Ozonproduktion notwendigen O-Atome entstehen nach wie vor aus der photolytischen Spaltung des NO_2 , doch bei der vorangegangenen NO_2 -Bildung aus NO und Peroxiradikalen ist das Ozon nicht mehr beteiligt. Es kommt daher zu einer Netto-Ozonproduktion. Mit der ersten Oxidation der VOCs durch HO-Radikale ist der zur Verfügung stehende Brennstoff aber keineswegs verbraucht. Parallel zum NO_2 entstehen aus der Reaktion der Peroxiradikale und NO sogenannte Alkoxyradikale (RO) und im weiteren Verlauf Carbonyle (CARB), die wiederum den Startpunkt für einen neuen Abbauzyklus durch HO-Radikale darstellen. Auf diese Weise entstehen pro ursprünglich emittiertem Kohlenwasserstoffmolekül in der Regel mehrere Ozonmoleküle.

Der hier geschilderte Ablauf der photochemischen Ozonproduktion ist stark vereinfacht dargestellt und beschreibt die prinzipiellen Abläufe in der belasteten Atmosphäre. Tatsächlich sind die genauen Abbaupfade

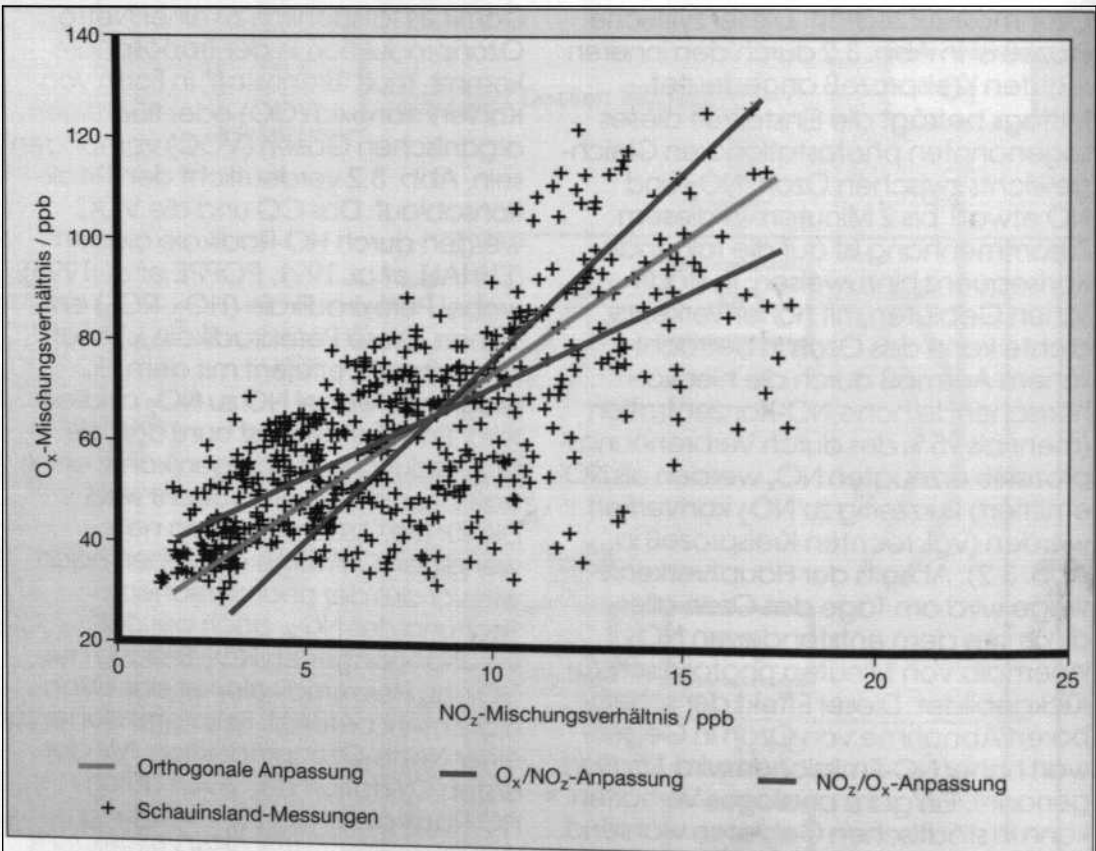


Abb. 3.3: O_x als Funktion der NO_x -Oxidationsprodukte am Schauinsland/Schwarzwald²
 Quelle: VOLZ-THOMAS et al. (1995); nach VOLZ-THOMAS et al. (1992)

für viele der zahlreichen Substanzen des atmosphärischen VOC-Mixes im Detail noch nicht vollständig geklärt. Der grundsätzliche Ablauf bleibt davon allerdings unberührt:

- Als Endprodukt des stückweisen VOC-Abbaus entsteht atmosphärisches Kohlendioxid (CO_2), dessen Anteil aber für die Gesamtbilanz des CO_2 praktisch ohne Bedeutung ist.

Irgendwann erreichen die Abbauprodukte der VOC-Oxidation die vorletzte Stufe des Abbauweges – das CO (sofern die Abbauprodukte nicht zuvor durch Depositionsprozesse aus der Atmosphäre entfernt wurden). Das CO seinerseits reagiert mit HO-Radikalen und molekularem Sauerstoff zu CO_2 und HO_2 . Die "Ozonmaschine" durchläuft ihren letzten Zyklus: Das einfachste Peroxiradikal

² Unter Bedingungen des Antransports belasteter Luftmassen aus dem vorgelagerten Rheintal. Die Auftragung von O_x anstelle von Ozon kompensiert den Titrationseffekt des Ozons durch NO .

(HO₂) reagiert mit dem atmosphärischen NO, wobei HO-Radikale und NO₂ entstehen. Die anschließende Photolyse dieser so entstandenen NO₂-Moleküle sorgt wiederum für einen Beitrag zur Netto-Ozonproduktion.

- Die Verknüpfung der Zyklen von HO/HO₂ mit dem der Stickoxide ist dafür verantwortlich, daß die Initiatoren des VOC-Abbaus, die HO-Radikale, in diesem Prozeß nicht verbraucht, sondern sofort zyklisch zurückgebildet werden (katalytische Eigenschaft der HO-Radikale).
- Sieht man zunächst von dem langsamen Verlustprozeß des NO₂ mit HO-Radikalen unter HNO₃-Bildung ab, so besitzt bei der photochemischen Ozonproduktion auch das NO_x katalytische Eigenschaften. Für die Bewertung der Qualität des Katalysators NO_x ist es dabei entscheidend, wie viele Zyklen er auf dem linken äußeren Kreislauf in Abb. 3.2 bis zu seiner Entfernung aus der Atmosphäre durchläuft, d. h., wie viele Moleküle Ozon pro ursprünglich emittiertem NO- oder NO₂-Molekül gebildet werden.

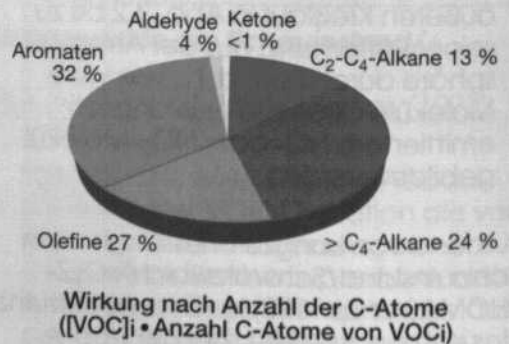
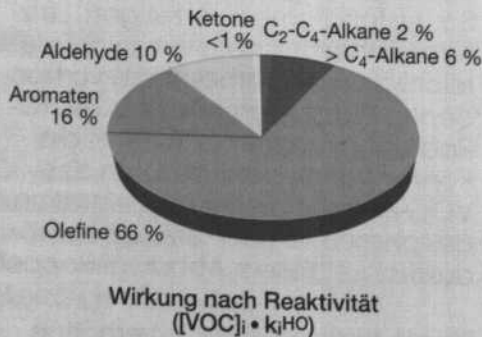
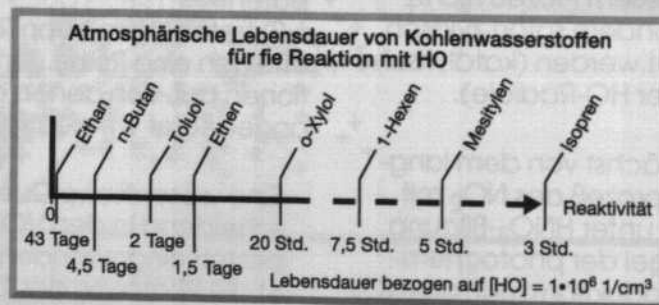
Anhand von Langzeitmessungen am Schauinsland/Schwarzwald (VOLZ-THOMAS *et al.* 1992) konnte die Effizienz des Katalysators NO_x bei der troposphärischen Ozonbildung experimentell bestimmt werden. Abb. 3.3 zeigt das Resultat der Auftragung von O₃ gegen die Produkte der NO_x-Oxidation unter Bedingungen des Antransports belasteter Luftmassen aus dem Rheintal an den Meßort *Schauinsland/Schwarzwald* während der Sommer-

monate Mai bis August. Im Mittel produziert ein NO_x-Molekül bis zu seiner Oxidation zu HNO₃ oder anderen Produkten zwischen 4 und 10 Ozonmoleküle.

3.3 Vernetzte Systeme

Bei der luftchemischen Bewertung eines gegebenen VOC- und NO_x-Mixes hinsichtlich seines "Ozonbildungspotentials" (siehe auch Kap. 4.5 und 6.2) treten infolge von Rückkopplungseffekten eine Reihe von Komplikationen auf, von denen einige hier kurz angedeutet werden sollen:

- Eine wesentliche Quelle der entscheidend in den VOC-Oxidationsprozeß eingreifenden HO-Radikale ist die Photolyse des Ozons selbst. UV-Strahlung mit einer Wellenlänge unterhalb von 320 nm ist in der Lage, durch Spaltung von Ozonmolekülen Sauerstoff (O₂) und energiereiche Sauerstoffatome zu erzeugen. Letztere können mit dem vergleichsweise reichlich in der Atmosphäre vorhandenen Wasserdampf zu je zwei HO-Radikalen reagieren. Somit ist die Konzentration der Initiatoren des VOC-Abbaus an die Konzentration des photochemisch erzeugten Produktes aus diesem Abbau gekoppelt.
- Für ein festes VOC/NO_x-Verhältnis wird bei sehr kleinen NO_x-Konzentrationen die Effizienz der Ozonbildung durch die unter diesen Bedingungen langsamer ablaufende Rezyklierung der HO-Radikale beeinträchtigt (vergl. Abb. 3.2). Bei sehr hohen NO_x-Konzentrationen gewinnt dagegen der Verlustprozeß der HO-Radikale



Individuelle Ozonbildungspotentiale für europäische Bedingungen

Abb. 3.4: Luftchemische Bewertung eines VOC-Mixes
Quelle: nach STAEHELIN/SCHLÄPFER (1994)

durch die Reaktion mit NO_2 mehr und mehr an Bedeutung. Da die für den Kohlenwasserstoffabbau zur Verfügung stehende Konzentration an HO-Radikalen an die jeweils herrschende NO_x -Konzentration gekoppelt ist, bewirkt diese Vernetzung, daß sowohl die Geschwindigkeit des Kohlenwasserstoffabbaus als auch die der Ozonbildung in nicht-linearer Weise von der absoluten NO_x -Konzentration abhängen.

- In ihrer anteiligen Wirkung bei der Ozonbildung müssen die zahlreichen Substanzen eines VOC-Mixes unterschiedlich bewertet werden. In der Nähe der Quellen – in den Ballungsgebieten – ist die Bedeutung des ersten Abbauschrittes dominierend (primäre Oxidation durch HO-Radikale), während bei weiträumigerem Transport der gesamte Abbauweg der VOCs für die Ozonproduktion mehr und mehr an Bedeutung gewinnt. In Abb. 3.4 sind für den in einem Straßentunnel (Gubristtunnel, Schweiz) gemessenen Kohlenwasserstoffmix (STAEHELIN/SCHLÄPFER 1994) beide Betrachtungsweisen graphisch dargestellt. Bei Gewichtung des VOC-Mixes nach der Abbaugeschwindigkeit durch HO-Radikale (Reaktivität; vgl. Abb. 3.4) tritt die Bedeutung der kurzlebigen Olefine in den Vordergrund. Wichtet man hingegen die Substanzen des gemessenen VOC-Mixes nach der Anzahl der C-Atome, so steigt das Gewicht der Aromaten an.
- Besonders in der Nähe der Quellen hat die spezifische Zusammensetzung des VOC-Mixes entscheidenden Einfluß auf die lokale Ozon-

bildung. So bewirkt ein hoher Anteil an schnell oxidierbaren Kohlenwasserstoffen (insbesondere an Olefinen) den schnellen Aufbau hoher Carbonylkonzentrationen. Die zusätzlich ablaufende photolytische Spaltung dieser Carbonylverbindungen bildet in der städtischen Atmosphäre eine zweite wesentliche Radikalquelle für HO, HO_2 , RO, RO_2 (Abb. 3.2), da auf diesem Wege mehr Radikale generiert werden, als zu ihrer Erzeugung benötigt wurden. Höhere Radikalkonzentrationen beschleunigen den Kohlenwasserstoffabbau vor Ort und führen zu einer höheren lokalen Ozonbildung.

3.4 Luftchemie und Sommersmog

Für das detaillierte Verständnis sommerlicher Smogepisoden und zur Vorhersage des Verlaufs sommerlicher Smogepisoden sind belastbare Informationen über die relevanten Ozonvorläufer erforderlich. Darüber hinaus ist eine zuverlässige Separierung zwischen lokaler photochemischer Ozonbildung und weiträumigem Transport des Ozons nur möglich durch Langzeitbeobachtungen, die die klimatologischen Besonderheiten des Meßortes aufschlüsseln. Während für Stickoxide und Ozon ein flächendeckendes Netz von Meßstationen existiert, sind kontinuierliche Messungen atmosphärischer Kohlenwasserstoffkonzentrationen bisher für Deutschland nur sehr eingeschränkt verfügbar. Der jeweilige atmosphärische Kohlenwasserstoff-Mix spielt aber für die photochemische Ozonbildung eine entscheidende Rolle:

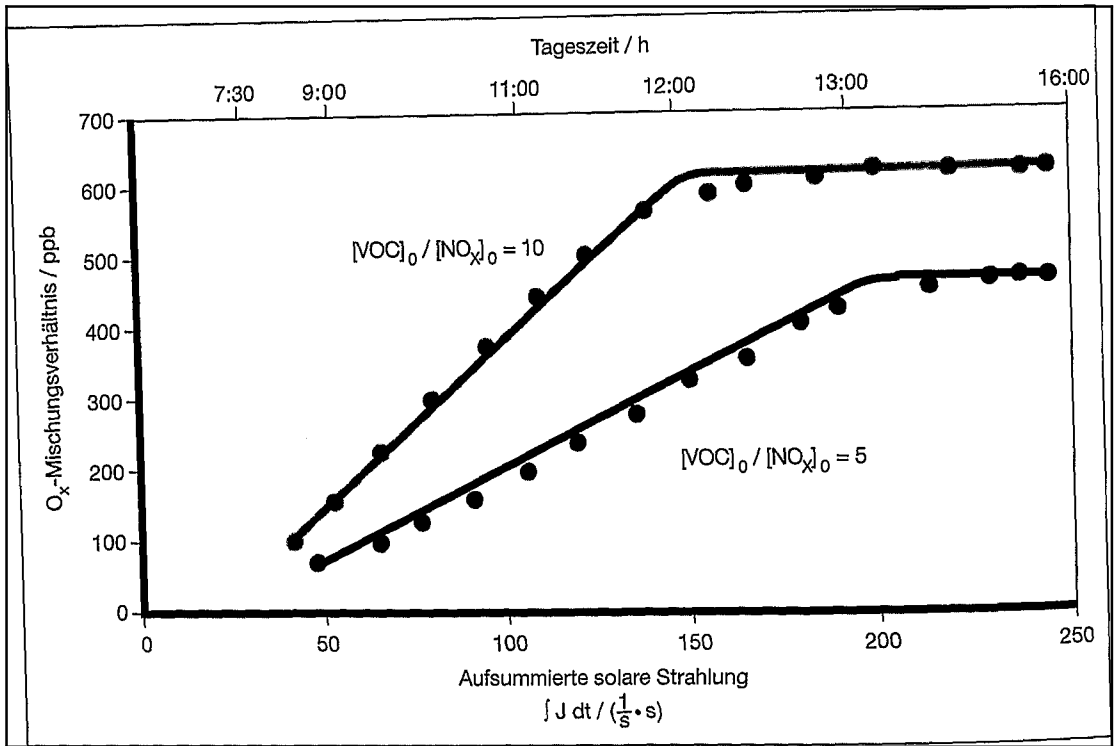


Abb. 3.5: Anstieg der O_x -Konzentration als Funktion des Integrals der solaren Strahlung³ $\int J dt$

Quelle: nach HESS et al. (1992a, 1992b, 1992c)

- Konzentration und Zusammensetzung der vorhandenen Kohlenwasserstoffe beziehungsweise VOC bestimmen neben der vorhandenen solaren Strahlung die Geschwindigkeit der O_x -Bildung in der Nähe der Quellen. Die solare Strahlung sorgt dabei sowohl für die notwendige Radikalbildung durch Photolyse von Ozon und Carbonylen als auch für die Aufrechterhaltung des schnellen photostationären Gleichgewichts

zwischen Ozon, NO_2 und NO . Aus Smogkammer-Experimenten mit realitätsnahen VOC- und NO_x -Konzentrationen ist bekannt (HESS et al. 1992a, 1992b, 1992c, Abb. 3.5), daß die O_x -Bildung in der Nähe der Quellen zunächst linear mit der einwirkenden solaren Strahlung verläuft. Der Proportionalitätsfaktor zwischen der aufsummierten, über den Tag einwirkenden solaren Strahlung ($\int J dt$) und der ablaufenden O_x -Bildung ist

³ Die dargestellten Smogkammer-Experimente wurden für zwei verschiedene Ausgangsverhältnisse durchgeführt: $(VOC)_0/(NO_x)_0 = 5$ (untere Kurve) und $(VOC)_0/(NO_x)_0 = 10$ (obere Kurve). Die $(NO_x)_0$ -Konzentration betrug in beiden Fällen 118 ppb. Bei dem höheren Ausgangsverhältnis verläuft der O_x -Anstieg steiler, und die Nivellierung wird früher erreicht.

dabei durch die Konzentration und genaue Zusammensetzung des jeweiligen Kohlenwasserstoff-Mixes (gewichtet nach Reaktivität) gegeben. Mit anderen Worten, eine Verdoppelung des VOC/NO_x-Verhältnisses durch entsprechend erhöhte Kohlenwasserstoffemissionen führt unter gleichen Strahlungsbedingungen in der Nähe der Quellen zu einer Verdoppelung der O_x-Bildung. In diesem Bereich wird die O_x-Bildung (neben der Limitierung durch den zur Verfügung stehenden Brennstoff) nur durch das Ausmaß der vorhandenen Strahlung begrenzt (Strahlungs-limitierung der O_x-Bildung).

- Nach längerer Einwirkung der solaren Strahlung auf einen gegebenen Emissions-Mix steuert neben dem Verhältnis VOC/NO_x zunehmend die absolute NO_x-Konzentration die O_x-Bildung in der betrachteten Luftmasse. Diese Situation ist typisch für Luftmassen, die aus den Ballungsgebieten in geringer belastete ländliche Gebiete transportiert wurden. Da die atmosphärische Lebensdauer der Stickoxide im Mittel deutlich geringer ist als die der VOCs, führt die ablaufende Photochemie dazu, daß die VOC/NO_x-Verhältnisse kontinuierlich ansteigen. Im gleichen Zuge sinkt die O_x-Bildungsrate in dieser Luftmasse deutlich ab (bezogen auf die gleichen Strahlungsbedingungen, d. h. für gleiche $\int J \, dt$ Werte), da das NO_x als Katalysator für die O_x-Bildung nur noch in ungenügendem Maße zur Verfügung steht. Hohe VOC/NO_x-

Werte, verbunden mit niedrigen NO_x-Konzentrationen, beschreiben eine Luftmasse, in der die O_x-Bildung durch das vorhandene NO_x begrenzt wird (NO_x-Limitierung der O_x-Bildung).

Das Institut für Chemie der Belasteten Atmosphäre (ICG-2) des Forschungszentrums Jülich betreibt seit Anfang 1989 am Schauinsland im Südschwarzwald (etwa 10 km südwestlich von Freiburg) eine Meßstation, an der Ozon und seine Vorläufer im Rahmen von Langzeituntersuchungen kontinuierlich gemessen werden. Aufgrund der besonderen geographischen Lage der Station überstreichen die gemessenen Vorläufersubstanzen einen weiten Konzentrationsbereich und charakterisieren sowohl das Emissionsszenario einer nahen Großstadt (Freiburg) als auch die für ländliche Gebiete typischen Hintergrundbedingungen. Die gemessenen Luftmassen besitzen daher ein unterschiedliches "photochemisches Alter", d. h., zwischen Emissionszeitpunkt und Messung waren diese Luftmassen verschiedenen HO-Dosen ausgesetzt. Ein Maß für die wirksam gewordene HO-Dosis ist die Umwandlung der Stickoxide (NO_x) in nicht mehr aktive Spezies (NO_z = NO_y - NO_x, hauptsächlich aus HNO₃ bestehend)⁴.

Für sonnige Perioden, wenn die Auswaschung der HNO₃ durch Regen vernachlässigbar ist, kann daher aus dem Quotienten von NO_y/NO_x auf das photochemische Alter der gemessenen Luftmassen geschlossen werden.

⁴ NO_y: siehe Fußnote 1 und Abb. 3.2

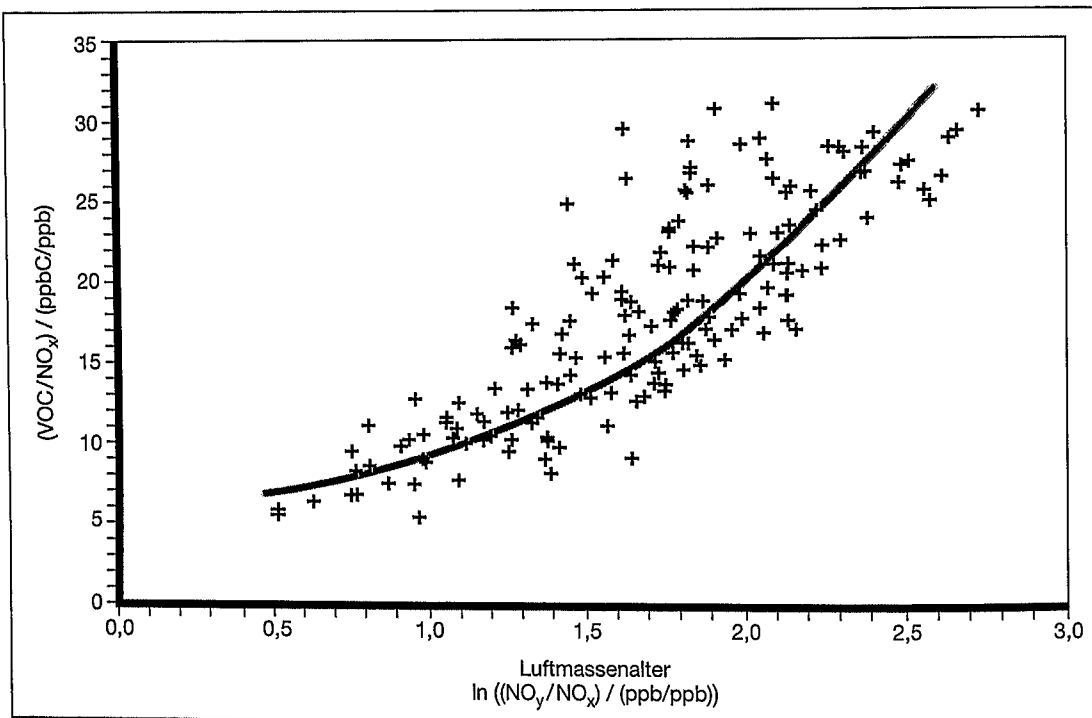


Abb. 3.6: *VOC/NO_x-Verhältnisse als Funktion des "photochemischen Alters" der Luft am Schauinsland/Schwarzwald, selektiert nach sonnigen Perioden*

In Abb. 3.6 sind die am Schauinsland gemessenen VOC/NO_x-Verhältnisse gegen das gleichzeitig bestimmte photochemische Alter dargestellt, wobei zur Linearisierung der Zeitskala der Logarithmus von NO_y/NO_x aufgetragen wurde. Frische Emissionen besitzen besonders niedrige VOC/NO_x-Verhältnisse, während in photochemisch gealterten Luftmassen die höchsten VOC/NO_x-Verhältnisse beobachtet werden. Obwohl die hier gewählte Bewertung auf der ppbC-Basis⁵ des VOC-Mixes die unterschiedliche Reaktivität der Kohlenwasserstoffe unberücksichtigt läßt, kann doch eine

grobe Eingruppierung der gemessenen VOC/NO_x-Verhältnisse in die beiden Limitierungsbereiche vorgenommen werden (eine exakte Bewertung müßte die Beiträge der einzelnen Kohlenwasserstoffe an der O_x-Bildung individuell berücksichtigen, die allerdings bisher für die in Deutschland herrschenden Strahlungsbedingungen noch nicht bekannt sind). Es konnte gezeigt werden (GILGE *et al.* 1994), daß die O_x-Produktion in diesem ländlichen Gebiet überwiegend durch das vorhandene NO_x limitiert ist und sich nicht mehr im Bereich der Strahlungslimitierung befindet.

⁵ ppbC-Basis: Wirkung nach Konzentration der C-Atome; vgl. Abb. 3.4

Bevor man eine Bewertung der Effizienz verschiedener Ozonreduktionsstrategien vornehmen kann, ist zu klären, welche Szenarien bevorzugt zu betrachten sind:

- Ist das Schwergewicht der Anstrengungen eher auf eine Absenkung der in den Ballungsgebieten auftretenden Spitzenbelastungen zu legen, oder
- wird eine flächendeckende Minderung des landesweiten mittleren sommerlichen Ozonniveaus bevorzugt?

Die Favorisierung einer VOC-Reduktion würde in den Ballungsgebieten zu einer langsameren lokalen O_x -Bildung führen und so zu einer Absenkung der dort auftretenden O_x -Spitzenbelastungen beitragen können. Allerdings führt eine selektive Reduktion von VOC-Emissionen auch zu einer Absenkung der mittleren Radikalkonzentrationen (d. h. der Oxidationskapazität der Luftmasse) und somit im gleichen Zuge zu einer Erhöhung der Lebensdauer für das NO_x . Damit verbunden ist verstärkter Transport des NO_x aus den Quellregionen in die umgebenden ländlichen Gebiete, so daß in diesen Gebieten mit zuvor niedrigen NO_x -Konzentrationen ein Anstieg zu erwarten ist. In ländlichen Gebieten stellen biogene Emissionen von reaktiven Kohlenwasserstoffen im Sommer einen beträchtlichen Anteil am Gesamtbudget dar (FEHSENFELD *et al.* 1992, KLEY *et al.* 1993, KLEMP *et al.* 1993). Auf diese Weise könnte der so initiierte vermehrte Transport von NO_x aus den Ballungsgebieten hinaus in ländliche Bereiche dort zu einer zusätzlichen Quelle für O_x werden.

Die Favorisierung der NO_x -Reduktion hätte in erster Linie nur eine positive Wirkung auf die umgebenden ländlichen Gebiete, da sie tendenziell zu einer stärkeren räumlichen Begrenzung der Gebiete mit starken O_x -Anstiegen vornehmlich auf die Ballungsgebiete führt (Begrenzung der O_x -Bildung infolge NO_x -Limitierung). Der unter diesen Bedingungen ungeschwächt ablaufenden O_x -Bildung in den Ballungsgebieten müßte dann mit zusätzlichen Maßnahmen begegnet werden (z. B. gezielte Veränderung der Treibstoffzusammensetzungen und der Verbrennungsbedingungen der Motoren zur Absenkung jener Kohlenwasserstoffe, die einen besonders hohen Anteil an der lokalen O_x -Bildung besitzen).

Es muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß aus luftchemischer Sicht die genauen Auswirkungen einer Favorisierung der NO_x -Reduktion für die Ballungsgebiete deutlich schwieriger zu bewerten sind als die einer VOC-Reduktion. Dies liegt daran, daß für eine zuverlässige Vorhersage der Auswirkungen einer selektiven NO_x -Reduktion sowohl die VOC/ NO_x -Verhältnisse in den Ballungsgebieten als auch der jeweils erreichbare Maximalwert für $\int Jdt$ bekannt sein müssen.

Da die in den Smogkammer-Experimenten gefundene Abschwächung des O_x -Anstiegs infolge NO_x -Limitierung nur für hohe $\int Jdt$ -Werte wirksam wird (HESS *et al.* 1992a, 1992b, 1992c, Abb. 3.5), ist zu untersuchen, ob diese Abschwächung für Mitteleuropa unter den vorherrschenden VOC/ NO_x -Verhältnissen überhaupt erreichbar ist. Die prinzipiellen Zusammenhänge werden im Anhang B genauer diskutiert.

3.5 Modelle in der Luftchemie

Einige der in der Einleitung und im bisherigen Verlauf des Kapitels 3 angesprochenen Fragen und Probleme sind durch Messungen allein nicht zu beantworten. Auch wenn die langjährigen Meßreihen von Ozon und Stickoxiden an den über 150 Stationen der Luftmeßnetze in Deutschland (siehe Kapitel 2.2) bereits wichtige Erkenntnisse über die regionale und lokale Verteilung von Ozon und Stickoxiden zu verschiedenen Tages- und Jahreszeiten und in Abhängigkeit vom meteorologischen Geschehen gebracht haben, können mit der Instrumentierung dieser Stationen wissenschaftliche Fragestellungen nur beschränkt beantwortet werden. Im Vergleich zu Forschungsstationen wie der des ICG-2 auf dem Schauinsland (GEISS/VOLZ-THOMAS 1993) sind die Meßgenauigkeiten wegen der im allgemeinen anderen Zielsetzung geringer. Wichtige Spurenstoffkomponenten wie die für die Ozonbildung notwendigen Kohlenwasserstoffe werden nicht kontinuierlich erfaßt. Zudem sind Aufbau und Betrieb solcher Forschungsstationen so teuer, daß an eine flächendeckende Ausstattung Deutschlands mit solchen Stationen nicht zu denken ist.

Aber selbst wenn derartige Stationen in größerer Zahl in Betrieb genommen werden könnten, sind aus prinzipiellen Gründen bestimmte Fragen mit Messungen allein nicht zu beantworten. Hierzu gehört zum Beispiel die Frage nach den quantitativen Beziehungen zwischen den Emissionen der Ozonvorläufer an einem Ort und den Ozonkonzentrationen an anderer Stelle (*Emittor/Rezeptor-Beziehungen*).

Die zwischen dem Emittenten und dem Rezeptor ablaufenden chemischen und meteorologischen Vorgänge sind extrem komplex. So werden die Anfangsbedingungen für die lokale Ozonproduktion wesentlich durch den atmosphärischen Transport von regional bereits vorhandenem Ozon und Ozonvorläufern mitbestimmt. Es muß also bekannt sein, welche und welche Mengen der lokal gemessenen Spurenstoffe aus der unmittelbaren Umgebung stammen, welche aus der Region und welche aus größeren Entfernungen herantransportiert worden sind. Auch ist zu klären, wieviel Ozon aus höheren Schichten der Atmosphäre durch turbulenten Austausch zum Boden transportiert wird.

Eine andere Frage ist, wodurch der beobachtete Anstieg von Ozon in der freien Troposphäre zu erklären ist, wie viel davon aus der planetaren Grenzschicht stammt, wie viele der Ozonvorläufer in die freie Troposphäre gelangen, um erst dort Ozon zu bilden, und nicht zuletzt, welche meteorologischen Prozesse dafür verantwortlich sind. Diese meteorologischen Prozesse und die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen chemischen Abläufe sowie die Rückkopplungsmechanismen zwischen Biosphäre und Atmosphäre sind in so komplexer Weise miteinander verknüpft, daß man ihre Wechselbeziehungen nur mit numerischen Modellen studieren und quantifizieren kann:

- Mit Hilfe von Modellen ist es möglich, die Beiträge bereits bekannter meteorologischer und chemischer Prozesse zur Ozonbilanz unabhängig vom Meßort direkt zu quantifizieren

und Hinweise auf möglicherweise bisher nicht berücksichtigte Prozesse zu geben.

- Mit den Modellergebnissen lassen sich neue Meßstrategien entwickeln und Schwachpunkte in Meßkonzepten identifizieren.
- Nur solche Modelle können im politischen Raum die wissenschaftliche Basis für die Entwicklung von Ozonminderungsstrategien bereitstellen.

In einem photochemischen Modell sind theoretisch die gesamten Kenntnisse über die Chemie und Physik des Systems *Ozon/Ozonvorläufer* zusammengefaßt. Hinzu kommt eine mathematische Beschreibung der physikalisch-meteorologischen Prozesse in der Atmosphäre, die zum Beispiel mit Hilfe einer Wetterprognose die Vorhersage erlaubt, welche Stoffe wie schnell von einem Ort zum anderen transportiert werden, wie gut sie mit der Umgebungsluft durchmischt werden und welchen Einfluß Wolken auf die Konzentrationsverteilung haben. In den letzten beiden Dekaden wurde vor allem in den USA und Europa intensiv an der Entwicklung solcher Modelle gearbeitet (HASS 1991; NRC 1991; MOUSSIOPOULOS 1994; HASS/JAKOBS/MEMMESHEIMER 1995). Man unterscheidet dabei im wesentlichen zwei große Gruppen von Modellen – Chemische Reaktionsmodelle und dreidimensionale Chemie- und Transportmodelle.

3.5.1 Chemische Reaktionsmodelle (Boxmodelle)

Mit Boxmodellen wird versucht, die zeitliche Entwicklung unterschiedlicher Spurenstoffgemische unter Bedin-

gungen zu simulieren, wie sie in der Atmosphäre herrschen können. Allerdings wird in solchen Modellen nur die Sonnenstrahlung berücksichtigt; Einflüsse von Wind und Wetter werden ausgeschlossen. Es wird also so getan, als liefen in einem Glaskasten nur photochemische Reaktionen ab. Man ist auf diese Weise in der Lage, ausschließlich die chemisch bedingten Veränderungen des untersuchten Systems bei Änderung seiner Zusammensetzung zu studieren. Zudem erfordert diese Art von Modellen nur vergleichsweise geringe Computerressourcen. Die Verifizierung von Boxmodellen erfolgt durch den Vergleich dieser Simulationsergebnisse mit den Ergebnissen von sogenannten Atmosphären-Simulationskammerexperimenten, wie sie im Institut für Atmosphärische Chemie (ICG-3) des Forschungszentrums Jülich für die nächsten Jahre geplant sind. In diesen Experimenten werden Modellgemische in großen Glaskammern dem Sonnenlicht ausgesetzt und die zeitliche Entwicklung der unterschiedlichen Komponenten im Gasgemisch gemessen.

Die Funktionsweise und die Möglichkeiten von Boxmodellen sollen im folgenden anhand der qualitativen Abschätzung des Einflusses der Fahrgeschwindigkeit auf die Ozonproduktion dargestellt werden. Es ist in den vergangenen Jahren in mehreren Studien gezeigt worden, daß Kraftfahrzeuge bei niedrigeren Geschwindigkeiten im Stadtverkehr deutlich größere Mengen an VOC ausstoßen als zum Beispiel im Überlandverkehr oder bei Geschwindigkeiten bis 140 km/h auf Autobahnen (UBA 1994; BAILEY/SCHMIDL/

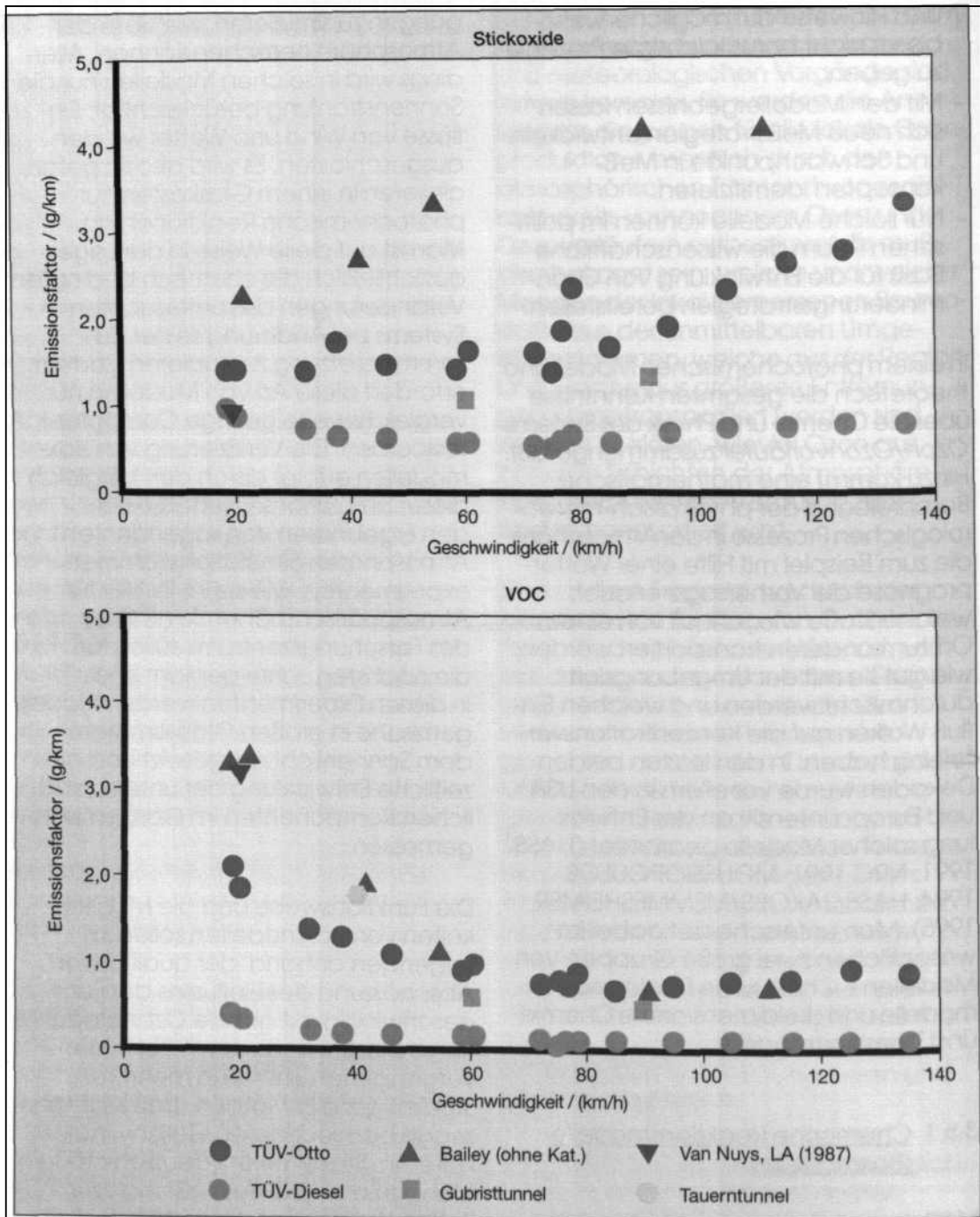


Abb. 3.7: Fahrzeugemissionen als Funktion der Fahrgeschwindigkeit

Quelle: UBA (1994); BAILEY/SCHMIDL/WILLIAMS (1990); STAEHELIN/SCHLÄPFER (1994)

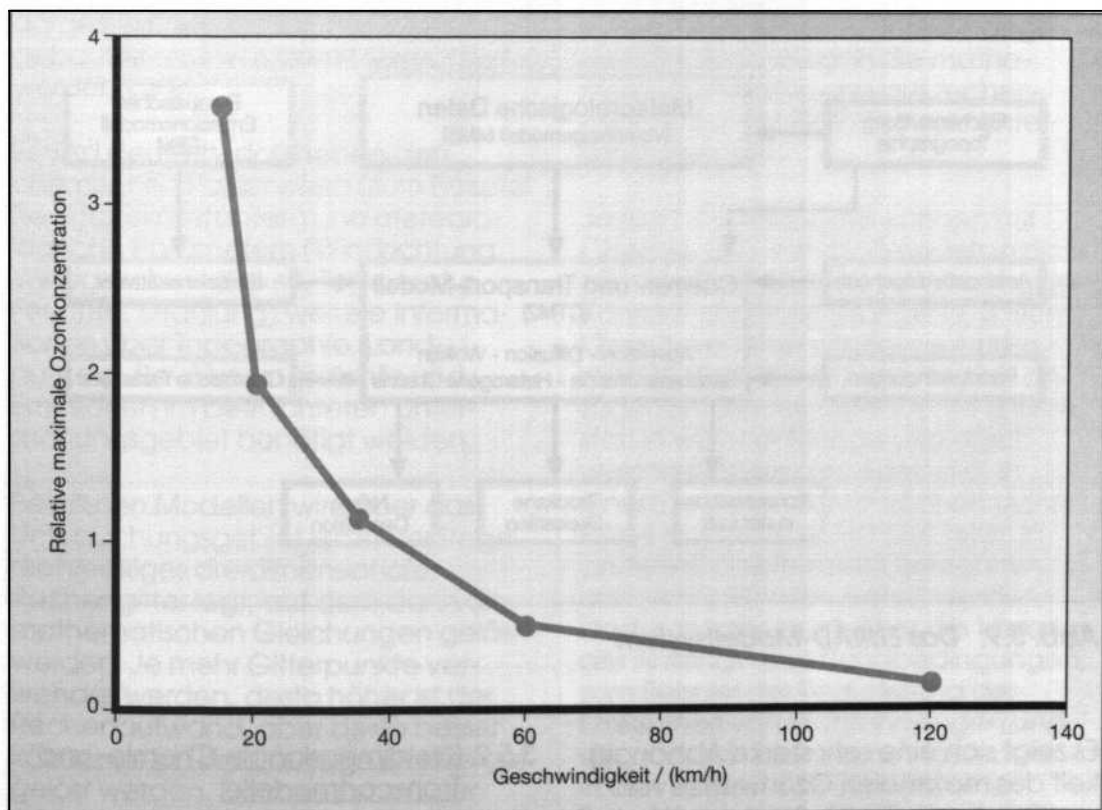


Abb. 3.8 Abhängigkeit der relativen maximalen Ozonkonzentration von der Geschwindigkeit – 18h-Simulation (Anfangswert für NO_x : 150 ppb)

WILLIAMS 1990; STAEHELIN/SCHLÄPFER 1994). Nach Abb. 3.7 erhöhen sich die VOC-Emissionsfaktoren um den Faktor 2, wenn die Geschwindigkeit von 40 km/h auf 20 km/h abnimmt.

Da gleichzeitig die Stickoxidemissionen abnehmen beziehungsweise gleichbleiben, erhöht sich das VOC/NO_x -Verhältnis um mehr als den Faktor 2. Diese Informationen wurden in dem Boxmodell *EURO-RADM* (STOCKWELL/KLEY 1994) zur Simulation der Ozonbildung in Abhängigkeit von der Geschwindigkeit verwendet. Man ging bei diesen Modellrechnungen davon

aus, daß während der Hauptverkehrszeit am Morgen in der Umgebungsluft eine NO_x -Konzentration von 150 ppb gemessen wird – ein für städtische Umgebungen in den Hauptverkehrszeiten durchaus typischer Wert.

Nimmt man unterschiedliche VOC/NO_x -Verhältnisse – entsprechend unterschiedlicher Fahrgeschwindigkeiten an und berechnet die Ozonkonzentrationen während eines (Modell-)Tages zwischen 7 Uhr morgens und 24 Uhr nachts, so erhält man die Abhängigkeit der maximal auftretenden Ozonkonzentration von der Geschwindigkeit (Abb. 3.8).

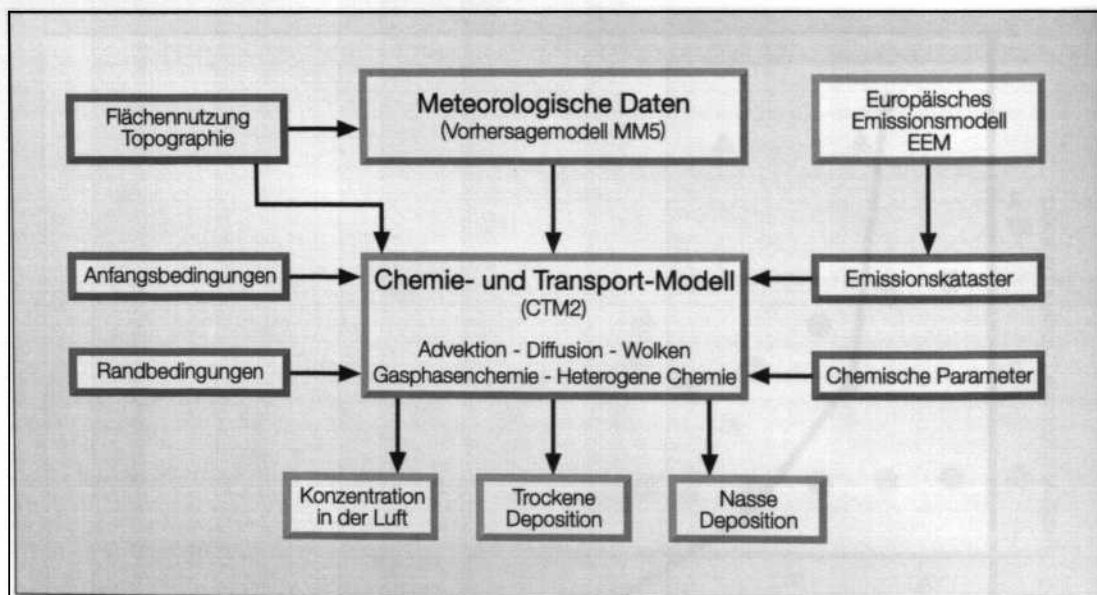


Abb. 3.9: Das EURAD-Modellsystem

Es zeigt sich eine sehr starke Abhängigkeit des maximalen Ozonwertes von der Geschwindigkeit. Setzt man die bei 40 km/h berechnete maximale Ozonkonzentration gleich 1, so ist für eine Geschwindigkeit von 18 km/h die Konzentration fast fünfmal höher als bei 40 km/h. Dagegen erniedrigt sich das Ozonmaximum bei einer Erhöhung der Geschwindigkeit von 60 km/h auf 120 km/h um etwa den Faktor 2.

Absolute Aussagen über die wirklichen Verhältnisse in Ballungsgebieten sind mit solchen Modellrechnungen natürlich nur beschränkt möglich, da die wirkliche meteorologische Situation und die Emissionsbedingungen sowie die importierten Spurenstoffe nicht berücksichtigt werden können. Hierzu bedarf es weit aufwendigerer Chemie- und Transportmodelle.

3.5.2 Dreidimensionale Chemie- und Transportmodelle

Am oberen Ende der Skala von Modellen, bezogen auf ihre physikalisch-chemische Komplexität und ihren Bedarf an Computerressourcen, stehen dreidimensionale, zeitabhängige Chemie- und Transportmodelle. Diese Modelle verknüpfen die chemischen Reaktionen, wie sie auch in Boxmodellen verwendet werden, mit den physikalisch/meteorologischen Prozessen in der realen Atmosphäre.

In Abb. 3.9 wird anhand des EURAD (Europäisches Ausbreitungs- und Depositionsmodell)-Modellpakets (HASS/JAKOBS/MEMMESHEIMER 1995) der Universität zu Köln, an dessen Entwicklung beziehungsweise Weiterentwicklung das ICG-2 beteiligt ist,

dargestellt, wie ein solches System aufgebaut ist und was damit berechnet werden kann.

Es wird deutlich, daß neben den chemischen Parametern (zum Beispiel Reaktionskonstanten) und meteorologische Parametern (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Feuchte, Strahlung) weitere Informationen über Topographie, Landnutzung, Bevölkerungsdichte und Emissionen im betrachteten Untersuchungsgebiet benötigt werden.

