



Forschungszentrum Karlsruhe
Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 6062

Luftschadstoffemissionen aus Feuerungsanlagen

J. Seier

Institut für Angewandte Thermo- und Fluidodynamik
Projekt Schadstoff- und Abfallarme Verfahren

April 1998

Forschungszentrum Karlsruhe

Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 6062

Luftschadstoffemissionen aus Feuerungsanlagen*

J. Seier

Institut für Angewandte Thermo- und Fluidodynamik
Projekt Schadstoff- und Abfallarme Verfahren

*Von der Fakultät Energietechnik der Universität Stuttgart
genehmigte Dissertation

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
1998

Als Manuskript gedruckt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe
Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)
ISSN 0947-8620

Luftschadstoffemissionen aus Feuerungsanlagen

Übersicht

Durch die Verbrennung fossiler oder biogener Brennstoffe in Feuerungsanlagen wird ein breites Spektrum an Luftschadstoffen freigesetzt, die die Umwelt in verschiedenartiger Weise beeinträchtigen können. Um effiziente Handlungsmöglichkeiten zur Reduzierung der Umweltbeeinträchtigungen aufzeigen zu können, muß die Menge der freigesetzten Luftschadstoffe möglichst exakt und detailliert bekannt sein.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit besteht in der Entwicklung und Anwendung von Modellen zur Ermittlung entsprechender Emissionsdaten für die Quellgruppe der Feuerungsanlagen. Betrachtet werden die Schadstoffe SO_2 , NO_x , CO , VOC , BaP und Hg . Um die Emissionsdaten für atmosphärische Ausbreitungs- und chemische Umwandlungsmodelle verwenden und damit z. B. die Bildung von bodennahem Ozon untersuchen zu können, müssen die Daten eine räumliche Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ und eine zeitliche Auflösung von einer Stunde aufweisen. Ferner müssen die VOC -Emissionen stofflich aufgegliedert werden. Um die Emissionsdaten außerdem dazu verwenden zu können, Bereiche mit großem Minderungspotential zu identifizieren, müssen die Daten differenziert nach Sektoren und Brennstoffen ermittelt und ausgewiesen werden.

Neben der Betrachtung der aktuellen Emissionssituation soll eine systematische Untersuchung von Szenarien zur zukünftigen Entwicklung der Emissionen möglich sein, in die verschiedene Annahmen zur Implementierung von Emissionsminderungsmaßnahmen einfließen. Damit wird eine wichtige Voraussetzung zur Identifizierung effizienter Luftreinhaltestrategien geschaffen.

Die vorliegende Arbeit beginnt mit der Darstellung einiger Grundlagen über die Entstehung von Luftschadstoffen. Anschließend werden die wichtigsten verfügbaren Modelle zur Ermittlung der Emissionen aus Feuerungsanlagen gegenübergestellt und auf die Verwendbarkeit der Emissionsdaten hin untersucht. Dabei werden erheblich Defizite deutlich, die Auslöser zur Entwicklung eigener Modelle sind. Die selbst entwickelten Modelle enthalten weitreichende methodische Verbesserungen und Erweiterungen hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Ergebnisse und der flexiblen Einsatzmöglichkeiten für unterschiedliche Schadstoffe, Gebiete und Zeiträume.

Der anwendungsorientierte Teil dieser Arbeit umfaßt die Bereitstellung einer Emissionsdatenbasis für Baden-Württemberg in den Jahren 1992 und 2005. Emissionsfaktoren für das Jahr 2005 werden aus dem derzeitigen Stand der Minderungstechnik abgeleitet. Dabei werden ein Trendszenario und ein Szenario entworfen, für das zusätzliche Initiativen des Gesetzgebers und der Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden zur Emissionsminderung angenommen werden.

Um die Möglichkeit zur Einschätzung der Zuverlässigkeit der berechneten Emissionsdaten zu geben, werden die Ursachen von Unsicherheiten während der einzelnen Schritte der Emissionsberechnung diskutiert. Gleichzeitig werden Verbesserungsmöglichkeiten für zukünftige Emissionsberechnungen aufgezeigt. Um die Plausibilität der berechneten Daten zu überprüfen, werden Vergleiche zwischen den eigenen Ergebnissen und den Ergebnissen anderer Autoren bzw. Meßergebnissen angestellt.

Air Pollutant Emissions from Firing Installations

Abstract

The combustion of fossil and biogenic fuels in firing installations causes emissions of a wide range of air pollutants which can damage environment in different ways. To reduce environmental damage emission data have to be known as exact and as detailed as possible.

The aim of this report is to develop and apply models to calculate emissions caused by firing installations. The following air pollutants are regarded: SO₂, NO_x, CO, VOC, BaP and Hg. As emission data shall be used as input data for atmospheric dispersion and chemical transformation models, they have to be calculated with a spatial resolution of 1×1 km² and a temporal resolution of one hour. VOC-emissions have to be calculated as emissions of several substances or substance groups. To identify source groups with a high emission reduction potential emission data have to be disaggregated into data for different sectors and fuels.

Apart from current emission data future emission data can be calculated with the models developed in this report making different assumptions about the implementation of emission control devices. Future emission data are an important tool needed to develop efficient strategies to improve air quality.

The current report starts with the description of mechanisms of air pollutant production. Afterwards, existing emission models are compared. As they do not provide emission data as exact and detailed as needed, improved models are developed in this report. They include methodical progresses and can be used much more flexibly to investigate different areas, episodes and pollutants than earlier models.