Bei diesen Modellen wird über das Untersuchungsgebiet ein in der Regel rechteckiges dreidimensionales Rechengitter legt, auf dem dann die mathematischen Gleichungen gelöst werden. Je mehr Gitterpunkte verwendet werden, desto höher ist der Rechenaufwand, aber desto besser können auch kleinräumige Effekte aufgelöst werden. Doch selbst mit den schnellsten und größten verfügbaren Rechnern können heutzutage noch keine Modellrechnungen für die gesamte Bundesrepublik mit einem Raster von einigen 100 m x 100 m durchgeführt werden. Deshalb werden Gebiete ausgesucht, die von besonderem Interesse sind, z. B. Ballungsgebiete wie das Ruhr-Gebiet; in diesem Teilgebiet werden dann die Modellrechnungen mit höherer räumlicher Auflösung durchgeführt. Je nach der Größe des Gebietes, in dem ein solches Modell angewendet wird, wird zwischen lokalen, regionalen und globalen Modellen unterschieden. Zwar werden in allen Modellen die gleichen physikalischen und chemi-

schen Prinzipien und Gesetze angewendet, jedoch kann die mathematische Realisierung aus rechenökonomischen Gründen sehr unterschiedlich sein.

Je nach Funktionalität können mit Chemie- und Transportmodellen nicht nur dreidimensionale, zeitabhängige Konzentrationsverteilungen z. B. von Ozon berechnet werden, sondern man ist auch in der Lage, explizit anzugeben, wo der untersuchte Spurenstoff in welcher Menge und durch welche Prozesse gebildet wird. In einem weiteren Schritt können dann Flüsse aus bestimmten Gebieten in andere Gebiete hinein berechnet und damit Bilanzen erstellt werden. Dadurch kann auch über die Variation der Anfangs- und Randbedingungen, zum Beispiel die Reduzierung der Emissionen von Kraftfahrzeugen und die dadurch bewirkten Änderungen in den Luftkonzentrationen, eine Bewertung unterschiedlicher Antriebskonzepte im Straßenverkehr vorgenommen werden (siehe Kapitel 6).

Im Rahmen der europäischen Zukunftsinitiative *EUREKA* wurden im Projekt *EUROTRAC* in enger Zusammenarbeit mit dem Teilprojekt *EURAD* umfangreiche Modellrechnungen mit dem meteorologischen Vorhersagemodell MM5⁶ (GRELL/DUDHIA/STAUFFER 1993) und dem Chemie- und Transportmodell CTM2 (HASS 1991) zur Simulation der europaweiten Verteilung von Photooxidantien durchgeführt. Hierzu erfolgte mit MM5 auf der Basis von globalen meteorologischen Analysen eine Wettervorhersage über mehrere Tage.

⁶ *Meteorological Mesoscale Model*, Version 5

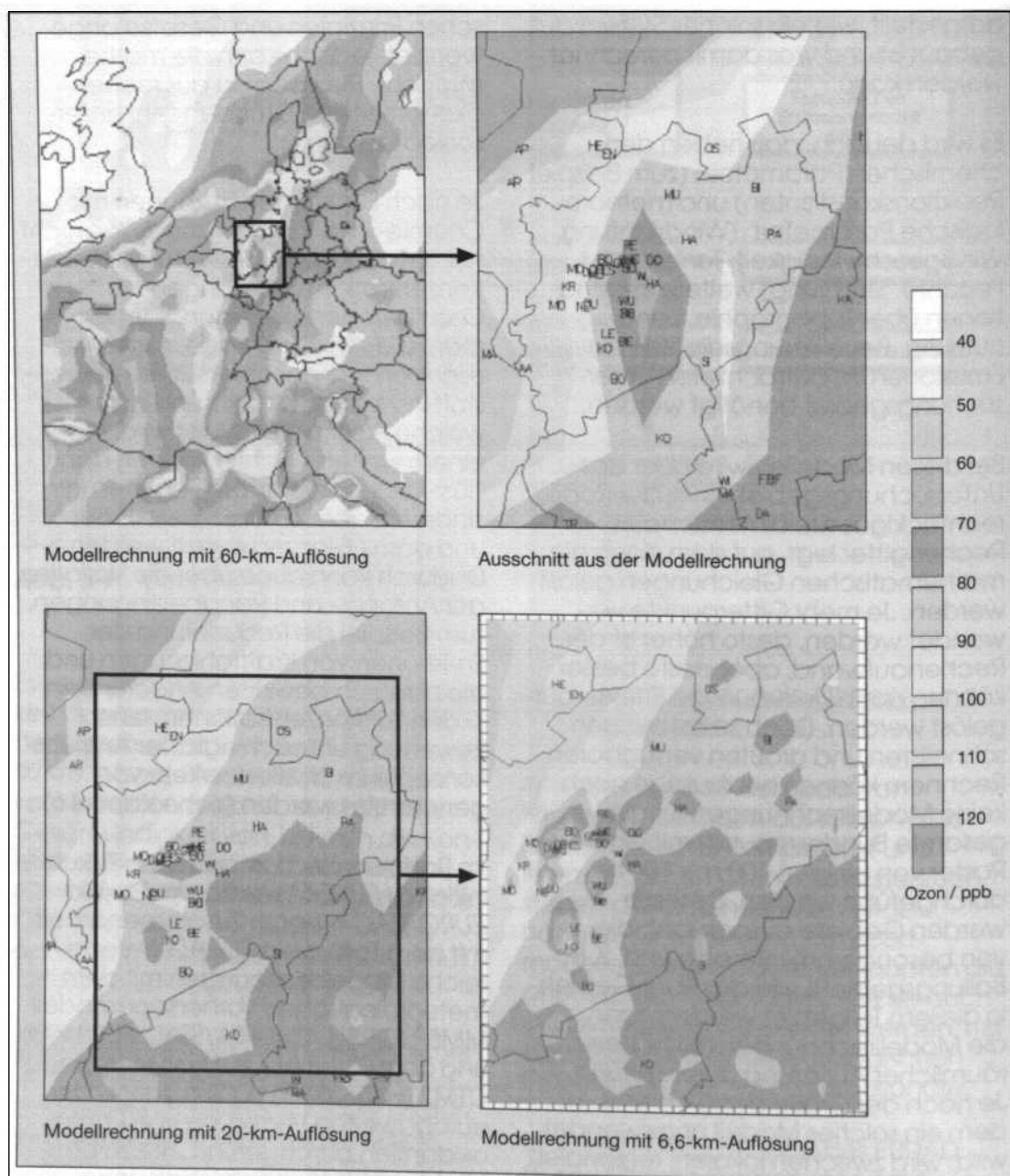


Abb. 3.10 Verteilung des bodennahen Ozons in Europa und in Nordrhein-Westfalen während eines Tages einer hochsommerlichen Ozonepisode im Jahr 1990 (a: Modellrechnung mit 60 km Auflösung, b: Ausschnitt aus der Modellrechnung a, c: Modellrechnung mit 20 km Auflösung, d: Modellrechnung mit 6,6 km Auflösung)

Mit den Ergebnissen der Wettervorhersage sowie von Emissionskatastern, die vom Projekt *EMEP* bereitgestellt und in geeigneter Weise für die Modellrechnungen aufbereitet wurden, konnte für die Smog-Episode vom 29.7.1990 bis 5.8.1990 exemplarisch die Verteilung der Konzentration von Ozon, seinen Vorläufern und weiteren Photooxidantien mit unterschiedlicher horizontaler Auflösung des Modellgitters simuliert werden.

Abb. 3.10 zeigt die Ergebnisse für die bodennahe Konzentrationsverteilung von Ozon am 4. August 1990 bei unterschiedlicher horizontaler Auflösung des Modellgebietes. Bei einer Auflösung von 60 km x 60 km erkennt man eine im europäischen Maßstab durchaus noch große räumliche Variabilität des Ozons (Abb. 3.10a). Wird nur Nordrhein-Westfalen betrachtet (Abb. 3.10b), das in dieser Simulation von insgesamt sechs Gitterpunkten überdeckt wird, so ist ersichtlich, daß diese Auflösung nicht geeignet ist, kleinräumige Strukturen adäquat abzubilden. Es wäre zu erwarten, daß im *Rhein-Ruhr*-Ballungszentrum wegen der hohen NO_x -Emissionen in der unmittelbaren Umgebung der Großstädte ein Titrationseffekt für Ozon zu beobachten ist. Dies ist nicht der Fall. Zwar tritt ein Ozonminimum auf, jedoch liegt dieses südöstlich des Ruhrgebietes.

Eine Verringerung der Gitterweite auf 20 km ändert zwar die Struktur der Konzentrationsverteilung (Abb. 3.10c), aber ohne daß dadurch einzelne Großstädte identifizierbar wären. Erst bei einer Auflösung von 6,6 km x 6,6 km wie in Abb. 3.10d sind die Großstädte mit ihren gegenüber dem Umland deutlich

niedrigeren Ozonkonzentrationen identifizierbar. Daß solche Strukturen in der Realität auch beobachtbar sind, wurde in der jüngsten Vergangenheit in einer Meßkampagne gezeigt (z. B. *TRAINER et al.* 1995), bei denen mit Hilfe von Flugzeugen die Abluffahne einer Großstadt in den USA vermessen wurde. Während im Luv dieser starken NO_x -Quelle die Ozonkonzentrationen bei 60 ppb lagen, wurden im Lee etwa 20 km von der Stadt entfernt mehr als 100 ppb gemessen. Die Werte für NO_y waren dort um mehr als den Faktor 3 höher als im Luv (Abb. 3.11).

Simulationen und Modellrechnungen zeigen damit eindeutig: Je höher die Auflösung der Modelle ist, desto detaillierter müssen die Informationen über die Vorläufersubstanzen von Ozon sein.

3.5.3 Überprüfung von Chemie- und Transportmodellen

Die Qualität der Ergebnisse von Modellrechnungen läßt sich am besten anhand eines Vergleichs mit Beobachtungen von Spurenstoffen in der Luft bewerten. Dabei sind jedoch einige wichtige Kriterien zu beachten.

Repräsentativität: Modellergebnisse stellen immer repräsentative Werte für einen bestimmten Bereich dar – über das Volumen der in der mathematischen Beschreibung zugrunde gelegten Gitterzelle und über den modellinhärenten Zeitschritt. Dementsprechend sollte sichergestellt sein, daß die zum Vergleich herangezogenen Messungen ebenfalls repräsentativ für diese Gitterzelle und den gewählten Zeitschritt sind. Da Meßorte in den

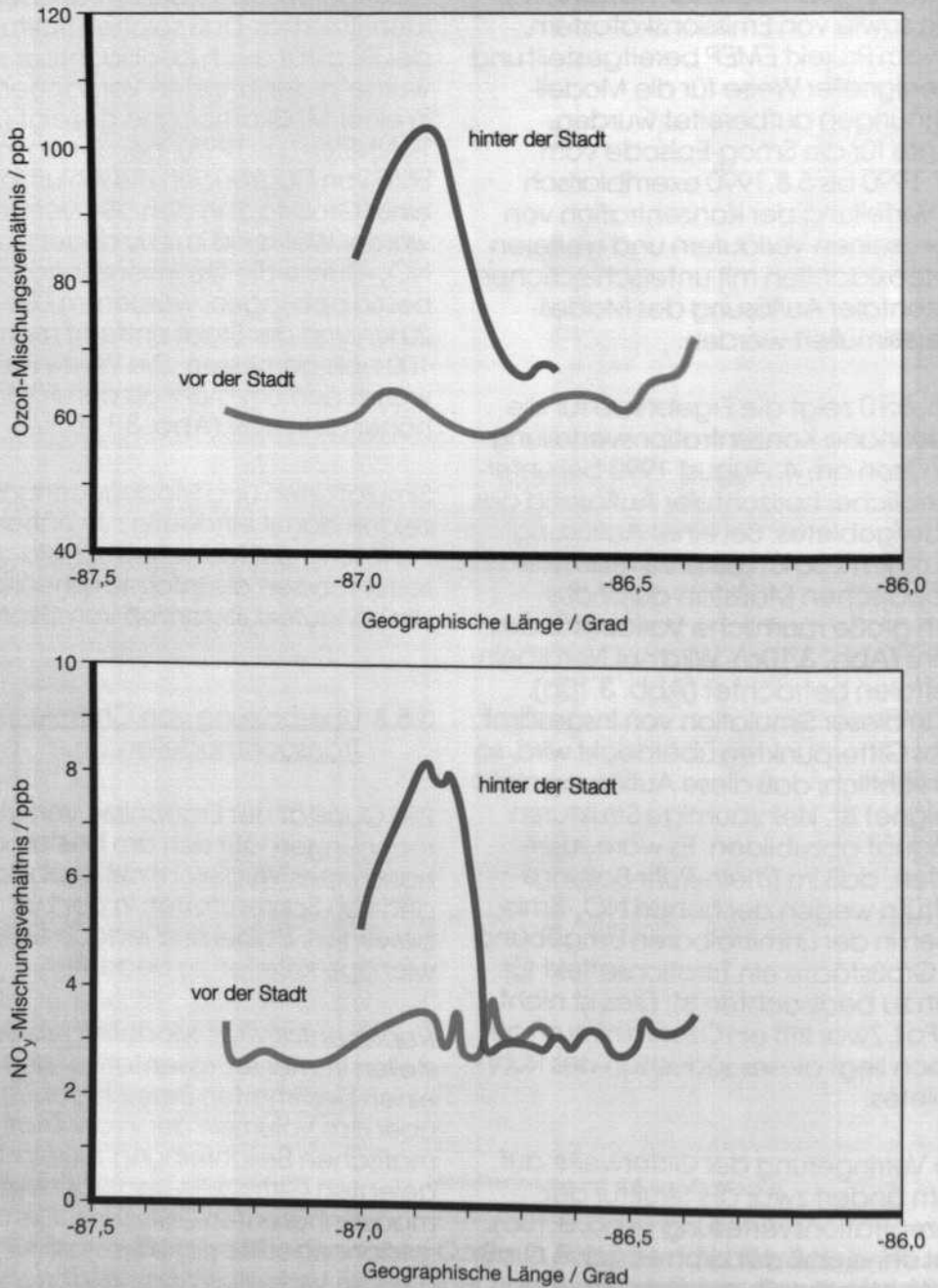


Abb. 3.11: Ozon- und NO_y- Mischungsverhältnis im Luv und Lee einer Großstadt
Quelle: nach TRAINER et al. (1995)

seltensten Fällen nach diesem Kriterium ausgewählt wurden, können hier erhebliche Interpretationsfehler auftreten. Liegt eine Meßstation zum Beispiel unmittelbar an einer vielbefahrenen Straße, können die Ergebnisse hinsichtlich der Charakterisierung lokaler Verkehrsemissionen durchaus interessante Hinweise liefern, jedoch sind die Meßergebnisse dieser Station keinesfalls repräsentativ für eine größere Umgebung, die etwa ein Parkgelände oder ein wenig befahrenes Wohngebiet einschließt.

Meßgrenzen und Genauigkeit der Messungen: Für eine Reihe wichtiger Fragestellungen spielen die Meßgrenzen und die Genauigkeit von Beobachtungen eine wesentliche Rolle. Sind die Meßgrenzen zu hoch, können bedeutsame chemische Prozesse nicht hinreichend genau erfaßt werden. So läuft zum Beispiel die Ozonbildung bei niedrigen Stickoxidkonzentrationen im Bereich bis zu einigen ppb deutlich schneller ab als bei hohen Konzentrationen. Die meisten kommerziell erhältlichen und in Smogwarnnetzen eingesetzten Meßgeräte haben höhere Meßgrenzen, so daß mit den Ergebnissen solcher Messungen beispielsweise keine chemischen Bilanzen erstellt werden können.

Die Genauigkeit von Beobachtungen spielt dagegen eine Rolle bei der Bewertung der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Spurenstoffen. Die Beobachtungsfehler sollten deutlich kleiner sein als die zu erwartenden Unterschiede, um zu belastbaren Aussagen zu kommen. Liegt der Beobach-

tungsfehler für NO_x zum Beispiel bei 15 %, sind Unterschiede in dieser Größe zwischen zwei benachbarten Meßstationen nicht mehr als signifikant anzusehen.

Querempfindlichkeiten: Außerdem muß gewährleistet sein, daß wirklich nur der zu untersuchende Spurenstoff erfaßt wird und nicht etwa Querempfindlichkeiten gegenüber anderen Stoffen vorhanden sind, die das Meßergebnis verfälschen. Als Beispiel sei hier NO_2 genannt. Häufig werden bei den eingesetzten Geräten andere Stickstoffkomponenten, die im Photo-smog aus dem ursprünglich vorhandenen NO_x entstanden sind, mitgemessen, so daß ein höherer NO_2 -Wert vorgetäuscht wird, als er in Wirklichkeit vorhanden ist. Mit solchen Messungen können Ergebnisse von Modellen nur beschränkt bewertet werden.

3.6 Zusammenfassung

Bevor eine Entscheidung für eine der beiden in Kap. 3.4 angedeuteten Strategien getroffen werden kann, muß eine zuverlässige Charakterisierung der gegenwärtigen Emissionsszenarien vorgenommen werden.

Die Favourisierung der VOC-Reduktion gegenüber der von NO_x erbringt in dieser Betrachtung immer eine Reduktion der O_x -Maximalwerte⁷ in den Quellgebieten. Tatsächlich gelang es auf diesem Wege für die kalifornischen Ballungsgebiete die extrem hohen O_x -Spitzenwerte der 70er Jahre deutlich abzusenken. Ob hingegen die

⁷ $\text{O}_x = \text{O}_3 + \text{NO}_2$ (Vergleiche Erläuterungen in Kap. 3.2 und Abb. 3.2)

Favorisierung der NO_x -Reduktion eine O_x -Absenkung in den Quellgebieten erbringt, hängt entscheidend von den dort herrschenden Ausgangsverhältnissen $(\text{VOC})_0/(\text{NO}_x)_0$ ab. Auf der anderen Seite sind in der Favorisierung der NO_x -Reduktion erhebliche Vorteile für ein dicht besiedeltes Land wie Deutschland erkennbar: Die O_x -Belastung der umgebenden ländlichen Gebiete könnte u. U. spürbar abgesenkt werden bei gleichzeitiger O_x -Verringerung in den Quellgebieten. Dies könnte zu einer flächendeckenden Senkung der O_x -Belastung für Deutschland führen und wäre dann eine Maßnahme im Sinne einer optimalen O_x -Reduktionsstrategie, die pauschalisierte Emissionsreduzierungen ersetzt durch an luftchemische Oxidations-Prozesse angepaßte (gewichtete) Reduzierungen der beteiligten Emissionskomponenten.

Was das Ausmaß der zu erreichenden Emissionsreduzierungen angeht, so deutet sich aus den Ergebnissen von Modellrechnungen an, daß zur Erzielung substanzieller O_x -Reduktionen von ca. 20 bis 30 % die Vorläufersubstanzen um ca. 50 % abgesenkt werden müssen.

Aufgrund fehlender flächendeckender Daten über die Vorläuferkonzentrationen (insbesondere die der VOCs) kann jedoch eine belastbare Überprüfung solcher Modellaussagen nur in sehr unzureichender Weise vorgenommen werden. Darüber hinaus sind die für die derzeitigen Modelle verwendeten chemischen Mechanismen noch unvollständig hinsichtlich der ablaufenden Prozesse der Oxidantienbildung. Wenn auch die Aussagekraft solcher Ergebnisse aufgrund der großen

Fehlerbreiten der Emissionsdaten mit großer Unsicherheit behaftet ist, so muß doch die Frage gestellt werden, ob bei den gegenwärtigen Antriebssystemen weitere Reduktionspotentiale in dieser Größenordnung vorhanden sind oder ob die Hinwendung zu emissionsärmeren Antriebssystemen die einzige mögliche Alternative darstellt.

Literatur

- BAILEY, J. C./SCHMIDL, B./WILLIAMS, M. L. (1990)
 "Speciated hydrocarbon emissions from vehicles operated over the normal speed range on the road"
Atmospheric Environment, 24A, 43 – 55
- EHHALT *et al.* (1991)
 "The Chemistry of the Hydroxyl Radical in the Troposphere"
Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, 97B, 17 – 34
- FEHSENFELD, F. *et al.* (1992)
 "Emissions of volatile organic compounds from vegetation and the implications for atmospheric chemistry"
Global Biogeochemical Cycles 6, 389 – 430
- GEISS, H./VOLZ-THOMAS, A. (1993)
 Lokale und regionale Ozonproduktion: Chemie und Transport
 Berichte des Forschungszentrums Jülich GmbH: JÜL-2764
- GILGE, ST. *et al.* (1994)
 Messungen von Wasserstoffperoxid und organischen Hydroperoxiden am Schauinsland im Schwarzwald – Ein Beitrag zur Charakterisierung der limitierenden Faktoren bei der Ozonproduktion
 Berichte des Forschungszentrums Jülich GmbH, JÜL-2998
- GRELL, A./DUDHIA, J./STAUFFER, D.R. (1993)
 "A Description of the Fifth-Generation PENN STATE/NCAR MESOSCALE MODEL (MM5)"
NCAR Technical Note TN-398+IA
- GUICHERIT, R. (1988)
 "Ozone on an urban and regional scale – with specific reference to the situation in the Netherlands"
Tropospheric Ozone, Hrsg. I. S. A. Isaksen, D. Reidel Publishing Company, S. 49 – 62

- HASS, H. (1991)
Description of the EURAD Chemistry-Transport-Model Version 2 (CTM2)
Mitteilungen aus dem Inst. für Geophysik und Meteorologie der Universität Köln
(Hrsg. Ebel, A. *et al.*), Heft 83
- HASS, H./JAKOBS, H.J./MEMMESHEIMER, M. (1995)
"Analysis of a Regional Model (EURAD) near Surface Gas Concentration Predictions Using Observations from Networks"
Meteorology and Atmospheric Physics 57, 173 – 200
- HESS, G. D. *et al.* (1992a)
"The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 1. Temperature and initial composition effects"
Atmospheric Environment 26A, 625 – 641
- HESS, G. D. *et al.* (1992b)
"The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 2. Initial addition of alkanes and alkenes"
Atmospheric Environment 26A, 643 – 651
- HESS, G. D. *et al.* (1992c)
"The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 3. Dilution and emission effects"
Atmospheric Environment 26A, 653 – 659
- KLEMP, D. *et al.* (1993)
"Indications for biogenic sources of light olefins in the vicinity of Schauinsland/Black Forest (TOR station No. 11)"
Air pollution Research Report 47, CEC, Directorate-General for Science, Research and Development, Hrsg.: Stalina, J./Angeletti, G./Beilke, S., Brüssel, 1993, 271 – 279
- KLEY, D. *et al.* (1990)
Ozon in Deutschland, Die Belastung durch Ozon in ländlichen Gebieten im Kontext der neuartigen Waldschäden
Monographien des Forschungszentrums Jülich GmbH, Band 2
- KLEY, D. *et al.* (1993)
"The Importance of hydrocarbon measurements"
Borrell, P. M. *et al.* (Hrsg.) (1993).
Proceedings of the EUROTRAC Symposium 92, SPB Academic Publishing bv, Den Haag, 98 – 103
- MOUSSIOPOULOS, N. (Hrsg.) (1994)
The EUMAC Zooming Model, Model structure and applications
EUROTRAC, International Scientific Secretariat, Garmisch Partenkirchen
- NRC (1991)
National Research Council
Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution
National Academy Press, Washington, D.C.
- POPPE, D., ZIMMERMANN, J., DORN, H.P. (1995)
"Field data and model calculations for the hydroxyl radical"
Journal of Atmospheric Science 52, 3402 – 3407
- STAEHELIN, J./SCHLÄPFER, K. (1994)
Schlußbericht des Forschungsprojektes: Erfassung von Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs mittels Messungen im Gubristtunnel (Projekt im EUROTRAC-Subprojekt GENEMIS), Zürich und Basel
- STOCKWELL, W. R./KLEY, D. (1994)
The EURO-RADM mechanism. A gas-phase chemical mechanism for European air quality studies.
Berichte des Forschungszentrums Jülich GmbH, JÜL-2868
- TRAINER, M. *et al.* (1995)
"Regional ozone and urban plumes in the southeastern United States: Birmingham, a case study"
Journal of Geophysical Research, Vol. 100, no. D9, 18,823-18,834
- UBA (1994)
Abgas-Emissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland
Technischer Überwachungsverein Rheinland, Sicherheit und Umweltschutz GmbH
UBA-Berichte 8/94, Erich Schmidt Verlag GmbH&Co., Berlin
- VOLZ, A./KLEY, D., (1988)
"Ozone in the 19th century. An evaluation of the Montsouris series."
Nature 332, 240 – 242
- VOLZ-THOMAS, A. *et al.* (1992)
"Local and regional ozone production: chemistry and transport"
EUROTRAC annual report 1991, International Scientific Secretariat, Garmisch-Partenkirchen, 122 – 129
- VOLZ-THOMAS, A. *et al.* (1995)
"Atmospheric processes responsible for the observed changes in ozone – Tropospheric ozone"
Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1994, World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project, Report No. 37, Part 2, Chapter 5, Geneva, 5.1 – 5.30

4. Maßnahmen der Gesetzgeber und der Industrie: Emissionen und Immissionen des Straßenverkehrs

Im folgenden Kapitel werden die europäische und die deutsche Gesetzgebung sowie Vorschläge der Automobilhersteller zum Themenkomplex *Emissionen und Immissionen des Straßenverkehrs* betrachtet. Zunächst sollen einige Anregungen, Absichtserklärungen und Maßnahmen im Überblick vorgestellt werden.

Europäische Union

- Ein "Dreistufenplan für europäische Abgasgrenzwerte" regelt für Kraftfahrzeuge aus der Serienproduktion die Emissionen von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden, Partikeln und Verdunstungsemissionen (Tab. 4.1 und 4.2).
- Als Fahrzyklus für Pkw (< 2500 kg) gilt mit der 1. Stufe des vorgenannten

"Dreistufenplans" ab 1.1.1993 der "neue europäische Fahrzyklus". Er wird auf dem Rollenprüfstand in zwei Teilen vermessen. In Teil 1 wird der Stadtverkehr simuliert (Stadtzyklus). In Teil 2 werden außerstädtische Beschleunigungsvorgänge bis zu Geschwindigkeiten von max. 120 km/h simuliert (*Extra Urban Driving Cycle, EUDC*) (Abb. 4.1).

- Grenzwerte der 2. Abgasgrenzwertstufe für Motorräder werden noch im Stadtzyklus vermessen. Eine Änderung dieses Fahrzyklus in 1998/99 ist gegenwärtig in der Diskussion.
- Als Fahrzyklus für Nutzfahrzeuge (Lkw und Busse) gilt der ECE-13-Stufen-Motortest. Er gilt zunächst nur für die Abgasgrenzwerte bis zur 2. Stufe (EURO II, Tab. 4.2).

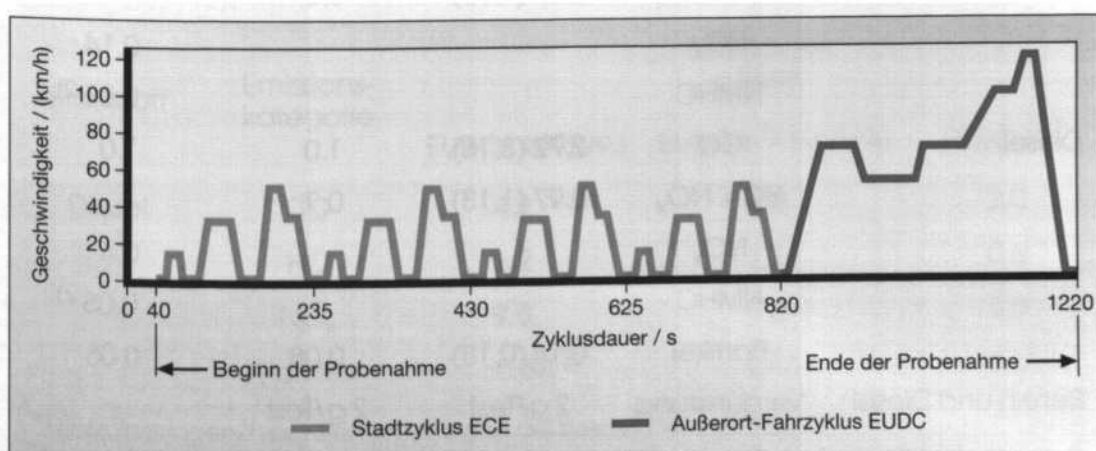


Abb. 4.1: Neuer europäischer Fahrzyklus für Pkw: City + EUDC

- Abgasvorschriften für andere Verbrennungsmotoren wie Bau- maschinen, Kettensägen, Rasen- mähern, Schiffsmotoren und andere stationäre Motoren sind in Vor- bereitung.
- Die Kraftstoffqualität soll innerhalb der EU verbessert werden.
- Die Unterzeichnerstaaten des "Genfer Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen in der EU" haben sich zu einer Reduktion von NO_x - und NMOG-Emissionen um 30 % verpflichtet. Das jeweilige Bezugsjahr ist in den Protokollen vereinbart.
- In der EU wurden Vereinbarungen zur Überwachung der Ozonkonzentrationen und zu Schwellenwerten (Tab. 2.3) entsprechend der Richtlinie 92/72/EWG des Europäischen Rates getroffen.
- Das Verkehrsmanagement soll durch die Einführung von Telematik und intelligenten Systemen im Straßen- verkehr verbessert werden.

Tabelle 4.1: Stufenplan europäischer Abgasgrenzwerte für Pkw

Kraftstoff	Emissions- kategorie	Emissionen g/km		
		91/441/EWG 1. Stufe ab 92/93 Typ (Serie)	94/12/EG 2. Stufe ab 96/97 Typ = Serie	Vorschlag UBA ¹⁾ ab 2000
Benzin	CO	2,72 (3,16)	2,2	2,2
	HC + NO_x	0,97 (1,13)	0,5	
	NO_x			0,14
	NMHC			0,05 ²⁾
Diesel	CO	2,72 (3,16)	1,0	1,0
	HC + NO_x	0,97 (1,13)	0,7	
	NO_x			0,4
	NMHC			0,05 ²⁾
	Partikel	0,14 (0,18)	0,08	0,05
Benzin und Diesel	Verdunstung	2 g/Test	2 g/Test	

¹⁾ Option des UBA für die 3. Stufe ab 2000 (nach UBA 1995)

²⁾ NMHC siehe "Definitionen und Abkürzungen"

Deutschland

- Der "Dreistufenplan für europäische Abgasgrenzwerte" wird in Deutschland entsprechend dem Bundesimmissionsschutz-Gesetz (BImSchG) in der Straßenzulassungsordnung geregelt. In Tab. 4.1, die als 3. Stufe einen Vorschlag des UBA vom April 1995 für die Serienproduktion ab dem Jahr 2000 beinhaltet, sind diese Abgasgrenzwerte exemplarisch für Pkw dargestellt.
- In Deutschland sollen Kraftstoff-Dämpfe beim Umfüllen von Kraftstoffen und beim Betanken von Pkw rückgeführt werden.
- Seit 1993 besteht in Deutschland auch für Katalysator- und Dieselfahrzeuge die Pflicht zur Abgasuntersuchung (AU).
- Deutschland ist die Verpflichtung eingegangen, bezogen auf das Jahr 1990 die CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2005 um 25 % zu reduzieren.
- In Deutschland wird die Einführung einer Emissions- oder Energiesteuer diskutiert¹.
- Die deutsche Automobilindustrie (VDA) ist die Selbstverpflichtung eingegangen, den Verbrauch der deutschen Pkw-Flotte um etwa 2 % pro Jahr zu senken. Daraus ergibt sich eine Verbrauchsminderung um etwa 25 % (d. h. 5 – 6 Liter/100 km) bis zum Jahr 2005.
- Die Bundesländer *Bayern, Baden-Württemberg* und *Niedersachsen* und die Automobilhersteller *BMW, Volkswagen, Mercedes-Benz* und *Porsche* haben sich auf einen

¹ Nach AN (1996) liegt der Entwurf für ein Gesetz vor, mit dem die bisher hubraumabhängige Kfz-Steuer für Pkw zum 1. Januar 1997 auf Schadstoffemissionen und teilweise auf Kraftstoffverbrauch umgestellt werden soll.

Tabelle 4.2: Grenzwerte für Abgasemissionen von Nutzfahrzeugen im 13-Stufen-Test

Kraftstoff	Emissions-kategorie	Emissionen g/kWh		
		EURO I 1992/93	EURO II ¹⁾ 1995/96	EURO III ²⁾
Diesel	CO	4,9	4,0	2,0
	HC	1,2	1,1	0,6
	NO _x	9,0	7,0	5,0
	Partikel	0,68 ³⁾	0,15	0,1

¹⁾ Erstzulassungen/Typprüfanforderungen bei besserer Kraftstoffqualität

²⁾ nach KOLKE (1995)

³⁾ für Motoren < 85 kW

"Autokonsens" geeinigt. Er sieht die Entwicklung eines Pkw auf der Basis eines Dieselmotors mit einem Verbrauch von 3 l / 100 km im EUROMIX vor. Gleichzeitig wird eine Absenkung der Kraftfahrzeugsteuer für Diesel-Pkw von heute 37,10 DM/100 cm³ auf 30 DM/100 cm³ angestrebt.

- Als Maßnahmen zur Regulierung der Emissionen des Straßenverkehrs sind die Wintersmog-Verordnung nach BImSchG § 40 und die Sommersmog-Verordnung nach BImSchG 40 a-e zu nennen.

4.1 Gesetzgeberische Maßnahmen in der Europäischen Union

Es soll noch einmal hervorgehoben werden, daß es auf der Grundlage des Genfer Übereinkommens von 1979 europaweit verbindliche Vereinbarungen für die Einschränkung der NO_x- und NMOG-Emissionen um 30 % gibt. Das entsprechende deutsche Gesetz aus dem Jahr 1982 regelt das Zusammenwirken mit anderen europäischen Staaten bei der Bekämpfung von Luftverunreinigungen und ihren Auswirkungen einschließlich des weiträumigen Transports von luftverunreinigenden Stoffen. Zunächst war nur von SO₂ die Rede, und andere Luftverunreinigungen wurden nicht explizit aufgeführt, aber in die Betrachtung eingeschlossen. Dieser Ansatz zur Reduzierung der genannten Emissionen gilt pauschal für alle Emittentengruppen – genauso wie die Vorgabe der Bundesregierung, die Reduktion der CO₂-Emissionen in Deutschland um 25 % bis zum Jahr 2005 zu erreichen.

In der EU werden die Ergebnisse aus den bereits getroffenen Maßnahmen diskutiert und weitere Maßnahmen vorbereitet. Folgende Themen stehen zur Diskussion, die insbesondere die Reduktion von Ozon und entsprechenden Vorläuferstoffen betreffen:

- Festlegung von Meßstationen und Meßmethoden für Ozonmessungen; entsprechender Informationsaustausch und Festlegung von Schwellenwerten (EU-Richtlinie 92/72).
- Festlegung von Emissionsstandards für Kraftfahrzeuge und Kraftstoffumfüllsysteme. Dadurch sollen u. a. die HC-Emissionen von Pkw (Verbrennungs- und Verdunstungsemissionen) in den nächsten 10 bis 15 Jahren um 80 bis 90 % gesenkt werden.
- Festlegung von Kraftstoffqualitäten; dies betrifft insbesondere den Anteil des Schwefels im Dieselmotorkraftstoff und den des Bleis im Benzin. Hierzu gehören auch Vereinbarungen zwischen der EU und der Automobilindustrie zur Senkung der Fahrzeugemissionen insgesamt. Dazu müssen kosteneffektive Lösungen für abgestimmte motor-technische und kraftstoffspezifische Maßnahmen gefunden werden.
- Im Rahmen des *Auto-Oil*-Vorhabens der EU in Zusammenarbeit mit der Automobilindustrie und der Mineralölwirtschaft werden gegenwärtig die Auswirkungen bestimmter Kraftstoffspezifikationen auf die Abgasemissionen untersucht. Hiervon sollen möglicherweise Anforderungen an die Kraftstoffspezifikationen zur Fortschreibung einer 3. Abgasgrenzwertstufe festgelegt werden.

- Festlegung von Maßnahmen zur Emissionssenkung auch für Industrie, Kraft- und Heizwerke sowie Kleinverbraucher.
- Festlegung von Luftqualitätsstandards insbesondere mit Bezug auf Schwefeldioxid, Blei, Stickstoffdioxid, Partikel, Kohlenmonoxid und Ozon.
- Festlegung von Maßnahmen zur Verbesserung der Energie-Effizienz für Energieumwandlungssysteme.

4.2 Gesetzgeberische Maßnahmen in Deutschland

Vorangehend wurden in diesem Kapitel einige Maßnahmen und Anregungen aufgeführt, die zum Teil bereits rechtsverbindlichen Charakter für Deutschland haben. In Deutschland regeln das BImSch-Gesetz und entsprechende Durchführungsverordnungen im einzelnen den Umgang mit den gesetzlichen Vorgaben – z. B. in Form der *Technischen Anleitung Luft* oder der *Straßenverkehrszulassungsordnung* (StVZO). So gibt es mit der Anwendung des Genfer Übereinkommens und der deutschen CO₂-Reduktionsvorgabe im allgemeinen und den Emissionsstandards für Kraftfahrzeuge im besonderen Ansätze für die Reduktion von Emissionen. Doch im Sinne der im Kapitel 3 geführten Diskussion über den Zusammenhang zwischen Ozon und Sommersmog einerseits und Vorläuferstoffen wie CO, NO_x und NMOG andererseits sind im Verkehrsbereich nur geringe Ansätze zu erkennen, neben der Quantität der Vorläuferstoffe (Abgasvorschriften) insbesondere die Qualität der NMOG-Emissionen zu verbessern.

Im Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 40 BImSchG) werden Wintersmog (Abs. 1) und bei austauscharmen Wetterlagen für örtliche Bereiche immissionsbedingte Verkehrsbeschränkungen (Abs. 2) angesprochen.

BImSchG § 40.1

Das BImSchG gibt in § 40 Abs. 1 den Straßenverkehrsbehörden die Möglichkeit, den Kraftfahrzeugverkehr zu beschränken oder zu verbieten, um eine Gefährdung der Bevölkerung durch Luftschadstoffe zu vermindern beziehungsweise zu vermeiden. Die Ermächtigung nach § 40.1 bezieht sich nur auf austauscharme Wetterlagen speziell im Hinblick auf winterliche Smog-Situationen. Damit ist dieser § 40.1 nur geeignet, durch kurzzeitige Maßnahmen kurzzeitige Belastungsspitzen abzubauen.

BImSchG § 40.2

Die Anwendung von § 40 Abs. 2 ist nicht an bestimmte Wetterlagen gebunden. In bestimmten Gebieten kann die Straßenverkehrsbehörde (Landesbehörde) unter Berücksichtigung der Verkehrsbedürfnisse und der städtebaulichen Belange Kraftfahrzeugverkehr beschränken oder verbieten, um schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen zu vermindern oder deren Entstehen zu vermeiden. Somit sind hier längerfristige, planerische Maßnahmen möglich. Typische verkehrsbedingte Immissionskonzentrationswerte für NO_x, Benzol und Ruß sowie Meß- und Beurteilungsverfahren müssen festgelegt werden

(23. BImSch-Verordnung), Sekundäre verkehrsbedingte Luftverunreinigungen (z. B. Ozon) werden nicht in die Verordnung aufgenommen. Die Verordnung gilt nur für die Beurteilung kleinräumiger Gebiete. Eine Verordnung des Bundesverkehrsministeriums soll die Maßnahmen der Verkehrsbeschränkung regeln.

Auf Anregung der Bundesregierung hat der Bundesrat zu § 40 BImSchG die 23. Verordnung (BImSchV) verabschiedet (BUNDESRAT 1994b). Sie wird aber so lange nicht in Kraft treten können, wie eine hierzu notwendige Verwaltungsvorschrift aus dem Bundesverkehrsministerium fehlt. In dieser 23. BImSchV werden Konzentrationswerte für NO_x ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als 98 % Halbstundenmittelwerte eines Jahres), Benzol (1995: $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 1998: $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwerte) und Rußpartikel (1995: $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 1998: $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwerte) aufgeführt, bei deren lokaler Überschreitung auf Länderebene verkehrseinschränkende Maßnahmen ermöglicht werden.

Es ist noch einmal festzuhalten, daß § 40 Abs. 2 BImSchG sich nicht gegen den Einfluß von Tagesspitzenimmissionen auf die Umweltbelastung richtet, sondern nur langfristige hohe Immissionsbelastungen berücksichtigt.

BImSchG § 40 a-e

Die 43. Umwelt-Minister-Konferenz (UMK) ging in ihrer Sitzung vom November 1994 über die oben genannten Ansätze hinaus. Sie sprach auf Anregung des Landes NRW davon, daß eine wirksame Bekämpfung der episodenhafte auf-

tretenden hohen Ozonkonzentrationen nur über eine zumindest bundesweite Strategie zu erreichen sei. Sie forderte mit Bezug auf den hohen Emissionsanteil des Verkehrs und den daraus abzuleitenden Umweltbelastungen als langfristige Maßnahmen u. a. Verkehrsvermeidung und Verkehrsbeschränkung, Verlagerung des Verkehrs von der Straße auf die Schiene, Verschärfung der Abgasgrenzwerte für Kfz und Begrenzung des Kraftstoffverbrauchs für Neufahrzeuge, Qualitätsverbesserungen von Kraftstoffen und Förderung von Alternativkraftstoffen. Durch eine Ergänzung des § 40 BImSchG sollte eine Ermächtigung geschaffen werden, durch die bei akut drohenden erhöhten Ozonkonzentrationen als kurzfristige Maßnahme der Kfz-Verkehr lokal eingeschränkt werden kann. Der Bundesrat griff diese Initiative auf und beschloß am 17.2.1995, einen entsprechenden Gesetzesentwurf in den Bundestag einbringen zu lassen. Die Arbeitsgruppe im Länderausschuß *Immissionsschutz* (LAI) hat am Jahresanfang 1995 mit der Arbeit an einer entsprechenden Ozonverordnung begonnen: Es wurden Warnstufen bei $120/180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon beziehungsweise Eingreifwerte bei $180/360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ diskutiert.

Im Mai 1995 verabschiedete die Bundesregierung einen Gesetzesentwurf zur Bekämpfung des Sommersmogs. Bei Ozonbelastungen in der bodennahen Troposphäre von $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Stundenmittelwerte an drei Meßstellen 50 km bis 300 km voneinander entfernt) können länderspezifische 24stündige Fahrverbote für Fahrzeuge ohne Abgaskatalysator – Ausnahmen werden diskutiert – ausgesprochen werden, wenn bis zum nächsten Tag eine stabile

Wetterlage erwartet wird. Der Gesetzesentwurf sieht keine Geschwindigkeitsbeschränkungen vor:

- Nach der am 14.7.1995 vom Deutschen Bundestag verabschiedeten Sommersmog-Verordnung sollen Verkehrsverbote ausgesprochen werden, falls die Ozonbelastung an zwei Meßstationen mit 50 km Entfernung und einer Meßstation in 200 km Entfernung den Grenzwert von $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreitet. Gleichzeitig muß der Deutsche Wetterdienst für den nächsten Tag eine Prognose herausgeben, die eine "Schwachwindwetterlage" (Windgeschwindigkeit $< 3\text{m/s}$) vorhersagt. Zusätzlich müssen die Landesumweltämter der Auffassung sein, daß in ihrem Meßbereich die Ozonkonzentration in den nächsten 24 Stunden $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten wird. Sind sämtliche Voraussetzungen gegeben, wird für den jeweils nächsten Tag ab 6.00 h ein entsprechendes Fahrverbot verhängt. Pendler, Urlauber, Arztbesucher usw. dürfen aber im Fahrzeug reisen.
- Ein Problem stellt die Veränderung der Bezugstemperatur bei den jeweiligen Messungen dar. Bisher wurden alle im Meßnetz erhobenen Werte auf 273 K bezogen. Für Ozon gilt aber bereits seit 21.9.1992 laut 92/720/EWG eine Bezugstemperatur von 293 K. Dies bedeutet in der Praxis, daß alle Werte, die nach der EU-Verordnung gemessen werden, etwa 7 % niedriger sind als die mit alter Bezugstemperatur. Konsequenter-

weise müßte nun auch der Grenzwert um 7 % gesenkt werden, um der Verordnung Genüge zu tun.

Das Gesetz zur Sommersmog-Verordnung und damit zur Änderung des BImSchG wurde am 19.7.1995 im Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1995 Teil I, veröffentlicht. Nach § 40 werden folgende Paragraphen eingefügt:

- § 40 a: Verkehrsverbote bei erhöhten Ozonkonzentrationen
- § 40 b: Verfahren bei Verkehrsverbotten
- § 40 c: Kraftfahrzeuge mit geringem Schadstoffausstoß
- § 40 d: Fahrten zu besonderen Zwecken
- § 40 e: Ausnahmen.

Die Bundesländer müssen auf der Basis des BImSchG entsprechende Ozon-Ausführungsverordnungen erlassen.

4.3 Studien zu Verkehrsmaßnahmen

Erste Studien setzen sich mit verkehrstechnischen und -politischen Maßnahmen auseinander, derartigen Verordnungen (Kapitel 4.2) gerecht zu werden.

FIGE-Studie

Die FIGE-Studie (STEVEN 1994) berücksichtigt nach Fahrzeugschichten², Straßenkategorien und Verkehrszuständen differenzierte Emissionsberechnungen (Emissionsbasis: 1990 für ABL;

² Als Fahrzeugschicht wird die Einteilung von Pkw und Nfz in Klassen bezeichnet, die Fahrzeugart, Antriebskonzept, Schadstoffminderungsstufe, Fahrzeugalter und Hubraumvolumen berücksichtigen (siehe STEVEN 1995).

hochgerechnet auf 1993), um die Beurteilung von möglichen Maßnahmen zur Umsetzung des § 40.2 BImSchG zu untersuchen. Dabei werden nur Emissionen des warmen Motors im Betrieb und keine Kaltstartemissionen und Verdunstungsverluste berücksichtigt.

Die FIGE-Studie zeigt auf, daß der Pkw-Verkehr die überwiegende Fahrleistung im Straßenverkehr erbringt (84 %). Er ist auch überwiegend für die HC-Emissionen (82 %) und die NO_x-Emissionen (55 %) sowie den Kraftstoffverbrauch (70 %) verantwortlich. Partikel-Emissionen werden vor allem durch den schweren Nutzfahrzeug-Verkehr verursacht (Tab. 4.3). Differenziert man diese Analyse bezüglich Innerort-, Außerort- und Autobahn- (bzw. autobahnähnlichem) Verkehr, so überragt der Innerort-Verkehr bei den HC-Emissionen (47 %), während der Autobahn-

Verkehr bei den NO_x-Emissionen (46 %) und bei den Partikel-Emissionen (52 %) einen hohen Anteil aufweist. Der Kraftstoffverbrauch verteilt sich etwa gleichmäßig auf alle drei Straßenkategorien. Beim Innerort-Verkehr hat das große Netz der Nebenstraßen (keine Bundes-, Land- und Kreisstraßen als Ortsdurchfahrten) nur einen geringen Anteil (etwa 20 %) an den gesamten innerörtlichen Emissionen. Im Hinblick auf die Vorläufersubstanzen des Ozons sind sowohl Maßnahmen im Außerort-Verkehr (NO_x und Partikel) als auch im Innerort-Verkehr (HC) erforderlich.

In der FIGE-Studie werden vier Minderungsmaßnahmen diskutiert:

- Fahrverbot
- Ersatz von Fahrzeugen
- Verflüssigung des Verkehrsablaufs
- Geschwindigkeitsbeschränkung.

Tabelle 4.3: Prozentuale Anteile unterschiedlicher Fahrzeugkategorien an den Gesamtemissionen Quelle: nach STEVEN (1994)

	Fahrleistung %	HC- Emission %	NO _x - Emission %	Partikel- Emission %	Verbrauch %
Pkw	84,40	82,20	55,40	21,20	69,78
leichte Nfz	5,3	4,00	3,90	13,20	7,00
schwere Nfz	10,00	13,30	39,20	63,80	22,24
Linienbusse	0,30	0,50	1,50	1,80	0,99
Summe	100	100	100	100	100

Anmerkung: Alte Bundesländer 1993; ohne Kaltstartemissionen; nur für warmen Motor

Bei einem Ersatz von Fahrzeugen mit hohen Emissionen durch Fahrzeuge mit niedrigen Emissionen (Ottomotoren mit geregelter Katalysator, Dieselmotoren nach Anlage XXIII zur StVZO) bei Pkw und leichten Nutzfahrzeugen sind die damit verbundenen Emissionsminderungen (HC: - 80 %; NO_x: - 52 %; Partikel: - 23 %) bei gleicher Fahrleistung etwas geringer als bei Fahrverboten. Dies gilt für Innerort-Verkehrsmaßnahmen in den ABL auf der Basis von 1993.

Die Maßnahmen bezüglich Auflösung von Stausituationen und Verflüssigung des Verkehrsablaufs innerorts auf Hauptstraßen wirken sich bezüglich der Emissionen nur geringfügig aus, wobei Belastungsspitzen bei dieser Betrachtung ausgeschlossen wurden (HC: - 22 %; NO_x: - 3 %; Partikel: - 16 %).

TÜV-Studie

Bei der Untersuchung von Emissionsminderungen durch Einführung eines Tempolimits von 90 km/h für Pkw auf Autobahnen sowie durch eine Verschärfung des Tempolimits für Pkw auf Außerort-Straßen von 100 km/h auf 80 km/h berücksichtigt die TÜV-Studie (HASSEL/JOST 1994) nur Pkw auf der Basis von Feldmessungen bezüglich Emissionen und Fahrleistungsverteilungen nach Geschwindigkeitsklassen.

Die Geschwindigkeitsbeschränkung auf Autobahnen begründet die Studie wie folgt: Einer Richtgeschwindigkeit von 130 km/h entspricht eine Durchschnittsgeschwindigkeit von 117 km/h. Wenn 75 % der Pkw-Fahrer auf Autobahnen ein Tempolimit von 90 km/h befolgen würden (entsprechend

84 km/h Durchschnittsgeschwindigkeit), ließen sich diese Pkw-Emissionen für HC um 6 % und für NO_x um 36 % reduzieren.

Bei Außerort-Verkehr auf Landstraßen zeigt sich nach der TÜV-Studie, daß eine Absenkung des Tempolimits von derzeit 100 km/h auf 80 km/h eine Zunahme der HC-Emissionen um 9 % und eine Abnahme der NO_x-Emissionen um 30 % der Emissionen dieser Straßenkategorie zur Folge haben würde. In diesem Geschwindigkeitsbereich wirkt sich also eine Geschwindigkeitsverringerung negativ auf die HC-Emissionen aus.

Nutzfahrzeuge dürfen auf Autobahnen nur maximal 80 km/h fahren. Nutzfahrzeuge mit Anhänger sowie Nutzfahrzeuge mit mehr als 7,5 t zulässiger Gesamtmasse dürfen außerorts nur maximal 60 km/h fahren. Nach der TÜV-Studie würde eine weitere Absenkung des Tempolimits für Nutzfahrzeuge die NO_x-Emissionen kaum beeinflussen, während die HC-Emissionen ansteigen würden.

TÜV- und FIGE-Studie zeigen Potentiale auf, die NO_x- und HC-Emissionen des Verkehrs zu senken. Die größten Reduktionspotentiale können nach der FIGE-Studie ausgeschöpft werden, wenn alte Fahrzeuge durch solche mit moderner Antriebstechnik ersetzt werden (HC: 80 %; NO_x: 52 %). Das Reduktionspotential als Folge von Geschwindigkeitsbegrenzungen auf Autobahnen ist mit etwa 17 % (HC) und 27 % (NO_x) (nach FIGE-Studie für alle Fahrzeuge) sowie mit 6 % (HC) und 36 % (NO_x) (nach TÜV-Studie für Pkw) eher begrenzt. Ein ähnliches Minderungs-

potential liegt nach der FIGE-Studie bei Verflüssigung des Verkehrsablaufs im Innerort-Verkehr vor.

Wenn man von der Faustformel ausgeht, daß die Emissionen der Vorläuferstoffe NMOG (bzw. HC) und NO_x um mindestens den doppelten Prozentsatz der angestrebten Senkung des Ozon-Maximums vermindert werden müssen (BRUCKMANN 1992), dann zeigen die oben diskutierten Studien, daß es schwer sein wird, eine Umweltverbesserung herbeizuführen, ohne insbesondere die Qualität der NMOG- (bzw. HC-) Emissionen und damit die summarische Reaktivität dieser Vorläuferstoffe in der bodennahen Troposphäre mit Bezug auf deren Ozonbildungspotential zu verändern.

4.4 Emissionsstandards: Europa und USA

Im folgenden werden die europäischen und amerikanischen Emissionsstandards für Straßenfahrzeuge vorgestellt und miteinander verglichen und die mit den Emissionsstandards zusammenhängenden Ozonbildungspotentiale für europäische und kalifornische Verhältnisse diskutiert.

4.4.1 Emissionen

In Anlehnung an die EU gibt es in Deutschland für Fahrzeuge Emissionsstandards, die im Vergleich zu den kalifornischen Standards als den strengsten Emissionsstandards beispielhaft für Pkw in Tab. 4.4 dargestellt sind (siehe auch Tab. 4.1). Die jeweils zugrunde gelegten Fahrzyklen (ECE für

EU und FTP für Kalifornien/USA) sind nicht direkt vergleichbar, weil der amerikanische Fahrzyklus Charakteristiken des Verkehrs im Großraum *Los Angeles* betont, der europäische Fahrzyklus dagegen auch Geschwindigkeiten bis 120 km/h beinhaltet (Abb. 4.1). Auch das für die spezifischen Emissionen wichtige Kaltstartverhalten wird in die Zyklen unterschiedlich einbezogen. Die Gesetzgeber haben in den USA und auch in der EU die Verschärfung der Emissionsstandards durch zeitliche Staffelung schon heute sichtbar gemacht. Außerdem wird über neue Fahrzyklen diskutiert, um das Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen situationsgerechter abbilden zu können.

Gegenwärtig fassen europäische Emissionsstandards für Pkw Kohlenwasserstoffe (HC) und Stickoxide (NO_x) als Summe zusammen, obwohl nach den in Kapitel 3 diskutierten Erkenntnissen neben den absoluten Konzentrationen von NMOG (beziehungsweise HC) und NO_x in Luft gerade das Verhältnis dieser beiden Vorläuferstoffe für die Bildung von Sekundärschadstoffen in der bodennahen Troposphäre von großer Bedeutung ist. In den USA hingegen müssen die NO_x getrennt von den NMOG als Pkw-Emissionen einzeln ausgewiesen werden, wenn ein Fahrzeughersteller eine Zertifizierung für eine Pkw-Markteinführung erhalten will. Die getrennte Begrenzung von NMOG und NO_x wird in Europa für die 3. Stufe der Abgasgrenzwerte (Vorschlag; UBA 2000 – siehe Tab. 4.1) diskutiert.

Mit Bezug auf die Emissionsstandards in den USA beziehungsweise in Kalifornien ist zu ergänzen, daß die Einwirkung auf die Fahrzeughersteller durch Vorgaben

spezifischer, auf die gefahrene Meile bezogener Emissionsgrenzwerte ein zeitlich gestaffeltes Diktat für die Einführung fortschrittlicher Fahrzeugkonzepte einschließlich sauberer Energieträger ist. Derartige Vorgaben liegen als erlaubte Durchschnittsflotten-Emissionen vor. Sie erlauben dem Fahrzeughersteller, auf dem Markt neben den emissionsarmen Fahrzeugen auch Fahrzeuge mit höheren Emissionen anzubieten, aber insgesamt unter Einhaltung der erlaubten Durchschnittsflotten-Emissionen seiner im Jahr verkauften Pkw-Flotte. Dabei können sich für einen Fahrzeughersteller auch Emissionskredite ergeben, wenn z. B. die Grenzen der vorgeschriebenen Emissionswerte einer Flotte durch die tatsächlichen Verkaufszahlen von Fahrzeugen mit niedrigeren Emissionsgrenzwerten unterschritten werden. Emissionskredite können gegebenenfalls zum Ausgleich von Emissionsdefiziten, welche sich unter Umständen in Folgejahren ergeben, verwendet werden.

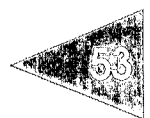
Im Juli 1995 schlug die *California Air Resources Board* (CARB) die Einführung weiterer Fahrzeugkategorien vor, die unter definierten Randbedingungen dem ZEV-Standard gleichgesetzt werden. Beim neu vorgeschlagenen ELEV-Standard (*Equivalent Zero Emission Vehicle*) darf das entsprechende Fahrzeug nicht höhere direkte, fahrzeuggebundene Emissionen (*tailpipe emissions*) freisetzen, als das ZEV-Fahr-

zeug nach seinem Standard indirekt für die Stromerzeugung emittiert. Dies gilt für die Stromerzeugung in Kalifornien mit einem Strommix, der zu 33 % auf nicht-fossilen Energiequellen basiert³. Dadurch wird die Möglichkeit eröffnet, Pkw mit Antrieben auf der Basis von Brennstoffzellen und Wasserstoff-Verbrennungsmotoren – mit ihrem Emissionsniveau weit unterhalb des ULEV-Standards – in die Nähe der Pkw zu rücken, die den ZEV-Standard erfüllen. ELEV werden für das oben beschriebene Kreditsystem der Hersteller, in dem ZEV-Absatzzahlen vorgeschrieben sind, als gleichwertiges ZEV berücksichtigt. Ein weiterer Vorschlag der ARB betrifft das sogenannte Hybrid-Fahrzeug und den entsprechenden HEV-Standard (*Hybrid Electric Vehicle*). Hierbei muß in Zukunft sichergestellt werden, daß der Verbrennungsmotor des HEV den ULEV-Standard einhält und die Mindestreichweite im batterieelektrischen Betrieb 48 km beträgt. Die Höhe des ZEV-Kredits für die Berechnung der Flotten-Durchschnittsemissionen eines Herstellers richtet sich u. a. nach der batterieelektrischen Reichweite.

Seit 1995 werden alle neuen Pkw in Kalifornien mit einer *Onboard-Diagnose* (OBD) zur Überwachung der Fahrzeug-Abgaskontrollsysteme ausgerüstet. Seit dem Modelljahr 1995 sind in Kalifornien auch die Verdunstungsfestprozeduren (SHED – *Sealed Housing for Evaporative Emissions Determination*) verschärft,

³ Der kalifornische Elektrizitäts-Mix basierte 1994 zu 9 % auf Kernenergie, zu 24 % auf regenerativen Energien, zu 34 % auf Erdgas und Öl, zu 7 % auf Kohle, zu 16 % auf sonstigen fossilen Energieträgern und zu 9 % auf Importen (CALEC 1995).

Anmerkungen: Innerhalb der Kalifornischen Staatsgrenzen befindet sich nur eine geringe Anzahl von Kohlekraftwerken. Wegen der Restriktionen zur Reinhaltung der Luft wird nur in weniger als 1 % der Kraftwerke Kaliforniens Öl als Energieträger eingesetzt.



um die NMOG-Emissionen beim Heißabstellen der Pkw, während des Fahrbetriebs und beim Fahrzeugaufheizen bis 40 °C ohne Fahrzeugbetrieb zu reduzieren. Sie setzen sich aus leichtflüchtigen Kraftstoffkomponenten zusammen und haben damit ein besonders hohes Ozonbildungspotential. Zusätzlich gibt es einen *COLD-CO*-Standard, der als maximale spezifische Emission 6,25 g_{CO}/km bei einer Temperatur von - 7 °C vorschreibt.

4.4.2 Verbrauch

Die Abhängigkeit von Ölimporten der USA soll durch Beschränkung beziehungsweise Absenkung des Flottenverbrauchs der verkauften verschiedenen Fahrzeuge eines Herstellers verringert werden. Dies ist im USA-Energiegesetz unter der Bezeichnung *CAFE* (*Corporate Average Fuel Economy*) seit 1978 geregelt und erfährt durch die EPA (*Environmental Protection Agency*) der USA eine ständige Fortschreibung. Aus dieser Maßnahme entsteht ein Anreiz, neuartige saubere Energieträger in den Markt einzuführen, weil z. B. Methanol und Erdgas als Energieträger für Pkw in der für *CAFE* erforderlichen Bilanzrechnung eines Fahrzeugherstellers mit einem Bonus berücksichtigt werden. So geht für M85 als Kraftstoff (Methanol + 15 % Benzin) nur ein Wert von 15 % der realen Kraftstoffmenge pro 100 km Fahrleistung in die Rechnung ein. Bei einer Überschreitung des vorgeschriebenen Flottendurchschnittsverbrauchs wird die Herstellerfirma für je 0,3 % Überschreitung mit einer Pönale von 5 US\$ pro Pkw der gesamten verkauften Flotte belegt.

4.5 Regeln zum Ozonbildungspotential

Die emittierten organischen Gase unterscheiden sich in ihrer photochemischen Reaktivität, wobei insbesondere die ungesättigten Kohlenwasserstoffe – z. B. Olefine als Bestandteile des Benzins – eine hohe Reaktionsfreudigkeit insbesondere mit HO-Radikalen und damit ein entsprechend hohes Ozonbildungspotential in der bodennahen Troposphäre aufweisen (Kapitel 3).

4.5.1 USA

Seit dem 1.1.1993 ergibt sich für Kalifornien eine neue Situation dadurch, daß nicht nur alle organischen Gase (NMOG) der Fahrzeugemissionen einzeln im Rahmen des Fahrzyklustests (siehe Emissionsstandards für Pkw; Tab. 4.4) nachzuweisen sind, sondern auch noch zusätzlich deren Ozonbildungspotential unter *Los-Angeles*-Bedingungen in eine Bewertung eingeht, die dann zur Zertifizierung neuer auf dem Markt zuzulassender Fahrzeuge herangezogen wird.

Maßstab für diese Bewertung ist die von CARTER (1991) entwickelte *MIR* (*maximum incremental reactivity*) - Skala, die in die kalifornische Gesetzgebung aufgenommen wurde. Sie ermöglicht die Betrachtung *relativer* Ozonbildungspotentiale der verschiedenen NMOG unter bestimmten, für alle NMOG jeweils gleichen Atmosphären-Szenarien. Diese Szenarien sind dadurch gekennzeichnet, daß die Ursache für die *maximale Änderung* der Ozonbildung das Hinzufügen von NMOG ist (und nicht das Einstellen einer bestimmten NO_x-Konzentration).

Tabelle 4.4: Emissionsstandards im Straßenverkehr für Benzin-Pkw aus Serienproduktion: Europa und USA

Jahr	Zyklus	Kategorie	Emissionen g/km			
			CO	NO _x	VOC	CHOH
1995	FTP	TLEV _(15%)	2,1	0,25	0,15 ¹⁾	0,01
1996/97	ECE	2. Stufe	2,2	0,5 ²⁾³⁾		./.
1998	FTP	LEV _(48%)	2,1	0,12	0,047 ¹⁾	0,01
		ULEV _(2%)	1,1	0,12	0,025 ¹⁾	0,005
		ZEV _(2%) ⁸⁾	0,0	0,0	0,0	0,0
1999/2000	ECE	3. Stufe	1,5	0,2 ²⁾³⁾		./.
		UBA ⁵⁾	2,2	0,14	0,05 ⁴⁾	./.
2003	FTP	LEV _(75%)	2,1	0,12	0,047 ¹⁾	0,01
		ULEV _(15%)	1,1	0,12	0,025 ¹⁾	0,005
		ZEV _(10%)	0,0	0,0	0,0	0,0
		EZEV _(ARB) ⁶⁾	0,106	0,012	0,0025	⁷⁾

ECE: Fahrzyklus der Europäischen Union (siehe Abb. 4.1)

FTP: Standard-Fahrzyklus USA, Werte nach 50000 Meilen

Kategorien:

TLEV *Transitional Low Emission Vehicle*

LEV *Low Emission Vehicle*

ULEV *Ultra Low Emission Vehicle*

ZEV *Zero Emission Vehicle Emission*

einschl. Emissionen einer Kraftstoffheizung (Betrieb bei < 4 °C);
für Hersteller > 35000 Pkw/a in Kalifornien

EZEV *Equivalent Zero Emission Vehicle* – siehe ⁶⁾

%-Angabe: Anteil aller vom Hersteller im Jahr angebotenen Pkw

¹⁾ Organische Gase ohne Methan (NMOG)

²⁾ Kohlenwasserstoffe (HC)

³⁾ Kohlenwasserstoffe und Stickoxide als Summe

⁴⁾ Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMHC)

⁵⁾ Vorschlag des UBA (April 1995)

⁶⁾ Vorschlag des CARB für Kalifornien (Juli 1995)

⁷⁾ Formaldehyd in NMOG enthalten

⁸⁾ 2 %-ZEV-Regelung für 1998 wurde Ende März 1996 ausgesetzt. Statt dessen Einführung von AZEV ab 1998 (siehe Kap. 5, Fußnote 1)

Anmerkung: Die Fahrzyklen FTP (USA) und ECE (EU) sind nicht mit einander vergleichbar !

Unter diesen Bedingungen haben NMOG-Limitierungen die größten Auswirkungen auf die Bildung von Ozon.

CARTER (1991, 1994) bezeichnet das Ozonbildungspotential von NMOG als deren *Reaktivität*. Die Änderung der Ozonbildung als Folge des Hinzufügens einer *geringen* Menge von NMOG in einen vorhandenen Basis-NMOG-Mix⁴ bezeichnet er als Zuwachsreaktivität⁵ (*incremental reactivity*). Ein Atmosphären-Szenarium, in dem die NO_x-Konzentration so eingestellt ist, daß der Basis-NMOG-Mix die größte Zuwachsreaktivität aufweist, bezeichnet er als *MIR*-Szenarium. Die Änderung der Ozonbildung als Folge des Hinzufügens einer *geringen* Menge von NMOG in diesen Basis-NMOG-Mix bezeichnet er als *maximale Zuwachsreaktivität MIR* (*maximum incremental reactivity*). Das Atmosphären-Szenarium ist definiert in einem repräsentativen Klimaraum mit Simulation von horizontalem und vertikalem Austausch von Spurengasen, Konzentration an Radikalen, Stickoxiden und organischen Gasen sowie Sonneneinstrahlung.

Die *maximale Zuwachsreaktivität* der Komponente *i* eines emittierten NMOG-Mixes wird berechnet als das Verhältnis der Masse des durch die NMOG-Komponente *i* gebildeten

Ozons zu der Masse der emittierten NMOG-Komponente:

$$MIR_i = \frac{(m_{OZON,i})_{\text{gebildet}}}{(m_{NMOG,i})_{\text{emittiert}}} \cdot \frac{g_{OZON,i}}{g_{NMOG}}$$

CARTER (1991, 1994) bestimmte MIR-Faktoren für ca. 160 verschiedene NMOG-Komponenten aus der Variation mathematischer Klima-Simulationsmodelle. Da die MIR-Faktoren aus *kleinen* Änderungen des NMOG-Mixes abgeleitet wurden, kann die gesamte Zuwachsreaktivität eines NMOG-Mixes als lineare Summe der Zuwachsreaktivitäten seiner Komponenten bestimmt werden. Die MIR-Skala gilt für eintägige Ozonepisoden bei NO_x-reicher, NMOG-limitierter bodennaher Atmosphäre in Stadtnähe. Sie hat sich als Bewertungsmaßstab bei der Substitution konventioneller durch alternative Kraftstoffe bewährt (Tab. 4.5).

Mit $m_{NMOG,i}' / (g/km)$ als den spezifischen Massen der Komponenten NMOG_{*i*} der NMOG-Emissionen eines Abgases läßt sich die spezifische Masse m_{OZON}' des durch diese Emissionen insgesamt gebildeten Ozons ermitteln zu:

$$m_{OZON}' = \sum_i (m_{NMOG,i}' \times MIR_i) \cdot g_{OZON} / km$$

(mit $MIR_i / (g_{OZON,i} / g_{NMOG,i})$
als MIR-Faktor der Komponente NMOG_{*i*})

⁴ Definitionen bei CARTER (1991, 1994): VOC enthält auch Methan und CO. NMOG ist ein VOC ohne Methan und ohne CO. ROG (*reactive organic gas*) ist ein NMOG ohne Methan, CO, Chlorfluorcarbon u. a. nicht reaktive Komponenten. Die Herleitung der *MIR*-Skalen basiert auf ROG. Die Zusammensetzung des Basis-ROG-Mixes ist nach Komponenten und deren Konzentrationen fest definiert.

⁵ Berechnung der Zuwachsreaktivität (CARTER 1991):

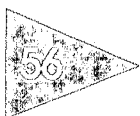
$$IR = (Ozon_{\text{Test}} - Ozon_{\text{Basis}}) / VOC_{\text{zugefügt}}$$

IR = Zuwachsreaktivität eines VOC in einem ROG-Mix

Ozon_{Test} = Ozon, das im Test-Mix (Basis-ROG-Mix plus zugefügtes VOC) gebildet wurde

Ozon_{Basis} = Ozon, das im Basis-ROG-Mix gebildet wurde

VOC_{zugefügt} = Menge des im Test-Mix zugefügten VOC



Die Summe der spezifischen NMOG-Emissionen ergibt sich zu:

$$m_{\text{NMOG}}' = \sum_i m_{\text{NMOG},i}' g_{\text{NMOG}}/\text{km}.$$

Daraus folgt die *spezifische Reaktivität SR* des Abgases zu:

$$SR = \frac{m_{\text{OZON}}'}{m_{\text{NMOG}}'}$$

Die Summe der NMOG-Emissionen der *alternativen* Antriebs-/Kraftstoff-Konzepte kann durchaus höher sein als die der *konventionellen* Konzepte obwohl gleichzeitig das Ozonbildungspotential der *alternativen* Konzepte durchaus bei niedrigeren Werten liegen kann als

das von *konventionellen* Konzepten. Um dieses Ozonbildungspotential bewerten zu können, wurde der Reaktivitäts-Anpassungsfaktor *RAF* (*reactivity adjustment factor*) definiert. *RAF* vergleicht z. B. das Ozonbildungspotential eines mit alternativem Kraftstoff (oder *reformulated gasoline*) betriebenen LEV-Fahrzeugs mit dem Ozonbildungspotential eines vergleichbaren, mit konventionellem Kraftstoff betriebenen LEV-Fahrzeugs (ARB 1995).

Dieser *RAF* ist definiert als der Quotient der spezifischen Reaktivitäten des alternativen LEV-Fahrzeugs⁶ ($SR_{\text{alternativ}}$) und des des konventionellen Benzin-LEV-Fahrzeugs (Referenzfahrzeugs) ($SR_{\text{konventionell}}$).

⁶ NMOG-Emissionen des Fahrzeugs (Antrieb und Kraftstoff)

Tabelle 4.5: Reaktivitätsdaten (exemplarisch) Quelle: nach CARTER (1994)

Komponente	Molgewicht kg/kmol	MIR ¹⁾ gO ₃ /gVOC	MIR ¹⁾ % ²⁾
Ethen	28	7,4	100,0
Methan	16	0,015	0,2
Ethan	30	0,25	3,4
Benzol	78	0,42	5,7
Methanol	32	0,56	7,7
Formaldehyd	30	7,2	98

¹⁾ Stand 1994

²⁾ Vergleich zu Ethen

$$\text{RAF} = \frac{\text{SR}_{\text{alternativ}}}{\text{SR}_{\text{konventionell}}}$$

Die CARB hat zum Beispiel für den alternativen Kraftstoff M85 (85 Vol. % Methanol und 15 Vol. % Benzin) in der Emissionsklasse TLEV (Tab. 4.4) durch Meßdaten von modifizierten Referenz-Motoren mit anschließender Berechnung nach vorgegebener Anleitung den $\text{RAF} = 0,41$ festgelegt. Mit diesem Faktor wird der Wert der gemessenen NMOG-Emissionen eines zu zertifizierenden M85-Antriebs multipliziert; der dabei ermittelte Wert darf nicht größer sein als der für TLEV angegebene NMOG-Emissionsstandard. Im Prinzip heißt dies, daß der M85-Antrieb mehr gemessene NMOG-Emissionen aufweisen darf, als der TLEV-Standard vorgibt, und trotzdem im Vergleich zum Referenz-Benzin-Antrieb den TLEV-Standard bei vergleichbarem oder kleinerem Ozonbildungspotential erfüllt. Dies gilt nur für die erwähnte Gesamtsituation von Süd-Kalifornien bei NMOG-Limitierung und hohem NO_x -Niveau in der bodennahen Troposphäre als Eintagesphänomen. Die CARB hat spezifische Reaktivitäten (Tab. 4.6) und RAF-Faktoren (Tab. 4.7) für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge festgelegt. Es ist vorgesehen, diese RAF-Faktoren in regelmäßigen

Abständen zu aktualisieren. Mit entsprechenden Nachweisen können die Automobilhersteller auch eigene Faktoren beantragen, wenn diese günstiger sind als der bisher ermittelte Wert (KÖNIG *et al.* 1995).

4.5.2 EUROPA

In Europa findet eine Diskussion über die Bewertung von Ozon-Vorläuferstoffen statt – für mehrtägige Ozon-episoden und NO_x -limitierte Bereiche insbesondere außerhalb der Ballungszentren. Im Gesetzentwurf der Bundesregierung (BUNDESRAT 1994a) wird auf der Basis des Genfer Übereinkommens von 1979 eine Klassifizierung von NMOG auf der Grundlage ihres photochemischen Ozonbildungspotentials POCP (*Photo-chemical Ozone Creation Potential*) für ausgewählte europäische Situationen vorgenommen.

- Der POCP-Lösungsansatz soll eine Orientierung für regionale und nationale Strategien zur Bekämpfung von NMOG geben, wobei der Einfluß jeder NMOG-Art sowie der sektorspezifischen NMOG-Emissionen auf die episodische Ozonbildung, ausgedrückt als POCP, zu berücksichtigen

Tabelle 4.6: Spezifische Reaktivitäten für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge (US-FTP-75-Zyklus) Quelle: ARB (1995)

Spezifische Basisreaktivität (SR) gO_3/gNMOG , emittiert		
TLEV	LEV	ULEV
3,42	3,13	3,13

Tabelle 4.7: Spezifische RAF-Faktoren für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge (US-FTP-75-Zyklus)⁷ Quelle: ARB (1995)

Kraftstoff	TLEV	LEV	ULEV
Referenz-Benzin	1,00	1,00	1,00
Reformulated Gasoline	0,98	0,94	0,94 ²⁾
Methanol/Benzin M85	0,41	0,41 ²⁾	0,41 ²⁾
Erdgas	1,0 ¹⁾	0,43 ¹⁾	0,43 ¹⁾
LPG (Propan/Butan)	1,0 ¹⁾	0,50 ¹⁾	0,50 ¹⁾

¹⁾ Vorgeschlagen

²⁾ als vorläufig vorgeschlagen

⁷ Siehe auch Tab. 6.5

Tabelle 4.8: Vergleich von Gewichtungssystemen (Auszug) für Ozonbildungspotentiale von NMOG Quelle: nach BUNDESRAT 1994 a

Komponente	OH-Reaktivität ¹⁾ % ⁵⁾	MIR ²⁾ % ⁵⁾	POCP ³⁾ % ⁵⁾	POCP-Bereich ⁴⁾ % ⁵⁾
Ethen	100	100	100	100
Methan	0,1	0	0,7	0 – 3
Ethan	3,2	2,7	8,2	2 – 30
Benzol	5,7	5,3	18,9	11 – 45
Methanol	10,9	7	12,3	9 – 21
Formaldehyd	104	117	42,1	22 – 58

¹⁾ Koeffizient von OH+NMOG-Quote dividiert durch Molgewicht
Die zitierten OH-Reaktivitäten weisen teilweise erhebliche Abweichungen gegenüber anderen Quellen auf.

²⁾ Maximale Zuwachsreaktivität für kalifornische Szenarien. Daten auf Basis älterer Festsetzungen im Vergleich zu Tab. 4.5.

³⁾ Mittleres POCP, 3 Szenarien (D-IR, F-S, UK) und 9 Tage

⁴⁾ Bandbreite POCP für 3 Szenarien (s.o.) und 11 Tage

⁵⁾ im Vergleich zu Ethen

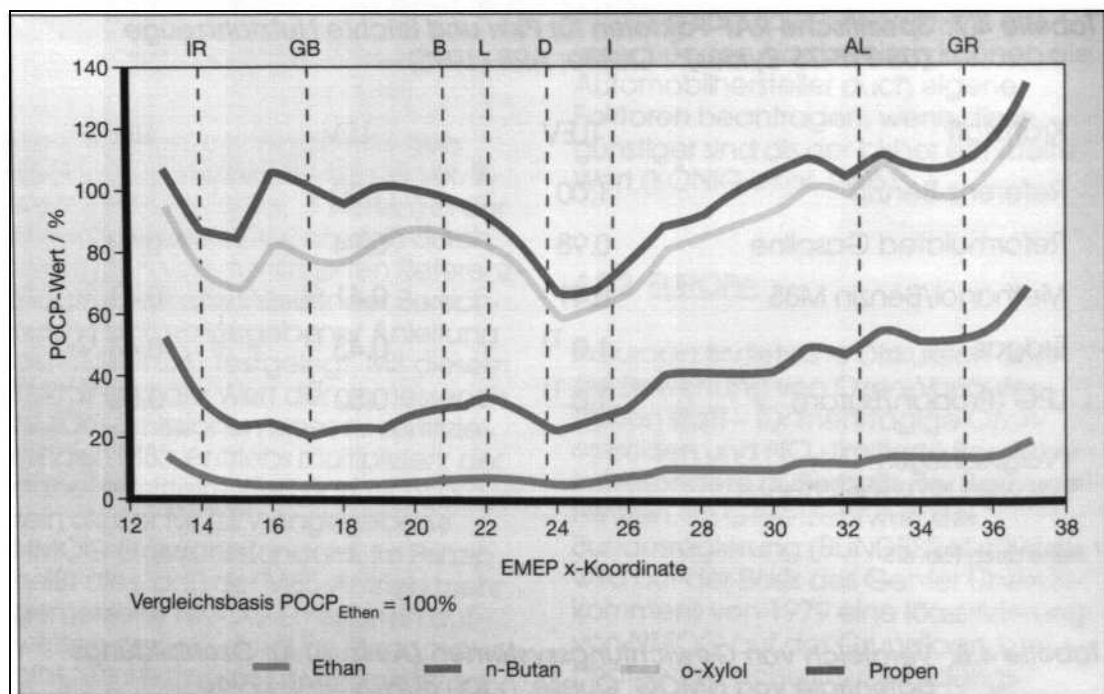


Abb. 4.2: Aus Ozon-Monatsmitteln berechnete POCP-Werte einiger Kohlenwasserstoffe für den Weg eines modellierten Luftpakets von Irland über Deutschland nach Griechenland^{8,9}

Quelle: nach SIMPSON (1995)

sichtigen ist. Das POCP ist definiert als die Änderung der photochemischen Ozonerzeugung infolge einer Änderung der Emission dieser bestimmten NMOG-Art. Das POCP kann bestimmt werden durch photochemische Modellrechnungen oder durch Laborversuche. Es dient dazu, die verschiedenen Aspekte bei der episodischen Bildung von Oxidantien darzustellen, z. B. Ozonspitzen oder verstärkte Ozonerzeugung während einer bestimmten Episode.

– Die POCP-Werte und die Reaktivitätsskalen (Tab. 4.8) wurden als Schätzwerte berechnet, wobei jeweils ein bestimmtes Szenarium (Anstieg und Rückgang von Emissionen, Luftmassentrajektorien) zugrunde gelegt und auf ein bestimmtes Ziel (Ozonspitzenkonzentrationen ...) ausgerichtet wurde. Die POCP-Werte und die Reaktivitätsskalen hängen von chemischen Mechanismen ab Die POCP-Zahlen sind nicht konstant, sondern variieren je nach Ort und Zeit.

⁸ Vgl. Tab. 4.8; Abkürzungen: IR = Irland; GB = Großbritannien; B = Belgien; L = Luxemburg; D = Deutschland; I = Italien; AL = Albanien; GR = Griechenland.

⁹ EMEP-Koordinaten: Koordinatenfestlegung des Programms: Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air-Pollutants in Europe.

- In der Tat kann jede flüchtige organische Verbindung je nach NO_x - und NMOG-Konzentrationen sowie den meteorologischen Parametern in größerem oder geringerem Umfang zur episodischen Bildung photochemischer Oxidantien beitragen. ... Die POCP-Werte hängen implizit davon ab, wie die Emissionskataster berechnet werden. Gegenwärtig gibt es keine für ganz Europa einheitliche Methode und einheitliche Informationen. Sicherlich muß die POCP-Methode noch verbessert werden.
- Natürliche Isopren-Emissionen von Laubbäumen können zusammen mit NO_x , die hauptsächlich aus anthropogenen Quellen stammen, bei warmem Sommerwetter in Gebieten mit großem Laubbaumbestand erheblich zur Ozonbildung beitragen.

Diese hier aufgeführten gesetzgeberischen Vorschläge zur Abschätzung von Ozonbildungspotentialen werden im Kapitel 6 bei der Bewertung der Energieumwandlungssysteme wieder aufgegriffen. Einige Beispiele zur Variabilität der POCPs und zu ihrer Abhängigkeit von der geographischen Lage, wo die photochemische Ozonbildung erfolgt, werden von SIMPSON (1995) gegeben. Abb. 4.2 zeigt für einige Kohlenwasserstoffe die berechneten POCP-Werte (Monatsmittel basierend auf Ozon-Monatsmitteln) für den Transport eines gedachten Luftpakets von Irland über Deutschland in den Mittelmeerraum.

Vergleicht man die POCPs von Propen und n-Butan als typische Vertreter eines kurzlebigen Kohlenwasserstoffs und eines Kohlenwasserstoffs mittlerer Lebensdauer, so fällt auf, daß die deut-

lichsten Unterschiede in den Verläufen der berechneten POCPs für die dicht besiedelten Gebiete Englands und der Benelux-Staaten auftreten. SIMPSON (1995) führt dies darauf zurück, daß diese Regionen die höchsten NMOG- und NO_x -Emissionen aufweisen. Dies begünstigt eine schnell ablaufende Photochemie, in der der Abbau kurzlebiger Olefine die photochemische Ozonbildung stärker beeinflusst als der Abbau der langlebigeren Alkane. Für Gebiete mit geringerer Industrialisierung und geringerer Bevölkerungsdichte hingegen (Skandinavien oder die Mittelmeergebiete) spielt der weiträumige Transport der Vorläufer eine bedeutendere Rolle, so daß die langsame reagierenden Alkane (n-Butan) einen bedeutenderen Anteil an der photochemischen Ozonproduktion gewinnen. Auf der anderen Seite sind die POCPs für jeden Kohlenwasserstoff stark jahreszeitabhängig und besitzen besonders im Sommer auch eine starke geographische Variabilität (dargestellt am Beispiel der POCPs für n-Butan im April 1989 und für Juni 1989 (Abb. 4.3)).

Die Ergebnisse dieser Arbeit (SIMPSON 1995) machen deutlich, daß die Bewertungsgröße *POCP* für die Entwicklung effizienter Ozon-Reduktionsstrategien sehr differenziert betrachtet werden muß:

- Die Zuverlässigkeit der POCP-Kalkulationen hängt stark von der Qualität der zugrundeliegenden Emissionskataster ab (vergl. Kap. 3). Insbesondere sind gegenwärtig weder die Menge noch der Anteil biogener Kohlenwasserstoffe am Gesamtmix und damit ihr Einfluß auf die Ozonbilanz quantifizierbar.

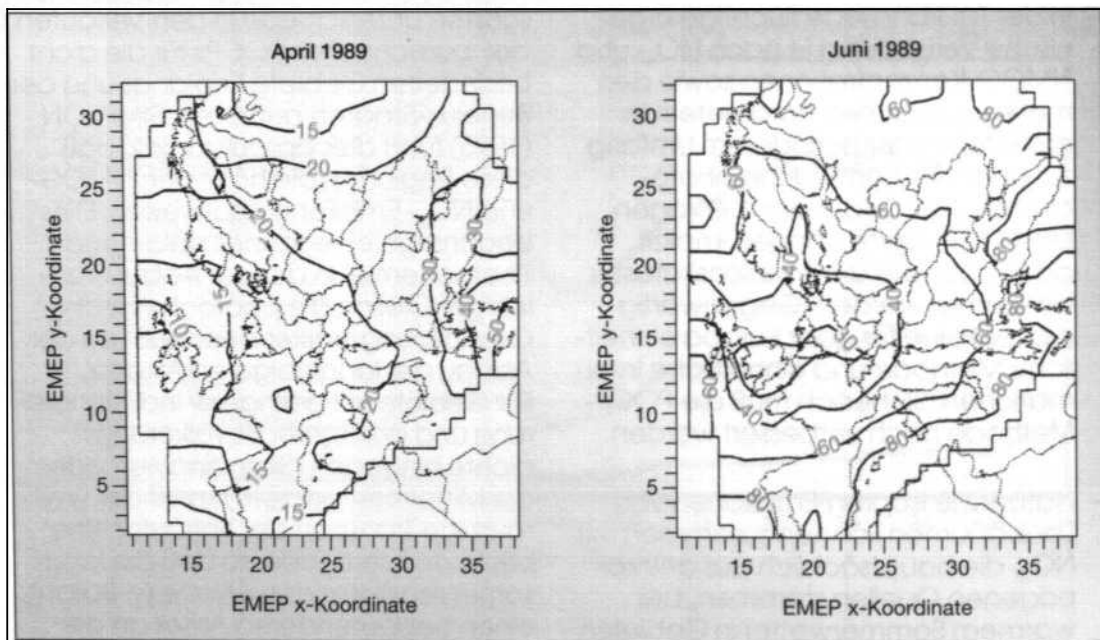


Abb. 4.3: Modellerte POCP-Werte für n-Butan, errechnet aus den Änderungen in den Monatsmitteln des Ozons für April 1989 und Juni 1989
 Quelle: nach SIMPSON (1995)

- Die Variabilität in den POCPs der einzelnen Kohlenwasserstoffe deutet darauf hin, daß unter unterschiedlichen Strahlungsbedingungen und Emissionszenarien (zum Beispiel in Nord- und Südeuropa) verschiedene Ozon-Reduktionsstrategien zum Tragen kommen können.
- Die Verwendung von Monatsmittelwerten von Ozon zur Berechnung von POCPs ist nicht zu rechtfertigen, da hiermit der Einfluß reaktiver Vorläufersubstanzen mit Lebensdauern von nur einigen Stunden, wozu insbesondere auch biogene Kohlenwasserstoffe gehören, nicht adäquat berücksichtigt werden kann.

In die Definition von POCPs gehen nur chemische Informationen und die Strahlungsbedingungen ein. Weitere meteorologische oder geographische Randbedingungen sind nicht erforderlich.

Simulationsrechnungen mit Boxmodellen erlauben eine Vielzahl von Szenarienrechnungen mit den unterschiedlichsten Anfangsbedingungen für die Ozonvorläufer. Diese verschiedenen Anfangsbedingungen repräsentieren die Mannigfaltigkeit der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre. Durch In-Situ-Messungen der Absolutwerte und Verhältnisse der Ozon-Vorläufer, des Ozons selbst und der Strahlungsbedingungen können

aus dem theoretisch ermittelten Spektrum die jeweils zutreffenden POCP-Werte ermittelt werden.

Es stellt sich die Frage, ob sich nicht durch gezielte Auswahl eines repräsentativen Quellgebiets mit einer Vielzahl von Meßstationen einschließlich zugehörigem Umland (z. B. das Rhein-Ruhr-Gebiet) zuverlässigere Angaben über die hiesigen POCPs gewinnen lassen. Dieser Ansatz hätte verschiedene Vorteile:

- Die Qualität der Emissionskataster ist für ein begrenztes Gebiet leichter zu garantieren als für den gesamten europäischen Raum. Gegenwärtig ist selbst für Deutschland das Meßnetz für Kohlenwasserstoffe sehr lückenhaft (vergl. Kap. 3).
- Die Validierung der verwendeten photochemischen Modelle durch Vergleich von Messungen und Modellresultaten und die Ermittlung von Fehlerbreiten für einzelne POCPs ist einfacher zu realisieren.

Für die realitätsnahe Simulation des Verlaufs einer mehrtägigen Photo-smogepisode zur Ermittlung der Konzentration von Ozon müssen hingegen weit aufwendigere Modelle als das von SIMPSON benutzte Trajektorienmodell verwendet werden.

4.6 Zusammenfassung

In diesem Kapitel werden die gesetzgeberischen Maßnahmen zur Reduzierung von Luftschadstoffen bezüglich Europa/Deutschland und USA/Kalifornien so weit aufgeführt und diskutiert,

wie sie mit Bezug auf den Straßenverkehr relevant sind. Im Vordergrund stehen Emissionsstandards für Fahrzeuge, die bei den Pkw im wesentlichen die Einführung von Abgaskatalysatoren zur Folge haben. Am weitesten in der Konsequenz gehen heute die Vorgaben der USA im Rahmen des *Clean Air Act* insbesondere für Kalifornien. Mit den durch gesetzliche Maßnahmen vorgegebenen ULEV-Standards der USA und Kaliforniens zur quantitativen Begrenzung der Fahrzeugemissionen können die Standards für die Quantität der Immissionen wie Ozon und andere Schadstoffe – insbesondere in stark belasteten Gebieten – aber nur dann erfüllt werden, wenn sich gleichzeitig die Qualität (insbesondere der Kohlenwasserstoff-Emissionen) ändert. Neue Vorgaben in den USA mit Bezug auf die Lizenzierung von Neufahrzeugen sehen eine Bewertung der NMOG-Emissionen hinsichtlich des Ozonbildungspotentials vor. Entsprechende Diskussionen gibt es auch in Europa auf der Basis von POCP-Werten.

Aus den gesetzlich vorgesehenen und zunehmend strengeren Vorgaben leiten sich für die Fahrzeughersteller neue Entwicklungslinien mit Bezug auf Antriebe und Energieträger ab. Insgesamt gilt es, Schritt für Schritt neue Energieträger in neuen Energieumwandlungssystemen mit einer im Vergleich zu Benzin/Diesel in konventionellen Verbrennungsmotoren verbesserten Emissionssituation im Hinblick auf eine quantitative und qualitative Verbesserung der Emissionen in den Energiemarkt für den Verkehr einzuführen. Damit wäre auch eine Basis gegeben, die direkt als Immissionen

wirksam werdenden Emissionen (CO, Benzol, Partikel, NO_x u. a.) und die aus den Emissionen als Sekundärstoffe in der bodennahen Luft entstehenden Immissionen zu reduzieren. Dies ist in den USA durch den *CLEAN AIR ACT* vorgesehen und wird in Europa

heute insoweit diskutiert, als konventionelle Kraftstoffe verbessert werden, neue Energieträger, modifizierte Verbrennungsmotoren und Abgasnachbehandlungssysteme sowie neuartige Energieumwandlungssysteme entwickelt und getestet werden.

Literatur

- AN (1996)
Aachener Nachrichten, Nr. 108, 9.5.1996, 6
- ARB (1995)
Proposed Amendments to Low-Emission Vehicle Regulations
Staff Report: Initial Statement of Rulemaking
State of California, Air Resources Board,
Mobile Source Division
El Monte, California (USA), August 11, 1995
- BRUCKMANN, P. (1992)
Diskussionsbeitrag auf dem Ozon-Symposium
München 1992, TÜV Akademie Bayern/Hessen
GmbH
- BUNDESRAT (1994a)
Drucksache 356/94 vom 29.4.1994
Öffentlichkeitsarbeit des Deutschen Bundestages, Bonn
- BUNDESRAT (1994b)
Drucksache 531/93 vom 18.3.1994
Öffentlichkeitsarbeit des Deutschen Bundestages, Bonn
- CALEC (1995)
California Energy Commission
California Energy Facts
Update September 15th, 1995,
<http://www.energy.ca.gov/energy/earth-text/facts.html>
- CARTER, W. P. L. (1991)
Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds
EPA/600/3-91/050
Statewide Air Pollution Research Center,
University of California, Riverside CA, Sept. 1991
- CARTER, W. P. L. (1994)
"Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds"
Air and Waste Vol. 44, July 1994, 881 – 899
- HASSEL, D./JOST, P. (1994)
Auswirkung eines Tempolimits für Pkw auf Autobahnen und Außerortsstraßen in bezug auf die Änderungen der Kohlenwasserstoff- und Stickoxidemissionen,
TÜV Rheinland Gruppe, im Auftrag von FOCUS, Köln
- KÖNIG, A. et. al. (1995)
"Potential of Alternative Fuels for Emissions-Reduction"
5th International European Automobile Engineers Cooperation Congress,
Strasbourg, Juni 1995
- KOLKE, R. (1995)
Bericht über die aktuelle Diskussion zur Ergänzung der kalifornischen Emissionsstandards bei den batterieelektrischen Straßenfahrzeugen, Umweltbundesamt, Berlin
- SIMPSON, D. (1995)
"Hydrocarbon reactivity and ozone formation in Europe"
Journal of Atmospheric Chemistry 20,
S. 163 – 177
- STEVEN, H. (1994)
Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugschichten, Straßenkategorien und Verkehrszustände
FIGE GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin (Forschungsvorhaben 105 06 044), Herzogenrath
- STEVEN, H. (1995)
"Modellierung der Kfz-Emissionen im Stadtverkehr – Status-Quo, Prognose, Maßnahmen der Fahrzeugtechnik und der Verkehrsbeeinflussung"
Emissionen des Straßenverkehrs – Immissionen in Ballungsgebieten
VDI-Berichte 1228, Düsseldorf 1995
- UBA (1995)
Passenger Car 2000
Umweltbundesamt, Berlin

5. Antriebe und Energieträger

Bevor man neue Antriebe und Energieträger für den Verkehr einführt und damit auch die gesamte Infrastruktur bei der Erzeugung und Nutzung von Energieträgern ändert, gilt es, alle Möglichkeiten auszuschöpfen, um das konventionelle System der Fahrzeugantriebe und der dazugehörigen Kraftstoffe für den Straßenverkehr zu verbessern. Dabei ist festzuhalten, daß diese nachfolgend zu diskutierenden Möglichkeiten auch im Zusammenwirken mit anderen technischen Lösungsansätzen mit Bezug auf das Verkehrsmanagement (Information,

Flottenmanagement, Zielführung, Routenplanung und andere Maßnahmen) stehen; dieses gilt insbesondere für den stadtverträglichen Verkehr.

5.1 Konventionelle Antriebe und Energieträger

Die wichtigsten verschiedenen Maßnahmen zur Verbesserung konventioneller Antriebe für *Benzin/Diesel*-Betrieb lassen sich, wie in Tab. 5.1 gezeigt, darstellen.

Tabelle 5.1: Technische Möglichkeiten zur Schadstoffreduzierung

Quelle: u.a. nach KRUPP (1995), UBA (1995)

Motorinterne Maßnahmen	Motorexterne Maßnahmen	Alternative Motor/Kraftstoff-Konzepte
<ul style="list-style-type: none"> - Motormanagement - Gemischaufbereitung - Brennraumform - Ladungsbewegung - Verdichtungsverhältnis - Steuerzeiten - Variable Ventilsteuerung - Abgasrückführung 	<ul style="list-style-type: none"> - 3-Wege-Katalysator - DeNO_x-Katalysator (Diesel) - Katalysatorbeschichtung - Katalysatorbeheizung: elektrisch, brennergeheizt - thermisch isol. Abgassysteme - Sekundärlufteinblasung - Motormanagement - motornaher Startkatalysator - HC-Filter - Partikelfilter (Diesel) 	<ul style="list-style-type: none"> - Magermotor - Schichtladung und Zweitaktverfahren - Stirling-Motor - Gasturbine - modifizierte Kraftstoffe - alternative Kraftstoffe

Die in Tabelle 5.1 aufgeführten Maßnahmen könnten in bestimmten Kombinationen dazu beitragen, die zunehmend strenger Emissionsvorschriften in den USA und in Europa in Zukunft zu erfüllen (Kap. 4.4). Im Vordergrund einer solchen Entwicklung stehen die Abgas-Katalysatoren; UBA (1995) zeigt auf, daß z. B. Benzin-Pkw im neuen europäischen Fahrzyklus, insbesondere bei Nutzung einer verbesserten Abgas-Katalysatortechnik, heutige europäische Emissionsstandards (1. Stufe: 91/441/EWG – siehe Tab. 4.1) bis zum Jahre 2000 um 80 % (CO , HC , NO_x) unterschreiten könnten; dabei ist zu beachten, daß nach Abb. 4.1 die ersten 40 Sekunden des Fahrzyklus, so wie er heute definiert ist, als Leerlaufphase nicht in die Bilanz eingehen; es wird über eine Änderung gesprochen, die eine Leerlaufphase von 11 Sekunden und eine Bilanzierung vom Start an vorsieht. Eine Auswertung der Emissionen neuer Pkw zeigt, daß viele Neufahrzeuge schon heute die europäischen Emissionsstandards der 2. Stufe unterschreiten; das UMWELTBUNDESAMT (UBA 1995) schlägt für die in der EU geplante 3. Abgasgrenzwertstufe ab 2000 einen weiterführenden Emissionsstandard vor (Tab. 4.1).

Als realistische Maßnahmen zur Erfüllung der für die in den USA ab 1997 vorgegebenen Abgasstandards für Benzin-Pkw (Tab. 4.4) werden neben motortechnischen Maßnahmen insbesondere der elektrisch und thermisch beheizbare Katalysator, der motor-nahe Startkatalysator und der Kohlenwasserstoff-Adsorber im Abgassystem genannt. Das Erreichen der sogenannten T50-Temperatur des

Katalysators (etwa 250 °C) in der Aufwärm- oder Kaltstartphase, bei der 50 % der Emissionen reduziert werden, könnte mit Vorheiztechnik von heute 2 bis 3 Minuten deutlich verkürzt werden (MERCEDES 1994a).

Mit den durch gesetzliche Maßnahmen vorgegebenen Standards zur quantitativen Begrenzung der Fahrzeugemissionen können die Standards für die Quantität der Immissionen wie Ozon und andere – insbesondere in der bodennahen Troposphäre stark belasteter Gebiete – nur dann erfüllt werden, wenn sich neben der quantitativen Verringerung der limitierten Emissionen (CO , NO_x und NMOG) gleichzeitig auch die Qualität insbesondere beim NMOG-Emissionsmix mit Bezug auf das Ozonbildungspotential ändert.

Veränderungen der konventionellen Antriebstechnik einschließlich Motor und Abgassystem (Tab. 5.1) insbesondere zur Verbrauchsminderung und Schadstoffreduzierung sowie die Modifikation des Kraftstoffs können also deutliche Verbesserungen der Emissionssituation bei der motorischen Verbrennung bewirken. Kurz- und mittelfristige Maßnahmen bezüglich Energieträger und Antriebe wie

- schnelle Einführung des 3-Wege-Katalysators sowie verbesserte Katalysatorsysteme für alle Pkw,
- Reduzierung der Fahrzeuggewichte,
- Einführung eines verbesserten Motor-managements,
- Einführung modifizierter Kraftstoffe,

- Entwicklung verbesserter Abgasnachbehandlungssysteme auch für Nfz,
- Erzielung eines niedrigeren spezifischen Energieverbrauchs für alle Fahrzeuge und
- Einschränkung für Altfahrzeuge ohne Abgaskatalysator

haben im Zusammenwirken von Gesetzgebung und Automobilindustrie im Sinne der Problemstellung einer deutlichen Reduktion der Emissionen und Immissionen im Verkehr sowie Minderung der Ozonbelastung der bodennahen Troposphäre ein zwar gutes, aber bei zunehmender Mobilität auf Dauer möglicherweise nicht ausreichendes Potential zu bieten.

5.2 Neue Antriebe und Energieträger

Neue Antriebe und Energieträger (Tab 5.2) könnten eine wichtige Rolle spielen, wenn es die Gesamtsituation zu verbessern gilt und das Potential verbesserter konventioneller Energieträger und Antriebe ausgeschöpft ist. Daraus ergibt sich die Frage, in welchem Maß und zu welchem Zeitpunkt neue Energieträger und Antriebe für den Verkehr wesentliche Beiträge zur Umweltverbesserung leisten könnten. Heute werden weltweit Aktivitäten unternommen, um neue Energieträger zu untersuchen, Kraftstoff-Herstellungsverfahren und entsprechende Antriebe zu entwickeln sowie Testflotten zu betreiben.

Die folgenden Ansätze zu Veränderungen im Straßenverkehr mit Bezug auf

Antriebe und Energieträger müssen daraufhin untersucht werden, inwieweit sie zur Verringerung spezifischer Emissionen und Immissionen beitragen könnten, um eine Minderung der Umweltbelastung im allgemeinen und eine Veränderung der NMOG-Emissionsqualität zur Reduktion der lokalen und/oder regionalen Ozonbelastung der bodennahen Troposphäre im besonderen zu bewirken (HÖHLEIN/KLEMP 1995):

- flächendeckende (nicht nur Nischen-) Einführung der Energieträger *Erdgas, LPG, Methanol, Biokraftstoffe* für Verbrennungsmotoren;
- elektrische Antriebe mit Batterien als Speichersysteme und mit Stromspeisung aus dem öffentlichen Stromnetz;
- elektrische Antriebe mit Brennstoffzellen als Energiewandler auf der Basis von Kohlenwasserstoffen als Primärenergieträger und Methanol als Speichermedium;
- Lösungen mit Wasserstoff oder synthetisch hergestelltem Methanol auf der Basis regenerativer Energiequellen.

Dabei ist zu untersuchen, ob sich alle Ansätze für den großflächigen Einsatz im Straßenverkehr eignen und damit Lösungen für die Anforderungen sowohl von Ballungsräumen als auch von angrenzenden ländlichen Gebieten darstellen. Die Einführung neuer Energieträger (Erdgas, LPG, Methanol, Biokraftstoffe, Wasserstoff, Elektrizität) bedeutet auch eine Veränderung der bestehenden Infrastruktur zur Kraftstoffversorgung. Der Einsatz von neuen Antrieben und Energieträgern muß

Tabelle 5.2: Stoffdaten für neue Energieträger im Vergleich zu Benzin

Energie- träger	Tempe- ratur °C (Tank)	Druck bar (Tank)	Heizwert MJ/Liter (MJ/kg)	Zünd- tempe- ratur °C	Zünd- grenzen Vol.%	Spez. CO ₂ - Emission g/MJ
Benzin	20	1	32,5 (43,9)	220	1 – 7,6	73
Diesel	20	1	35,7 (42,5)	220	0,6 – 6,5	74
Flüssig- Erdgas LNG	- 164	2	23,3 (44,4)	650	5 – 15	58
Druck- Erdgas CNG	20	200	7,1 (44,4)	650	5 – 15	58
Flüssig-H ₂ (LH ₂)	- 253	2	8,3 (120)	560	4 – 80	0
Druck-H ₂ (GH ₂)	20	200	2,1 (120)	560	4 – 80	0
Hydrid-H ₂ (Mg ₂ Ni)	300	50	8,4	560	4 – 80	0
LPG C ₃ H ₈ – C ₄ H ₁₀ bis 60 % C ₄	20	> 2	24,8 (46,3) (45,6)	470 365	2,1 – 9,5 1,8 – 8,5	65
Ethanol	20	1	21,1 (26,7)	420	3 – 15	72
RME	20	1	32,7 (37,2)			76
Methanol	20	1	15,8 (19,9)	450	5,5 – 26	71

zeigen, daß lokal und regional Umweltvorteile entstehen – auch dann, wenn Herstellung und Antransport der Energieträger in die Bilanzen mit einbezogen werden.

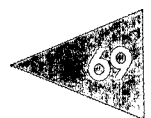
5.2.1 Kurz- und mittelfristige Lösungen für Verbrennungsmotoren und Erdgas, Flüssiggas, Methanol, Biokraftstoffe

Der Einsatz von Methanol und Erdgas in Fahrzeugen setzt voraus, daß mittelfristig ausreichend Erdgas zur Verfügung steht. Dabei ist festzuhalten, daß sich für die Methanol-Herstellung Erdgas als Primärenergieträger anbietet, so wie es heute schon kommerziell zur Herstellung von Methanol für den Chemiemarkt geschieht.

In Deutschland beträgt der Jahresverbrauch an Erdgas derzeit etwa 2400 PJ, der an Kraftstoff etwa 32 Mio t Benzin und 22 Mio t Diesel. Bei der zukünftigen Strategie muß also berücksichtigt werden, daß jeder Anteil des konventionellen Kraftstoffmarktes für den Verkehr, der durch Erdgas ersetzt werden soll, eine entsprechende Änderung des Erdgasmarktes in Deutschland zur Folge hätte; d. h., die Entwicklung des Gasabsatzes für Wohnungsheizungen und Industrie sowie in Zukunft zusätzlich für den Verkehr müssen entsprechend geplant werden. Der Markt für *Liquid Petroleum Gas* (LPG) ist eher ein Nischenmarkt, weil LPG, ein Gemisch aus Propan und Butan, im wesentlichen im Bereich der Erdgas- und Erdölförderung beziehungsweise deren Weiterverarbeitung anfällt. Für den Markt der Biokraftstoffe stehen nur begrenzte Anbauflächen zur Verfügung.

Erdgas

Weltweit sind heute mehr als 1 Mio Fahrzeuge mit Erdgas-Verbrennungsmotoren im Einsatz (214000 in Argentinien, 350000 in GUS, <300000 in Italien, 150000 in Neuseeland, 30000 in USA, 10000 in China) (MSV/NRW 1995). Nur wenige dieser Fahrzeuge sind mit Bezug auf die Emissionsbilanz und den Kraftstoffverbrauch optimiert; die meisten von ihnen sind in Ländern im Einsatz, in denen Erdgas kostengünstig zur Verfügung steht. Sie werden in Privat-Pkw und im Flottenbetrieb – in Liefer- und Servicefahrzeugen sowie Bussen des öffentlichen Nahverkehrs – eingesetzt. Wegen der großen Emissionsvorteile und Vorteile mit Bezug auf das Ozonbildungspotential gegenüber den konventionellen Antrieben mit konventionellen Kraftstoffen sind heute verstärkt Bemühungen zu beobachten, umweltfreundliche Erdgas-Fahrzeuge mit Verbrennungsmotoren für eine Serienfertigung zu entwickeln. Dabei müssen gangbare Lösungen hinsichtlich Speicher, Betankungsvorgang, Sicherheit und Infrastruktur für die Kraftstoffbereitstellung gefunden werden. Die Erdgasindustrie und die Automobilindustrie haben entsprechende Entwicklungen eingeleitet. Für den Einsatz von Erdgas in Kraftfahrzeugen kommen *Compressed Natural Gas* (CNG) und *Liquidified Natural Gas* (LNG) in Betracht (Tab. 5.2). Die grundsätzliche Unterscheidung der beiden Systeme LNG und CNG liegt mehr in der Speicherform und Energiedichte und weniger in der motorischen Nutzung. Augenblicklich werden viele Fahrzeuge bivalent mit einem "Zwei-Kraftstoff-System" betrieben. Bei einem nach Otto-Prinzip betriebenen Motor wird das Erdgas der angesaugten Luft zugemischt.



Als Motorkonzept werden nach MSV/NRW (1995) auf Gasbetrieb umgestellte Otto-Motoren mit geregelter 3-Wege-Katalysator bevorzugt. Nutzfahrzeuge mit Erdgasantrieb ($\lambda = 1$ bis 1,3) können die EURO II-Standards um mehr als 50 % unterschreiten (Tab. 4.2). Bei Bussen muß mit einem energetischen Mehrverbrauch von bis zu 25 % im Vergleich zu dieselbetriebenen Fahrzeugen gerechnet werden. Weitere Mehrkosten entstehen bei der Anschaffung des Fahrzeugs und beim Bau der Tankstellen. Die Bundesregierung hat am 23.3.1995 die Senkung des Steuersatzes auf Erd- und Flüssiggas für alle Fahrzeuge im öffentlichen Straßenverkehr beschlossen. Damit wurde der Erdgassteuersatz von 47,60 DM/MWh auf 18,70 DM/MWh und der Steuersatz für Flüssiggas von 612,50 DM/1000 kg auf 241 DM/1000 kg ab 1.1.1996 gesenkt. Die Regelung ist auf 5 Jahre befristet.

LNG

LNG (*Liquified Natural Gas*) ist ein farb- und geruchloses, flüssiges Erdgas bei einer Temperatur von -162°C (Tab. 5.2). 15 % des Gases werden zur Deckung des Energiebedarfs bei der Verflüssigung benötigt. Unerwünschte Kohlenwasserstoffe werden abgetrennt (Propan, Butan). LNG gilt bei einer Transportmasse größer 100 kg als Gefahrgut. LNG wird bei 0,3 – 3 bar Überdruck gelagert. Die übertragene Umgebungswärme führt auch bei guter Wärmedämmung zur Verdampfung von etwa 0,3 % LNG/Tag. Für LNG, das in Deutschland nur an den Anlandungsstellen zur Verfügung steht, ist eine notwendige landesweite Infra-

struktur nur schwer vorstellbar. Für Fahrzeugprojekte mit LNG müßte eine neue Großspeicherinfrastruktur geschaffen werden.

LPG

LPG (*Liquified Petroleum Gas*) oder auch Flüssiggas, ein Gemisch im wesentlichen aus Propan und Butan, das bei der Erdgas- und/oder Erdölförderung anfällt und größtenteils aus Erdgas mit kondensierbaren Komponenten gewonnen wird, kann in Tanks bei 5 – 18 bar bei Umgebungstemperatur gelagert werden (Tab. 5.2). Nach MSV/NRW (1995) kann LPG durch den Einbau von Gasmischern, Sicherheitsventilen, Dosierdüsen, Steuer elektronik und der entsprechenden Verrohrung nach heutigem Stand der Technik in Fahrzeugen problemlos verwendet werden. Die straßenverkehrsrechtliche Zulassung ist geübte Praxis. Weltweit gibt es etwa 3 Mio Fahrzeuge (davon 10 % in den USA), die mit LPG betrieben werden; dies bedeutet in den USA einen Energiemarktanteil von weniger als 1 % (GRI 1994). In den USA werden Entwicklungsprojekte zum Einsatz von LPG in Nfz durchgeführt (SINOR 1995); in Österreich (Wien) fahren seit 25 Jahren 550 LPG-Busse, die teilweise auch mit 3-Wege Katalysator ausgerüstet sind (MSV/NRW 1995).

In Kap. 6 wird LPG nicht berücksichtigt. Nach amerikanischen Studien (GRI 1994, ACUREX 1994) ist der Umweltvorteil mit Bezug auf die CO , NO_x - und NMOG-Emissionen im Vergleich zu Diesel- und Otto-Antrieben klein. Das Ozonbildungspotential von Propan und Butan ist höher als das von Methan und damit im Bereich der Alkohole

Methanol und Ethanol. Nach RUHRGAS (1992) beträgt die Minderung der bodennahen Ozonbildung von LPG im Vergleich zu Benzin etwa 50 % auf der Basis von amerikanischen MIR-Faktoren (siehe Kap. 4 und 6). Nach dem Bericht der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (DEUTSCHER BUNDESTAG 1994) sind die Vorteile mit Bezug auf das Treibhauspotential gegenüber konventionellen Kraftstoffen in der Größenordnung von 5 bis 10 %.

Methanol

Methanol als Kraftstoff für Verbrennungsmotoren bietet gute Eigenschaften, die Emissionsbilanz von Kraftfahrzeugen bezüglich CO, NO_x- und NMOG zu verbessern und damit das entsprechende Ozonbildungspotential in der bodennahen Troposphäre zu senken. Pkw- und Bus-Prototypen sind weltweit in der Entwicklung und im Betrieb. Aber es gibt noch keinen kommerziellen Durchbruch. Man stellt heute Methanol überwiegend aus Erdgas und nicht aus Kohle her (HÖHLEIN *et al.* 1994, HANSEN *et al.* 1994); Methanol kann aber auch aus Biomasse hergestellt werden (siehe: "Biokraftstoffe"). Heute werden weltweit 20 Mio t Methanol/a für den Chemiemarkt produziert, was energieäquivalent einer Benzinmenge von etwa 10 Mio t/a entspricht. Allein in Deutschland werden heute im Verkehr etwa 31 Mio t Benzin und 25 Mio t Diesel (1993/94) verbraucht. Methanol kann mit Bezug auf Verteilung und Tanken gehandhabt werden wie Benzin (siehe Stoffdaten – Tab. 5.2 und Gefahrentoffverordnung), ist biologisch abbaubar und kann mit Wasser gemischt werden; Methanolaufnahme durch

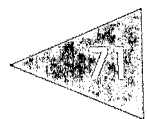
Dampfeinatmung und über die Haut kann zu ernstesten Vergiftungserscheinungen führen.

Für den Otto-Motor ist Methanol hervorragend geeignet – ebenso wie für den Dieselmotor. Kaltstartprobleme für das letztgenannte Antriebskonzept mit reinem Methanol als Kraftstoff (M100) werden gelöst durch verschiedene in der Entwicklung befindliche Zündkonzepte. Methanolunverträgliche Materialien am Motor und Kraftstoffsystem müssen durch methanolresistente Materialien ersetzt werden.

Wegen der besonderen Umweltvorteile bezüglich der Ozonsituation wird Methanol als Energieträger für den Verkehr in den USA im Rahmen des Gesetzes der Flottendurchschnittsemissionen und des CAFE-Gesetzes ein Bonus eingeräumt (siehe Kap. 4.4). In den USA existieren 200 öffentliche Tankstellen für M85-Kraftstoff. Bus-Flotten haben M100-Tankstellen; dabei sind die Tankstellen für kalifornische Schulbusse nicht mitgezählt (SINOR 1995).

Biokraftstoffe

Holz, Zuckerrüben, Zuckerrohr, Kartoffeln, Weizen, Mais, Raps und viele andere nachwachsende Rohstoffe bieten sich für die Herstellung von Biokraftstoffen an (Tab. 5.3). Ein vielbeachteter Biokraftstoff ist Ethanol, das in Brasilien aus volkswirtschaftlichen Gründen für den Energiemarkt *Verkehr* neben Diesel angeboten wird. Methanol und Ethanol eignen sich auch als Blendkomponenten oder zur Herstellung von MTBE/ETBE für bleifreie Otto-Kraftstoffe zur Oktanzahl-Verbesserung und werden so auch



bereits eingesetzt. Eine umweltrelevante Option beim Einsatz von Biokraftstoffen für den Verkehr liegt in der spezifischen Menge und der Art der gesetzlich limitierten Emissionen. Eine andere Option ergibt sich bei den Biokraftstoffen durch die Wiederverwendung von Kohlendioxid bei der Bildung der Biomasse im Prozess der Photosynthese.

In der Öffentlichkeit gibt es zur Zeit eine widersprüchliche Diskussion über die Verwendung von Biomassen zur Herstellung von Kraftstoffen für den Verkehr.

Hier stehen Fragen der Wirtschaftlichkeit, Art und Kosten der einzusetzenden Biomassen, Kosten der Kraftstoffproduktion, notwendige landwirtschaftliche Nutzungsflächen und Emissionsbilanzen unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Arbeitsprozesse – einschließlich Düngung – und der Kraftstoff-Herstellungsprozesse im Vordergrund.

Nach KOSSMEHL (1995) ergeben sich im Rahmen dieser Diskussion vier wesentliche Fragen:

Tabelle 5.3: Energieumwandlungspfade für Biokraftstoffe
nach KOSSMEHL (1995)

ZUCKERRÜBEN ZUCKERROHR	WEIZEN MAIS	BIOMASSE HOLZ	RAPS SOJA
ZUCKER	STÄRKE	CELLULOSE SYNTHESEGAS	FETTE
ETHANOL	ETHANOL	METHANOL	PFLANZENÖL
E85/OK, E25/DK	E85/OK	M85/OK, E25/DK	PME/DK, PÖ/DK
oder mit ISOBUTEN zu	oder mit ISOBUTEN zu	oder mit ISOBUTEN zu	oder in der Erdöl-Raffinerie zu
ETBE	ETBE	MTBE	DK-R

DK: Diesel-Kraftstoff
 DK-R: Diesel-Kraftstoff mit Rapsölstämmigen Komponenten
 E85: Ethanol mit 15 Vol.% Benzin
 ETBE: Ethyltertiärbutylether
 M85: Methanol mit 15 Vol.% Benzin
 MTBE: Methyl-Tertiär-Butyl-Ether
 OK: Otto-Kraftstoff
 PME: Pflanzenöl-Methylester
 PÖ: Pflanzenöl

... Wie groß ist der technische Aufwand zur Erzeugung der Biokraftstoffe, und welche Umweltbelastungen sind damit verbunden?

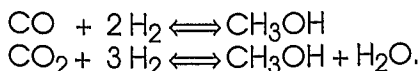
Welche Anforderungen stellen Biokraftstoffe an die Antriebskonzepte heutiger Pkw, und wie sind die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen für einen sicheren Betrieb mit Biokraftstoffen zu bewerten?

Welche Auswirkungen hat der Einsatz von Biokraftstoffen in Pkw-Antrieben auf deren Emissionsverhalten?

Wie muß die andere Zusammensetzung dieser Schadstoffemissionen im Vergleich zu der bei Betrieb mit herkömmlichen Kraftstoffen bewertet werden? Wie hoch sind die Kosten für die Biokraftstoffe?

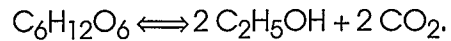
Pflanzen sind Speicher solarer Energie. Die so in der Biomasse gebundene Energie kann durch geeignete Prozesse in Kraftstoffe für den Verkehr umgewandelt werden. Einige wichtige Energieumwandlungspfade sind nach KOSSMEHL (1995) nachfolgend aufgeführt.

Bio-Methanol wird durch Biomasse-Vergasung zu Synthesegas und anschließender Methanol-Synthese gewonnen. Dabei wird, wie bei der Methanol-Herstellung aus Erdgas, nach der Synthesegaserzeugung durch eine heterogen katalysierte Synthese Methanol produziert:



Eine zweite Möglichkeit besteht in der Erzeugung des Gärungsalkohols *Ethanol*

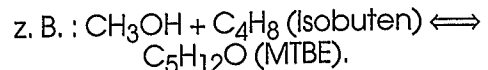
durch Fermentierung von Zucker in Anwesenheit von Bakterien oder Hefen:



Eine dritte Möglichkeit ist die Erzeugung von Kraftstoffen durch Pressung und Extraktion von Ölpflanzen wie Raps. Pflanzenöle wie Rapsöl sind grundsätzlich für den Betrieb von Dieselmotoren geeignet. Es ergeben sich bei der motorischen Verbrennung aber erhebliche Nachteile gegenüber der Dieselverbrennung, wenn man nicht einen chemischen Umesterungsprozeß des Rapsöls zu Rapsölmethylester vornimmt. Der chemische Aufbau z. B. des Rapsöls ist der eines Fettsäureglycerinesters. Setzt man Pflanzenöl mit Methanol an einem Katalysator (z.B. NaOH) um, so entstehen Pflanzenölmethylester (PME) und Glycerin sowie einige Reststoffe (KOSSMEHL 1995):



Biokraftstoffe können, wie oben bereits erwähnt, auch als Zusatzkomponenten im bleifreien Benzin als Oktanbooster und Sauerstofflieferant eingesetzt werden. Dazu gehören die Ether *ETBE* (Basis: Ethanol) und *MTBE* (Basis: Methanol):



In der Landwirtschaft der EU gibt es seit Jahren eine Überproduktion an Nahrungsmitteln. Diese Überschüsse drücken auf die Erzeugerpreise, und Einkommensprobleme bei den Landwirten sind die Folge. Im Jahr 1992

wurden durch die EU-Agrarreform 15 % und seit 1995/96 10 % der landwirtschaftlichen Flächen stillgelegt, für die Stilllegungsprämien gezahlt werden. Auf stillgelegten Flächen dürfen keine Nahrungsmittel angebaut werden, wohl aber nachwachsende Rohstoffe für *Non-food*-Erzeugnisse. Für diese werden aussichtsreiche Absatzmärkte im Energie- und Kraftstoffbereich gesehen. Energiebedarf bei der Biokraftstoffherstellung (siehe Kap. 6) und spezifischer Flächenbedarf beim Anbau der Biomassen sind zwei wesentliche Kriterien zur Bewertung der Biokraftstoffe. Legt man nach einer Maximalprognose 30 % der gesamten Ackerfläche in Deutschland still und baut auf allen geeigneten Standorten dieser stillgelegten Ackerfläche Zuckerrüben in üblichen Fruchtfolgen an, um daraus Ethanol herzustellen, so ließe sich ein Substitutionspotential bezüglich Otto-Kraftstoffen (Verbrauch 1993: 31 Mio t) von etwa 5 % erzielen; für Rapsanbau und RME würde eine entsprechende Betrachtung ein Substitutionspotential bezüglich Diesel-Kraftstoffen von 4 % ergeben (KOSSMEHL 1995).

Für Methanol- und Ethanol-Betrieb können die konventionellen Otto-Motor-Konzepte verwendet werden, wobei die Gemischbildungseinrichtungen modifiziert und einige motortechnische Änderungen vorgenommen werden müssen. Die wegen der Versorgungsunsicherheit mit Alkoholen entwickelten *Flexible-Fuel*-Fahrzeuge – mit einem einzigen Tank – können mit OK-, M85- und E85-Kraftstoffen sowie mit jedem beliebigen Kraftstoffgemisch daraus betrieben werden, wobei ein Kraftstoffsensordie aktuelle Kraftstoff-

zusammensetzung erkennt und entsprechende Anpassungen hinsichtlich Gemischbildung und Zündung vornimmt (siehe: "Methanol").

Nach KOSSMEHL (1995) haben die Erfahrungen mit Pflanzenölen in Verbrennungsmotoren gezeigt, daß kleine motortechnische Änderungen keinesfalls ausreichen, um die Probleme, die sich aus der hohen Viskosität der Pflanzenöle ergeben, zu lösen und einen zuverlässigen Motorbetrieb sicherzustellen. Im Mischbetrieb treten die gleichen Probleme auf wie im Betrieb mit reinen Pflanzenölen – allerdings umso weniger, je kleiner der Pflanzenölanteil ist. Nur bei den PME-Kraftstoffen ist eine große Ähnlichkeit zum Verhalten der Diesel-Kraftstoffe bei der motortechnischen Verbrennung zu erkennen; allerdings müssen einige Kunststoffmaterialien, die mit dem Kraftstoff in Berührung kommen, angepaßt werden. PME-Kraftstoff ist mit DK voll kompatibel. DK-R-Kraftstoffe, die in der Erdölraffinerie unter Zugabe von Pflanzenölen erzeugt werden, unterscheiden sich von DK nur im höheren Anteil an Paraffinen.

5.2.2 Kurz- und mittelfristige Lösungen mit Elektromotoren und Batterien

Die Geschichte des Elektrostraßenfahrzeugs geht bis weit ins 19. Jahrhundert zurück. Sein damaliges Einsatzgebiet reichte vom Oberleitungsbus (ab 1882) über Feuerwehrfahrzeuge (ab 1897) bis zum Werkstatt- und Service-Fahrzeug. Die zunehmende Entwicklung der Individualverkehrs nach dem 2. Weltkrieg ließ das Elektrofahrzeug auch für den Pkw-Bereich interessanter

werden. Durch die hohe Schadstoff- und Lärmbelastigung der Innenstädte erlebt das Elektrofahrzeug jetzt eine Renaissance. Der im Jahr 1990 beschlossene *Clean Air Act* der USA schreibt vor, daß ab 1998 mindestens 2 % und ab 2003 mindestens 10 % der verkauften Neuwagen eines Herstellers in Kalifornien emissionsfrei (am Fahrzeug) sein müssen (Benzinzusatzheizung unterhalb 4 °C zugelassen) – eine Forderung, die zur Zeit nur das Elektrofahrzeug erfüllen kann¹. Im Zuge der Diskussion um das Elektrofahrzeug haben sich sehr kontroverse Meinungen über seine Umweltverträglichkeit und seine Eignung als vollständiger Ersatz für Benzin- und Diesel-Pkw entwickelt. Während Befürworter des Elektrofahrzeugs mit günstigen Lärm- und Schadstoffemissionswerten werben, sprechen Kritiker von geringeren Fahrleistungen, reduzierter Reichweite, geringerem Komfort und hohen Kosten. Vor allem in bezug auf die CO₂-Emissionen der Gesamtketten sind unterschiedliche, zum Teil widersprüchliche Aussagen zu finden. Das UBA (KOLKE 1995) berechnet bei einem Vergleich von nahezu 100 Elektro-, Otto- und Diesel-Pkw, daß deren Kohlendioxid-Emissionen in gleicher Größenordnung liegen. SPORCK-MANN (1990) kommt bei einem Vergleich von Einzelfahrzeugen zu günstigeren Ergebnissen. Die Unterschiede sind auf die verschiedenen Annahmen

über den Energieverbrauch der Fahrzeuge und über den Primärenergie mix für die Stromerzeugung zurückzuführen.

Die kritische Komponente des Elektrofahrzeugs ist die Batterie. Nach MERCEDES (1994b) stellen sich die Probleme des Elektroantriebs wie folgt dar:

... Die Schlüsselkomponente des Elektromobils ist die Batterie. Sie ist auch das Kernproblem. Denn von der Kapazität des Energiespeichers hängen Reichweite und Fahrleistungen des Fahrzeugs ab. Im Vergleich zu normalen Autos schneiden Elektroautos hier äußerst schlecht ab. Um auch nur einigermaßen akzeptable Fahrleistungen erbringen zu können, müssen heute voluminöse und schwergewichtige Batterien im Fahrzeug untergebracht werden.

... Eines der Probleme heutiger Batterien ist, daß sie eine zu kurze Lebensdauer haben. Um im Kurzstreckenbetrieb eine Fahrleistung von wenigstens 50 000 km zu schaffen, sollte man eine Batterie mindestens zweitausendmal nachladen können.

... Die Batterie eines Elektroautos kann im Prinzip an jeder gewöhnlichen Haussteckdose aufgeladen werden. Allerdings dauert das bis zu 10 Stunden.

¹ Beschluß des CARB vom 29.03.1996 (Auszug):

- Die 2 %-ZEV-Regelung für 1998 – 2002 wird ausgesetzt.
- Die 10 %-ZEV-Regelung ab 2003 wird beibehalten (Anmerkung: Die Regelung bezieht sich nicht auf verkaufte, sondern auf zum Kauf angebotene Fahrzeuge)
- Das Programm zur Einführung von ZEV in den Kalifornischen Markt schließt nun auch die Förderung neuer ZEV-Technologien wie u.a. Brennstoffzellen ein.
- Anstelle der 2 %-ZEV-Regelung für 1998 schließt das CARB mit den der ZEV-Regelung unterworfenen Firmen Chrysler, Ford, General Motors, Honda, Mazda, Nissan und Toyota einen Vertrag (*Memorandum of Agreement*). Im Rahmen dieses Vertrags verpflichteten die Automobilhersteller sich u.a. dazu, mit 1998 beginnend, 3750 AZEV anzubieten (ZEV mit *Advanced Batteries* und Reichweiten von ca. 200 km ohne Nachladung).

Quelle: <http://arb1s.arb.ca.gov/newsrel>

Schnelladestationen, wie sie derzeit getestet werden, sollen diese Ladezeit verkürzen.

Fast alle bundesdeutschen Automobilfirmen haben in den letzten Jahren Erfahrungen mit Elektrofahrzeugen gesammelt. Das wohl bekannteste und am meisten bewertete Fahrzeug ist der VW Golf Citystromer. Das Antriebsaggregat des Citystromers bildet ein fremderregter Gleichstrommotor mit einer Dauerleistung von 12 kW, einer Spitzenleistung von 23 kW (für ca. 5 min.) und einem maximalen Drehmoment von 104 Nm bei 2100 min^{-1} . Der Citystromer ist mit einer Blei-Gel-Batterie ausgestattet, die eine Kapazität von ca. 13,4 kWh besitzt. Das Leergewicht des Citystromers beträgt mit Batterie 1300 kg.

Der Energieverbrauch beim Citystromer hängt ganz entscheidend von der verwendeten Batterie-Ladetechnik ab. MAURACHER (1992) hat den Stromverbrauch im europäischen und amerikanischen Fahrzyklus und in einer Reihe selbstdefinierter Fahrzyklen unter Verwendung eines "alten" und eines "neuen" Ladeverfahrens gemessen und kam zu dem Ergebnis, daß der mittlere Energienutzungsgrad des Ladeverfahrens von 51 % auf 72 % gesteigert werden konnte. Eine Beschreibung der Unterschiede zwischen "altem" und "neuem" Ladeverfahren ist MAURACHER (1992) zu entnehmen. Für den Energieverbrauch beim Citystromer im ECE-Stadtzyklus ergibt sich mit dem "neuen" Ladeverfahren ein Wert von 28 kWh/100km (100,8 MJ/100km) ab Netz gegenüber 39,8 kWh/100km (143,3 MJ/100 km) mit dem "alten" Ladeverfahren. Außerdem ließe sich der Energie-

nutzungsgrad des Ladeverfahrens durch eine Verbesserung der fahrzeugseitigen Ladegerätetechnik sogar auf 90 % erhöhen. Dies entspräche einem Energieverbrauch von nur 22,5 kWh/100km (81 MJ/100km) im ECE-Zyklus.

Bei der Energie- und Emissionsbilanz für den Citystromer ist zu beachten, daß ein Heizenergiebedarf für die Fahrgastzelle besteht. Diese Zusatzheizung wird nach heutiger Technik mit Benzin betrieben und verbraucht im Ganzjahresmittel etwa 0,3 l/100km (9,66 MJ/100 km).

5.2.3 Mittel- und langfristige Lösungen für Brennstoffzellen mit Elektromotor und Wasserstoff bzw. Methanol

Neuartige Antriebe für den Verkehr werden nur dann ein großes Anwendungspotential erreichen können, wenn sie einerseits mit einem höheren Systemwirkungsgrad als verbrennungsmotorische Antriebe zur Schonung der vorhandenen Energieressourcen und insgesamt zur Minderung der Schadstoffemissionen beitragen, andererseits aber Fahrleistungen, Nutzlasten und Reichweiten erlauben, die mit denen konventioneller Fahrzeuge vergleichbar sind und insgesamt im Preis konkurrieren können. Dabei müssen Gesamtwirkungsgrad und Gesamtemissionen einer Energieumwandlungskette vom Primärenergieträger bis hin zum Fahrzeug im Betrieb gegenüber den konventionellen Energieumwandlungsketten für den Verkehr verbessert werden. Gewichtsreduzierung, Rückgewinnung von Bremsenergie oder Verkehrssysteme können einen zusätzlichen Beitrag leisten. Die Verwendung kohlen-

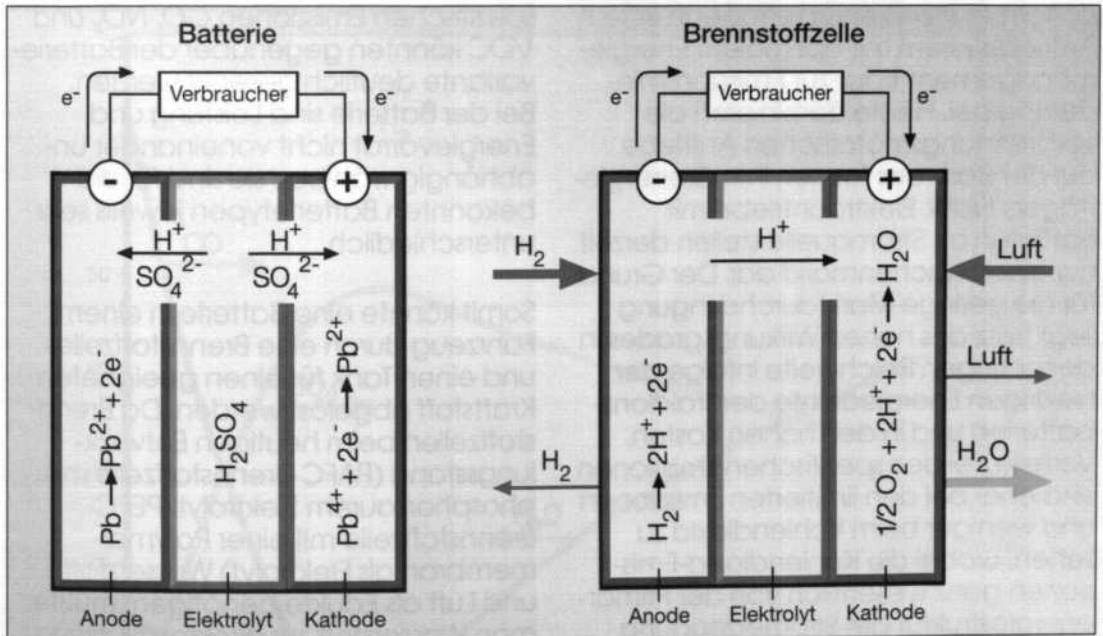


Abb. 5.1: Prinzipdarstellung: Batterie – Brennstoffzelle
 Quelle: SCHMIDT/STIMMING (1996)

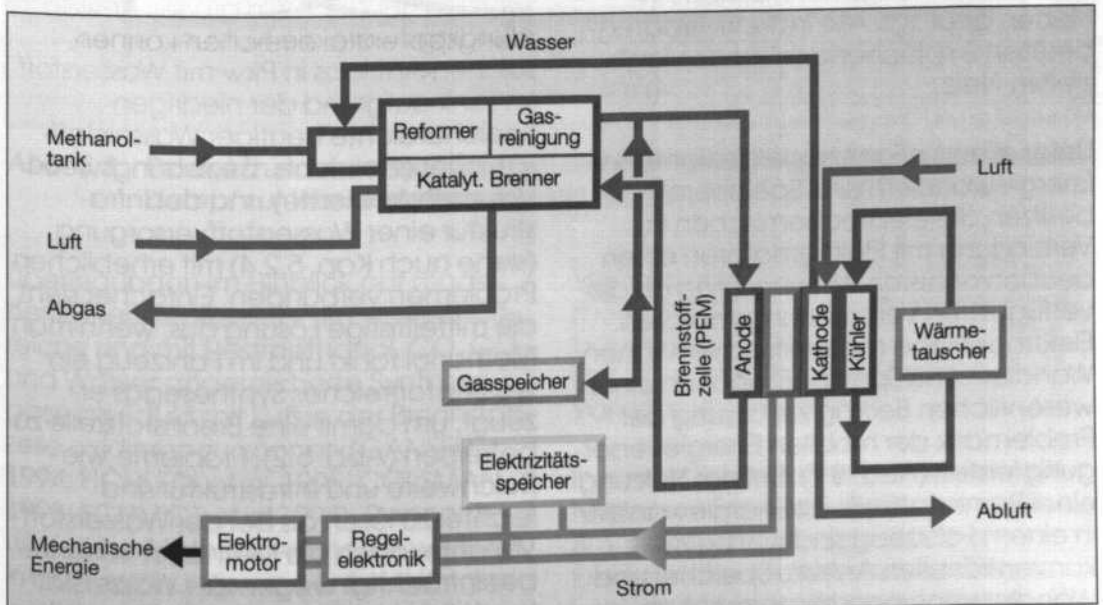


Abb. 5.2: Brennstoffzellen-System mit Methanol-Tank und -Reformer sowie PEM-Brennstoffzelle, Elektricitätsspeicher und Elektromotor für den mobilen Einsatz. Quelle: COLSMAN (1995)

stoffarmer Primärenergieträger in einem Antriebssystem mit optimalem Energiemanagement trägt zur Emissionsminderung bei. Heute dominieren die verbrennungsmotorischen Antriebe auf der Basis des fossilen Primärenergieträgers *Erdöl*. Elektroantriebe mit Batterien als Stromquelle stellen derzeit nur einen Nischenmarkt dar. Der Grund für die geringe Marktdurchdringung liegt trotz des hohen Wirkungsgrades in der geringen Reichweite infolge der niedrigen Energiedichte der Traktionsbatterien und in den hohen Kosten. Vorteile bei den spezifischen Emissionen sind eher bei den limitierten Emissionen und weniger beim Kohlendioxid zu sehen, wobei die Kohlendioxid-Emissionen ganz wesentlich von der Primärenergiestruktur der Stromerzeugung abhängen. Die Infrastruktur der mobilen Energieversorgung ist ebenfalls von den verbrennungsmotorischen Antrieben geprägt. Alle Industriestaaten besitzen ein flächendeckendes Tankstellen-Netz.

Unter allen für Fahrzeuge geeigneten Energiewandlern und Speichern besitzen die elektrochemischen in Verbindung mit Elektromotoren einen deutlich höheren Wirkungsgrad als die verfügbaren Verbrennungsmotoren. Elektroantriebe mit elektrochemischen Wandlern und Speichern können einen wesentlichen Beitrag zur Lösung der Problematik der mobilen Energieversorgung leisten (Abb. 5.1). Bei der Nutzung einer Brennstoffzelle als Energiewandler in einem Fahrzeug sind wie beim konventionellen Antrieb Speicher und Wandler voneinander getrennt angeordnet – Leistung und Energievorrat (Reichweite) können unabhängig voneinander gewählt werden, und die

spezifischen Emissionen CO , NO_x und VOC könnten gegenüber der Batterievariante deutlich gesenkt werden. Bei der Batterie sind Leistung und Energievorrat nicht voneinander unabhängig wählbar; sie sind für die bekannten Batterietypen jeweils sehr unterschiedlich.

Somit könnte eine Batterie in einem Fahrzeug durch eine Brennstoffzelle und einen Tank für einen geeigneten Kraftstoff abgelöst werden. Da Brennstoffzellen beim heutigen Entwicklungsstand (PAFC-Brennstoffzelle mit phosphorsaurem Elektrolyt, PEFC-Brennstoffzelle mit einer Polymermembran als Elektrolyt) Wasserstoff und Luft als Edukte benötigen, müßte man Wasserstoff zur direkten Nutzung oder Methanol zur indirekten Nutzung in der Brennstoffzelle tanken.

Allerdings wäre die Nutzung eines solchen Antriebs in Pkw mit Wasserstoff im Tank aufgrund der niedrigen Speicherdichte heutiger Wasserstoffspeicher (Gewichts- beziehungsweise Volumenprobleme) und der Infrastruktur einer Wasserstoffversorgung (siehe auch Kap. 5.2.4) mit erheblichen Problemen verbunden. Einfacher sieht die mittelfristige Lösung aus, wenn man Methanol tankt und im Fahrzeug ein wasserstoffreiches Synthesegas erzeugt, um damit eine Brennstoffzelle zu betreiben (Abb. 5.2). Probleme wie Reichweite und Infrastruktur sind leichter zu lösen als bei der Wasserstoffvariante, doch die Methanol-Variante beeinträchtigt wegen der Wasserstoffherstellung im Fahrzeug die Dynamik des Antriebs und erfordert den Einbau eines Kurzzeit-Energiespeichers. Gleichzeitig erfordert die Methanol-Variante

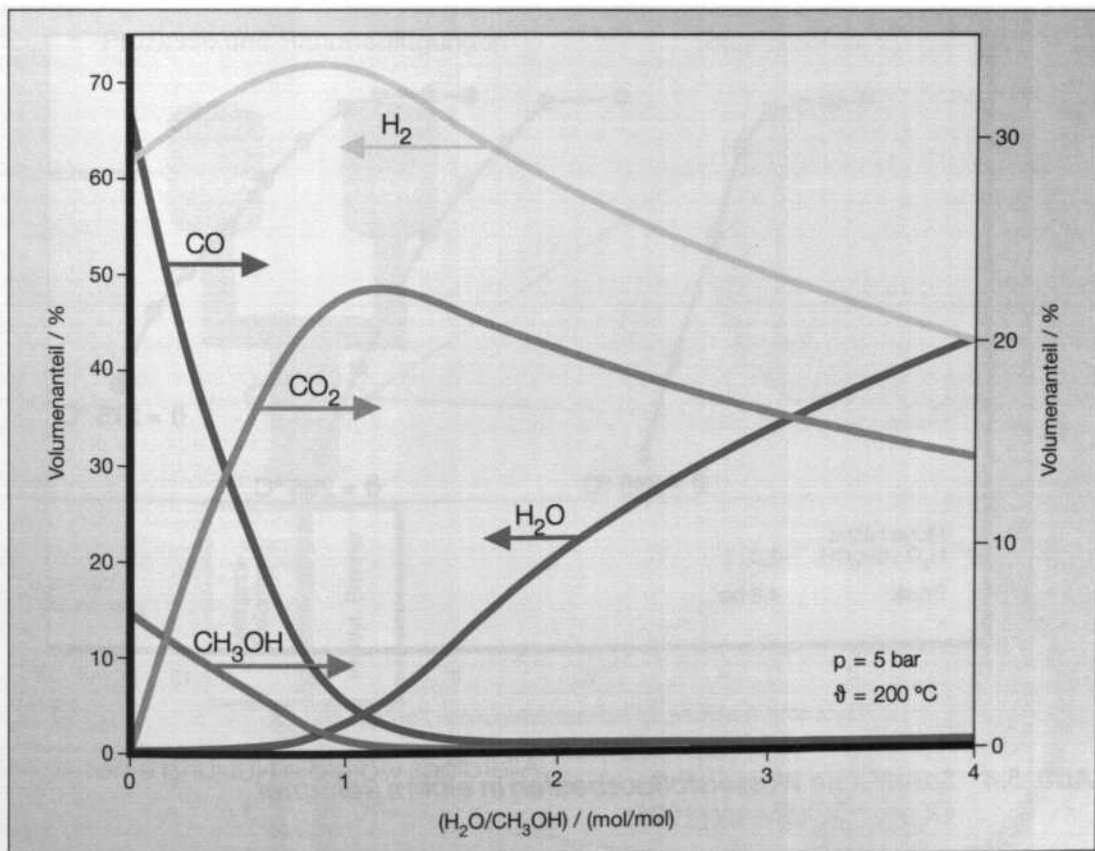


Abb. 5.3: Produktzusammensetzung bei der Methanol-Reformierung mit Wasserdampf zur Wasserstoffherzeugung. Quelle: nach GANSER (1994)

Überlegungen im Hinblick auf modifizierte Brennstoffzellen, um wasserstoffreiche und mit Restmethanol, CO, CO₂ und Wasser angereicherte Synthesegase als Edukt mit Luft in der Brennstoffzelle oxidieren zu können (GANSER 1994; HÖHLEIN *et al.* 1995; COLSMAN 1995; SCHMIDT *et al.* 1994). Dennoch wird diese Methanol-Variante weltweit in der Forschungs- und Entwicklungsarbeit als naheliegendes Ziel erklärt; langfristig ist auch die Entwicklung einer Brennstoffzelle für die direkte Methanol-Nutzung (MENZER *et al.* 1995) oder – bei

Vorhandensein einer kostengünstigen, möglichst auf solarem Wasserstoff aufbauenden Infrastruktur – die Nutzung der oben erwähnten Wasserstoff/Luft-Variante vorgesehen.

In einem Brennstoffzellen-Antrieb mit Methanol-Tank und -Reformer sowie Brennstoffzelle, Energiespeicher und Elektromotor für den mobilen Einsatz wird ein flüssiges Methanol/Wasser-Gemisch gespeichert, welches bei Umgebungsbedingungen ähnliche physikalische Eigenschaften wie

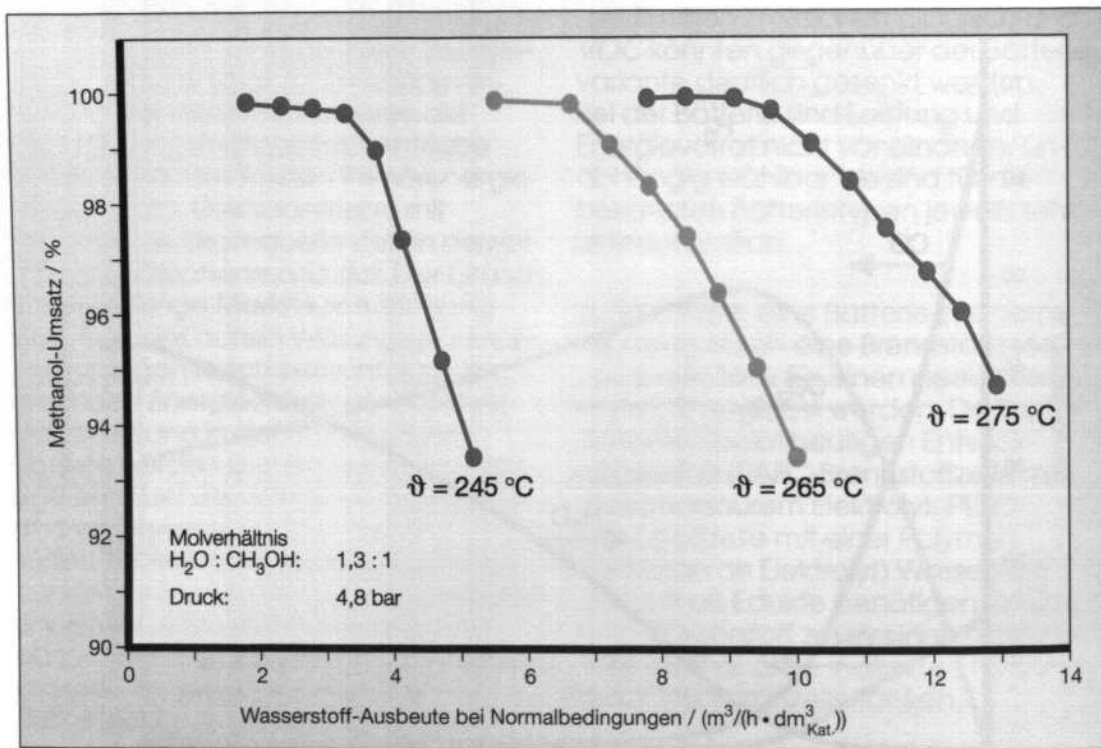


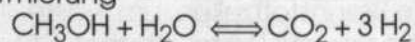
Abb. 5.4: Spezifische Wasserstoffausbeuten in einem Reformer
Quelle: COLSMAN (1995)

konventionelle Kraftstoffe aufweist; das Wasser wird nicht getankt, sondern als Wasserstoff-Oxidationsprodukt hinter der Brennstoffzelle kondensiert und dem Tank zugeführt. Dieses Gemisch wird von einer Kraftstoffpumpe in einen Verdampfer gefördert, wo es erwärmt, verdampft und überhitzt wird. Das überhitzte Gemisch gelangt anschließend in einen Reformer, in dem die Reformierung von Methanol und Wasser zu einem wasserstoffreichen Synthesegas als heterogen katalysierte Reaktion stattfindet.

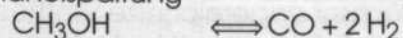
Die Wasserstoffherstellung aus Methanol läuft unter Wärmezufuhr im wesentlichen nach den folgenden stöchio-

metrischen Beziehungen ab, von denen jeweils nur zwei voneinander unabhängig sind:

Reformierung



Methanolspaltung



Konvertierung



Dabei stellen sich im Reaktionsbereich von 200 °C bis 300 °C und bei niedrigen Drücken in Abhängigkeit vom H₂O/CH₃OH-Verhältnis am Eintritt in den Reformer wasserstoffreiche Gaszusammensetzungen ein, wie sie exemplarisch in Abb. 5.3 für 5 bar und 200 °C

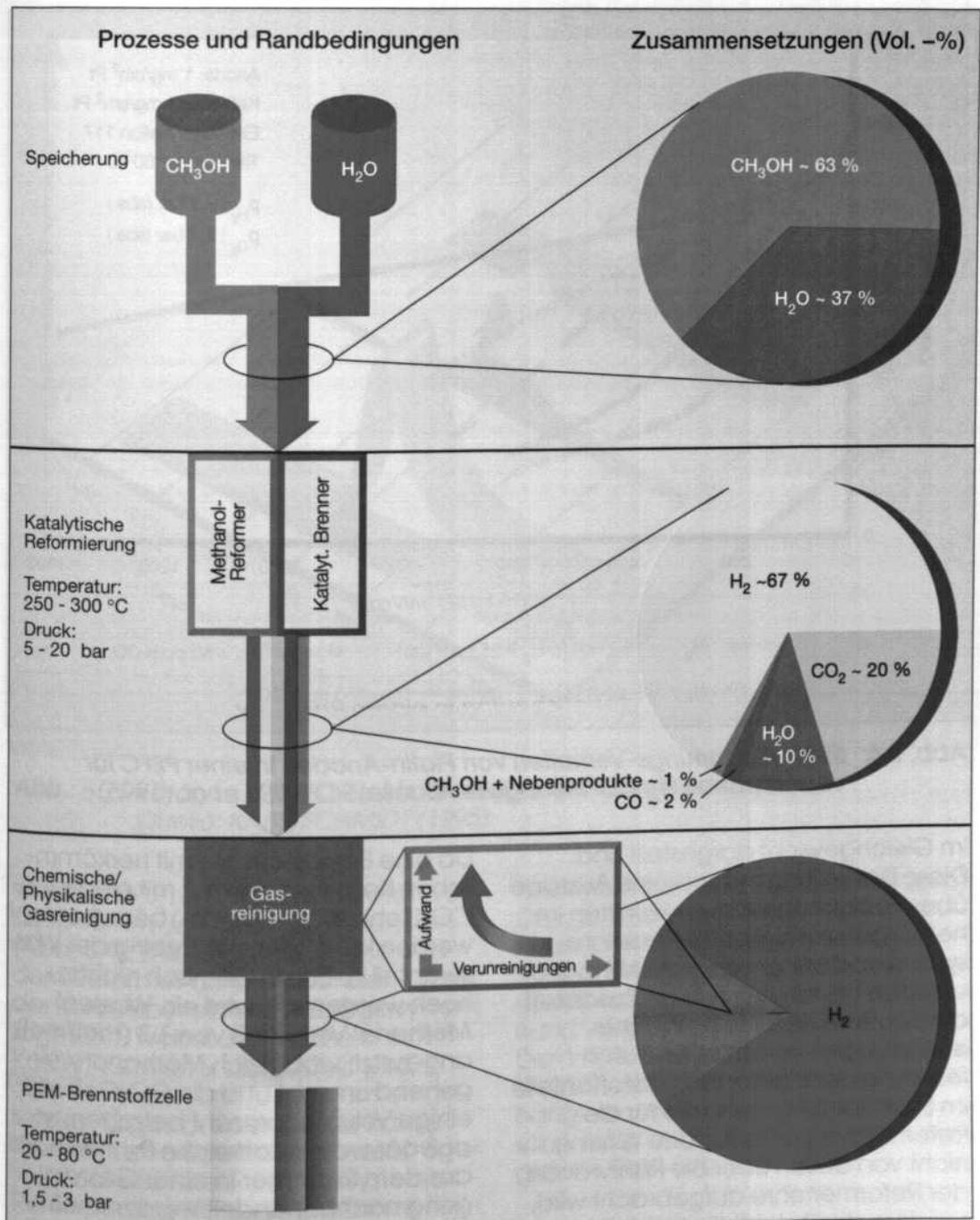


Abb. 5.5: Prozesseinheiten zur Erzeugung eines wasserstoffreichen Brenngases für die PEM-Brennstoffzelle Quelle: KABS/SCHMIDT (1995)

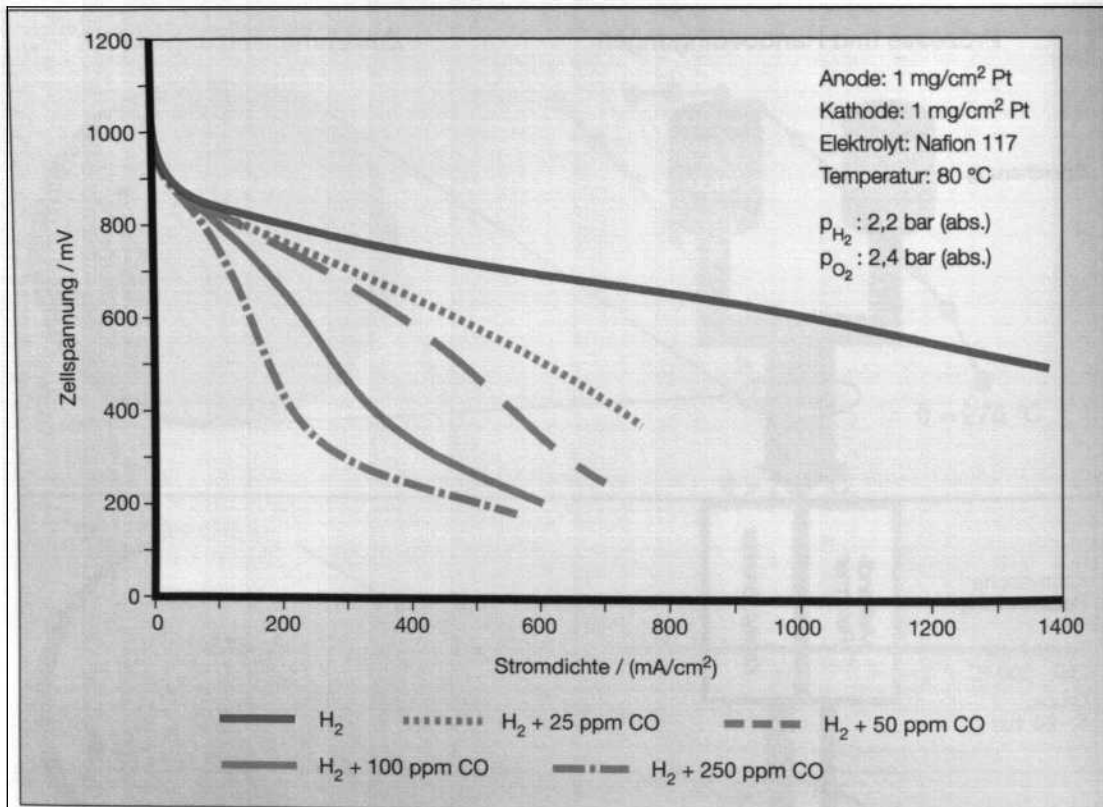


Abb. 5.6: Strom/Spannungs-Verhalten von Platin-Anoden in einer PEFC für verschiedene H_2/CO -Brenngase Quelle: SCHMIDT et al. (1995)

im Gleichgewicht dargestellt sind. Diese Darstellung macht keine Aussage über Reaktionsgeschwindigkeiten im heterogen katalysierten Reaktionssystem und entsprechende Methanolumsätze beziehungsweise Wasserstoffausbeuten. Die Gleichgewichtseinstellungen verschieben sich in Richtung niedrigerer Wasserstoffanteile im Synthesegas, wenn die für die Reformierung erforderliche Wärme nicht von außen über die Rohrwände der Reformerrohre aufgebracht wird, sondern durch partielle Oxidation von Methanol mit Luftsauerstoff im Reformerrohr erfolgt.

Da eine Brennstoffzelle mit herkömmlichen Katalysatoren nur mit niedrigen CO-Gehalten (< 10 ppm) beaufschlagt werden kann und gleichzeitig der Wasseranteil im Edukt-Gemisch nicht zu hoch werden soll, wird ein Wasser/Methanol-Verhältnis von 1,3 (mol/mol) angesetzt, wobei sich Methanol weitgehend umsetzt und die CO-Gehalte einige Volumenprozent betragen, so daß das wasserstoffreiche Synthesegas aus dem Reformier in einer Gasreinigung nachbehandelt werden muß (Abb. 5.5). In einem Reaktionsrohr der Methanol-Reformierung, das mit einem Cu/Zn-Katalysator gefüllt ist, kann man

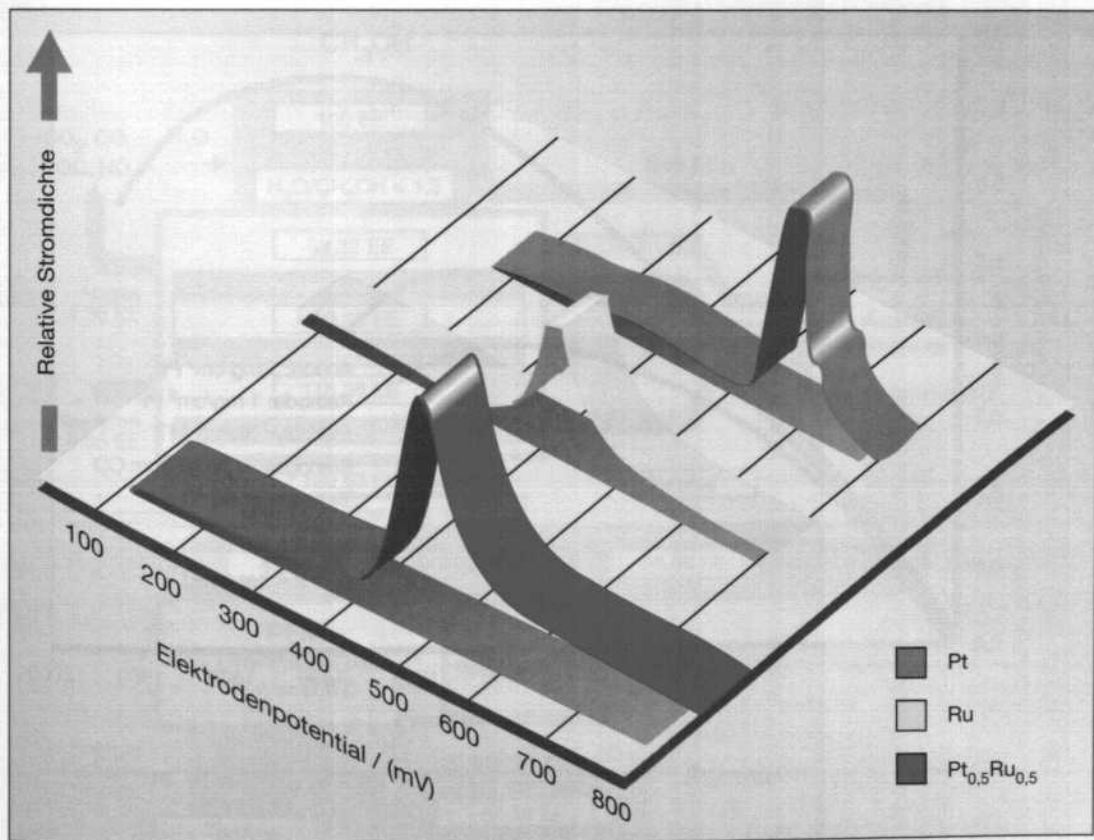


Abb.: 5.7: Katalyse der CO-Elektrooxidation an Pt/Ru-Legierungen
 Quelle: KABS/SCHMIDT (1995)

spezifische Umsätze für Wasserstoff von bis zu $10 \text{ Nm}^3/(\text{h} \times \text{dm}^3_{\text{kat}})$ erreichen (Abb. 5.4). Die Reaktionswärme wird dem Reformer durch Außenbeheizung der Rohre über ein Wärmeträgersystem zugeführt, wobei die Wärme in einem Katalyt-Konverter dargestellt wird, in dem Methanol und/oder nicht umgesetztes Abgas aus der Anode katalytisch mit Luft oxidiert wird, so daß insgesamt bei allen drei Reaktionssystemen – Reformierung, Katalytische Konvertierung und Elektrodenreaktion in der Brennstoffzelle – wegen der katalytischen Reaktionssteuerung nur sehr

niedrige Emissionen entstehen (Kap. 6). Dies gilt besonders dann, wenn man diesen Antrieb mit einem Verbrennungsmotor und der entsprechenden unvollständigen motorischen Verbrennung vergleicht (HÖHLEIN *et al.* 1995). Derartige *Methanol-Reformer-Entwicklungen* werden auch im Zusammenhang mit amerikanischen, europäischen und deutschen Projekten durchgeführt (Tab. 5.4).

Die Umsetzung der chemisch gebundenen Energie des Brenngasgemisches in elektrische und thermische Energie

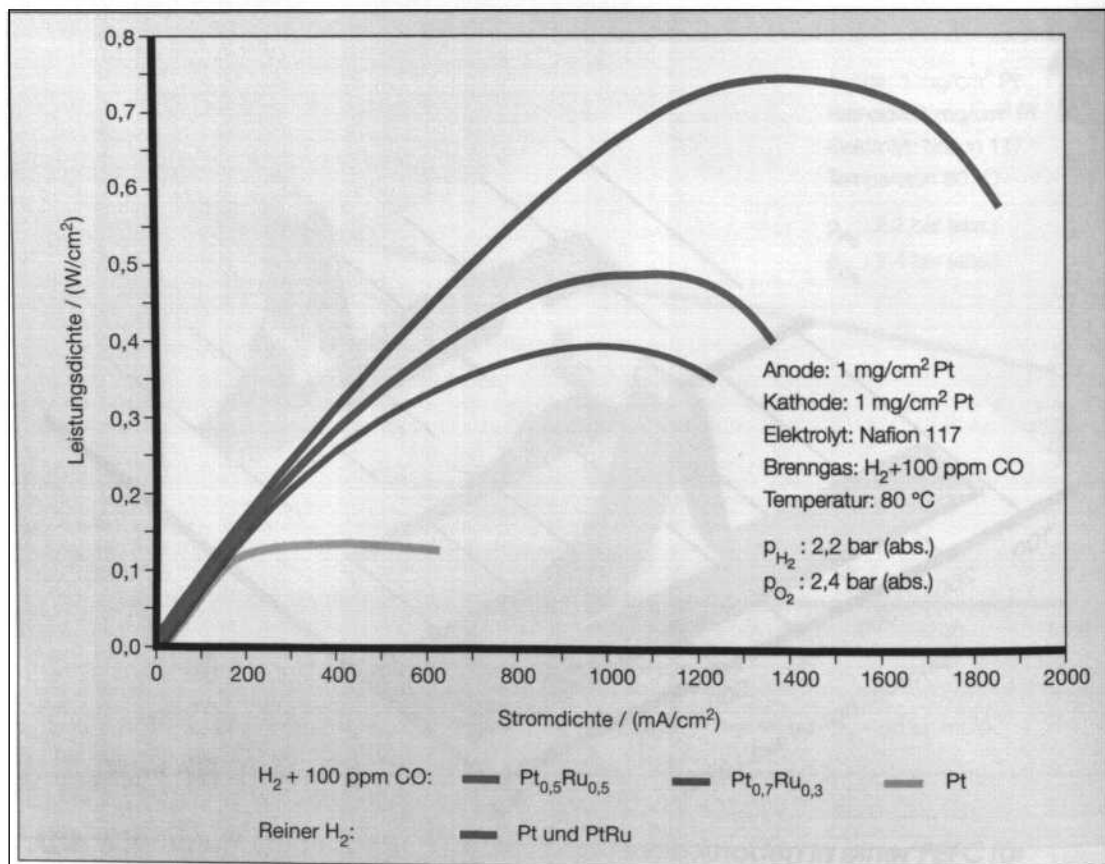


Abb.: 5.8: Strom/Spannungs-Verhalten von Einzelzellen mit Pt/Ru-Anoden
 Quelle: SCHMIDT et al. (1995)

erfolgt dann in einer Niedertemperatur-Brennstoffzelle (PEFC) bei Temperaturen von Raumtemperatur bis etwa 80 °C (SCHMIDT et al. 1995). Diese Brennstoffzelle ist nach heutigem Entwicklungsstand empfindlich gegenüber CO (Abb. 5.6). Aus diesem Grund muß das wasserstoffreiche Synthesegas aus dem Reformier nachbehandelt werden, so daß CO zu CH₄ methanisiert, in der Wassergas-Reaktion beziehungsweise mit Luftsauerstoff zu Kohlendioxid oxidiert oder Wasserstoff mittels Membran vom Synthesegas abgetrennt wird (Abb. 5.5).

Ein anderer Weg zur Lösung des CO-Problems in der PEFC besteht in der Entwicklung von Katalysatoren für die Anode mit höherer CO-Verträglichkeit. Zu diesem Zweck wird die Wechselwirkung zwischen CO und Edelmetalloberflächen untersucht. Vor allem Pt/Ru-Legierungen als Katalysator lassen im Vergleich zu reinem Platin eine deutlich höhere CO-Verträglichkeit erkennen. Abb. 5.7 zeigt in einer Strom/Potential-Messung, daß bei Verwendung einer Pt/Ru-Legierung das adsorbierte CO bei – im Vergleich zu Pt –

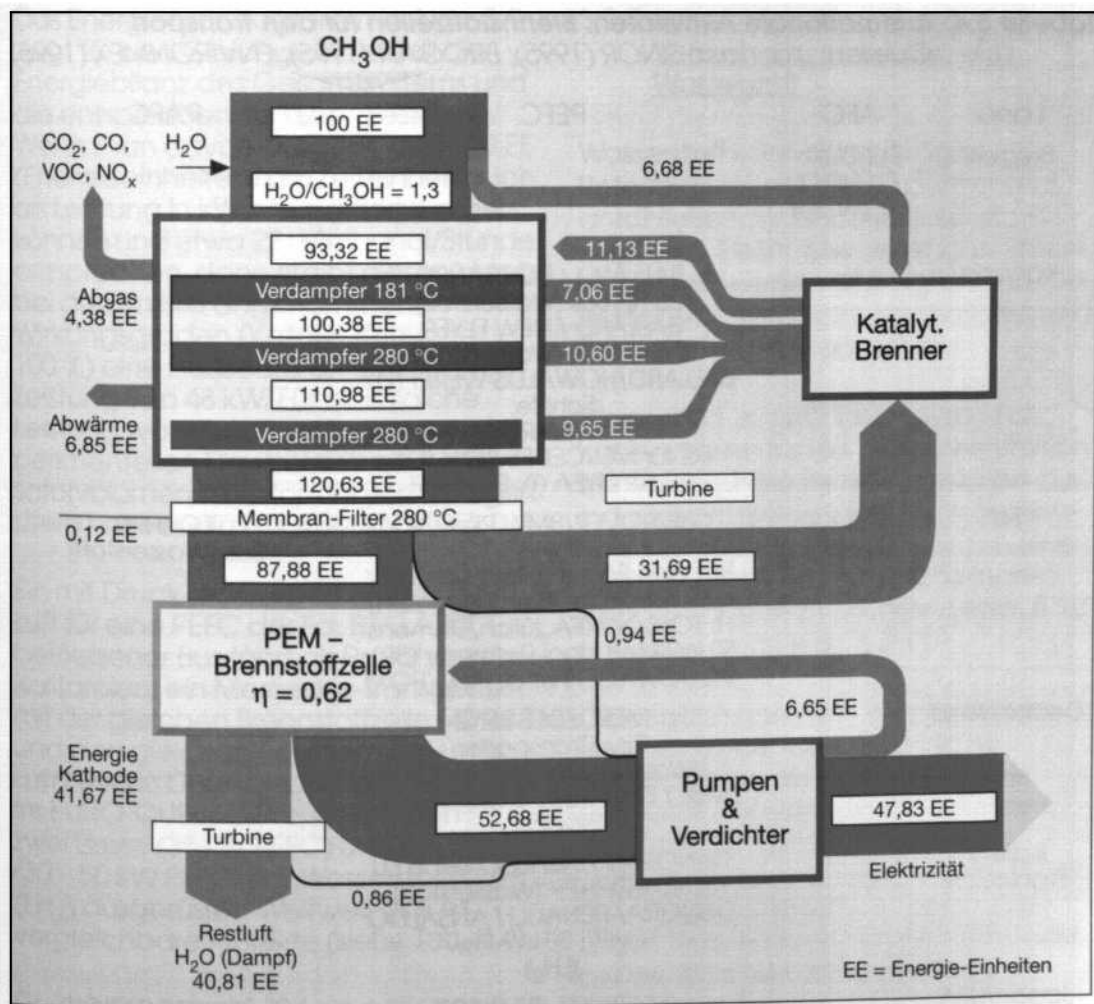


Abb. 5.9: Energieflußdiagramm für den Antriebsstrang mit Methanol-Reformer und Niedertemperatur-Brennstoffzelle ohne Elektromotor
 Quelle: HÖHLEIN et al. (1995)

vergleichsweise negativeren Elektrodenpotentialen zu CO₂ oxidiert werden kann. Als Konsequenz für den Brennstoffzellen-Betrieb ergibt sich dadurch eine höhere Klemmenspannung für eine vorgegebene Stromdichte. Typische Leistungsdaten sind in Abb. 5.8 dargestellt.

Das Gesamtverhalten einer solchen Brennstoffzelle würde im Teillastverhalten (Stadtverkehr) im Vergleich zum Verbrennungsmotor höhere Wirkungsgrade bei einem ohnehin höheren Wirkungsgradniveau über den gesamten Lastbereich (KLAIBER 1995) erkennen lassen.

Tabelle 5.4: Internationale Aktivitäten: Brennstoffzellen für den Transport

Quellen: u.a. nach SINOR (1995); BROGAN (1995); ENVIRONMEX (1995)

Land	AFC	PEFC	PAFC
Belgien	EURECA: ELENCO 80 kW-Bus		
Kanada		BALLARD / BC TRANSIT 125 HP-Bus (Wasserstoff); BALLARD / NEW FLYER 275 HP-Bus (Wasserstoff); BALLARD/HOWALDS-WERFT (D) Schiffe; BALLARD: FC für MERCEDES-BENZ (D), FC für ENEA (I), EQHHPP	
EU	EUREKA: Bus (H ₂)	CJB/ROVER/BMW Pkw (SR); EQHHPP: Bus and Fähre (L-Wasserstoff); JOULE-Projekte Pkw (H ₂ /MeOH); H. TOPSOE/KFA Jülich/Siemens 50 kW-Methanol-Reformer (SR), VOLKSWAGEN et al. Pkw (POX)	EQHHPP Bus (Wasserstoff)
Deutschland		MERCEDES BENZ Pkw/Transporter (Wasserstoff / Methanol); BMBF / DAIMLER / SIEMENS et al. Pkw (SR)	
Italien/ Frankreich		DeNORA / ANSALDO siehe EU BZ für EQHHPP (Wasserstoff); DeNORA/ RENAULT/ ANSALDO FEVER: 30 kW-Pkw (LH ₂)	
Japan/USA		MATSUDA/BALLARD 8 kW-Golf-Wagen (H ₂ /O ₂)	FUJI ELECTRIC see USA
USA/Kanada		DOE / FORD/ IFC/ H-POWER/ ENERGY PARTNERS/ et al. 30 - 50 kW-Pkw (Wasserstoff); CHRYSLER/ ALLIEDSIGNAL et al. 30 - 50 kW-Pkw (Wasserstoff); DOE / GM / LANL /BALLARD / DOW/ DUPONT et al. Pkw (60 kW-SR); ARGONNE NAT. LAB. 50 kW (POX); ENERGY PARTNERS 30 kW-Pkw (GH ₂)	DOE / SCAQMD Bus (SR); see Fuji; ARTHUR D. LITTLE Bus (Ethanol) mit 50 kW (POX); DOE/SCAQMD/ H-POWER 50 kW-Bus (Methanol)

POX: Methanol-Reformer mit Partieller Oxidation
SR: Methanol-Wasserdampf-Reformer

Das Energiefluß-Diagramm in Abb. 5.9 zeigt für den Gleichgewichtsfall die Energiebilanz des Gesamtsystems und die entsprechenden Energieströme. Wenn man davon ausgeht, daß 100 EE (Energieeinheiten) pro Zeiteinheit auch als Leistung in kW interpretiert werden können und etwa 22 l Methanol/Stunde entsprechen, dann ergibt dieser Ansatz bei den im Bild angenommenen Wirkungsgraden (Katalyt-Konverter = 100 %) eine Ausbeute an elektrischer Leistung von 48 kW. Für eine solche Leistung wäre nach vorliegenden experimentellen Ergebnissen ein Katalysatorvolumen im Reformer von wenigen Litern notwendig (COLSMAN 1995)

Ein mit Druck-Wasserstoff (GH_2) und Luft für eine PEFC der Fa. BALLARD betriebener Bus fährt als Prototyp in Kalifornien; ein Mercedes-Transporter mit der gleichen Brennstoffzelle (40 kW) und den gleichen Edukten (GH_2 und Luft) wird in Deutschland betrieben. Im EURO-QUEBEC-Projekt werden zwei Busse (35 kW PEFC) und ein Boot (30 – 50 kW PEFC) mit Wasserstofftanks (LH_2) ausgerüstet. Weltweit gibt es vergleichbare Projekte (siehe Tab. 5.4).

Deutschland hat 1994 ein nationales Programm zur Entwicklung von Brennstoffzellenantrieben für Pkw aufgelegt, um Komponenten eines Brennstoffzellen-Fahrzeugantriebs zu entwickeln. DAIMLER (zusammen mit DEGUSSA und BASF) und SIEMENS (zusammen mit HOECHST und HERAEUS) sind die Hauptvertragspartner. Forschungseinrichtungen wie Forschungszentrum Jülich, Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt, Max Planck Institut und Fraunhofer Gesellschaft arbeiten an diesem Projekt als Unterauftragnehmer mit.

5.2.4 Langfristige Lösungen für Verbrennungsmotoren und Wasserstoff

Wasserstoff kann durch Erdgas-Reformierung mit Wasserdampf und anschließender Gasaufbereitung sowie durch Elektrolyse direkt aus Wasser hergestellt werden und eignet sich zum Betrieb von Verbrennungsmotoren und Brennstoffzellen (Kap. 5.2.3)

Wasserstoff aus der Elektrolyse und Kohlendioxid aus der Aufkonzentration der Atmosphäre beziehungsweise aus Industrieprozessen kann auch zu Alkoholen synthetisiert werden, um so einen flüssigen und einfach speicherbaren Alkoholkraftstoff zu erhalten (Abb. 5.10 und siehe auch Kap. 5.2.1)

Ökologisch gesehen, könnte Wasserstoff der ideale klimafreundliche Kraftstoff sein. Weil er nur zu Wasser und nicht zu Kohlendioxid verbrennt, trägt er durch seine Verbrennung unbedeutend zum Treibhauseffekt bei; allerdings entstehen bei der motorischen Verbrennung mit Luft Stickoxide, bei der Wasserstoffspeicherung (Druckspeicher, Flüssigkeitsspeicher – Tab. 5.5) wegen der dabei eingesetzten Elektrizität Emissionen und insbesondere im Fall der Herstellung von Wasserstoff aus Erdgas u. a. CO_2 -Emissionen.

HOPF (1995) beschreibt die Situation für Wasserstoff als Energieträger wie folgt:

... Zwei Gründe haben die Verwendung von Wasserstoff für unseren Energiebedarf bisher verhindert.

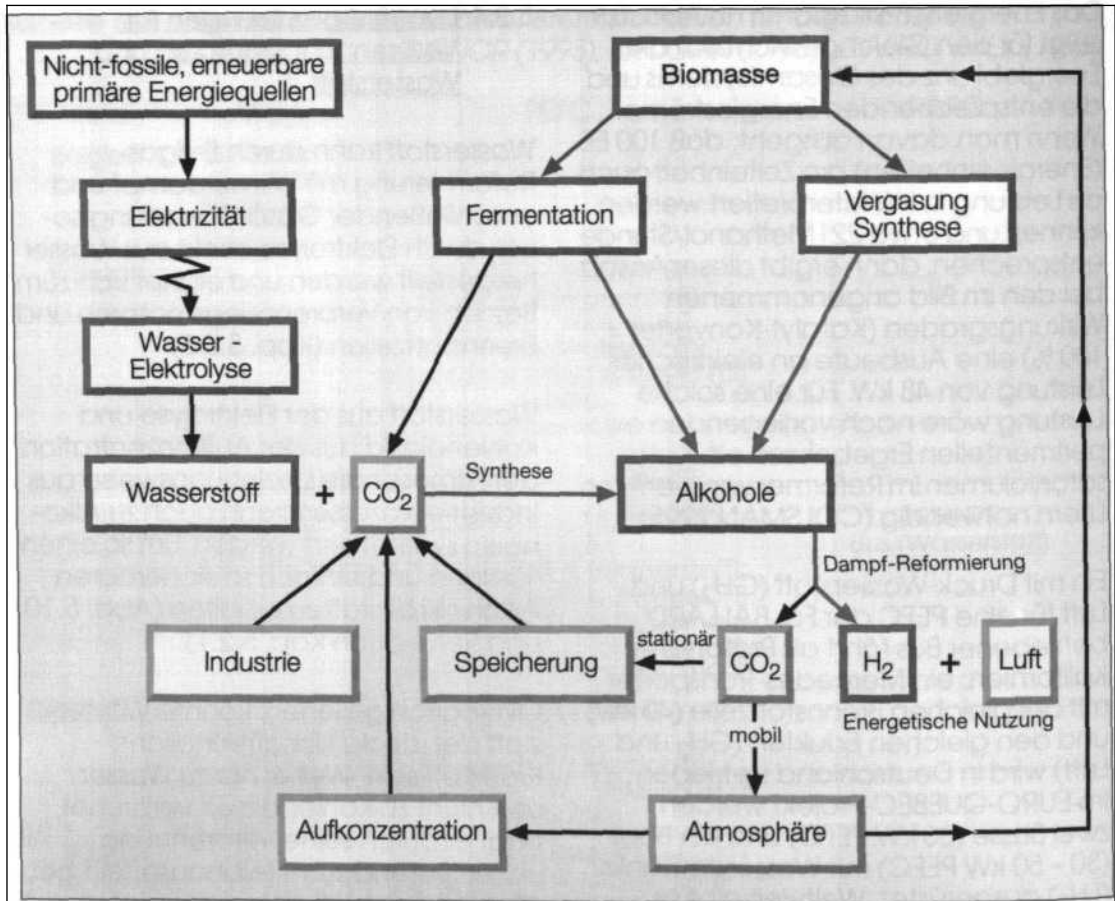


Abb. 5.10: Wasserstoffspeicherung mit einfachen Alkoholen
 Quelle: nach PSI (1995)

- 1.) Wasserstoff ist keine Energiequelle, sondern ein Energieträger, der mit Einsatz, z.B. von Strom, erst erzeugt werden muß.
 - 2.) Solarstrom für eine wirtschaftliche Wasserstofferzeugung ist noch nicht ausreichend verfügbar und darüberhinaus noch sehr teuer. Die Umwandlungskette ist zudem noch mit erheblichen Verlusten behaftet.
- ... Weltweit sind sich Experten heute einig, daß die Markteinführung von

Wasserstoff im Straßen- und Luftverkehr beginnen wird. Egal, ob dafür Wasserstoff wie heute üblich aus Erdgasreformierung oder in Zukunft elektrolytisch mit Strom gewonnen wird. Die Immissionsentlastung vor Ort wird ... durch zusätzliche Emissionen an anderer Stelle erkaufte werden. Ausnahme ist, wenn emissionsfrei erzeugter Strom aus Kernkraftwerken und Wasserkraft sowie aus solarthermischen Kraftwerken in südlichen Ländern genutzt

werden kann. Große Solarstromkapazitäten sind jedenfalls schon aus Kostengründen für die Wasserstoffherzeugung mittelfristig nicht in Sicht, keinesfalls auf Basis von Photovoltaik und in Mitteleuropa.

Für den gleichen Energieinhalt in einem Tank (Tab. 5.5) benötigt Wasserstoff nur etwa ein Drittel des Benzingewichts. Als Gas beansprucht Wasserstoff jedoch dreitausendmal mehr Raum

als Benzin. Das Volumen läßt sich zwar beträchtlich verkleinern, indem man den Wasserstoff verdichtet, verflüssigt oder chemisch als Metallhydrid bindet. Dafür muß man aber ein hohes Behältergewicht und beim Verflüssigen zusätzlich einen hohen Energieverbrauch in Kauf nehmen. Als Flüssigwasserstoff muß er auf minus 253 °C gekühlt werden (Tab. 5.2), thermisch isolierte Tanks sind notwendig, und die ständige Verdampfung kleiner

Tabelle 5.5: Spezifische Daten von Pkw-Wasserstoffspeichern im Vergleich zu konventionellen Benzin- und Dieselmotortank-Tanks

Quellen: nach MSV/NRW (1995),
WINTER/NITSCH (1989), JUFFERNBRUCH/KOLKE (1993),
TACHTLER (1995); ZIEGER/KRÄMER (1995)

Medium	Energiedichte Medium MJ/kg	Energiedichte Medium MJ/Liter	Speicherart	Gesamt-Energiedichte		
				MJ/kg	MJ/dm ³	% (Masse) ¹⁾ % (Volumen) ¹⁾
Diesel	42,1	35,3	Pkw Tank	37	31	100 100
Benzin Isooktan	45,7	33,8	Pkw Tank	40	30	108 97
H ₂	120	3,3	Gas 300 bar Al/Faser	3,6	2,5	9 8
H ₂	120	8,5	Flüssig - 253°C	17 - 22	4 - 6	46 - 60 13 - 20
H ₂			Metall Hydrid	1,3 - 3	2,6-5,2	3,5 - 8 8,4 - 16,7

¹⁾ relativ zu Diesel

Wasserstoffmengen ist unvermeidbar. Gegenüber einem Dieseltank gleichen Energieinhalts wäre ein Flüssigwasserstofftank etwa zweimal schwerer und etwa 6mal so groß. Ein Metallhydridspeicher ist 6 bis 11mal größer und etwa 12 bis 28mal schwerer als ein Dieseltank. Ein Wasserstoff-Drucktank bei einem Wasserstoffdruck von 300 bar wäre etwa 12mal größer und auch etwa 10mal schwerer als ein vergleichbarer Dieseltank. Insgesamt resultiert aus diesen Speicherproblemen ein entsprechendes Reichweitenproblem der Fahrzeuge, die mit Wasserstofftanks ausgerüstet sind (MSV/NRW 1995).

Beim Wasserstoff-Verbrennungsmotor wird das Gemisch aus Kraftstoff und Luft verdichtet und durch eine Zündkerze gezündet. Die Motormechanik entspricht in etwa einem serienmäßigen Otto-Motor; Vergaser und Zündsysteme müssen dem Gasbetrieb angepaßt werden. Der Wasserstoff wird vom Tank über eine Gasregelstrecke dem Motor zugeleitet. Bei der motorischen Verbrennung von Wasserstoff mit Luft entstehen im wesentlichen Wasserdampf und Stickoxide als Oxidationsprodukte. Stickoxide können durch eine deutliche Magermischung von Kraftstoff/Luft auf einem sehr niedrigen Niveau gehalten werden.

Die größten Vorteile beim Einsatz von Wasserstoff in Otto-Motoren bieten die weiten Zündgrenzen von 5 Vol.% bis 75 Vol.% gegenüber Benzin von 2 Vol. % bis 8 Vol.%. Dieser große Zündbereich ermöglicht sowohl einen sehr mageren als auch einen sehr fetten Betrieb des Motors. Der Magerbetrieb ermöglicht eine vollständigere

Verbrennung als der Betrieb in der Umgebung des stöchiometrischen Mischungsverhältnisses.

Eine EUK mit Wasserstoffantrieb auf der Basis eines Verbrennungsmotors, wie vorab beschrieben, wird im folgenden Kap. 6 über die Bilanzierung von Energieumwandlungssystemen für den Verkehr jedoch nicht berücksichtigt. Der Grund dafür liegt in den vorgelegten Energieumwandlungsschritten der Wasserstoffherstellung und -speicherung. Da mit Erdgas betriebene Pkw schon heute sehr niedrige spezifische limitierte Emissionen erreichen können, wird man nicht aus Erdgas erzeugten Wasserstoff in Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren einsetzen. Elektrolytisch erzeugter Wasserstoff auf der Basis eines deutschen Strommixes verursacht einen sehr hohen spezifischen Primärenergieverbrauch für die gesamte EUK (siehe Kap. 6) – bei entsprechend hohen spezifischen CO₂-Emissionen. Erst wenn Strom in großem Maßstab nicht-fossil und wirtschaftlich erzeugt und gespeichert werden kann, wird elektrolytisch erzeugter Wasserstoff auf dem Energiemarkt Verkehr mehr als eine Nischenchance in Verbrennungsmotoren und erst recht für Brennstoffzellen bekommen.

5.3 Zusammenfassung

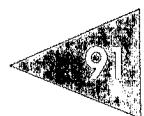
Der Anteil der Straßenverkehrsemissionen an allen anthropogenen Emissionen in Deutschland ist hoch; außer für Kohlendioxid sind die Emissionen des Verkehrs seit Mitte der 80er Jahre in Deutschland trotz zunehmender Verkehrsleistung rückläufig.

Eine weitere Veränderung der Emissionssituation konventioneller Straßenfahrzeuge kann durch zwei Maßnahmen erreicht werden: zum einen durch eine Reduktion des Straßenverkehrs insgesamt und zum anderen durch konsequente Weiterentwicklung und Einführung der Abgas-Katalysator-technik (auch für Nfz), verbessertes Motormanagement mit verbesserten konventionellen Kraftstoffen und Gewichtsreduktion der Fahrzeuge. Einen zusätzlichen Beitrag könnte eine (im vorliegenden Zusammenhang nicht erörterte) Veränderung im Verkehrsmanagement leisten.

Neue Antriebe und Energieträger könnten eine wichtige Rolle spielen, wenn es die Gesamtsituation zu verbessern gilt und das Potential verbesserter konventioneller Energieträger und Antriebe ausgeschöpft ist. Daraus ergibt sich die Frage, in welchem Maß und zu welchem Zeitpunkt neue Energieträger und Antriebe für den Verkehr wesentliche Beiträge zur Umweltverbesserung leisten könnten. In diesem Zusammenhang wurden in Kap. 5 neue Energieträger wie Methanol, Erdgas, LPG, Blockkraftstoffe, Wasserstoff und Elektrizität für die Nutzung in Verbrennungskraftmaschinen oder im Fall der Elektrizität für Elektroantriebe vorgestellt und Möglichkeiten neuartiger Energieumwandlungssysteme in Form von Brennstoffzellen für Elektroantriebe diskutiert. Die entsprechende Bewertung beziehungsweise Bilanzierung der hier vorgestellten Energieumwandlungssysteme (Pkw-Antrieb) im Rahmen von Energieumwandlungsketten erfolgt in Kap. 6.

Literatur

- ACUREX (1994)
Evaluation of Fuel-Cycle Emissions on a Ractivity Basis
 Acurex Environmental Corporation, Mountain View, CA
- BROGAN, J.J. (1995)
Status of DOE Program for Fuel Cells in Transportation
 Department of Energy, Washington (USA)
- COLSMAN, G. (1995)
Verfahrenstechnische Optimierung der Brenngaserzeugung für Brennstoffzellen in Kraftfahrzeugen
 Forschungszentrum Jülich GmbH, JÜL-3127, Okt. 1995, Jülich
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1994)
Mobilität und Umwelt
 Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (Hrsg), Economica Verlag GmbH, Bonn
- ENVIRONMEX (1995)
Fuel Cells for vehicles
 Environmex, INC Report (USA)
- GANSER, B. (1994)
Verfahrensanalyse: Wasserstoff aus Methanol und dessen Einsatz in Brennstoffzellen für Fahrzeugantriebe
 Forschungszentrum Jülich GmbH, JÜL-2748, März 1993, Jülich
- GRI (1994)
Light Duty Vehicle Full Fuel Cycle Emissions Analysis
 Gas Research Institute, Natural Gas Vehicles Products Group GRI-93/0472
- HANSEN, J.B. et al. (1994)
 "Fuel processing for mobile fuel cell application"
Fuel Cells For Traction Applications, Symposium at the Royal Swedish Academy of Engineering Sciences (IVA), Stockholm, Sweden, February 8 (1994)
- HÖHLEIN, B. et al. (1994)
Methanol – ein neuer Energieträger für den Verkehr, Methanol-Markt und Methanol-Herstellung
 IKARUS-Projekt, Bericht 4-11, BMBF, Bonn
- HÖHLEIN; B./KLEMP, D. (1995)
 "Sommersmog und Verkehrsemissionen"
Jahresbericht 1995, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich
- HÖHLEIN, B. et al. (1995)
 "Hydrogen from Methanol for Fuel Cells in Mobile Systems: Development of a Compact Reformer"



4th Grove Fuel Cell Symposium 19.-22. Sept.
1995, London

HOPF, P. (1995)

"Wasserstoff soll für bessere Luft in Ballungszentren sorgen"

VDI-Nachrichten, Nr. 46, 17.11.1995, S. 6

JUFFERNBRUCH, R./KOLKE, R. (1993)

Energieumwandlungsketten für den Verkehr:
Vergleich von Energiebilanzen und
CO₂-Emissionen

Diplom-Arbeit FH Aachen, Abteilung Jülich

KABS, H./SCHMIDT, V.M. (1995)

"Brennstoffzellen für stationäre und mobile
Anwendungen"

Jahresbericht 1995, Forschungszentrum Jülich
GmbH, Jülich

KLAIBER, Th. (1995)

"Fahrzeugantrieb mit PEM-Brennstoffzelle"
Chemie Ingenieur Technik, 10/95

KOLKE, R. (1995)

"Ergebnisse eines Systemvergleichs für konkurrierende
Antriebssysteme (Benzin, Diesel, Batterie)"
Umweltbundesamt Berlin

Vortrag im Rahmen des UTECH Berlin Umwelt-
technologieforums 17.2.1995

KOSSMEHL, S. O. (1995)

Beurteilung der technischen, ökologischen und
ökonomischen Bedingungen für den Einsatz von
Biotreibstoffen im Kraftfahrzeug

Dissertation 21.9.1995 an der TU Berlin,
Fachbereich 10

KRUPP (1995)

Technische Mitteilungen Krupp, Heft 1 1995,
Essen

MAURACHER, P. (1992)

"Ermittlung des Energiebedarfs von Elektro-
fahrzeugen"

Energiewirtschaftliche Tagesfragen (1992) 11,
765-770

MENZER, R. et al. (1995)

"Basic Concept for Fuel Cell Systems with Direct
Oxidation of Methanol"

4th Grove Fuel Cell Symposium,
19. - 22. Sept. 1995, London

MERCEDES (1994a)

Ultra Low Emission Vehicles - Zukunftweisende
Konzepte für besonders schadstoffarme
Automobile

Presse-Information, Mercedes Benz AG, Presse,
Stuttgart

MERCEDES (1994b)

Umweltforum II

Mercedes Benz AG, Stuttgart

MSV/NRW (1995)

NRW-Initiative für Erdgasantrieb

Ministerium für Stadtentwicklung und Verkehr
des Landes NRW, Düsseldorf 7/95

PSI (1995)

Projekte am Paul Scherrer Institut

Paul Scherrer Institut, Würenlingen, Schweiz

RUHRGAS (1992)

"Stand und Perspektiven der Techniken beim
Erdgas"

VDI Bericht 984, VDI Verlag, Düsseldorf

SCHMIDT, V.M. et al. (1994)

"Utilisation of Methanol for Polymer Electrolyte
Fuel Cells in Mobile Systems"

Journal of Power Sources Nr. 49, S. 299-313

SCHMIDT, V.M. et al. (1995)

"Oxidation of H₂/CO in a Proton Exchange
Membrane Fuel Cell"

In: S. GOTTESFELD et al. (Hrsg.): Proton Conduc-
ting membrane Fuel Cells

The Electrochemical Society, Inc, Proceedings
Vol. 95-23, Pennington, S. 1-11

SCHMIDT, V.M./STIMMING, U. (1996)

"Fuel cell Systems for vehicle application"

In: BARSUKOV, V.Z./BECK, F. (Hrsg.): NATO Advan-
ced Research Workshop: New Promising Elektro-
chemical Systems for Rechargeable Batteries

Kluwer Academic Publisher, Dordrecht,
S. 233-246

SINOR, J. E. (1995)

The Clean Fuels Report

J. E. Consultants Inc., Nlwot CA, April 1995

SPORCKMANN, B. (1990)

"Elektrofahzeug als Luftschadstoffbremse"
Energiewirtschaftliche Tagesfragen 6/1990

TACHTLER, J. (1995)

"Wasserstofftechnologie für Antriebssysteme mit
Zukunft"

Chemie Ingenieur Technik (67) 10/95,
S. 1288-1291

UBA (1995)

Pkw-Grenzwerte 2000

Presse-Information Nr. 15/95, Umweltbundesamt
Berlin

WINTER, C.-J./NITSCH, J. (1989)

Wasserstoff als Energieträger

Springer Verlag Berlin Heidelberg New York
London Paris Tokyo

ZIEGER, J./KRÄMER, M. (1995)

"Wasserstoff-Projekt HYPASSE"

In: BMBF Bonn (Hrsg.): Wasserstoff als Energie-
träger

Projekträger BEO, Forschungszentrum Jülich,
Jülich

6. Bewertung neuer Antriebe für den Straßenverkehr

Aufgrund der Emissionskataster für einen Ballungsraum oder eine Region kann noch keine Aussage über die Schädlichkeit der Emissionen verschiedener Verursacher (z. B. Straßenverkehr) getroffen werden. Nach HÖPFNER (1995) müssen für Emissionsfrachten und Immissionskonzentrationen in der Troposphäre Umweltqualitätsziele gesetzt werden, die sich beispielsweise an Grenzwerten, Risikoabschätzungen oder globalen Zielen orientieren. Heute werden verkehrsbedingte Emissionen in vielen Ländern durch Grenzwerte für Einzelfahrzeuge geregelt. Lokale und regionale Schadstoffbelastungen werden in Deutschland im BImSchG § 40 Abs. 2 als Jahresdurchschnittswerte nur für NO₂, Benzol und Ruß und im BImSchG § 40 a-e als Ozonspitzenbelastungen geregelt. Indikator für globale Umweltbelastungen sind die Kohlendioxid-Emissionen, die aber keiner gesetzlichen Regelung unterliegen.

Im Rahmen dieses Kapitels wird nur die Möglichkeit einer Veränderung der lokalen beziehungsweise regionalen Emissionsfrachten und deren Ozonbildungspotential in der bodennahen Troposphäre durch die Einführung veränderter Antriebe und Energieträger des Straßenverkehrs diskutiert. Dabei werden einzelne Energieumwandlungsketten mit den jeweils neuen Antrieben und Energieträgern bezüglich Energie- und Emissionsbilanzen

im Vergleich zu den konventionellen Systemen betrachtet. Eine Prognose für die Veränderung der Emissionsfrachten und deren z. B. regionale Auswirkungen auf Sekundärschadstoffe der bodennahen Troposphäre durch die Einführung neuer Systeme für den Straßenverkehr in Ergänzung zu konventionellen Systemen findet nicht statt. Diesbezüglich wird zunächst auf Möglichkeiten verwiesen, wie sie u. a. in den Modellansätzen des IKARUS-Projektes (BMBF) und in Prognose-Modellen zur Darstellung der Luftchemie der Emissionsfrachten in Wechselwirkung mit der regionalen Meteorologie beschrieben werden.

Mit dem Instrumentarium des IKARUS-Projektes kann der Rahmen der zukünftigen Emissionsentwicklung in Abhängigkeit von der projizierten Entwicklung der Personen- und Güterverkehrsleistung in Form von Bilanzen aufgezeigt werden. Parameter sind: der *Modal Split*¹, die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, die Einführung verbesserter oder neuer Fahrzeugkonzepte mit alternativen Antrieben und Kraftstoffen, Personenbesetzungsbeziehungsweise Beladungszahl und Verkehrszustände (Stau, Geschwindigkeitskonzepte u. a.). Statistische Aussagen sind für den Fern- und Nahverkehr möglich, und zwar nach Verkehrszwecken (z. B.: Berufs-, Freizeitverkehr) und nach drei Straßenarten (Innerortsstraße, Außerortsstraße, Autobahn).

¹ *Modal Split*: anteilige Aufteilung der Verkehrsleistung auf die verschiedenen Verkehrsarten wie motorisierter Individualverkehr, öffentlicher Straßenverkehr, Straßengüter- beziehungsweise Schienengüterverkehr u.a.

Die räumliche Auflösung ist auf die Gebiete "Alte Bundesländer" und "Neue Bundesländer" beschränkt. Eine kleinräumigere Auflösung ist zur Zeit nicht vorgesehen, aber prinzipiell möglich und von der Datenlage des betrachteten Gebiets abhängig. Eine auf einen Straßenzug bezogene Aussage ist jedoch nicht möglich. Zusätzlich bietet das IKARUS-Instrumentarium die Möglichkeit, die mit dem Einsatz eines Verkehrsenergieträgers verbundenen vorgelagerten Emissionen zu erfassen.

In vielen Ländern werden Lösungsvorschläge für neue Fahrzeugantriebe und Energieträger diskutiert, um insgesamt die Kraftstoffverbrauchs- und Emissionsbilanz des Verkehrs zu verbessern. Dabei werden insbesondere für den Straßenverkehr Möglichkeiten zur Einführung neuer Antriebssysteme sowie neuer Energieträger (LPG, Methanol, Erdgas, Wasserstoff, Biokraftstoffe und Elektrizität) bearbeitet.

Betrachtet man nicht nur Antriebsstrang und Energieträger der jeweiligen Fahrzeuge, sondern die gesamten Energieumwandlungsketten (EUK) vom Primärenergieträger bis hin zur Umsetzung der mechanischen Energie am Rad eines Fahrzeugs unter Berücksichtigung von Primärenergieförderung, Energietransport, Energieumwandlung, Energiebereitstellung, Speicherung im Fahrzeug und Antrieb im Fahrzeug, so erkennt man viele Umwandlungsschritte, die sowohl mit energetischen Verlusten als auch mit direkten und indirekten Emissionen behaftet sind. Nur ein Vergleich der verschiedenen Energieumwandlungsketten für den

Straßenverkehr untereinander kann aufzeigen, ob hinsichtlich der lokalen und globalen Umweltprobleme, die durch den Straßenverkehr verursacht werden, Verbesserungspotentiale vorhanden sind.

Das Spektrum der möglichen Lösungsansätze für die Minimierung der Umweltbelastung durch den Straßenverkehr ist groß, wobei die verschiedenen Ansätze für Veränderungen beim Fahrzeugantrieb und beim Kraftstoff, einschließlich Herstellung und Antransport, nicht immer allen folgenden Bewertungskriterien im gleichen Sinne genügen.

- Spezifischer Energieverbrauch der Fahrzeuge (MJ/km)
- Spezifischer Primärenergieverbrauch für die einzelnen EUK (MJ/km)
- Spezifische Emissionen (g/km) von: Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Stickoxide, flüchtige organische Verbindungen u. a. Schadstoffe
- Beeinflussung der Immissionen in der bodennahen Troposphäre (Benzol, Partikel, Ozon u. a. Schadstoffe) durch Emissionen des Straßenverkehrs
- Lokale und/oder globale Immissionsbelastung
- Reichweite der betrachteten Fahrzeuge
- Kosten der betrachteten Fahrzeuge
- Kosten für Bereitstellung und Nutzung der Energieträger
- Kapazitäten und Reichweiten der Energieträger
- Möglichkeiten und Kosten für Materialrückführung und -entsorgung

6.1 Vergleich der Energieumwandlungsketten

In mehreren Studien wurden Energieumwandlungsketten für den Verkehr (Abb. 6.1) für Pkw und entsprechende EUK nur mit Bezug auf die folgenden Kriterien untersucht: spezifischer Energieverbrauch, spezifische Emissionen sowie Reichweiten (HÖHLEIN *et al.* 1993, BIRKLE *et al.* 1994). Die Bilanzgrenze für diese Betrachtungen ist die Grenze Deutschlands, das Primärenergieträger importiert oder diese im eigenen Land zur Verfügung hat. Endenergieträger werden in Deutschland hergestellt, zu den Tankstellen transportiert, gespeichert, in Fahrzeuge getankt und im Fahrzeug in mechanische Energie umgewandelt. Dabei wurden entsprechende Emissionsbilanzen für CO₂, CO, NO_x und VOC aufgestellt. Verglichen wurden dabei die Antriebssysteme mit

- Kraftstofftank und Verbrennungsmotor,
- Kraftstofftank/Batterie und Verbrennungsmotor/Elektromotor
- Batterie und Elektromotor
- Kraftstofftank, Brennstoffzelle und Elektromotor

unter Berücksichtigung von

- Endenergieträger-Erzeugung,
- Endenergieträger-Transport,
- Aufbereitung für den Speicher im Pkw,
- Tankvorgang einschließlich der Speicherung im Pkw
- sowie Nutzung im Pkw.

Dabei ist festzuhalten, daß innerhalb der EUK konventionelle Benzin/Diesel-Pkw verglichen wurden mit

- Prototypen auf der Basis modifizierter Verbrennungsmotoren für die neuen Energieträger *Erdgas, Methanol und Wasserstoff*,
- Antriebssystemen mit Elektromotor und Batterie als Speicher, wie man sie heute serienmäßig beziehen kann, und
- aus Technikumsuntersuchungen abgeleiteten Antrieben mit Brennstoffzelle und Elektromotor als Energiewandler sowie mit Methanol oder Wasserstoff als Energieträger.

Ergänzend zu den Daten dieser Studien, die hier nur auszugsweise wiedergegeben werden, wurden auch Daten für Energieumwandlungsketten mit Biokraftstoffen nach KOSSMEHL (1995) in dieses Kapitel aufgenommen. Bei der Bilanzierung der EUK mit Biokraftstoffen ist zu beachten, daß CO₂-Emissionen, die im direkten Zusammenhang mit der Biomasse stehen (Fermentierung von Zucker zu Ethanol, motorische Biokraftstoffverbrennung), nicht mit in die Bilanz eingehen, weil dieses Kohlendioxid über die Photosynthese wieder zur Bildung von Biomasse beiträgt. Es ergeben sich dennoch CO₂-Emissionen, weil beim Anbau und bei der Bearbeitung der Biomasse sowie bei ihrer Weiterverarbeitung andere Energieträger eingesetzt werden, die nicht regenerativ sind. Hier gehen dann die besonderen Energieversorgungs- und Infrastrukturen (z. B. Strommix eines Landes, Transportmittel und Maschineneinsatz in der Landwirtschaft) ein. Die von KOSSMEHL aufgeführten CO₂-Bilanzen sind so aufgestellt, daß auch andere Treibhausgase wie Methan und Lachgas mit ihrem entsprechend höheren Treibhauspotential äquivalent als Kohlendioxid in die Bilanz eingerechnet wurden.

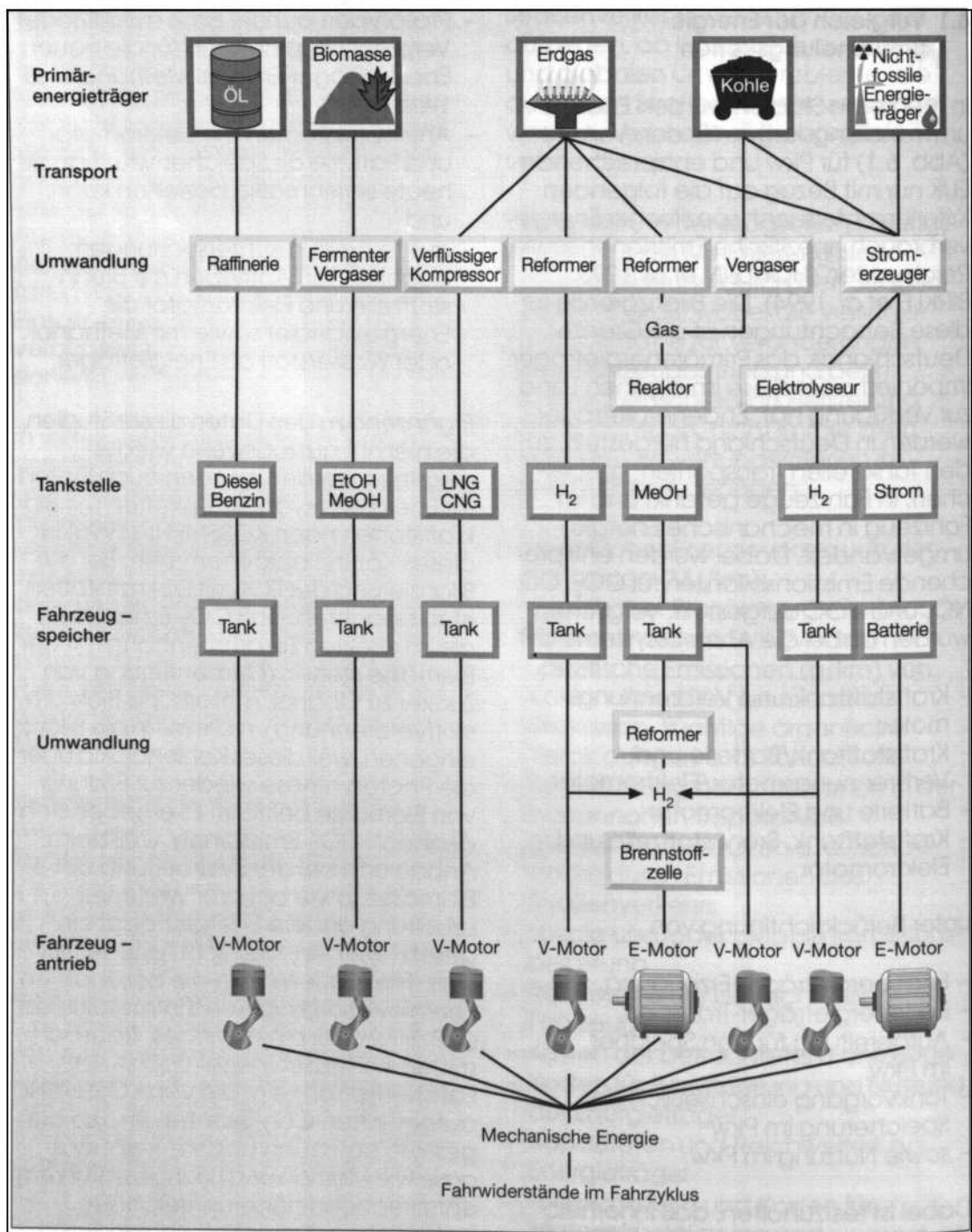


Abb. 6.1: Energieumwandlungsketten für den Verkehr

Tabelle 6.1: Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Ottoantrieb und 3-Wege-Katalysator im US FTP-75-Fahrzyklus

EUK	Energie MJ/km	CO ₂ äqu g/km	CO g/km	NO _x g/km	NMOG g/km
Kraftstoff Pkw	EUK Pkw	EUK Pkw	EUK Pkw	EUK Pkw	EUK Pkw
Rohöl ^{1) 3)} Benzin	3,4	255	1,1	0,23	0,10
Pkw im ULEV (hypothetisch)	3,0	220	1,06	0,13	0,025 NMOG
Rohöl ^{1) 3)} Benzin	3,4	255	1,1-1,4	0,13 - 0,22	0,12 - 0,14
VW JETTA 77 kW MFC ⁶⁾	3,0	220	1 - 1,3	0,06 - 0,09	0,06 - 0,07
Erdgas ⁴⁾ CNG	3,0	171 nur CO ₂	0,69	0,21	0,74 mit CH ₄
VW 1,6 L 55 kW bivalent	2,7	150 nur CO ₂	0,68	0,18	0,68 mit CH ₄ 0,036 o. CH ₄ 0,09 o. CH ₄
Holz u.a. ^{2) 3)} M85	4,3	136 - 167	0,7 - 1,0	0,19 - 0,38	0,23 - 0,28
VW JETTA 77 kW MFC ⁶⁾	3,0	(215) ⁵⁾	0,6 - 0,9	0,04 - 0,06	0,13 - 0,16
Zuckerrübe ^{2) 3)} Ethanol	5,4	150 - 227	0,8-1,1	0,46 - 0,69	0,23 - 0,29
VW LOGUS 66 kW	2,9	(210) ⁵⁾	0,5 - 0,8	0,05 - 0,08	0,13 - 0,17

¹⁾ Ölförderung außerhalb Deutschlands (EUK: KOSSMEHL 1995)

²⁾ Bilanzgrenze Deutschland

³⁾ nach KOSSMEHL (1995) für Pkw und EUK

⁴⁾ nach JUFFERNBRUCH/KOLKE (1993) für EUK ohne Pkw, KÖNIG *et al.* (1995) für Pkw

⁵⁾ Dient nur zur Information, wird in Bilanz aufgrund Wiedereinbindung in Biomasse über Photosynthese nicht mitgezählt

⁶⁾ Multi (or Flexible) Fuel Concept

Die entsprechenden Randbedingungen für die EUK-Bilanzen sind den Tabellen 6.1 bis 6.3 und den angegebenen Quellen zu entnehmen. Tabelle 6.1 und Tabelle 6.2 basieren auf dem amerikanischen FTP-75-Fahrzyklus für Pkw mit Benzin, Diesel, Erdgas und Biokraftstoffen für Verbrennungsmotoren. In Tabelle 6.3 wurde ein Elektro-Pkw mit Batterie im ECE-R15-Fahrzyklus mit einem hypothetischen Elektro-Pkw mit Methanoltank und Brennstoffzelle auf der Basis von statischen und stationären Versuchsdaten verglichen. Eine EUK mit Wasserstoffantrieb auf der Basis eines Verbrennungsmotors wurde nicht berücksichtigt, obwohl ein solcher Antrieb in Kap. 5 vorgestellt wurde. Der Grund dafür liegt in den vorgelagerten Energieumwandlungsschritten der Wasserstoffherstellung und -speicherung. Da mit Erdgas betriebene Pkw schon heute sehr niedrige spezifische limitierte Emissionen erreichen können, wird man nicht aus Erdgas erzeugten Wasserstoff in Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren einsetzen, solange nicht extrem niedrige Kohlenwasserstoff-Emissionen (z. B. EZEV-Emissionsstandard in Kalifornien, siehe Kap. 4) für Kraftfahrzeuge verlangt werden. Elektrolytisch erzeugter Wasserstoff auf der Basis des deutschen Strommixes verursacht einen sehr hohen spezifischen Primärenergieverbrauch für die gesamte EUK (nach JUFFERNBRUCH/KOLKE (1993) etwa 9 MJ/km im Vergleich zu etwa 3 MJ/km für EUK mit konventionellen Antrieben – siehe Tab. 6.1 und 6.2) bei entsprechend hohen spezifischen CO₂-Emissionen. Erst wenn Strom in großem Maßstab aus Sonnen-, Wind- und Wasserkraft oder bei erweiterter Kernenergiekapazität

nicht-fossil und insgesamt wirtschaftlich erzeugt und gespeichert werden kann, wird elektrolytisch erzeugter Wasserstoff auf dem Energiemarkt *Verkehr* mehr als eine Nischenchance bekommen.

Tabelle 6.1 weist Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Otto-Antrieb und 3-Wege-Katalysator im amerikanischen FTP-75-Fahrzyklus aus. Es wurde eine Referenz-EUK mit einem Benzin-Pkw angenommen (1. Zeile), wobei der Pkw hypothetisch den amerikanischen ULEV-Emissionsstandard (Pkw < 2500 kg) erfüllt und einen spezifischen Energieverbrauch von 3,0 MJ/100 km hat. Die letzten beiden EUK basieren auf Biomassen, eine weitere auf Erdgas und eine auf konventionellem Benzin aus Erdöl.

Tabelle 6.2 weist Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Diesel-Antrieb (bei M100 DI-Antrieb) und Oxidations-Katalysator im US-FTP-75-Fahrzyklus auf. Die erste EUK beinhaltet einen konventionellen Antrieb auf der Basis von Diesel aus Erdöl, zwei weitere basieren auf den Biomassen *Raps* und *Holz*, und eine vierte EUK basiert auf Methanol (M100) als Kraftstoff, hergestellt aus Erdgas.

Es wird deutlich, daß bei den spezifischen Energiebilanzen für Pkw mit Verbrennungsmotoren die mit Biokraftstoffen betriebenen Pkw gegenüber den jeweils konventionellen Antrieben mit Benzin und Diesel keine Vorteile aufweisen. Für die EUK mit Biokraftstoffen ist sogar teilweise ein erheblich höherer spezifischer Gesamtennergieaufwand – unter Einbeziehung des Biokraftstoffs

Tabelle 6.2: Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Diesel-Antrieb und Oxidationskatalysator im US FTP-75-Fahrzyklus

EUK	Energie MJ/km		CO ₂ äqu g/km		CO g/km		NO _x g/km		NMOG g/km	
Kraftstoff		EUK		EUK		EUK		EUK		EUK
Pkw	Pkw		Pkw		Pkw		Pkw		Pkw	
Rohöl ^{1) 4)} Diesel		2,6		194		0,28 - 0,44		0,55 - 0,75		0,07 - 0,08
VW VENTO 55 kW	2,4		177		0,23 - 0,32		0,5 - 0,65		0,06 - 0,07	
Raps ^{2) 4)} RME100		4,0		122 - 163		0,42 - 0,54		0,94 - 1,35		0,1 - 0,32
VW VENTO 55 kW	2,3		(173) ³⁾		0,2		0,6 - 0,75		0,03 - 0,05	
Erdgas ⁵⁾ M100, DI		3,5		202		0,12 - 0,42		0,24 - 0,44		0,21 - 0,29
VW Jetta 66 kW	2,3		165		0,1 - 0,4		0,15 - 0,35		0,14 - 0,22	
Holz u.ä. ^{2) 4)} M100, DI		3,5		74-85		0,2 - 0,5		0,33 - 0,65		0,23 - 0,32
VW JETTA 66 kW	2,3		(165) ³⁾		0,1 - 0,4		0,15 - 0,35		0,14 - 0,22	

¹⁾ Ölförderung außerhalb Deutschlands (EUK: KOSSMEHL 1995)

²⁾ Bilanzgrenze Deutschland

³⁾ Dient nur zur Information, wird in Bilanz aufgrund Wiedereinbindung in Biomasse über Photosynthese nicht mitgezählt

⁴⁾ nach KOSSMEHL (1995) für Pkw und EUK

⁵⁾ nach KOSSMEHL (1995) für Pkw und JUFFERNBRUCH/KOLKE (1993) für EUK ohne Pkw

und der für die Kraftstoffherzeugung und Verteilung erforderlichen fossilen Energieträger – notwendig. Die CO₂-Emissionen sind im Vergleich zu denen der Referenz-EUK niedriger für die Erdgas/CNG-EUK und alle Biokraftstoff-EUK (Tab. 6.1) und niedriger für alle Biokraftstoff-EUK (Tab. 6.2).

Bei den limitierten Emissionen ist folgendes festzustellen: Für die hier dargestellten Pkw sind niedrige CO-Emissionen (vergleiche CO im ULEV: 1,06 g/km in Tab. 6.1) relativ gut zu

erreichen, bei den NO_x-Emissionen der Pkw (vergleiche NO_x im ULEV: 0,13 g/km in Tab. 6.1) haben die Dieselantriebe größere Probleme und bei den NMOG-Emissionen ohne Methan (vergleiche NMOG im ULEV: 0,03 g/km in Tab. 6.1) führen die aufgezeigten Pkw-Antriebe, abgesehen vom Erdgas-Otto- und RME100-Diesel-Antrieb wie auch vom konventionellen Benzin-Otto-Antrieb, zu höheren spezifischen Emissionen. Es ist festzustellen, daß konventionelle Benzinantriebe den ULEV-Standard erfüllen werden, wenn die Abgasnach-

Tabelle 6.3: Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Elektro-Antrieb: Batterie (ECE-R-15-Stadtzyklus) oder Methanol/Brennstoffzelle (statischer Testbetrieb)

EUK	Energie MJ/km		CO ₂ g/km		CO g/km		NO _x g/km		NMOG g/km	
Antrieb	Pkw	EUK	Pkw	EUK	Pkw	EUK	Pkw	EUK	Pkw	EUK
Strommix D		2,9		196		0,07		0,25		0,39
Batterie										
E-Motor	1,1		8		< 0,01		< 0,01		< 0,01	
23 kW										
Erdgas		1,4 ²⁾		80		0,01		0,03		0,02
M100										
Brennstoffzelle	0,94 ¹⁾		65		< 0,001		< 0,0002		< 0,01	
E-Motor										
(Technikum)										

¹⁾ Spezifischer Energiebedarf am Rad 0,32 MJ/km

²⁾ Wirkungsgrade (Fahrzeug):

$\eta = 73,1\%$ (Antrieb); $\eta = 62\%$ (Brennstoffzelle); $\eta = 77\%$ (Reformierung)

Wirkungsgrad (Kraftstoff): $\eta = 64,4\%$ (Methanolherstellung aus Erdgas einschließlich Transport)

behandlung insbesondere für den Kaltstartbereich verbessert wird. Auch die Motorkonzepte für Biokraftstoffe lassen sich wesentlich in Richtung einer Erfüllung des ULEV-Standards für den USA-Fahrzyklus optimieren.

Tabelle 6.3 weist Emissionen und Energieverbrauch der EUK vom Primärenergieträger bis zum Pkw mit Elektroantrieb und Batterie (ECE-R-15-Stadtzyklus) oder Methanol/Brennstoffzelle (statischer Testbetrieb) aus.

Beim Pkw mit Batterie und E-Motor (Batterie-Pkw) wurden unter anderem Daten von MAURACHER (1992) benutzt, der einen Golf-Citystromer (Typ VW-GOLF: Baujahr 1984) mit modifiziertem Batterieladefahrer untersuchte. Weitere Fahrzeugdaten sind in Kap. 5.2.2 nachzulesen. Die Zusatzheizung verbraucht im Mittel etwa 10 MJ/ 100 km (0,3 Liter/100 km) in Form von Benzin, woraus auch eine entsprechende Emission beim Betrieb des Pkw resultiert. Dieses Fahrzeug kann nicht im *neuen* europäischen Fahrzyklus (Kap. 3) betrieben werden.

Bei der Bilanz der gesamten Energieumwandlungskette wurde die Stromerzeugung mit dem Strommix der BRD bei einem energetischen Wirkungsgrad für die Energiebereitstellung bis Steckdose mit 35,6 % berücksichtigt; die entsprechenden spezifischen CO₂-Emissionen betragen 0,684 kg pro kWh erzeugten Stroms. Für den GOLF-Citystromer ergeben sich mit einer Blei/Gel-Batterie im ECE-R-15-Zyklus eine Reichweite von etwa 50 km und ein etwas geringerer Primärenergieverbrauch als in der EUK mit Benzin-Pkw (Tab. 6.1); die CO₂-Emissionen sind

gegenüber den entsprechenden Daten der EUK mit Benzin-Pkw (Tab. 6.1) günstiger.

Dies gilt bezüglich der CO₂-Emission nur für die Stromerzeugung im Mittel für die Bundesrepublik Deutschland mit etwa einem Drittel nicht-fossiler Stromerzeugung. In mehreren Bundesländern, in zahlreichen Ländern Westeuropas und im Mittel für Westeuropa sind dagegen der Anteil CO₂-freier Stromerzeugung aus Kernenergie und Wasserkraft höher und die spezifische CO₂-Emission bei der Stromerzeugung entsprechend niedriger, so daß durch den Betrieb von Batteriefahrzeugen eine zum Teil deutliche Verminderung der CO₂-Emissionen gegenüber Benzin- und Diesel-Pkw möglich wäre. In diesen Ländern sollte daher der Einsatz von Batterieautos so weit ausgedehnt werden, wie dies wirtschaftlich und in Anbetracht der geringen Reichweite sinnvoll ist.

Die limitierten Emissionen eines ZEV-Pkw resultieren nur aus der Zusatzheizung auf der Basis von Benzin. Für die EUK eines ZEV mit Batterie zeigt sich im Vergleich zur Referenz-Benzin-EUK (Tab. 6.1), daß die CO-Emissionen deutlich niedriger, die NO_x-Emissionen etwa gleich hoch und die VOC-Emissionen deutlich höher sind.

Pkw mit Elektromotor und Verbrennungsmotor werden als Hybrid bezeichnet. Die entsprechende EUK und ein Vergleich mit der Referenz-EUK werden hier nicht diskutiert, weil es keinen verbindlichen Fahrzyklus für Hybrid-Pkw gibt.

Das bilanzierte System mit Methanol im Tank (Methanol aus Erdgas), einem

Reformer zur Wasserstoffherzeugung, einer Brennstoffzelle und einem Elektromotor ist hier hypothetisch für ein Fahrzeug der GOLF-Klasse mit einer 26-kW-Brennstoffzelle ausgelegt. Das Testgewicht ist auf 1060 kg festgelegt worden; dabei wurde angenommen, daß die beim Benzin-Pkw auszubauenden Teile des Antriebs (Benzinmotor mit Getriebe, Anlasser, Lichtmaschine, Auspuffanlage, Luftfilter, Kühler und Batterie) den für den Brennstoffzellenbetrieb einzubauenden Teilen (Antrieb mit 20 kW-Elektromotor, Umrichter, 26-kW-Brennstoffzelle, Methanol-Reformer mit Katalyt-Konverter und Peaklast-Speicher) entsprechen. Elektromotor und Brennstoffzelle sind für kurze Betriebszeiten überlastbar. Für die Methanolvariante, bei der Wasserstoff im Pkw aus Methanol erzeugt wird (im Gegensatz zur Wasserstoffvarianten mit einem Wasserstofftank im Fahrzeug), wurde unter Zugrundelegung von Randbedingungen nach BIRKLE *et al.* (1994) und BIEDER-MANN *et al.* (1994) ein Methanolverbrauch im Fahrzeug von 94 MJ/100 km ermittelt.

Die Randbedingungen betrafen die folgenden Parameter:

Theoretischer Energiebedarf am Rad:	32 MJ/100 km
Wirkungsgrad Motorwelle bis Rad:	0,95
Wirkungsgrad E-Motor/Umrichter:	0,77
Nettowirkungsgrad Brennstoffzelle:	0,62
Wirkungsgrad Methanol-Reformer:	0,77
Wirkungsgrad Methanol-herzeugung aus Erdgas	0,64

Dabei wurden jedoch die Wirkungsgrade der Antriebseinheiten gesetzt, ohne einen realen Fahrzyklus zu berücksichtigen. Auch die angegebenen spezifischen Emissionen für das hypothetische Fahrzeug konnten bislang nur aus statischen Technikumsuntersuchungen abgeleitet werden. Eine Verifizierung der hier verwendeten Daten wird in zwei bis drei Jahren möglich sein; entsprechende Brennstoffzellen- und Methanolreformer-Entwicklungen für einen Pkw-Antrieb laufen weltweit (siehe Kap. 5.2.3)

Vergleicht man beide Elektroantriebe unter den vorangestellten Randbedingungen, so zeigt die EUK mit Brennstoffzelle und Methanol als Endenergieträger deutlich günstigere Werte bezüglich des spezifischen Primärenergieverbrauchs und spezifischer Emissionen auf. Der spezifische Pkw-Energieverbrauch beider Pkw-Systeme ist vergleichbar, die spezifischen CO₂-Emissionen des Elektro/Batterieantriebs liegen günstiger. Abgesehen von den vergleichbaren NMOG-Emissionen sind die beiden anderen limitierten Pkw-Emissionen beim Elektro/Brennstoffzellen-Antrieb gegenüber dem Elektro/Batterie-Antrieb sogar deutlich niedriger.

6.2 Beispiele für spezifische Pkw-Emissionen CO, NO_x, NMOG und entsprechende Ozonbildungspotentiale

In der nachfolgenden Tabelle 6.4 sind Emissionsdaten für verschiedene Pkw-Antriebssysteme wiedergegeben. Die Daten wurden Literaturangaben über fortschrittliche Antriebe und Kraftstoffe entnommen.

Tabelle 6.4 führt einige spezifische Pkw-Emissionen im US-FTP-75 Fahrzyklus auf und macht deutlich, daß durch neuartige Konzepte für Antrieb/Kraftstoff-Kombinationen und entsprechende Abgasnachbehandlung (z. B. beheizter Katalysator) die Emissionen gegenüber dem heutigen Referenzantrieb mit 3-Wege-Katalysator und Benzin als Kraftstoff deutlich gesenkt werden

können. Für einige der Angaben konnten u. a. nach KÖNIG *et al.* (1995) auch Ozon-Bewertungsdaten in Tabelle 6.5 aufgeführt werden. Hier wird deutlich, daß mit Benzin, RFG (*reformulated gasoline*) und M85 als Kraftstoffe für Verbrennungsmotoren mit 3-Wege-Katalysator TLEV-Standards erreicht werden können. CNG als Kraftstoff in Verbindung mit einem

Tabelle 6.4: Spezifische Pkw-Emissionen (US FTP-75 Zyklus) nach:

^{a)} König *et al.* 1995, ^{b)} HONDA (1995), ^{c)} SINOR (1995)

Antrieb / Kraftstoff	HC g/km	NMOG g/km	CO g/km	NO _x g/km
		0,025 ²⁾	1,06 ²⁾	0,13 ²⁾
Benzin ^{a)}	0,081	0,063	1,06	0,062
RFG ^{a)}	0,075	0,055	1,24	0,056
VW 1,8 L ¹⁾ / M85 ^{a)}	0,075	0,133	0,75	0,037
VW 1,6 L ⁵⁾ / CNG ^{a)}	0,68	0,036	0,68	0,18
Chrysler 3,3L ⁶⁾ / CNG	0,78	0,013	0,25	0,025
HONDA 1,6L ⁶⁾ / CNG ^{b)}		0,016	0,28	0,07
VW 1,8 L ⁷⁾ / Benzin ^{a)}		0,013 ³⁾ 0,023 ⁴⁾	0,11 ³⁾ 0,51 ⁴⁾	0,068 ³⁾ 0,12 ⁴⁾
HONDA 2,2 L ⁸⁾ / Benzin ^{c)}	0,023	0,019	0,33	0,031

¹⁾ Multi Fuel Vehicle optimiert für Benzin Betrieb

²⁾ ULEV-Grenzwert

³⁾ frisch

⁴⁾ gealtert

⁵⁾ bivalent

⁶⁾ optimierter Antrieb

⁷⁾ beheizter Katalysator

⁸⁾ verbessertes Abgassystem

nichtoptimierten bivalenten Motor unterschreitet die NMOG-Werte (ohne Methan) für den ULEV-Standard zwar nicht, erfüllt aber dennoch den ULEV-Standard über die Verrechnung mit dem RAF-Faktor (Kap. 4.5). Auch der nur in Tabelle 6.4 aufgeführte HONDA-Pkw erfüllt den ULEV-Standard.

Das Brennstoffzellen-Fahrzeug kann auf der Basis von bisher verfügbaren

statischen Technikumsdaten sehr niedrige NMOG aufweisen und liegt damit deutlich unter dem ULEV-Standard beziehungsweise in der Nähe des EZEV-Standards, wenn im Betrieb der Reformers durch die katalytische Anodenabgas- und Methanolverbrennung und nicht nur durch Methanolverbrennung, wie in Tabelle 6.5 angenommen, mit Wärme versorgt wird. Eine den anderen Antrieben entsprechende

Tabelle 6.5: Ozonbildungspotentiale fortschrittlicher Pkw-Konzepte

Quelle: nach a) KÖNIG et al. (1995), b) HÖHLEIN et al. (1995)

Kraftstoff	Benzin ^{a)}	RFG ^{a)}	M 85 ^{a)}	CNG ^{a)}	Methanol ^{b)}
Fahr-Zyklus	US FTP-75	US FTP-75	US FTP-75	US FTP-75	statisch
Pkw Antrieb	VW 1,8 L ICE ²⁾	VW 1,8 L ICE ²⁾	VW 1,8 L MFV ¹⁾ ICE ²⁾	VW 1,6 L Biv ICE ²⁾	Labor BZ ³⁾
Katalysator	3-Wege-Kat.	3-Wege-Kat.	3-Wege-Kat.	3-Wege-Kat.	keine
NM VOC (g/km)	0,063	0,055	0,13	0,036 ⁴⁾	0,0054
RAF	1	0,98	0,41	0,43	
NM VOC x RAF g/km	0,063	0,054	0,055	0,015	
Ozon-Bildung (mg/km) / (%)	253 ⁵⁾ / 100	200 / 79	175 / 69	37 / 15	< 20 ⁶⁾ / < 8 ⁶⁾
Standard g/km	TLEV < 0,078	TLEV < 0,078	TLEV < 0,078	ULEV < 0,025	ULEV 0,025 EZEV 0,0025

1) Multi Fuel Vehicle

2) ICE: Verbrennungskraftmaschine

3) H₂-Erzeugung aus Methanol + Brennstoffzelle + E-Motor + Energiespeicher

4) ohne CH₄

5) ohne Katalysator > 2000 mg/km

6) basierend auf: katalytische MeOH-Verbrennung für Reformers

RAF-Verrechnung (siehe Kap. 4.5) ist hier nicht möglich, weil für Methanol in Verbindung mit einer Brennstoffzelle als Energieumwandlungssystem noch kein RAF-Faktor definiert wurde.

Vergleicht man diese Ozonbildungspotentiale in Tabelle 6.5 mit Angaben von KOSSMEHL (1995) zu Emissionsmessungen und zu abgeschätzten Ozonbildungspotentialen für die mit Biokraftstoffen betriebenen Pkw, so ist das Ozonbildungspotential z. B. des E100-Pkw (Otto-Betrieb) 20% höher als das des Benzin-Pkw.

6.3 Beispiele für spezifische Pkw-Emissionen: *Partikel, Benzol, PAK, Aldehyde*

Nach KOSSMEHL (1995) setzen sich die Partikel der Pflanzenölmethylester-Verbrennung (PME) aus weniger Ruß und mehr angelagerten Kohlenwasserstoffen zusammen als die Partikel des Diesel-Kraftstoffbetriebs. Beim Betrieb mit Oxidationskatalysatoren können diese angelagerten Kohlenwasserstoffe deutlich reduziert werden. Die Verbrennung von reinem Alkohol M100 im Direkteinspritzer-Methanol-Motor

Tabelle 6.6: Emissionen der Pkw für Partikel, Benzol, PAK und Aldehyde (Typprüfwerte US FTP-75-Zyklus) Quelle: nach KOSSMEHL (1995)

EUK Antrieb / Kraftstoff	Partikel ¹⁾ g/km	Benzol mg/km	PAK ²⁾ mg/km	Aldehyde ³⁾ g/km
VW JETTA ⁵⁾ / Benzin		4 – 6,4	0,011	< 0,002
VW JETTA ⁵⁾ / M85		< 1	0,002	0,008 – 0,012
VW LOGUS ⁵⁾ / Ethanol		< 0,5	0,002	0,017 – 0,027
VW VENTO ⁶⁾ / Diesel	0,1 – 0,15	1,5 – 2,8	0,12	0,025 – 0,04
VW VENTO ⁶⁾ / PME100 ⁴⁾	0,04 – 0,07	1,2 – 2,1	0,04	0,03 – 0,04
VW JETTA ⁶⁾ / M100, DI	0,01 – 0,02	0,5 – 1	<< 0,002	0,01

¹⁾ Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

²⁾ Partikel US-Standard: 0,063 g/km (1996/97)

³⁾ Aldehyde + Ketone

⁴⁾ Pflanzenmethylester

⁵⁾ Otto-Motor mit 3-Wege-Katalysator

⁶⁾ Diesel-Motor mit Oxidations-Katalysator

führt aufgrund der Abbrenneigenschaften des Methanols und des fremdgezündeten Verbrennungsverfahrens zu extrem niedrigen Partikelemissionen (siehe auch USA- Standard Tab. 6.6).

Die von KOSSMEHL zur Bewertung ausgewählten polyzyklischen Kohlenwasserstoffe (siehe Tab. 6.6) gelten als gesundheitlich besonders relevant. Benzo(a)pyren (BaP) wird wegen seines kanzerogenen Potentials als besonders kritisch eingeschätzt. Mehr als 70 % der emittierten PAK bei der Benzin-, Diesel- und Pflanzenöl-Verbrennung sind jedoch Fluoranthren (FLT) und Pyren (PYR); Benzo(a)pyren macht nur etwa 2 – 5 % aus. Die höchsten PAK-Emissionen in diesem Vergleich weisen die Diesel-Kraftstoffe auf. Die PAK-Emissionen der Benzin-Verbrennung liegen noch deutlich unter denen der Pflanzenölmethylester-Verbrennung; die Verbrennung von reinem Alkohol M100 bewirkt die geringsten PAK-Emissionen.

Pflanzenöle und -methylester sowie Alkohole enthalten Moleküle mit gebundenem Sauerstoff, so daß günstige Voraussetzungen vorliegen, bei der motorischen Verbrennung Aldehyde und Ketone zu bilden.

6.4 Instrumente zur Bilanzierung und Bewertung

Ein allgemein anerkanntes, umfassendes systemanalytisches Modell zur Analyse des Energiebedarfs von Straßenfahrzeugen, der damit verbundenen Emissionen und deren Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit gibt es nicht. Vielmehr existiert eine Vielzahl von speziellen Einzelmodellen,

oft in Unkenntnis der Existenz des jeweils anderen, die um Verbesserung der eigenen Theorie und Datenbasis bemüht sind, Prognosen liefern, oft überhaupt keine Chance auf einen Vergleich von Prognose und Wirklichkeit haben und damit zu dem eigentlich unverzichtbaren *Feed-back* in das eigene Modell nicht in der Lage sind. Die Vergleichbarkeit von Ergebnissen verschiedener Modelle zum selben Problem ist deshalb nicht möglich, weil die Bilanzgrenzen unterschiedlich gelegt werden, unterschiedliche Randbedingungen gegeben sind, die Vernetzung einzelner Verfahrensschritte sehr komplex sein kann und zugängliche Daten zu Energiebedarf und Emissionen oft sehr breit streuen. Dazu kommt noch das Problem der summarischen oder differenzierten Probenahme und Analyse von Immissionen, deren Überprüfung und Absicherung sowie die Verknüpfung von Immissionsdaten mit den entsprechenden Emissionswerten. An ein Zusammenführen sämtlicher beteiligter Beiträge zu einem umfassenden Gesamtmodell, das möglichst auch noch externe Kosten berücksichtigt, ist in Europa vorläufig überhaupt nicht zu denken.

Weltweit gesehen, spielt der amerikanische Staat Kalifornien eine Vorreiterrolle in dem Bemühen, die Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit seiner Menschen infolge des exzessiven Energiekonsums zu minimieren. Unter Berücksichtigung der geologischen und klimatologischen Besonderheiten seines Staatsgebietes werden zunehmend sämtliche Schadstoffemissionen, besonders aber die Emissionen bei der Umwandlung und Nutzung von Energie in den Bereichen Verkehr,

Handel und Gewerbe, Industrie, Landwirtschaft, Energieerzeugung und private Nutzung kontrolliert. In einer Vielzahl von Einzelprogrammen werden theoretische Modelle und in der Praxis gewonnene Datenbasen erstellt und in zeitlicher Wiederkehr auf ihre Aktualität hin überprüft sowie gegebenenfalls verbessert. Die Behörde, die dies alles koordiniert und überwacht, ist die *California Air Resources Board (CARB)*.

Bei der Betrachtung von Studien zur Bilanzierung und Bewertung von Energiebedarf und Emissionen fällt auf, daß jede dieser Arbeiten in irgendeiner Weise ein neues Instrument beisteuert oder bekannte Gedanken neu definiert. Deshalb werden im folgenden – in Ergänzung der vorangegangenen Betrachtungen (Kap. 6.1 bis 6.3) – drei verschiedene amerikanische Studien und eine deutsche Studie exemplarisch vorgestellt. Diese Studien befassen sich speziell mit Analysen von Emissions-szenarien in Kalifornien und den USA sowie den Emissionsperspektiven zukünftiger Antriebe für den Straßenverkehr in Deutschland, aber auch mit der Bereitstellung von Instrumenten zur quantitativen Beurteilung von Schadstoffemissionen.

6.4.1 Studien: CARTER und McNair

Angesichts des stark belasteten Klimas in Kalifornien, insbesondere in den Ballungsgebieten, werden Wege zur Minderung der enormen Schadstoff-

emissionen des Straßenverkehrs gesucht. Hierbei bieten sich Steuerungsstrategien an, die das Entstehen weniger *reaktiver*² flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan (NMOG) fördern. Sie sollen als kostengünstiges Mittel zur Reduzierung der Emissionen insgesamt und der Bildung von Ozon im besonderen beitragen. Die Umsetzung einer solchen Strategie könnte beispielsweise in der Förderung des Einsatzes alternativer Kraftstoffe in Kraftfahrzeugen liegen. Zur praktischen Durchsetzung solcher Strategien bedarf es aber geeigneter Instrumente, um das Bildungspotential von NMOG, beispielsweise für Ozon, quantifizieren zu können.

In den Studien von CARTER (1991, 1994) werden Methoden zur Bewertung der Ozonbildungspotentiale flüchtiger organischer Verbindungen vorgestellt. Auf der Basis der photochemischen Reaktionsmechanismen von 118 Verbindungen wurde deren Einfluß auf die Ozonbildung unter verschiedenen NO_x-Bedingungen untersucht. Die Wetterszenarien repräsentierten dabei modellhaft 39 verschiedene Ballungsgebiete der USA. Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen wurden 18 verschiedene Ranglisten³ abgeleitet, in denen die organischen Verbindungen nach ihren spezifischen Beiträgen zur Ozonbildung geordnet wurden. Eine dieser Ranglisten, die *MIR-Skala*⁴, wird in der neuen kalifornischen Ozon-Minderungsverordnung benutzt (siehe auch Kap. 4.5).

²Carter (1991, 1994) und McNair *et al.* (1994) bezeichnen das Ozonbildungspotential von VOC als deren *Reaktivität* (siehe Kap. 4.5).

³ *ozone reactivity scales*

⁴ *maximum incremental reactivity*, maximale Zuwachs-Reaktivität

Die Ranglisten basieren auf drei verschiedenen Methoden der Quantifizierung von Ozonwirkungen und auf sechs verschiedenen Ansätzen, mit deren Hilfe die Abhängigkeit des Ozonbildungspotentials von NO_x beschrieben wird. Ein Vergleich der Ranglisten ergab eine hochgradige NO_x -Abhängigkeit für Skalen, die auf Ozon-Spitzenwerten basierten und eine minder empfindliche NO_x -Abhängigkeit für Skalen, die wie die *MIR*-Skala auf integrierten Ozonwerten beruhten.

Ein Beispiel für den Einsatz einer Rangliste ist ihre Anwendung in der "*Low Emission Vehicles and Clean Fuels*"-Vorschrift in Kalifornien. In dieser Vorschrift werden Standards für Abgase mit nicht-methanischen organischen Gasen (NMOG) für Fahrzeuge festgelegt, die mit alternativen Kraftstoffen betrieben werden. Um die Emissionen dieser Fahrzeuge auf die gleiche Ozonwirkungsbasis zu stellen wie Abgase aus Fahrzeugen mit konventionell betriebenen Kraftstoffen, werden sogenannte *RAF*-Faktoren⁵ benutzt, die eine Beziehung zwischen den unterschiedlichen Ozonbildungspotentialen der unterschiedlichen Antriebs-/Kraftstoffkonzepte herstellen. Die oben genannte Vorschrift benutzt die *MIR*-Skala zur Berechnung der *RAFs*. Die Definitionen für *MIR* und *RAFs* sind an anderer Stelle erklärt (siehe Kap. 4.5).

CARTER (1991) stellt den Originalbericht an die CARB dar. CARTER (1994) machte die Arbeit international bekannt. McNAIR (1994) überprüfte die

Genauigkeit der *RAFs* mit Hilfe eines anderen Klima-Modells und fand nur geringe Abweichungen.

6.4.2 Studie: Gas Research Institute

Bei dem Bemühen, die Emissionen des Straßenverkehrs zu senken, genügt es nicht, lediglich die Emissionen des Fahrzeugs zu betrachten. Es ist vielmehr unumgänglich, die mit der vorgelegerten Kraftstoffbereitstellung verbundenen Emissionen mit einzu beziehen. Diese sind aber abhängig von der im Fahrzeug verwendeten Antriebstechnologie und dem verwendeten Kraftstoff.

In der vorliegenden Studie (GAS RESEARCH INSTITUTE 1994) wird begrifflich unterschieden zwischen Emissionen der Kraftstoffbereitstellung *ohne* Nutzung des Kraftstoffs im Fahrzeug (FC)⁶ und Emissionen der Kraftstoffbereitstellung *einschließlich* Kraftstoffnutzung im Fahrzeug (FFC)⁷, die im folgenden als Emissionen der *vollständigen* Energieumwandlungskette (EUK) bezeichnet werden. Zur Kraftstoffbereitstellung gehören Förderung, Umwandlung, Verteilung und Vermarktung des Energieträgers.

In dieser Studie wird ein Vergleich der Emissionen leichter Nutzlast-Lkw vorgestellt, die mit alternativen Kraftstoffen betrieben werden. Der Vergleich bezieht sich auf die *vollständigen* Energieumwandlungsketten und schließt die Energieträger *Erdgas, LPG, Benzin*,

⁵ reactivity adjustment factor

⁶ fuel cycle (FC) emissions

⁷ full fuel cycle (FFC) emissions

reformulated gasoline, Ethanol (E85), Methanol (M85) und *Strom* ein. Dieselkraftstoff wird hier nicht betrachtet. Das gemeinsame Referenzfahrzeug ist der *Chrysler Minivan*, der als einziges Fahrzeug für Erdgasbetrieb das kalifornische ULEV⁸-Zertifikat besitzt (siehe Tab. 6.5).

Für jede Kraftstoffalternative werden die Emissionen von ROG⁹, NO_x, CO, SO₂, Partikel < 10 µm sowie für CO₂, CH₄ und N₂O abgeschätzt. Für das Ozon-Problem spielen die Vorläufersubstanzen ROG und NO_x eine große Rolle, für das Treibhausproblem CO₂ und CH₄.

Die Studie bezieht sich geographisch auf den Staat Kalifornien (innerkalifornische Auswirkungen der FC-Emissionen) und die gesamten USA (Gesamt-Auswirkungen der FC-Emissionen) für die Jahre 1990 und 2000.

Die Studie unterstreicht die Bedeutung der Emissionen der EUK bei der Bewertung alternativer Kraftstoffoptionen, mit denen die Emissionsqualität von Null-Emissions-Fahrzeugen (ZEV)¹⁰ erreicht werden soll. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, daß derzeit verfügbare Fahrzeuge, die mit Erdgas betrieben werden (NGV)¹¹, und zukünftige Fahrzeuge, die mit alternativen Kraftstoffen betrieben werden (AFV)¹², wegen ihren extrem niedrigen Abgas-

emissionen die regionalen Ozonpegel reduzieren. In ihren Auswirkungen auf die Luftqualität sind diese Fahrzeuge deshalb den Elektrofahrzeugen (EV)¹³ vergleichbar. Die Studie schlägt eine erweiterte ZEV-Definition vor, die die Emissionen der gesamten EUK einbezieht und EV-äquivalente Zertifikationen für AFV zuläßt. Dadurch sollen den Herstellern finanzielle Anreize für die Entwicklung und Vermarktung von Fahrzeugen gegeben werden, deren Emissionen deutlich unter dem ULEV-Standard liegen¹⁴ (siehe auch Kap. 3.4).

6.4.3 Studie: ACUREX

Die vorliegende Studie (ACUREX 1995) befaßt sich ausschließlich mit der Bilanzierung der Kraftstoffbereitstellung (*fuel cycle*). Betrachtet werden konventionelle und alternative Kraftstoffe für Straßenfahrzeuge, die mit Tankfahrzeugen und Tankschiffen verteilt werden. Bilanzraum ist das *South Coast Air Basin* Kaliforniens.

An Kraftstoffen werden betrachtet: (konventionelles) Benzin, *reformulated gasoline*, Diesel, Flüssiggas, Methanol, Ethanol, Erdgas (sowohl verflüssigt als auch komprimiert), Wasserstoff und Strom. An Emissionen werden betrachtet: NO_x, NMOC, Methan, CO, CO₂. Die Untersuchungen werden für die Jahre 1990 und 2010 durchgeführt.

⁸ *ultra low emission vehicle*

⁹ *reactive organic gas* – siehe Kap. 4.5, Fußnote 3

¹⁰ zero emission vehicles

¹¹ natural gas fueled vehicle

¹² alternative fueled vehicles

¹³ electric vehicle

¹⁴ Anmerkung: Es sei hier noch darauf hingewiesen, daß sich die kalifornischen Emissionsstandards nur auf die Energieumwandlung des Kraftstoffs im Motor beziehen, Verdampfungsverluste aber nicht berücksichtigen. Stand: Anfang 1994

Betrachtet werden Zuwachsemissionen (*incremental emissions*). Die NMOG-Emissionen werden mit *RAF*-Faktoren bezüglich ihres Ozonbildungspotentials korrigiert. In dieser Studie wird das Produkt $RAF \times NMOG$ als Ozonpotential bezeichnet. Die Studie berücksichtigt wirtschaftspolitische Aspekte bei der behutsamen Einführung alternativer Kraftstoffe, die Zuwachsemissionen zur Folge haben.

Eine Besonderheit stellt der kalifornische Strommix für die Energieversorgung von batteriebetriebenen Elektrofahrzeugen bezüglich der mit ihm verbundenen, aber limitierten Emissionen dar: Jedes Kraftwerk muß eine NO_x -Emissionsgrenze einhalten, die aber per Anordnung gesenkt werden kann. Dies kann über technische Einrichtungen oder über Gutschriften erreicht werden.

Das Ozonpotential von M85 und E85 wird im Vergleich zu Benzin betrachtet. NMOG-Emissionen bei Flüssiggas sind recht hoch bei der Verteilung und Betankung wegen der Verdampfungsverluste. Die Studie schlägt Beschränkungen für Verdampfungsverluste vor.

Die Studie kommt zu dem Schluß, daß Benzin und Methanol aus Erdgas global gesehen wegen des Transports in Tankschiffen ähnliche CO_2 -Emissionen und wesentliche NO_x -Emissionen zur Folge haben. Die CO_2 -Emissionen sind geringer für Erdgasfahrzeuge und Elektrofahrzeuge, während Kraftstoffe aus Biomasse die geringsten Zuwachsbeiträge bei den CO_2 -Emissionen beisteuern.

6.4.4 Studie: KRÄMER

Im Bereich des Straßenverkehrs wird versucht, durch Verbesserung konventioneller und Entwicklung alternativer Antriebe den Ressourcenverbrauch zu senken und lokale sowie globale Auswirkungen von Emissionen so weit wie möglich einzuschränken. Der Beitrag (KRÄMER 1994) geht diesbezüglich auf die Wirksamkeit einzelner technischer Konzepte ein, vergleicht sie miteinander und zeigt konzeptspezifische Vor- und Nachteile auf. Der Vergleich beschränkt sich auf den Betrieb von Personenkraftwagen und die zum Betrieb notwendige Kraftstoffbereitstellung.

Konventionelle Verbrennungskraftmaschinen (Otto, Diesel) werden verglichen mit Elektroantrieben (Elektromotor mit Speicherbatterie oder Brennstoffzelle). Konventionelle Kraftstoffe (Otto, Diesel) werden verglichen mit alternativen Kraftstoffen (Erdgas, Methanol, Ethanol, Pflanzenöle, Wasserstoff, Strom).

Vergleichbare Fahrleistungen der Fahrzeuge mit unterschiedlichen Antriebskonzepten werden angenähert durch deren gleiches Leistungsgewicht, durch variable Nutzlast (konstantes Gesamtgewicht) und alternativ dazu konstante Nutzlast.

Als "ganzheitliche Bilanzierung" bezeichnet die Studie die Bilanzierung sowohl über CO , HC , NO_x , SO_2 , Partikel und Lärm aus Fahrzeug-Emissionen mit lokaler Auswirkung (z. B. in Ballungsräumen) als auch über global wirkende Spurengase wie FCKW aus Pkw-Klimaanlagen (Ozonabbau in der Stratosphäre) und CO_2 und andere CO_2 -

äquivalente Substanzen (Treibhauseffekt). Die Studie beschränkt sich auf eine Auswahl dieser Aspekte.

Die Studie kommt zu folgenden Ergebnissen:

Aus den Ungewißheiten bei der zukünftigen Fahrzeug- und Antriebstechnologie und aus Bilanzierungsproblemen bei den Kraftstoffbereitstellungsprozessen (besonders bei der Stromerzeugung) resultieren große Variationsbreiten für die gewählten Vergleichskriterien und Randbedingungen. Dies hat für die Ergebnisse von Vergleichsbetrachtungen hohe Streubreiten zur Folge und betont den nur begrenzt allgemeingültigen Charakter solcher Vergleiche. Außerdem sind wegen laufender technologischer Weiterentwicklungen von Zeit zu Zeit Revisionen erforderlich.

Wasserstoff- und Elektroantriebe können zu einer deutlichen lokalen Immissionsentlastung in Ballungsgebieten beitragen. Allerdings ist dieser Vorteil in einigen Fällen mit dem Nachteil ungünstiger Gesamtenergieketten (Ressourcenproblematik) und ungünstiger CO₂-Emissionen (Treibhauseffekt) verbunden. Hierbei spielen die Kraftstoffbereitstellungsprozesse eine entscheidende Rolle.

Entwicklungsziele bei den alternativen Antriebskonzepten sind Gewichtsreduzierung und Verbesserung der Wirtschaftlichkeit. Allerdings werden die zukünftigen Verbesserungen bei den alternativen Antrieben wieder kompensiert, wenn die gesamte Palette von Verbesserungspotentialen bei den konventionellen Antrieben zum Einsatz

kommt. Alternative Antriebe werden aus heutiger Sicht das Automobil in seinen gewohnten Funktionen als unabhängiges Verkehrsmittel hinsichtlich Reichweite, Fahrleistung und Handhabung verschlechtern. Eine Markteinführung alternativer Antriebskonzepte wird letztlich durch die Akzeptanz von Betreiber und Nutzer bestimmt. Voraussetzung dafür ist, daß die Kunden gegebenenfalls Nachteile der Konzepte zugunsten von positiven Aspekten der Umweltentlastung und der Ressourcenschonung in Kauf nehmen.

Bezüglich des Treibhauseffekts wurden in einem weltweiten Vergleich die CO₂-Emissionen solcher Länder quantifiziert, deren spezifische CO₂-Emissionen bei der Erzeugung von Strom für Elektrofahrzeuge mit denen von Dieselfahrzeugen vergleichbar sind. Eine Substitution von Dieselantrieben durch Elektroantriebe kann nur dann einen Beitrag zu einer globalen CO₂-Emissionsminderung leisten, wenn die länderspezifischen CO₂-Emissionen bei der Stromerzeugung geringer sind als die der zu substituierenden Dieselantriebe. Weltweit gesehen ist die Anzahl dieser Länder aber zu gering, als daß daraus ein wesentlicher Beitrag zur Minderung des Treibhauseffektes resultieren könnte.

6.4.5 Weitere Studien

Abschließend sollen hier als ergänzende Literatur noch einige neuere Studien genannt werden:

CHASE (1995) befaßt sich mit der Zukunft von Kraftstoffen für den innerstädtischen Verkehr und umweltbezogenen nachhaltigen Optionen.

HARROP (1995) betrachtet weltweit die Zukunft des Elektrofahrzeugs mit unterschiedlichen Speichern / Energiewandlern.

HÖRMANDINGER (1995) untersucht am Beispiel eines Autobusses mit Brennstoffzellen-Antrieb die externen Kosten im Vergleich zu einem Dieselbus.

WAY/WEMYSS (1995) analysieren Umweltprobleme der europäischen Automobilindustrie.

6.5 Diskussion

Aus den vorangegangenen Kapiteln war abzuleiten, daß sich nicht nur die Quantität der limitierten Emissionen insbesondere des Straßenverkehrs, sondern mit Bezug auf deren Ozonbildungspotential in der bodennahen Troposphäre auch die Qualität, d. h. die Zusammensetzung der VOC-Emissionen, ändern muß. Hinzu kommen nach BImSchG § 40.2 auch Reduktionen von Rußpartikeln und Benzol als Emissionen des Verkehrs mit besonderem Umweltgefährdungspotential. Änderungen des Fahrzeugantriebs und der Energieträger standen im Vordergrund der hier geführten Diskussion; Lösungsansätze des Verkehrsmanagements wurden nicht diskutiert.

In diesem Kapitel wurden Emissions- und Energiebilanzen für Energieumwandlungssysteme (EUK) mit Pkw dargestellt, verglichen und analysiert. Die Bilanzierung für EUK (Kap. 6.1) betrifft Systeme konventioneller Pkw für Benzin- und Diesel-Kraftstoffe, Pkw-Prototypen für Methanol und Benzin (M85), CNG

und Ethanol aus Biomasse (Verbrennungsmaschine-Ottoantrieb) sowie Pkw-Prototypen für Rapsmethylester (RME100) und Methanol (M100) aus Biomasse (Verbrennungsmaschine-Dieselantrieb) – alle getestet im FTP-75-Fahrzyklus der USA. In einer ergänzenden Darstellung der EUK wurde ein Pkw-Elektrofahrzeug mit Batterie im ECE-R15-Fahrzyklus sowie Labordaten für Elektro-Antriebe mit Brennstoffzellen (Methanol als Energieträger und Wasserstofferzeugung im Pkw) vorgestellt und analysiert. Dabei wurden Energie- und Emissionsbilanzen betrachtet und verglichen.

Für die kalifornische Immissions- und Klimasituation wurden Ozonbildungspotentiale auf der Basis ausgewählter Pkw und ihrer spezifischen Emissionen im amerikanischen FTP-Fahrzyklus dargestellt. Danach werden in naher Zukunft nicht nur Antriebe mit Benzin-Verbrennungsmotoren den ULEV-Standard erfüllen, sondern auch Verbrennungsmotoren mit neuen Energieträgern wie Erdgas. Dabei ist noch einmal hervorzuheben, daß dieser ULEV-Standard in den USA eine Definition aufweist, die das Ozonbildungspotential der NMOG-Emissionen der Pkw berücksichtigt und nicht nur die Summe aller emittierten NMOG (siehe Kap. 4.5). Das bedeutet im Hinblick auf weiter abzusenkende spezifische Emissionen, daß insbesondere die Antriebe eine besondere Rolle spielen werden, die den ULEV-Standard deutlich unterschreiten und damit den EZEV-Standard oder ZEV-Standard erfüllen; dazu könnten auch die Pkw mit Brennstoffzellenantrieb mit ihren gegenüber den Batteriefahrzeugen diskutierten Vorteilen gehören – und

dies sogar auf der Basis von fossilen Primärenergieträgern und Methanol als Endenergieträger im Tank der Pkw.

Das bedeutet:

- Kurz- und mittelfristig werden bei Betrachtung von großen Marktanteilen – und nicht nur von Nischenmärkten – konventionelle Pkw mit Verbrennungsmotor, verbessertem Benzin oder CNG im Tank und optimiertem Abgasnachbehandlungssystem – auch für Kaltstarts – ein großes Potential aufweisen und zumindest für kalifornische Immissions- und Klimaverhältnisse, (möglicherweise auch für andere) die sommerliche Smogsituation lokal und regional deutlich verbessern. Eine ausreichende Versorgungsstruktur des Energieträgers Erdgas, eine optimierte Energiedichte in den Erdgastanks und eine der heutigen Situation ähnliche Kostenstruktur für Anschaffung und Betrieb der Fahrzeuge müßte gewährleistet sein.
- Bei den spezifischen Energiebilanzen für mit Biokraftstoffen betriebenen Pkw wird deutlich, daß gegenüber den jeweils konventionellen Antrieben mit Benzin und Diesel keine Vorteile sichtbar werden; für die EUK mit Biokraftstoffen ist ein erheblich höherer spezifischer Gesamtenergieaufwand – unter Einbeziehung des Biokraftstoffs und der für die Kraftstofferzeugung und Verteilung erforderlichen fossilen Energieträger – notwendig. Beim Einsatz von Biokraftstoffen sind die spezifischen CO₂-Emissionen der EUK niedriger als beim Einsatz konventioneller Kraftstoffe, wobei die direkten CO₂-Emissionen des mit Biokraftstoff

betriebenen Pkw nicht mitbilanziert werden. Bei den limitierten spezifischen Emissionen hat heute kein einziges hier aufgeführtes System mit Biokraftstoffen das Potential, für alle 3 Emissionen – CO, NO_x und NMOG – den ULEV-Standard für Pkw zu erreichen; die Antriebskonzepte für Biokraftstoffe lassen sich aber noch wesentlich in Richtung einer Erfüllung des ULEV-Standards für den US-Fahrzyklus optimieren. Insbesondere für die spezifischen Partikel- und PAK-Emissionen der beispielsweise mit Pflanzenmethylester betriebenen Pkw liegen deutliche Vorteile gegenüber den mit Diesel betriebenen Pkw vor. Es muß insgesamt für die einzelnen Versorgungsgebiete untersucht werden, inwieweit ausreichende Biomasse-Kapazitäten zur Verfügung stehen, um nicht nur Marktnischen bedienen zu können.

- Elektrofahrzeuge mit Batterie sind bei eingeschränkter Reichweite und *Performance* sowie hohen Leistungsgewichten (unter Einbeziehung des Energiespeichers Batterie), lokal betrachtet, Fahrzeuge mit Null-emission (ZEV) und weisen für die EUK spezifische limitierte Emissionen auf, die insgesamt beim heutigen deutschen Strommix nur für die CO₂-Bilanz erheblich niedriger als die einer Referenz-EUK mit ULEV-Pkw sind. Bei eingeschränkter Reichweite und *Performance* und höheren Kosten stehen schon heute Elektrofahrzeuge mit Batterie zur Verfügung, die damit aber eher einen Nischenmarkt bedienen können.
- Brennstoffzellen-Pkw mit Methanol im Tank können in Zukunft vielleicht

sogar den EZEV-Standard der USA – mit der entsprechenden Verrechnung in der ZEV-Kategorie – oder einen entsprechenden über die 3. Stufe der europäischen Pkw-Emissionsstandards hinausgehenden Standard erreichen, was Antriebe mit Verbrennungsmotoren vermutlich nicht mehr schaffen. Reichweite, *Performance* und Leistungsgewichte dieser Pkw mit Brennstoffzellenantrieb werden zukünftigen Pkw mit Verbrennungsmotoren vergleichbar sein; ihr zusätzlicher besonderer Vorteil liegt darin, daß nicht nur für den Pkw, sondern auch für die gesamte EUK mit einer Methanolherstellung aus Erdgas sehr niedrige spezifische Emissionen erreicht werden können, der Pkw mit Elektroantrieb niedrige Geräuschemissionen und im Teillastverhalten gegenüber dem konventionellen Antrieb mit Verbrennungsmotor höhere Wirkungsgrade aufweist. Diese spezifischen Pkw-Angaben gelten für Methanol im Tank des Pkw, EUK mit Wasserstoff im Pkw-Tank bei elektrolytisch erzeugtem Wasserstoff auf der Basis von Solarstrom oder nicht-fossil erzeugtem Strom wurden nicht betrachtet.

Bei der Betrachtung von Studien zur Bilanzierung und Bewertung von Energiebedarf und Emissionen fällt auf, daß jede dieser Arbeiten in irgendeiner Weise ein neues Instrument beisteuert oder bekannte Gedanken neu definiert. Deshalb wurden in Kap. 6.4 – in Ergänzung der eigenen Betrachtungen in den Kapiteln 6.1 bis 6.3 – drei verschiedene amerikanische Studien und eine deutsche Studie exemplarisch vorgestellt. Diese Studien befassen sich speziell mit Analysen von Emissions-

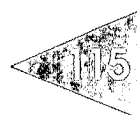
szenarien in Kalifornien und den USA sowie den Emissionsperspektiven zukünftiger Antriebe für den Straßenverkehr in Deutschland, aber auch mit der Bereitstellung von Instrumenten zur quantitativen Beurteilung von Schadstoffemissionen.

Aus der Praxis der Bilanzierung heraus ergibt sich mit der Zeit ein schärferer Blick für Bilanzgrenzen und Definitionen. War anfangs nur von "Auspuff-Emissionen" (*tail-pipe-emissions*) die Rede, so erstreckt sich die Grenzziehung nunmehr über die "Kraftstoffbereitstellung" (*fuel cycle*) bis hin zur Energieumwandlungskette (*total fuel cycle*) und allmählich wird auch die Notwendigkeit der "Lebenszyklus"-Betrachtung (*life cycle*) erkannt. Diese Bilanzierung von Energie und Emissionen schließt die Herstellung des Fahrzeugs, seinen Betrieb und seine Rezyklierung oder Entsorgung ein. Gleichzeitig erweitert sich das Spektrum möglicher Schadstoffe in bezug auf Mensch und Umwelt.

Literatur

- ACUREX (1995)
Evaluation of Fuel-Cycle Emissions on a Reactivity Basis
 Prepared for the California Air Resources Board. Draft 4.1
 Acurex Environmental Corporation, Mountain View, CA
- BIEDERMANN, P. *et al.* (1994)
 "Energy Conversion Chains and Legally Restricted Emissions for Road Traffic in Germany" *27th International Symposium on Automotive Technology and Automation*, Aachen, Germany, 31st Oct. – 4th Nov. 1994
- BIRKLE, S. *et al.* (1994)
 "Brennstoffzellenantriebe für den Straßenverkehr", *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 44, 441 – 448

- CARTER, W. P. L. (1991)
Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds
 EPA/600/3-91/050
 Statewide Air Pollution Research Center,
 University of California, Riverside CA, Sept. 1991
- CARTER, W. P. L. (1994)
 "Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds"
Air and Waste Vol. 44, July 1994, 881 – 899
- CHASE, A. (1995)
 The Future of Fuels for Urban Transportation – Environmental Sustainable Options
 Imperial College of Science, Technology and Medicine (University of London),
 Centre for Environmental Technology, London
- GAS RESEARCH INSTITUTE (1994)
Light Duty Vehicle Full Fuel Cycle Emissions Analysis
 Gas Research Institute, Natural Gas Vehicles Products Group, GRI-93/0472
- HARROP, G. (1995)
 The Future of the Electric Vehicle
 Financial Times Management Report
 Pearson Professional Ltd., Mapel House, London
- HÖHLEIN, B. *et al.* (1995)
 "Hydrogen from Methanol for Fuel Cells in Mobile Systems: Development of a Compact Reformer"
4th Grove Fuel Cell Symposium 19.-22. Sept. 1995, London
- HÖHLEIN, B *et al.* (1993)
 "Energieumwandlungsketten für den Straßenverkehr im Vergleich – Energiebedarf und CO₂-Emissionen"
Energiewirtschaftliche Tagesfragen 42, 828-835
- HÖRMANDINGER (1995)
Fuel Cells in Transportation
 Imperial College of Science, Technology and Medicine (University of London),
 Centre for Environmental Technology, London
- HONDA (1995)
Pressinformation HONDA 17.10.1995,
 Torrance (USA)
- HÖPFNER, U. (1995)
Entwicklung der Schadstoffemissionen des Verkehrs – Welche Belastung besteht heute und zukünftig ?
 ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg
- JUFFERNBRUCH, R./KOLKE, R. (1993)
Energieumwandlungsketten für den Verkehr: Vergleich von Energiebilanzen und CO₂-Emissionen
 Diplom- Arbeit, FH Aachen, Abt. Jülich
- KÖNIG, A. *et al.* (1995)
 "Potential of Alternative Fuels for Emissions Reduction"
5th Int. EAEC Congress, Strasbourg, Juni 1995
- KOSSMEHL, S. O. (1995)
Beurteilung der technischen, ökologischen und ökonomischen Bedingungen für den Einsatz von Biokraftstoffen im Kraftfahrzeug
 Dissertation 21.9.1995 an der TU Berlin, Fachbereich 10
- KRÄMER, M. (1994)
 "Ganzheitliche Betrachtung zukünftiger Antriebe vor dem Hintergrund der Umwelt- und Klimadiskussion"
AVL Tagung "Motor und Umwelt" '94, AVL List GmbH, Graz
- MAURACHER, P. (1992)
 "Ermittlung des Energiebedarfs von Elektrofahrzeugen"
Energiewirtschaftliche Tagesfragen 11, 765-770
- McNAIR, L. A. *et al.* (1994)
 "Airshed Model Evaluation of Reactivity Adjustment Factors Calculated with the Maximum Incremental Reactivity Scale for Transitional-Low Emission Vehicles"
Air and Waste Vol. 44, July 1994, 900 – 907
- SINOR, (1995)
The Clean Fuels Report
 April 1995, J. E. Consultants Inc., Niwot (Col. USA)
- WAY, A./WEMYSS, N. (1995)
 Environmental Issues and the European Motor Industry
 Financial Times Management Report
 Pearson Professional Ltd., Mapel House, London



7. Ausblick und Aufgaben

Ozon und andere sekundäre Luftschadstoffe – Photooxidantien – werden nicht direkt emittiert, sondern bilden sich in den bodennahen Schichten der Troposphäre als Folge einer komplexen Luftchemie bevorzugt unter bestimmten meteorologischen Bedingungen.

Erst seit Beginn der 90er Jahre wird auch in der Öffentlichkeit eine heftige Diskussion über Photooxidantien in der bodennahen Atmosphäre geführt: Langandauernde sommerliche Hochdruckwetterlagen sorgten für hohe Ozonkonzentrationen in bodennahen Luftschichten. Seitdem wird verstärkt der Zusammenhang zwischen den anthropogenen Emissionen von CO und NO_x sowie den flüchtigen organischen Gasen (VOC) und den in den Sommermonaten entstehenden sekundären Luftschadstoffen wie Ozon und anderen Photooxidantien gesehen.

Analysen der Emissionen in Deutschland zeigen eindeutig, daß der Verkehr, hier insbesondere der Straßenverkehr, hauptverantwortlich für die Emissionen der Ozonvorläufersubstanzen ist. Seit Mitte der 80er Jahre nehmen in Westdeutschland die gesamten CO-, NO_x- und VOC-Emissionen deutlich ab, die CO₂-Emissionen stagnieren. Bei den Verkehrsemissionen fällt auf, daß zwar die Emissionen der Pkw trotz steigenden Personenverkehrs infolge der Einführung von Abgas-Katalysatoren abnehmen, die Emissionen der Nutzfahrzeuge wegen fehlender Abgas-Katalysatoren und steigendem Güterverkehr jedoch zunehmen.

Obwohl in der vergangenen Dekade umfangreiche experimentelle und theoretische Untersuchungen zur Entstehung von bodennahem Ozon durchgeführt worden sind, die schon teilweise zu konkreten Ergebnissen geführt haben, bleibt noch eine Reihe wichtiger Fragen offen:

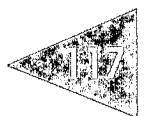
Fragestellungen

Erfassung und Bewertung der Verursacher

Die Emissionskataster für die Ozonvorläufer NO_x und VOC für Deutschland sind lückenhaft. Insbesondere gilt dies für den Bereich der VOC. Die genaue quantitative Kenntnis der Emissionen dieser Stoffe ist aber eine Voraussetzung für die Entwicklung effizienter Reduktionsstrategien. Erst wenn auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen VOC/NO_x-Verhältnisse angegeben werden können, sind zuverlässige Aussagen über den Erfolg bestimmter Maßnahmen zur Reduktion der Ozonkonzentrationen möglich.

Entstehung und Verteilung von Photooxidantien

Alle Simulationen mit komplexen Chemie- und Transportmodellen unter Verwendung der neuesten Erkenntnisse aus der Luftchemie und Meteorologie deuten darauf hin, daß für eine substantielle Ozon-Reduktion die Quantität der Vorläufersubstanzen erheblich abgesenkt werden muß. Insgesamt bleibt



aber die Frage zunächst noch unbeantwortet, ob das Schwergewicht der Anstrengungen eher auf eine Absenkung der in den Ballungsgebieten auftretenden Spitzenbelastungen an Emissionen und Immissionen zu legen ist oder ob eine flächendeckende Minderung der landesweiten mittleren Emissions- und Immissionsbelastung zu bevorzugen ist. Aufgrund fehlender Messungen insbesondere über die Konzentrationen von VOC in der Atmosphäre und der Unvollständigkeit der in den Modellen verwendeten chemischen Mechanismen sind solche Modellaussagen nur partiell überprüfbar. Hier ist auch eine Verifizierung von Modellaussagen durch den Vergleich von Ergebnissen aus Simulationen mit denen aus sogenannten Smogkammer-Experimenten erforderlich.

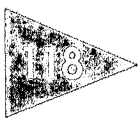
Maßnahmen zur Reduktion von Immissionen

Neue Antriebe und Energieträger könnten eine wesentliche Rolle bei der Verbesserung der Gesamtsituation spielen, wenn das Potential verbesserter konventioneller Energieträger und Antriebe ausgeschöpft sein wird. Wenn gleich heute die Aussagekraft der Ergebnisse aus Modelluntersuchungen zur Luftchemie noch mit Unsicherheiten belastet ist, so stellt sich dennoch jetzt schon die Frage, in welchem Maße und wann neue Energieträger und Antriebe für den Verkehr wesentliche Beiträge zur Umweltverbesserung leisten können. Weltweit sind bereits Aktivitäten im Gang, neue Energieträger zu untersuchen, Kraftstoff-Herstellungsverfahren und entsprechende Antriebe zu entwickeln und Testflotten zu betreiben.

Die folgenden Ansätze zu Veränderungen im Straßenverkehr mit Bezug auf Energieträger und Antriebe müssen daraufhin untersucht werden, inwieweit sie dazu beitragen können, spezifische Emissionen zu verringern, um eine Minderung der Umweltbelastung allgemein und speziell auch eine Veränderung der VOC-Zusammensetzung sowie eine Veränderung der VOC/NO_x-Verhältnisse zur Reduktion der Ozonbelastungen der bodennahen Troposphäre lokal und/oder regional zu bewirken:

- flächendeckende Einführung der Energieträger *Erdgas, LPG, Methanol* und *Biokraftstoffe* für Verbrennungsmotoren
- elektrische Antriebe mit Batterien als Speichersysteme und Strom-einspeisung aus dem öffentlichen Stromnetz
- elektrische Antriebe mit Brennstoffzellen als Energiewandler auf der Basis von Kohlenwasserstoffen als Primärenergieträger und Methanol als Speichermedium
- Antriebe mit Wasserstoff oder synthetisch hergestelltem Methanol auf der Basis regenerativer Energiequellen.

Dabei ist zu überprüfen, welche Ansätze sich für den großflächigen Einsatz im Straßenverkehr eignen und damit Lösungen für die Anforderungen sowohl der Ballungsräume als auch der angrenzenden ländlichen Gebiete darstellen. Die Einführung neuer Energieträger – Erdgas, LPG, Methanol, Biokraftstoffe, Wasserstoff, Elektrizität –



bedeutet auch eine Veränderung der bestehenden Infrastruktur zur Kraftstoffversorgung. Der Einsatz von neuen Antrieben und Energieträgern muß zeigen, daß lokal und regional Umweltvorteile entstehen, und zwar auch dann, wenn Herstellung und Antransport der Energieträger bei der Gesamtbilanzierung mitberücksichtigt werden.

Diskussion

Nach HÖPFNER (1995) (siehe Kap. 6) müssen für Emissionsfrachten und Immissionskonzentrationen in der Troposphäre Umweltqualitätsziele gesetzt werden, die sich beispielsweise an Grenzwerten, Risikoabschätzungen oder globalen Zielen orientieren. Verkehrsbedingte Emissionen werden heute in vielen Ländern durch Grenzwerte für Einzelfahrzeuge geregelt. Grenzwerte für Immissionen aus dem Verkehr werden in Deutschland im BImSchG § 40 Abs. 2 nur für NO_x , Benzol und Ruß als Jahresdurchschnittswerte angegeben. Im BImSchG § 40 a-e sind Grenzwerte für Ozonspitzenbelastungen festgelegt. Ein wesentlicher Indikator für globale Umweltbelastungen sind die Kohlendioxid-Emissionen, die aber keiner gesetzlichen Regelung unterliegen.

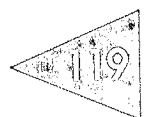
In der vorliegenden Arbeit wurden Möglichkeiten der Veränderung der lokalen beziehungsweise regionalen Spurenstoffeinträge in die bodennahe Troposphäre durch die Einführung veränderter Antriebe und Energieträger im Straßenverkehr diskutiert. Dabei wurden lediglich einzelne Energieumwandlungsketten mit den jeweils neuen Antrieben und Energieträgern

bezüglich Energie- und Emissionsbilanzen betrachtet; eine Prognose über die zu erwartenden Änderungen der Spurenstoffkonzentrationen durch eine mengenmäßig zu definierende Einführung dieser neuen Systeme für den Straßenverkehr in Ergänzung zu konventionellen Systemen fand nicht statt. Hierzu wird auf die Möglichkeiten des IKARUS-Projektes des BMBF, anderer Prognose-Modelle oder zukünftiger Arbeiten des Forschungszentrums Jülich verwiesen. Gegenwärtig kann noch keine Bewertung der durch neue Straßenverkehrssysteme regional veränderten Emissionsfrachten in die bodennahe Troposphäre in Wechselwirkung mit der regionalen Meteorologie und deren Auswirkungen auf die Bildung von Sekundärschadstoffen vorgenommen werden.

Aufgaben

Aus den oben genannten Fragestellungen und Diskussionen resultieren folgende Aufgaben:

- Erstellung von detaillierten regionalen Verkehrsmodellen mit Emissionskatastern in Abhängigkeit von Fahrleistungen und Fahrzeugschichten
- Erweiterung und Interpretation von Immissionskatastern
- Überprüfung und Verbesserung der Modelle zur Berechnung der lokalen und regionalen Immissionen unter Verwendung geeigneter Verkehrsmodelle und Immissionskataster



- Entwicklung von Komponenten emissionsarmer Brennstoffzellen-Antriebssysteme
- Analysierung von Energieumwandlungsketten mit neuen Antrieben und Energieträgern sowie Einbringung der entsprechenden anteiligen Fahrzeugschichten in das regionale Verkehrsmodell
- Erstellung von Trendszenarien mit zukünftigen Fahrzeugschichtenverteilungen und Verkehrsleistungen für regionale Immissionssituationen unter Benutzung von Verkehrs- und Immissionsvorhersagemodellen
- Entwicklung von Handlungsstrategien für zukünftige Verkehrskonzepte.

Ausblick und Aufgaben

Bilanzierung der Emissionen von CO, NO_x und VOC und der Ozon-Immissionen für Deutschland

- Pkw emittieren die meisten Ozon-Vorläuferstoffe
- CO-, NO_x- und VOC-Emissionen des Verkehrs zeigen fallende Tendenz
- Straßenverkehr ist hauptverantwortlich für die sommerliche Ozonbildung

Reduktion von Verkehrsemissionen und Sommersmog durch

- deutliche Verringerung des Straßenverkehrs
- Veränderung des Verkehrsmanagements
- Verbesserung konventioneller Antriebe und Energieträger mit geringerem spezifischem Fahrzeug-Energieverbrauch und geringeren spezifischen Fahrzeug-Emissionen
- Veränderung der VOC-Zusammensetzung am Fahrzeugauspuff hinsichtlich geringerer Ozonbildung und geringerer Toxizität durch verbesserte Kraftstoffe
- Entwicklung und Einführung neuer Antriebe und Energieträger

Bewertung der Auswirkungen des Verkehrs auf die Umwelt unter Einbeziehung von

- Energieumwandlungsketten insgesamt
- Primärenergieverfügbarkeit
- Infrastruktur zur Kraftstoffversorgung
- Kosten und Markteinführung von Fahrzeugen
- Luftchemie hinsichtlich regionaler und lokaler Immissionsänderungen

Charakterisierung der Emissionssituation zur Entwicklung wirkungsvoller Reduktionsstrategien für Ozon und andere Immissionen durch

- Verbesserung der Emissionskataster u. a. für NO_x und VOC:
 - Ermittlung der VOC/ NO_x -Verhältnisse des Verkehrs
 - Spezifizierung der VOC-Mischungen und Partikel-Emissionen
 - Einordnung der Verkehrsemissionen im Verhältnis zu anderen Emissionsquellen
- Vertiefung des Prozeßverständnisses in bezug auf Sommersmogbildung an typischen Emissionsmischungen
 - unter kontrollierten Verhältnissen,
 - unter Verwendung verbesserter regionaler Verkehrsmodelle,
 - unter Einbeziehung meteorologischer Randbedingungen,
 - mit Modellsimulationen bei Überprüfung durch Messungen,
 - bei verbesserter räumlicher Auflösung der verwendeten Modelle.

Festlegung von Handlungsstrategien für zukünftige Verkehrssysteme

Anhang A

Beitrag der KFA Jülich – Programmdarstellung

In der vorliegenden Monographie werden die Zusammenhänge zwischen Verkehrsemissionen und Sommersmog sowie anderen Immissionsbelastungen der Umwelt aufgezeigt. Die dabei betrachtete Bilanzierung schließt die Energieumwandlungssysteme mit den entsprechenden Emissionen des Verkehrs ein und begrenzt den Reaktionsraum für diese Emissionen auf die bodennahe Troposphäre. Mit Bezug auf die Sommersmogbildung werden in diesem Reaktionsraum NO_x -, VOC- und CO-Emissionen in der homogenen Gasphase sowie heterogen umgewandelt und/oder abgebaut. Dies erfolgt unter Bildung von Photooxidenten und Stoffen, die zum Teil durch Ablagerung ausgeschieden werden (z. B.: HNO_3). Darüber hinaus ergeben sich

Rückkopplungseffekte zwischen Atmosphäre und Biosphäre, insbesondere durch Reaktionen an der Grenzfläche der Atmosphäre zur Biosphäre.

Vor diesem Hintergrund soll aufgezeigt werden, zu welchen Fragestellungen bereits heute Arbeitsgruppen im Forschungszentrum Jülich aus unterschiedlichen Programmen und Projekten an diesem Themenfeld arbeiten beziehungsweise entsprechende Arbeiten vorbereiten.

ICG-2 (Chemie der Belasteten Atmosphäre)

Im ICG-2 wird der Forschungsschwerpunkt Chemie und Dynamik der belasteten Atmosphäre bearbeitet. Das ICG-2 bearbeitet luftchemische Probleme, die im Zusammenhang mit Emissionen

Beitrag des ICG-2

- Aufklärung und Beschreibung der Ozonbildungsmechanismen in der bodennahen Troposphäre unter urbanen und ländlichen Bedingungen
- Bereitstellung einer mobilen Meßstation zur Analyse von Emissionen (VOC, CO, NO_x , NO_y , O_3 , HCHO) unter Feldbedingungen, unter Zuhilfenahme von meteorologischen Daten, Lichtintensität und UV-Strahlung, zur Bilanzierung von Stadtluft und Luft an Schnellstraßen unter verschiedenen Verkehrsbedingungen
- Bereitstellung einer lokalen Meßstation
- Bereitstellung des vom ICG-2 erstellten Langzeitdatensatzes
- Einarbeitung der gewonnenen Datensätze in existierende luftchemische Modelle (z. B. EURAD)
- Erstellung von belastbaren Modellaussagen durch Vergleich von Immissionskonzentrationen mit prozeßorientierten Modellrechnungen

aus dem Gebrauch fossiler Brennstoffe stehen (NO_x , VOC). Die Ausbreitung und die Transformationen atmosphärischer Schadstoffe sowie die Bildung sekundärer Produkte werden experimentell und modellmäßig untersucht. Die quantitative Aufklärung der lokalen und regionalen Bilanz der Photooxidantien stellt die Hauptaufgabe des Instituts dar. Ziel ist die Erarbeitung belastbarer Daten zum Ozonerzeugungspotential von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen und die Validierung von chemischen Modellen mit Hilfe solcher Daten.

ICG-3 (Atmosphärische Chemie)

Zentrale Aufgabe des ICG-3 ist es, das System der atmosphärischen Spurenstoffe, ihre Stoffumsätze und ihre chemischen Reaktionen zu unter-

suchen, um modellmäßige Voraus-sagen über luftchemische Auswirkungen anthropogener und natürlicher Spuren und Schadstoffe zu gewinnen. Der Schwerpunkt der Arbeiten liegt gegenwärtig auf dem Gebiet der Aufklärung des Abbaus von Spurenstoffen, insbesondere dem chemischen Abbau durch freie OH-Radikale und der daraus resultierenden Bildung sekundärer Photooxidantien. Dazu werden in Feld- und Simulationskammer-Experimenten die Konzentration der OH-Radikale in der bodennahen Troposphäre gemessen und die zur Interpretation benötigten Spurengase und meteorologischen Parameter simultan bestimmt. Anhand der Messungen werden die Voraus-sagen prozeßorientierter Reaktionsmechanismen der troposphärischen Chemie überprüft und verbessert.

Beitrag des ICG-3

- Aufklärung und Beschreibung der OH-Bildungs- und Reaktionsmechanismen als Schlüsselreaktionen der Gasphasenchemie von Luftschadstoffen in der bodennahen Troposphäre (einschließlich der Weiterentwicklung von Meßmethoden und des Einsatzes dieser Meßmethoden in Felduntersuchungen)
- Aufklärung und Beschreibung der Gasphasen-Nachtchemie von Stickoxiden mit einer *Indoor-Smogkammer*
- Aufklärung und Beschreibung von Abbaupfaden der Stickoxide an Aerosolen.
- Aufbau und Einsatz einer Tageslicht-Atmosphärensimulationskammer zur Untersuchung der atmosphärischen Photochemie unter natürlichen Bedingungen unter Einsatz des in seiner Bandbreite weltweit einmaligen analytischen Instrumentariums und der Analysetechniken des ICG-3 (insbesondere zur Messungen geringer OH- und Peroxiradikalkonzentrationen in der natürlichen Atmosphäre)
- Simulation von Emissions- und Immissionsszenarien unter realen mitteleuropäischen Strahlungsbedingungen und unter Berücksichtigung von Emissionen fortschrittlicher Fahrzeugantriebe der Zukunft (siehe Beitrag des IEV) in einer großen zur Zeit in Bau befindlichen Simulationskammer des ICG

Insgesamt werden die Arbeiten des ICG-2 und des ICG-3 dazu beitragen können, die atmosphärisch-chemischen Mechanismen weiter aufzuklären und damit einen Ansatz für die Bewertung von anthropogenen Emissionen zu schaffen. Aus heutiger Sicht betrifft dies insbesondere VOC-Emissionen der Energieumwandlungssysteme des Verkehrs (siehe IEV). Die Bewertung der Emissionen soll im Hinblick auf die Bildung von Photooxidantien vorgenommen werden und damit eine verbesserte Vorgabe für zukünftige Gesetzgebungsvorschläge in bezug auf Verkehrssysteme ermöglichen.

ICG-7 (Angewandte Physikalische Chemie)

Das ICG-5 arbeitet im terrestrischen und aquatischen Umweltbereich auf den Gebieten des vorsorgenden Umweltschutzes, der Umweltsanierung und des Umweltmonitorings. Besondere Berücksichtigung finden dabei die physikalische Chemie von Fest/flüssig- und Flüssig/flüssig-Grenzflächen sowie Spuren- und Ultraspurenanalytik in biologischen Umweltmatrices. Im Zu-

sammenhang mit Fahrzeug-Emissionen gilt besondere Aufmerksamkeit den Partikel-Emissionen (Ruß-Emissionen sowie Emissionen von Katalysatorpartikeln aus den Energieumwandlungssystemen). In diesem Zusammenhang stellen die Untersuchungen zu Auftreten, Umwandlung und Verbleib von anthropogen beeinflussten Metallen und Metall-Verbindungen auf verschiedenen trophischen Stufen einen Schwerpunkt im ICG-7 dar.

Verbundprojekt Pflanzenkammer

ICG-2 (Chemie der Belasteten Atmosphäre)

ICG-5 (Radioagronomie)

ICG-6 (Biotechnologie-3)

Im *Verbundprojekt Pflanzenkammer* werden biochemische Stoffzyklen und der anthropogene Einfluß auf diese Zyklen untersucht. Die Vegetation beeinflusst die Spurenstoffzusammensetzung der bodennahen Atmosphäre. Das gilt sowohl für die Spurenstoffe, die in der Troposphäre zur photochemischen Ozonbildung beitragen, als auch für Ozon selbst.

Beitrag des ICG-7

- Untersuchungen zum Eintrag von Katalysatormetall-Emissionen (Pt, Rh, Pd) in die Umwelt
- Aufklärung von Verteilung, Umwandlung und Verbleib dieser Fahrzeug-Emissionen in terrestrischen Umweltproben der Bio-, Hydro- und Pedosphäre
- Ermittlung der Katalysatormetall-Immissionen durch Naß- und Trockendepositionsmessungen an ausgewählten Standorten mit unterschiedlicher Verkehrsbelastung

Infolge der Ozonaufnahme durch Pflanzen kommt es in den Pflanzen zu schädigenden Wirkungen, und das Wachstum wird vermindert. Für die Vereinigten Staaten von Amerika werden die Ernteeinbußen, die durch die heute vorkommenden Ozonkonzentrationen hervorgerufen werden, auf 3 Milliarden US\$ jährlich geschätzt. Andererseits ist die Aufnahme durch die Vegetation in der unteren Troposphäre eine der wichtigsten Senken für Ozon.

Bei hohen Konzentrationen werden Stickoxide, die als Katalysator bei der Ozonbildung wirken, von der Vegetation aus der Troposphäre aufgenommen. Unter Reinluftbedingungen findet eine Abgabe statt. Für flüchtige organische Verbindungen (VOC) ist die Vegetation global gesehen die Hauptquelle. Da die VOC den Brennstoff bei der photochemischen Ozonbildung darstellen, ist die Vegetation auch indirekt an der Ozonbildung in der Troposphäre beteiligt. Derzeit sind quantitative Erkenntnisse über die Bedeutung der Abgabe flüchtiger organischer Verbindungen durch Pflanzen bei der Ozonbildung noch nicht vorhanden.

STE (Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung)

Die STE entwickelt im Rahmen des BMBF-Projektes *IKARUS* ein Instrumentarium zur Analyse von Strategien zur Minderung energiebedingter Klimagasemissionen. Die Analyse kann sowohl auf der volkswirtschaftlichen Ebene, wo die Wechselwirkungen des Verkehrssektors mit den übrigen Sektoren der Volkswirtschaft berücksichtigt werden, als auch detaillierter innerhalb des Verkehrssektors erfolgen. Für die Untersuchungen stehen computerbasierte Modelle zur Verfügung, mit denen die Zusammenhänge zwischen Verkehrsnachfrage, den zur Deckung der Nachfrage zur Verfügung stehenden Maßnahmen und den resultierenden Endenergieanforderungen und Emissionen sowie den Kosten dargestellt werden. Von den Emissionen werden zur Zeit CO₂, CO, NO_x, SO₂, CH₄, NO₂ und NMHC bilanziert. Innerhalb des Verkehrsprogramms der KFA gibt das *IKARUS*-Projekt Antworten auf bestimmte vorgegebene Reduktionsstrategien wie Verkehrsvermeidung, Geschwindigkeitsbegrenzungen, Verlagerung von

Beiträge des Verbundprojektes Pflanzenkammer (ICG-2, ICG-5 und ICG-6)

- Untersuchungen zur Aufklärung und Beschreibung von Vorgängen an der Phasengrenze *Atmosphäre-Biosphäre* unter definierten Bedingungen in Klimakammern
- Aufklärung der Mechanismen des Austauschs von Spurenstoffen – insbesondere von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffverbindungen – zwischen Vegetation und Atmosphäre
- Untersuchung des Einflusses der Vegetation auf die Ozonbilanz in der Troposphäre

Nutzfahrzeugen auf die Schiene und andere Strategien – zum Beispiel Veränderung der Fahrzeugflotte und Einführung von Sparfahrzeugen.

IEV (Institut für Energieverfahrenstechnik)

Die Arbeiten des IEV beinhalten die Entwicklung von Energieumwandlungssystemen mit hohem Wirkungsgrad und geringen Schadstoffemissionen. Im Bereich des *Niedertemperatur-Brennstoffzellen*-Programms werden Energieumwandlungsketten für Brennstoffzellensysteme in mobilen

Anwendungen analysiert, verfahrenstechnische Komponenten zur An-Bord Wasserstofferzeugung aus Methanol entwickelt und getestet sowie Membran-Elektroden-Einheiten für Polymer-Elektrolyt-Membran-Brennstoffzellen entwickelt, hergestellt und getestet. Es werden Bilanzdaten für Emissions- und Energieströme mobiler Energieumwandlungssysteme für Pkw mit Niedertemperatur-Brennstoffzelle und bordeigener Brenngaserzeugung erarbeitet. Diese Emissionsdaten müssen in regionale Verkehrsmodelle eingebaut und für den Bereich der bodennahen Troposphäre luftchemisch und umweltrelevant bewertet werden.

Beitrag der STE

- Analyse der Energienutzung und ihre Wirkung auf die Umwelt
- detaillierte Untersuchungen des Bereichs *Verkehr* bei vorgegebenen Reduktionsstrategien
- Zeitabhängige dynamische Betrachtungsweisen
- Aggregation von Einzeltechnikinformationen zu Repräsentativtechniken
- Datenbank

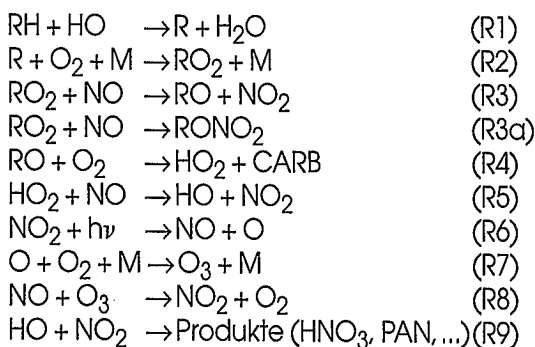
Beitrag des IEV

- Entwicklung von Komponenten emissionsarmer Pkw-Antriebssysteme: Niedertemperatur-Brennstoffzellen und Brenngas-Erzeugungssysteme auf der Basis von Methanol
- Analyse von Antriebssystemen für den Straßenverkehr
- Test von Wasserstofferzeugungseinheiten in Kombination mit Brennstoffzellen unter Einschluß von Emissions- und Energiebilanzierungen
- Diskussion der Ergebnisse mit der deutschen Automobilindustrie und im Rahmen des *IEA Implementing Agreement 026 "Fuel Cells"*

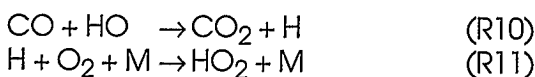
ANHANG B

Photochemische Ozonbildung

Die troposphärische Ozonproduktion verläuft in einer komplizierten Abfolge von Einzelreaktionen, deren Zusammenwirken hier noch einmal detailliert dargestellt werden soll. Erste Ansätze zur Aufklärung dieses Mechanismus stammen von HAAGEN-SMIT (1952), der sich zu Beginn der 50er Jahre mit der Problematik der im *Los-Angeles*-Bekken erstmals auftretenden photochemischen Smogbildung beschäftigte. Die Photooxidation von Kohlenwasserstoffen (RH) und CO in Gegenwart von NO_x ist in generalisierter Form anhand der Reaktionen R1 – R9 dargestellt:



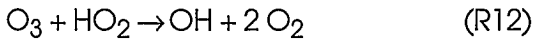
Im ersten Reaktionsschritt wird ein Kohlenwasserstoff (RH) oxidiert, wobei zwei Ozon-Moleküle und eine Carbonyl-Verbindung gebildet werden. Der schrittweise Abbau dieser Carbonyl-Verbindung bis hin zum CO liefert weitere Ozonmoleküle. Das CO selbst wird auf folgendem Weg aus der Atmosphäre entfernt:



Dabei sorgt R5 auch hier für die Rezyklierung der HO-Radikale; über R6 und R7 entstehen weitere Beiträge für die photochemische Ozonproduktion.

Flüchtige organische Substanzen (VOCs) und CO bilden den notwendigen "Brennstoff" für die troposphärische Ozonbildung. Sind in dieser Luftmasse gleichzeitig hinreichend hohe Stickoxidkonzentrationen vorhanden (wie es in städtischer Umgebung immer der Fall ist), so kommt deren katalytische Wirkung bei der Ozonbildung zum Tragen: Die Stickoxide sorgen für die notwendige Rezyklierung der Radikale (R5), so daß die Oxidationskapazität der Luftmasse (d. h. ihre Fähigkeit, VOCs aus der Luftmasse zu entfernen) erhalten bleibt. Der Ablauf dieser Prozesse ist allerdings an die Sonnenstunden des Tages geknüpft, da sich nur am Tag ein schnelles photostationäres Gleichgewicht zwischen O_3 , NO_2 und NO ausbildet (R6 – R8).

Die kritische Rolle der herrschenden Stickoxidkonzentrationen bei der troposphärischen Ozonbildung wird deutlich anhand des Vergleichs der Verhältnisse in belasteten Gebieten und in maritimen Reinluftgebieten. Während es in belasteten Gebieten bei genügender Sonneneinstrahlung immer zu einer Ozonproduktion kommt, können die gleichen photochemischen Prozesse unter Reinluftbedingungen sogar zu einer Ozonzerstörung führen. Verantwortlich dafür ist die langsam ablaufende Reaktion von Ozon mit HO_2 -Radikalen, wobei ein OH-Radikal und zwei Sauerstoffmoleküle gebildet werden.



Während in städtischen Gebieten mit hohen NO-Konzentrationen dieser Reaktionspfad für die sich ausbildenden Ozonkonzentrationen nur von untergeordneter Bedeutung ist, gewinnt dieser Abbauweg bei niedrigen NO-Konzentrationen immer mehr an Gewicht gegenüber der Reaktion von HO_2 mit NO (R5). Da R12 im Gegensatz zu R5 zu einer realen Ozonzerstörung führt, beschreibt das Verhältnis der Terme $(k_{12}(\text{O}_3))/(k_5(\text{NO})) \approx 1$ jenen kritischen Bereich, in dem die Ozonbildung in eine Ozonzerstörung umschlägt. Die zugehörige NO-Konzentration wurde von CRUTZEN (1979) zu etwa 10 ppt abgeschätzt (den Brennstoff bilden in diesen Gebieten langlebige VOCs wie Methan und CO). Damit liegt diese NO-Konzentration um ca. 3 Größenordnungen niedriger als die typischen NO-Konzentrationen städtischer Gebiete. Tatsächlich werden für weite Bereiche maritimer Reinluftgebiete NO-Konzentrationen von weniger als 10 ppt gemessen (KLEY *et al.* 1981, CHAMEIDES/DAVIS 1989, ROHRER/BRÜHNING 1992), so daß, auf globaler Skala betrachtet, die photochemische Ozonproduktion hauptsächlich auf die industrialisierten Festlandbereiche beschränkt sein sollte.

Literatur

CHAMEIDES, W./ DAVIS, D. D. (1989)
"Ozone precursors and ozone photochemistry over Eastern North Pacific during the spring of 1984 based on the NASA GTE/CITE 1 airborne observations",
Journal of Geophysical Research 94, No. D7, 9799 – 9808

CRUTZEN, P. J. (1979)
"The role of NO and NO_2 in the chemistry of the troposphere and stratosphere",
Annual Review of Earth and Planetary Sciences 7, S. 443 – 472

KLEY, D. *et al.* (1981)
"Tropospheric profiles of NO_x ",
Journal of Geophysical Research 86, C4, 3153 – 3161

ROHRER, F./BRÜHNING, D. (1992)
"Surface NO and NO_2 Mixing Ratios Measured between 30° N and 30° S in the Atlantic Region",
Journal of Atmospheric Chemistry 15, 253 – 267

Resultate aus Smogkammerexperimenten und Modellkalkulationen

HESS *et al.* (1992a, 1992b, 1992c) konnten in einer Reihe von Smogkammerexperimenten mit realistischen VOC- und NO_x -Konzentrationen zeigen, daß die O_x -Bildung in der Nähe der Quellen zunächst linear mit der einwirkenden solaren Strahlung ($\int J \, dt$) verläuft.

$$\Delta \text{O}_x \propto \int J \, dt$$

Die verwendete Zusammensetzung des VOC- und NO_x -Mixes entsprach dabei weitgehend der von Automobilabgas. Die von HESS *et al.* gewählten Versuchsbedingungen (Untersuchung des tageszeitlichen Verhaltens eines realistischen VOC- und NO_x -Mixes unter Sonneneinstrahlung) simulieren näherungsweise den typischen Tagesgang der Emissionen in einem Ballungsgebiet mit einer Verkehrsspitze am frühen Morgen und der ablaufenden Photochemie über den Tag. Anhand von Untersuchungen mit unterschiedlichen VOC-Gemischen konnte gezeigt werden, daß der Proportionalitäts-

faktor zwischen der über den Tag einwirkenden solaren Strahlung und der ablaufenden O_x -Bildung durch die Konzentration und genaue Zusammensetzung des jeweiligen Kohlenwasserstoff-Mixes (gewichtet nach Reaktivität) gegeben ist.

$$\Delta O_x = (VOC) \int J \, dt$$

Dazu zählen natürlich auch die entstandenen Abbauprodukte der Kohlenwasserstoffoxidation, insbesondere Formaldehyd. Diese Substanz wird sowohl direkt emittiert als auch photochemisch gebildet und spielt bei der photochemischen Ozonproduktion eine erhebliche Rolle (KERN 1995). Aus den Ergebnissen der Smogkammerexperimente von HESS *et al.* kann gefolgert werden, daß in der Nähe der Quellen die O_x -Bildung (neben der Limitierung durch den zur Verfügung stehenden Brennstoff) nur durch das Ausmaß der vorhandenen Strahlung begrenzt wird (Strahlungslimitierung der O_x -Bildung).

Die O_x -Konzentrationen wachsen aber natürlich nicht unbegrenzt an, sondern werden durch die Verfügbarkeit des Katalysators (NO_x) limitiert. Die atmosphärische Verweilzeit des NO_x ist deutlich niedriger als die mittlere Lebensdauer der vorhandenen Kohlenwasserstoffe. Andererseits ist der O_x -Anstieg jeweils begrenzt auf die Sonnenstunden eines Tages, und der tägliche Maximalwert des Integrals $\int J \, dt$ ist eine Funktion der geographischen Lage (d. h. abhängig vom Breitengrad) des Meßortes.

Diese Zusammenhänge wurden mit einem chemischen Boxmodell

(Euro-RADM) (STOCKWELL/KLEY 1994) für verschiedene Ausgangsverhältnisse $(VOC)_0/(NO_x)_0$ modelliert (GEISS/KLEY 1995). Dabei nahmen die Autoren an, daß in den Ballungsgebieten die Emissionen des Straßenverkehrs die dominierende Quelle der Ozon-Vorläufersubstanzen darstellen. Bei der Festlegung der Ausgangsverhältnisse $(VOC)_0/(NO_x)_0$ und der jeweiligen Zusammensetzung des VOC-Mixes für die Modelläufe verwendeten sie Literaturdaten (BAILEY/SCHMIDL/WILLIAMS 1990) zum Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen unter verschiedenen Betriebsbedingungen. Tatsächlich spielt der Verkehr die dominierende Rolle bei der Emission der Ozon-Vorläufer, ist aber keineswegs als einziger Emittent zu betrachten. Trotzdem stellt dieser Ansatz aus verschiedenen Gründen eine recht gute Näherung dar. Erstens kann für städtische Gebiete angenommen werden, daß hier die Abgasemissionen des Straßenverkehrs einen höheren Anteil der Ozon-Vorläufersubstanzen als im Mittel für ganz Deutschland besitzen (dies gilt zumindest für jene Ballungsgebiete, in denen keine erdölverarbeitenden Industrien angesiedelt sind). Zweitens wird durch die Vernachlässigung der Benzinverdampfung des fahrenden und ruhenden Verkehrs für die hier interessierenden $(VOC)_0/(NO_x)_0$ -Ausgangsverhältnisse lediglich ein unterer Grenzwert angenommen, der sich bei Berücksichtigung auch dieser Prozesse allenfalls erhöhen würde. Drittens ist dieser Ansatz gerechtfertigt angesichts der Tatsache, daß die heute vorliegenden Emissionskataster hinsichtlich der Kohlenwasserstoff-Konzentrationen und ihrer spezifischen Zusammensetzung

bislang sehr ungenau und lückenhaft sind. Im folgenden sollen nur die wesentlichen Ergebnisse referiert werden:

- Der O_x -Anstieg während einer Sommersmogepisode ist in Quellnähe (und für kleine $\int J dt$ -Werte) zunächst proportional zum Integral der solaren Strahlung.
- Die Steigung $\Delta O_x / \int J dt$ hängt vom Ausgangsverhältnis $(VOC)_0 / (NO_x)_0$ ab. Ein größeres Verhältnis ist verbunden mit einem schnelleren O_x -Anstieg. Für ein größeres Verhältnis werden höhere O_x -Maximalwerte gefunden.
- Der O_x -Anstieg wird begrenzt durch die Verfügbarkeit des Katalysators NO_x (die Lebensdauer für NO_x ist geringer als die mittlere Lebensdauer der Kohlenwasserstoffe). Dies äußert sich in einem Abknicken der Steigung auf den Wert Null, d. h., der O_x -Anstieg kommt zum Erliegen (NO_x -Limitierung des O_x -Anstiegs).
- Das Ausgangsverhältnis $(VOC)_0 / (NO_x)_0$ beeinflusst auch das zeitliche Verhalten der O_x -Produktion. Bei höherem Ausgangsverhältnis stellt sich eine höhere Gleichgewichtskonzentration an Radikalen ein, die zu einem schnelleren Abbau von NO_2 durch die Radikalreaktion (9) führt. Unter diesen Bedingungen kommt die O_x -Produktion früher, d. h. bei kleineren $\int J dt$ -Werten, in die Sättigung als unter kleineren $(VOC)_0 / (NO_x)_0$ -Verhältnissen. Dieses Resultat der Modelluntersuchungen steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Smogkammerexperimente (vergl. Abb. 3.5).

Anhand dieser prinzipiellen Zusammenhänge lassen sich auch die tendenziellen Auswirkungen der beiden denkbaren Ozon-Reduktionsstrategien diskutieren:

- Die Favorisierung einer VOC-Reduktion würde in den Ballungsgebieten zu einer langsameren lokalen O_x -Bildung führen und so zu einer Absenkung der dort auftretenden O_x -Spitzenbelastungen beitragen können. Allerdings verursacht eine selektive Reduktion von VOC-Emissionen immer auch eine Absenkung der mittleren Radikalkonzentrationen (d. h. der Oxidationskapazität der Luftmasse) und somit im gleichen Zuge eine Erhöhung der Lebensdauer für das NO_x . Damit verbunden ist verstärkter Transport des NO_x aus den Quellregionen in die umgebenden ländlichen Gebiete, so daß in diesen Gebieten mit zuvor niedrigen lokalen NO_x -Konzentrationen ein erheblicher Anstieg zu erwarten ist.
- Grundsätzlich ist bei einer selektiven NO_x -Reduktion in erster Linie mit positiven Effekten für die umgebenden ländlichen Gebiete zu rechnen, da sie tendenziell durch Begrenzung der O_x -Bildung infolge NO_x -Limitierung zu einer stärkeren räumlichen Begrenzung der Gebiete mit starken O_x -Anstiegen auf die Quellregionen führt. Die genauen Auswirkungen einer Favorisierung der NO_x -Reduktion für die Ballungsgebiete sind hingegen erheblich schwieriger zu bewerten als im Falle der VOC-Reduktion. Im Rahmen der hier verwendeten Modellvorstellungen hätte eine selektive Reduktion von NO_x bei

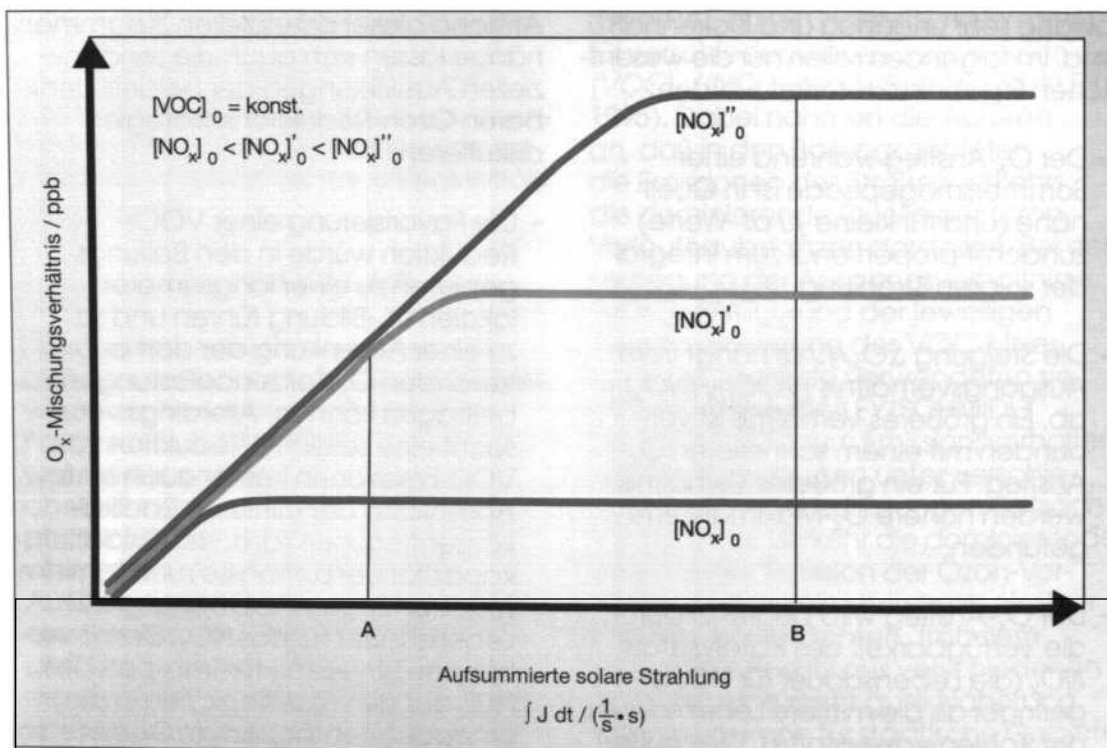


Abb. B.1: Schematische Darstellung des O_x -Anstiegs für unterschiedliche $(NO_x)_0$ -Konzentrationen bei konstantem $(VOC)_0$ als Funktion des Integrals der solaren Strahlung $\int J dt$. Für kleine Werte von $\int J dt$ wird der O_x -Anstieg allein durch die Anfangssteigung bestimmt (d. h. vom Ausgangsmix der Kohlenwasserstoffe $(VOC)_0$) und ist unabhängig von $(NO_x)_0$. Allerdings sorgt die herrschende NO_x -Konzentration für ein unterschiedlich schnelles Abknicken der Anfangssteigung. Eine selektive Absenkung der NO_x -Konzentration z. B. von $(NO_x)_0''$ auf $(NO_x)_0'$ sorgt für ein früheres Abknicken der Steigung hinein in den Bereich der NO_x -Limitierung des O_x -Anstiegs. Dies führt aber nur dann zu einer O_x -Reduktion, wenn der Maximalwert von $\int J dt$ den Wert von (B) erreicht und nicht nur den Wert von (A). Weitere Erläuterungen im Text.

konstanter VOC-Konzentration in Quellnähe zunächst keinen Effekt auf den O_x -Anstieg. Die Steigung der Geraden $((O_x/\int J dt)$, d. h. der Anstieg von O_x bezüglich der aufsummierten solaren Strahlung $\int J dt$, hängt hier

nur von der Ausgangskonzentration des VOC-Mixes ab). Allerdings kommt der O_x -Anstieg bereits für kleinere $\int J dt$ -Werte als zuvor zum Stillstand. In Abb. B.1 sind die möglichen Effekte einer selektiven

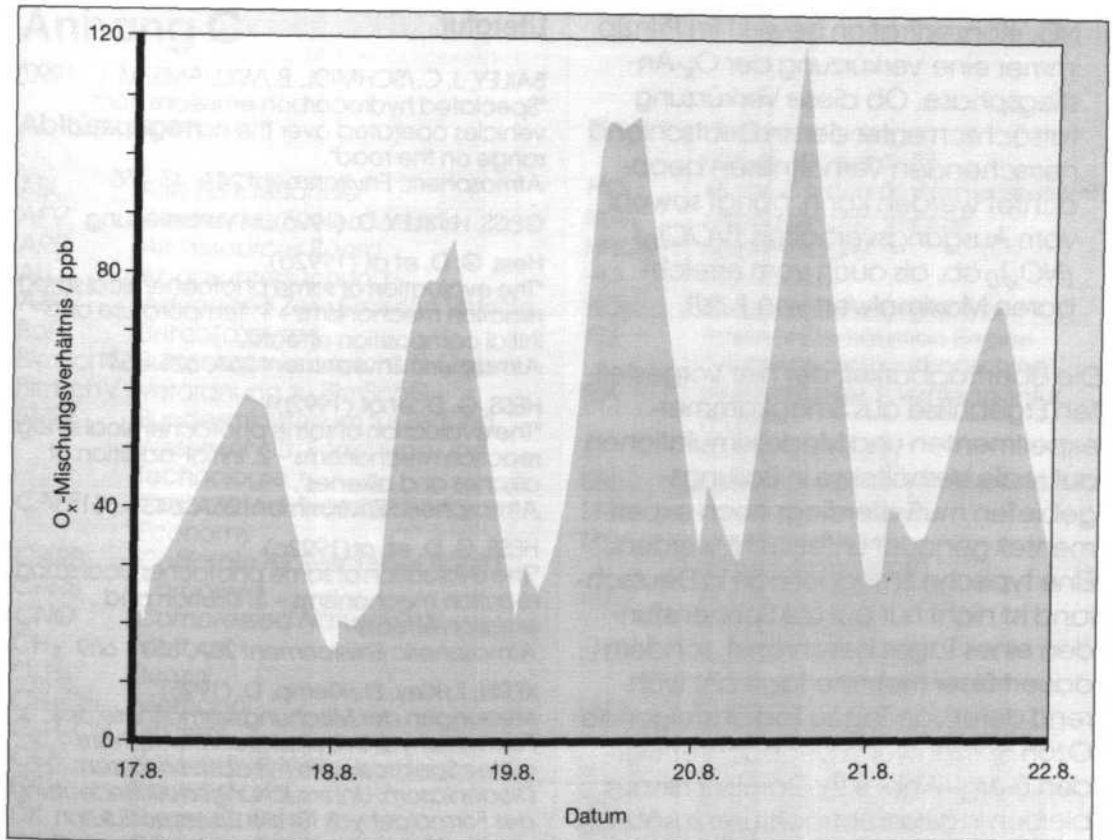


Abb. B.2: Zeitliche Entwicklung der O_x -Konzentration ($O_x = O_3 + NO_2$) während einer typischen Sommersmogepisode in Deutschland (Heilbronn, 19. 8. bis 24. 8 1992). Eine anhaltende Hochdruckwetterlage mit eingeschränktem Austausch läßt die Spitzenwerte der O_x -Konzentration von Tag zu Tag ansteigen. Die Smogepisode findet ihr Ende am 24. 8. durch Änderung der Großwetterlage (Durchzug einer Kaltfront).

NO_x -Reduktion bei konstanter VOC-Konzentration schematisch dargestellt: Wenn der Maximalwert von $\int J dt$ beim Punkt A liegt, dann hat eine Absenkung der NO_x -Konzentration keinen Einfluß auf die nachmittags auftretenden O_x -Spitzenwerte (also für hohe $\int J dt$ -Werte). Eine spürbare Absenkung der nach-

mittäglichen O_x -Spitzenwerte würde erst erreicht bei einer Reduktion der NO_x -Konzentration von $(NO_x)_0''$ auf $(NO_x)_0$. Erreicht der Maximalwert von $\int J dt$ dagegen den Punkt B, dann wird der O_x -Anstieg vermindert bereits durch Absenkung der NO_x -Konzentration von $(NO_x)_0''$ auf $(NO_x)_0'$. Eine selektive Reduktion der

NO_x -Konzentration bewirkt im Prinzip immer eine Verkürzung der O_x -Anstiegsphase. Ob diese Verkürzung tatsächlich unter den in Deutschland herrschenden Verhältnissen beobachtet werden kann, hängt sowohl vom Ausgangsverhältnis $(\text{VOC})_0/(\text{NO}_x)_0$ ab, als auch vom erreichbaren Maximalwert von $\int J \, dt$.

Die Übertragbarkeit der hier vorgestellten Ergebnisse aus Smogkammerexperimenten und Modellsimulationen auf reale Verhältnisse in Ballungsgebieten muß allerdings noch experimentell genauer untersucht werden. Eine typische Smogperiode in Deutschland ist nicht nur auf die Sonnenstunden eines Tages beschränkt, sondern dauert über mehrere Tage an, während derer von Tag zu Tag ansteigende Ozon-Spitzenwerte beobachtet werden (vergl. Abb. B.2). Darüber hinaus bleiben in dieser Betrachtung zusätzlich stattfindende Transportprozesse von Ozon und seinen Vorläufern unberücksichtigt. Auf der anderen Seite deuten die Resultate aber auf einige prinzipielle Zusammenhänge hin, die auch in den realen Smogzenarien erkennbar sein müßten.

Literatur

- BAILEY, J. C./SCHMIDL, B./WILLIAMS, M. L. (1990)
 "Speciated hydrocarbon emissions from vehicles operated over the normal speed range on the road",
Atmospheric Environment 24A, 43 – 55
- GEISS, H./KLEY, D. (1996), in Vorbereitung
- Hess, G. D. *et al.* (1992a)
 "The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 1. Temperature and initial composition effects",
Atmospheric Environment 26A, 625 – 641
- HESS, G. D. *et al.* (1992b)
 "The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 2. Initial addition of alkanes and alkenes",
Atmospheric Environment 26A, 643 – 651
- HESS, G. D. *et al.* (1992c)
 "The evaluation of some photochemical smog reaction mechanisms – 3. Dilution and emission effects",
Atmospheric Environment 26A, 653 – 659
- KERN, T./Kley, D./Klemp, D. (1995)
Messungen der Mischungsverhältnisse des Formaldehyds in belasteter Atmosphäre mittels Spektroskopie mit abstimmbaren Diodenlasern. Untersuchungen zur Bedeutung des Formaldehyds für die Ozonproduktion aus Kfz-Abgasen.
 Berichte des Forschungszentrums Jülich GmbH, JÜL-3143
- STOCKWELL, W. R./KLEY, D. (1994)
The EURO-RADM mechanism. A gas-phase chemical mechanism for European air quality studies.
 Berichte des Forschungszentrums Jülich, JÜL-2868

Anhang C

Abkürzungen

ABL	Alte Bundesländer	GH ₂	Gaseous Hydrogen (Druck-Wasserstoff)
AFV	Alternative Fueled Vehicle	HC	Hydro Carbon (Kohlenwasserstoff)
ARB	Air Resources Board	HEV	Hybrid Electric Vehicle
AU	Abgasuntersuchung	HNO ₃	Salpetersäure
AZEV	Advanced Zero Emission Vehicle	HO	HO-Radikal
BaP	Benzo(a)pyren	HO ₂	Einfachstes Peroxyradikal
BImSchG	Bundesimmissionsschutz-Gesetz	ICE	Internal Combustion Engine (Verbrennungskraftmaschine)
BImSchV	Verordnung zu BImSchG	IEA	Internationale Energieagentur (Paris)
BMBF	Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie	J	Sonnenstrahlung
CAFE	Corporated Average Fuel Economy	LAI	Länderausschuß Immissionsschutz
CARB	California Air Resources Board	LEV	Low Emission Vehicle
CARB	Carbonyle	LH ₂	Liquid Hydrogen (Flüssig-Wasserstoff)
CNG	Compressed Natural Gas	LNG	Liquified Natural Gas (Flüssig-Erdgas)
CH ₄	Methan	LPG	Liquified Petrol Gas (Flüssiggas: Propan/Butan)
C ₆ H ₆	Benzol	M85	Methanol (85 % Methanol, 15 % Benzin)
CH ₃ OH	Methanol	M100	Methanol (100 % Methanol)
C ₂ H ₅ OH	Ethanol	MIR	Maximum Incremental Reactivity
CO	Kohlenmonoxid	Mio	Millionen
CO ₂	Kohlendioxid	MTBE	Methyl-Tertiär-Butyl-Ether
DK	Diesel-Kraftstoff	NaOH	Natriumhydroxyd
DK-R	Diesel-Kraftstoff mit rapsöl- stämmigen Komponenten	Nfz	Nutzfahrzeug
DWD	Deutscher Wetterdienst	NGV	Natural Gas fueled Vehicle
E85	Ethanol (85 % Ethanol, 15 % Benzin)	NMHC	Non Methane Hydrocarbon
E100	Ethanol (100 % Ethanol)	NMOG	Non Methane Organic Gases
ECE-R-15	Europäischer Stadtfahrzyklus für Pkw	NO _x	Stickoxide
EPA	Environmental Protection Agency	NO _y	Höher oxidierte Stickstoffverbindungen mit Oxidationsstufe > 1
ETBE	Ethyl-Tertiär-Butyl-Ether	NO _z	NO _z = NO _y - NO _x ; nicht mehr aktive Spezies, hauptsächlich aus HNO ₃ bestehend
EU	Europäische Union	NO ₂	Stickstoffdioxid
EUDC	Extra Urban Driving Cycle	N ₂ O	Lachgas
EUK	Energieumwandlungskette	NRC	National Research Council
EV	Electric Vehicle	OBD	Onboard-Diagnose
EZEV	Equivalent Zero Emission Vehicle	OH	Radikale
CHOH	Formaldehyd	OBP	Ozonbildungspotential
FC	Fuel Cycle	OK	Otto-Kraftstoff
FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoff	O ₃	Ozon
FFC	Full Fuel Cycle	O _x	O _x = O ₃ + NO ₂
FLT	Fluoranthren		
FTP-75	Federal Test Procedure (Fahrzyklus USA bei 75 °F)		

PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PAN	Peroxiacetylnitrat
Pkm	Personenkilometer
Pkw	Personenkraftwagen
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PME	Pflanzenölmethylester
PM10	Staub mit einer Korngröße kleiner 10 µm
POCP	<i>Photo-Chemical Ozone Creation Potential</i>
PÖ	Pflanzenöl
ppb	parts per billion (1 Teil Spurenstoff bezogen auf 1 Milliarde (10 ⁹) Teile Luft)
ppm	parts per million (1 Teil Spurenstoff bezogen auf 1 Million (10 ⁶) Teile Luft)
ppt	parts per trillion (1 Teil Spurenstoff bezogen auf 1 Billion (10 ¹²) Teile Luft)
PYR	Pyren
RAF	<i>Reactivity Adjustment Factor</i>
RFG	<i>Reformulated Gasoline</i>
RME100	Rapsölmethylester (100 %)
RO	Alkoxiradikal
RO ₂	Peroxyradikal
ROG	<i>Reactive Organic Gas</i>
UBA	Umweltbundesamt (Berlin)
UV-Anteil	ultravioletter Anteil des Sonnenlichts
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Düsseldorf)
SHED	<i>Sealed Housing for Evaporative Emissions Determination</i> (amerikanische Verdunstungsfestprozedur)
StVZO	Straßenverkehrszulassungsordnung
SO ₂	Schwefeldioxid
SR	Spezifischen Reaktivität
TA Luft	Technische Anleitung Luft
TLEV	<i>Transitional Low Emission Vehicle</i>
tkm	Tonnenkilometer
ULEV	<i>Ultra Low Emission Vehicle</i>
UMK	Umwelt-Minister-Konferenz
VDA	Verband der Automobilindustrie (Frankfurt/Main)
VOC	<i>Volatile Organic Compounds</i> (flüchtige organische Gase)
ZEV	<i>Zero Emission Vehicle</i>

Institute und Programmgruppen des Forschungszentrums Jülich

	Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre
ICG-2	Chemie der Belasteten Atmosphäre
ICG-3	Atmosphärische Chemie
ICG-5	Radioagronomie
ICG-6	Biotechnologie-3
ICG-7	Angewandte Physikalische Chemie
IEV	Institut für Energieverfahrenstechnik
STE	Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung

Definitionen

Bilanzgrenzen für Emissionen

tail-pipe-emissions
Emissionen beim Betrieb eines Fahrzeugs

fuel cycle emissions
Emissionen bei der Kraftstoffbereitstellung

full (or total) fuel cycle emissions
Emissionen bei der Kraftstoffbereitstellung und beim Betrieb eines Fahrzeugs

life cycle emissions
Emissionen bei der Kraftstoffbereitstellung und bei der Herstellung, beim Betrieb, der Rezyklierung und der Entsorgung eines Fahrzeugs

Spurengasgemische

Die europäischen Emissionsstandards für Straßenfahrzeuge berücksichtigen bis heute ohne weitere Differenzierung lediglich summarisch "Kohlenwasserstoff-Verbindungen" **HC** (*hydrocarbons*) einschließlich Methan. Diese Festlegung wird in der vorliegenden Arbeit übernommen. Einzige Ausnahme hiervon bildet das Zitat UBA (1995) (Tab. 4.1), das Kohlenwasser-

stoff-Verbindungen ohne Methan NMHC (*non methane hydrocarbons*) anstelle von HC berücksichtigt.

Die amerikanischen Emissionsstandards für Straßenfahrzeuge berücksichtigen "organische Gase ohne Methan" **NMOG** (*non methane organic gases*). Diese NMOG setzen sich zusammen aus *nicht-oxidierten* NMHC (mit zwölf oder weniger Kohlenstoffatomen) und allen *oxidierten* HC (Alkohole, Ketone, Aldehyde, Äther). Diese Festlegung für NMOG wird hier ebenfalls übernommen.

In der *Luftchemie* wird die Gesamtheit der NMOG (ohne CO) als "flüchtige organische Gase" **VOC** (*volatile organic compounds*) bezeichnet. In dieser Arbeit werden die Begriffe NMOG und VOC gleichbedeutend, aber fachspezifisch unterschiedlich angewendet. Diese Unterscheidung wird bewußt beibehalten, weil die beiden Begriffe auch in der entsprechenden weiterführenden Fachliteratur unterschiedlich vorgefunden werden.

Mischungsverhältnisse und Konzentrationen

Bei luftchemischen Betrachtungen ist es gebräuchlich, Anteile von Spurenstoffen in Luft als *Mischungsverhältnisse* in *parts per million* (ppm) oder *parts per billion* (ppb) anzugeben, um die chemische Wertigkeit

der Spurenstoffe richtig zu berücksichtigen. Dagegen werden bei technischen Anwendungen in Richtlinien Dichten betrachtet und Spurenstoffe in Luft üblicherweise als *Konzentrationen* in den Einheiten mg/cm³ oder µg/m³ angegeben (siehe Kap. 2).

Für einen Spurenstoff z (mit dem Molekulargewicht mol_z) in Luft (L) gilt die Umrechnung von ppm in µg/m³:

$$1 \text{ ppm}_z = \left(\frac{\text{mol}_z}{g} \right) \times \frac{1000,0}{22,4} \frac{\mu g_z}{m^3_L} \quad \text{bei } 25^\circ \text{ C und } 1013 \text{ hPa.}$$

Troposphärisches Ozon

Als *Reaktivität* wird die Abbaugeschwindigkeit eines bestimmten **VOC-Mixes** durch HO-Radikale bezeichnet.

Als *Ozonbildungspotential* wird das Vermögen der Ozonbildung eines bestimmten **VOC-NO_x-Mixes** – bei einer bestimmten Zusammensetzung der VOC und bei einem bestimmten Verhältnis VOC/NO_x und in Abhängigkeit von NO_x und weiteren Rückkopplungsmechanismen – bezeichnet.

Abweichend hierzu bezeichnen CARTER (1991, 1994) und McNAIR *et al.* (1994) das Ozonbildungspotential von VOC als deren *Reaktivität* (siehe Kap. 4 und Kap. 6).

Emissionsstandards im Straßenverkehr für Benzin-Pkw aus Serienproduktion

USA			Emissionen g/km			
Jahr	Zyklus	Kategorie	CO	NO _x	NMOG	CHOH
1995	FTP	TLEV _(15%)	2,1	0,25	0,15	0,01
1998	FTP	LEV _(48%)	2,1	0,12	0,047	0,01
		ULEV _(2%)	1,1	0,12	0,025	0,005
		ZEV _(2%) ¹⁾	0,0	0,0	0,0	0,0
2003	FTP	LEV _(75%)	2,1	0,12	0,047	0,01
		ULEV _(15%)	1,1	0,12	0,025	0,005
		ZEV _(10%)	0,0	0,0	0,0	0,0
		EZEV _(ARB) ²⁾	0,106	0,012	0,0025	³⁾

FTP-75: Standard-Fahrzyklus USA, Werte nach 50000 Meilen

Kategorien:

TLEV *Transitional Low Emission Vehicle*

LEV *Low Emission Vehicle*

ULEV *Ultra Low Emission Vehicle*

ZEV *Zero Emission Vehicle Emission*

einschl. Emissionen einer Kraftstoffheizung (Betrieb bei < 4 °C);
für Hersteller > 35000 Pkw/a in Kalifornien

EZEV *Equivalent Zero Emission Vehicle* – siehe ⁵⁾

%-Angabe: Anteil aller vom Hersteller im Jahr angebotenen Pkw

¹⁾ 2 %-ZEV-Regelung für 1998 wurde Ende März 1996 ausgesetzt. Statt dessen Einführung von AZEV ab 1998 (siehe Kap. 5, Fußnote 1)

²⁾ Vorschlag des CARB für Kalifornien (Juli 1995)

³⁾ Formaldehyd in NMOG enthalten

Anmerkung: Die Fahrzyklen FTP (USA) und ECE (EU) sind nicht mit einander vergleichbar !

Europa			Emissionen g/km			
Jahr	Zyklus	Kategorie	CO	NO _x	VOC	CHOH
1996/97	ECE	2. Stufe	2,2	0,5 ¹⁾ ²⁾		./.
1999/2000	ECE	3. Stufe	1,5	0,2 ¹⁾ ²⁾		./.
		UBA ³⁾	2,2	0,14	0,05	./.

ECE-R15: Fahrzyklus der Europäischen Union (siehe Abb. 4.1)

¹⁾ Kohlenwasserstoffe (HC)

²⁾ Kohlenwasserstoffe und Stickoxide als Summe

³⁾ Vorschlag des UBA (April 1995)

⁴⁾ Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMHC)

Anmerkung: Die Fahrzyklen FTP (USA) und ECE (EU) sind nicht mit einander vergleichbar !

Stichwortverzeichnis

Abgas		
Diagnose, onboard	53	
Dreistufenplan	43	
Grenzwerte, Nfz	45	
Grenzwerte, Pkw	44	
Schadstoffreduzierung (Maßnahmen, Konzepte)	65	
Antriebe, neue Biokraftstoffe	67	
Energieumwandelungspfade ..	72	
Brennstoffzellen für Transport	86	
CO		
cold-Standard	54	
Elektrooxidation	83	
Problem bei PEFC	84	
Definitionen		
Bilanzgrenzen für Emissionen ..	136	
Spurengasgemische	136	
Reaktivität, Ozonbildungs- potential	137	
Elektro-Fahrzeug	74 ff	
Batterie	75, 77	
Brennstoffzelle	76	
Emissionen		
anthropogene	7, 17	
nach Bereichen	6	
Bilanzgrenzen	136	
CO, cold-Standard	54	
Energieumwandelungsketten ..	97, 99, 100	
NO ₂	17	
Nutzfahrzeuge	5	
Pkw	5, 103, 105	
Standards (Europa und USA) ..	53, 55, 138	
(LEV, TLEV, ULEV, ZEV, EZEV)		
Verkehrsträger	8	
Energieträger, neue	67	
Erdgas, Flüsslgas, Methanol, Biokraftstoffe	69 ff	
Stoffdaten	68	
Energieumwandelungsketten	95 ff	
Dieselantrieb	99	
Elektroantrieb	100	
Ottoantrieb	97	
Energieverbrauch	97, 99, 100	
Fahrverbot	49, 50	
Fahrzyklus		
Europa	43, 52	
USA	52	
FIGE-Studie	49	
Genauigkeit von Messungen	39	
Geschwindigkeits- beschränkung	50, 51	
Gesetzgebung		
BlmSchG § 40 a-e	48	
BlmSchG § 40.1	47	
BlmSchG § 40.2	47	
Sommersmog-Verordnung	49	
Gubristunnel	24 ff	
Handbuch für Emissionen des Straßenverkehrs	7	
HO-Radikale	21 ff	
Immissionen		
Katasterkarten	13	
Messungen	13 ff	
Internet-Adressen		
CARB (Information)	75	
VDI (Katasterkarten)	13	
Kohlenwasserstoffe		
Einfluß auf Ozonbildung	25	
Messung, Meßstationen	25, 30	
Konzentrationen	11, 137	
Kraftstoff		
Absatz	7	
Verbrauch, CAFE	54	
Los Angeles	17, 128	
Methanol		
Energieflußdiagramm	85	
Reformierung	79	
Wasserstofferzeugung	80	
Meßgrenzen von Messungen	39	
Mischungsverhältnisse	11, 137	
Montsouris	12	
Niedertemperatur- Brennstoffzelle	77	
Elektromotor	76	
Energieflußdiagramm	85	
PEFC	82	
System	77	
Wasserstoff, Methanol	76	

$O_x = O_3 + NO_2$	21, 129 ff	Schadstoffe	
als Funktion der solaren		regionale Verteilung	15
Strahlung.....	26	sekundäre	7 ff
Ozon		Toxizität	7 ff
Abnahme (Titration).....	21	verkehrsbedingte.....	7
Bildung	9 ff, 128 ff	(siehe auch:	
(siehe: Ozon-Maschine, Stick-		Emissionen, Immissionen)	
stoffdioxid, Kohlenwasserstoffe)		Schadstoffreduzierung	
Bildungspotential		Katalysator, beheizbar	66
("Reaktivität").....	23, 54, 57,	Kohlenwasserstoff-Adsorber ...	66
	59, 104	motorinterne, motorexterne	
Grenz-, Schwellen-,		Maßnahmen.....	65
Vorsorgewerte.....	1, 11	Smog	
Grenzbetrachtungen.....	30	(siehe: Sommersmog)	
Maschine	19, 21 ff	Smogkammer-Experimente	29
MIR-Skala	54, 56	Resultate	129
Modelle.....	30 ff	Sommersmog	
Boxmodelle	31	Episoden	17 ff
Chemie- und Transport-		Spurenstoffe	
modelle	34	Einheiten, Umrechnungen.....	11, 137
Gitterweite, Einfluß.....	37	Mischungsverhältnisse und	
Resultate.....	129	Konzentrationen.....	137
Überprüfung.....	37 ff	Spurengase.....	5
Meßstationen	12, 14	Spurengasgemische	136
Montsouris.....	12	Stickstoffdioxid.....	21 ff
POCP.....	58, 60 ff	katalytische Eigenschaften	23
Produktion		(siehe auch:	
(siehe: Ozon-Maschine)		Ozon-Vorläuferstoffe)	
RAF-Faktoren.....	57, 59	Titration (siehe: Ozon-Abnahme)	
Reduktionsszenarien	29	Invarianz gegenüber Titration	
Smogkammerexperimente....	129 ff	(siehe: O_x)	
Spitzenkonzentrationen.....	17	Treibhauseffekt	2
troposphärisches	17 ff, 137	TÜV-Studie	51
Verteilung in der Atmosphäre	10, 12, 14	VOC	
Vorläuferstoffe.....	17, 19	Bildung / Abbau.....	21 ff
PEFC		Wichtung.....	24 ff
CO-Problem	84	VOC/NO _x -Verhältnis.....	21 ff
Strom/Spannungs-Verhalten..	82, 84	Wasserstoff	
photochemisches Alter		Ausbeute bei Reformierung ...	80
der Luft	28	Erzeugung (aus Elektrolyse)	87
Querempfindlichkeiten		Erzeugung (aus Methanol)	79, 80
von Messungen.....	39	Speicherung	88, 89
Reformer	80	Verbrennungsmotor	87, 90
Repräsentativität von			
Modellergebnissen.....	37		

Monographien des Forschungszentrums Jülich

- 1 Pharmakologische Untersuchungen in vitro –
Alternativen zum Tierversuch
E. Weber (Hrsg.) (1990)
- 2 Ozon in Deutschland
Die Belastung durch Ozon in ländlichen Gebieten
im Kontext der neuartigen Waldschäden
D. Kley, H. Geiss, T. Heil, Ch. Holzapfel (1990)
- 3 Risiko-Konzepte
Risiko-Konflikte
Risiko-Kommunikation
H. Jungermann, B. Rohrmann und P.M. Wiedemann (Hrsg.) (1990)
- 4 Energiequellen und Energietechnik
M. Pollermann, W. Litzow (1991)
- 5 Neue Energieträger für den Verkehr
Methanol und Alkoholgemische
B. Höhle (1991)
- 6 Computergestütztes "Molecular Modelling"
Alternativen zum Tierversuch
E. Weber (Hrsg.) (1991)
- 7 Information und Kommunikation
in der naturwissenschaftlich-technischen Forschung
Haben wir die richtigen Bibliothekskonzepte?
E. Lapp, W. Neubauer (1992)
- 8 Fortschritte in der Energietechnik für eine wirtschaftliche,
umweltschonende und schadensbegrenzende Energieversorgung
K. Kugeler, H. Neis, G. Ballensiefen (Hrsg.) (1993)
- 9 Die CO₂-Problematik
Sachverhalte, Zusammenhänge, Hypothesen, Argumente
herausgegeben von H. Neis (1993)
- 10 Das Klimasystem unserer Erde
Ch. Holzapfel (1994)
- 11 Ohne Energie geht nichts
M. Pollermann, W. Litzow (1995)
- 12 Der Schutz der Meere in der internationalen Politik
Nachhaltige Entwicklung und die Ozeane
W. Fischer (1995)

- 13 Computergestützte Analyse energiebedingter Klimagasreduktionsstrategien
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 1 „Modelle“
J.-Fr. Hake, R. Heckler, Ch. Holzapfel, P. Jagodzinski, H. Kollmann,
W. Kuckshinrichs, P. Markewitz, D. Martinsen, D. Müller, M. Walbeck
(voraussichtlich 1995)
- 14 IKARUS-Datenbank – Ein Informationssystem zur technischen,
wirtschaftlichen und umweltrelevanten Bewertung von Energietechniken
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 2 „Datenbank“
H.-J. Laue, K.-H. Weber, J.W. Tepel
(voraussichtlich 1995)
- 15 Fossile Energieträger und erneuerbare Energiequellen
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 3 „Primärenergie“
J. Diekmann, M. Horn, P. Hrubesch, B. Praetorius, F. Wittke, H.-J. Ziesing (1995)
- 16 Energieumwandlungstechniken als Elemente von Minderungsstrategien
energiebedingter Klimagasemissionen
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 4 „Umwandlungssektor“
U. Fahl, D. Herrmann, A. Voß (1995)
- 17 Energieverbrauchsstrukturen im Sektor Haushalte
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 5 „Haushalte und Kleinverbraucher“,
Sektor „Haushalte“
S. Kolmetz, L. Rouvel (1995)
- 18 Energieverbrauchsstrukturen im Sektor Kleinverbraucher
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 5 „Haushalte und Kleinverbraucher“,
Sektor „Kleinverbraucher“
S. Kolmetz, L. Rouvel, G. Bressler, W. Megele, H. Bradke, E. Jochem, D. Köwener,
M. Patel (1995)
- 19 Hauptbericht Industrie – Energieeffizienzpotentiale, Produktstrukturwandel
und Produktionsentwicklungen bis 2020
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 6 „Industrie“
H. Bradke, W. Eichhammer, E. Jochem, M. Patel
(voraussichtlich 1995)

Monographien des Forschungszentrums Jülich

- 20 Klimagasrelevante Energie- und Kostenstrukturen im Straßen-, Schienen-, Schiffs- und Luftverkehr
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 7 „Verkehr“
J. Brosthaus, R. Kober, W.-R. Müller, H. Waldeyer (1995)
- 21 Querschnittstechniken – Sektor und branchenübergreifende Techniken zur Energieumwandlung
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 8
„Querschnittstechniken“
H. Schaefer, V. Schäfer (1995)
- 22 Vereinbarungen zum Klimaschutz – das Verifikationsproblem
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Abschlußbericht Teilprojekt 9 „Verifikation“
W. Fischer, H.-J. Hoffmann, W. Katscher, U. Kotte, W.-D. Lauppe, G. Stein (1995)
- 23 Energiestrategien für den Klimaschutz in Deutschland – Das IKARUS-Instrumentarium
IKARUS. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
Zusammenfassender Abschlußbericht
H.-J. Hoffmann, W. Katscher, G. Stein
(voraussichtlich 1995)
- 24 IKARUS. Instruments for Greenhouse-Gas Reduction Strategies
Summary
by H.-J. Hofmann, W. Katscher, G. Stein
(voraussichtlich 1995)
- 25 Agreements on Climate Protection – The Verification Problem
IKARUS. Instruments for Greenhouse-Gas Reduction Strategies
Final Report Subproject 9 "International Greenhouse Gas Verification"
by W. Fischer, H.-J. Hoffmann, W. Katscher, U. Kotte, W.-D. Lauppe, G. Stein (1995)
- 26 Verkehrsemissionen und Sommersmog
B. Höhle, P. Biedermann, D. Klemp, H. Geiß (1996)

ISBN 3-89336-188-X