The models are applied to set up an emission data base for the federal state of Baden-Württemberg in the years 1992 and 2005. For the year 2005 two different scenarios are regarded, one representing a steady-state-scenario, the other including assumptions on tightening legal regulations. Emission factors for the scenarios are derived from the state of the art of emission control technology.

To enable the reader to assess the quality of emission data sources of uncertainties while calculating emission data are discussed. In addition to that, possible improvements for the emission models are shown. For different reasons, they could not be implemented, yet. To show the reliability of the emission data calculated within this report they are compared to emission data of other authors and to measured data, respectively.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	VII
1 Einleitung	1
2 Entstehung von Luftschadstoffen	9
2.1 Luftschadstoffe aus Brennstoffverunreinigungen	9
2.2 Produkte unvollständiger Verbrennung	9
2.3 Stickstoffoxide	10
3 Bestehende Ansätze zur Ermittlung von Emissionen	13
3.1 Berechnung der Emissionen im Programm EMEP	14
3.2 Berechnung der Emissionen im Programm CORINAIR	16
3.3 Berechnung der Emissionen im Projekt LOTOS	17
3.4 Berechnung hochaufgelöster SO ₂ - und NO _x -Emissionen in Baden-Württemberg	17
3.5 Berechnung der NMVOC-Emissionen in Österreich	19
3.6 Emissionskataster für Untersuchungsgebiete	19
3.7 Emissionsdaten des Statistischen Landesamtes	20
3.8 Zusammenfassung der Defizite bestehender Arbeiten	21
4 Modelle zur Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen	23
4.1 Rechenweg zur Ermittlung hochaufgelöster Emissionen	23
4.2 Datenbasis für Punktquellen	25
4.3 Datenbasis für Emissionsfaktoren	29
4.3.1 Emissionsfaktoren für SO ₂ , NO _x , CO und VOC	29
4.3.2 Emissionsfaktoren für Hg	32
4.3.3 Emissionsfaktoren für BaP	32
4.4 Emissionen im Sektor Haushalte	33
4.4.1 Berechnung des Energieträgereinsatzes zur Raumwärmebereitstellung mit der Gebäudetypenmethode	33
4.4.2 Berechnung jährlicher Emissionen pro Gemeinde	37
4.4.3 Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen	38
4.4.3.1 Bestimmung von Jahresgängen	39
4.4.3.2 Bestimmung von Tagesgängen	41
4.4.3.3 Bestimmung gemeindebezogener Temperaturdaten	44
4.4.3.4 Gleichungen zur Zeitauflösung	47
4.5 Emissionen im Sektor Industrie	48
4.5.1 Der lineare Indikatoransatz zur Bestimmung des Brennstoffeinsatzes pro Gemeinde	49
4.5.2 Abgleich zwischen Punkt- und Flächenquellen	52
4.5.3 Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen	53
4.5.3.1 Bestimmung von Jahresgängen	54
4.5.3.2 Bestimmung von Tagesgängen	60

4.5.3.3	Gleichung zur Zeitauflösung	63
4.6	Emissionen im Sektor Kleinverbraucher	63
4.6.1	Bestimmung des Energieträgereinsatzes pro Indikatoreinheit	64
4.6.2	Berechnung der jährlichen Emissionen von Flächenquellen	67
4.6.3	Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen	70
4.6.3.1	Bestimmung von Jahresgängen	70
4.6.3.2	Bestimmung von Tagesgängen	72
4.7	Emissionen im Sektor öffentliche Kraftwerke	74
4.7.1	Bestimmung der stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung	75
4.7.2	Bestimmung des stündlichen Brennstoffeinsatzes und stündlicher Emissionen	77
4.8	Verteilung der Emissionen von Flächenquellen auf Rasterzellen	78
5	Szenarioannahmen für die Emissionen im Jahr 2005	83
5.1	Energieszenario für das Jahr 2005	84
5.1.1	Annahmen und Ergebnisse des Energieszenarios	84
5.1.2	Weitergehende Annahmen für den Sektor Haushalte	89
5.1.3	Weitergehende Annahmen für den Sektor Kleinverbraucher	89
5.1.4	Weitergehende Annahmen für den Sektor Industrie	90
5.1.5	Weitergehende Annahmen für den Sektor öffentliche Kraftwerke	90
5.2	Emissionsminderungsmaßnahmen bei Feuerungsanlagen	91
5.2.1	Maßnahmen zur SO ₂ -Minderung	91
5.2.1.1	Brennstoffentschwefelung	92
5.2.1.2	Zugabe von Trockenadditiven	93
5.2.1.3	Sekundäre Maßnahmen	93
5.2.2	Maßnahmen zur NO _x -Minderung	94
5.2.2.1	Primärmaßnahmen	95
5.2.2.2	Sekundäre Maßnahmen	97
5.2.3	Maßnahmen zur CO- und VOC-Minderung	98
5.2.3.1	Verbesserung der Feuerungstechnik bei Öl- und Gasfeuerungen	98
5.2.3.2	Verbesserung der Feuerungstechnik bei Feuerungen für Festbrennstoffe	99
5.2.4	Maßnahmen zur Hg-Minderung	102
5.3	Szenarien für die Emissionsfaktoren im Jahr 2005	102
5.3.1	Feuerungsanlagen im Sektor Haushalte	103
5.3.2	Feuerungsanlagen im Sektor Kleinverbraucher	106
5.3.3	Feuerungsanlagen im Sektor Industrie	107
5.3.3.1	Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der GFAVO	108
5.3.3.2	Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft	110
5.3.4	Feuerungsanlagen im Sektor Kraftwerke	113
5.3.5	Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand im Jahr 2005	114
6	Darstellung und Analyse der Ergebnisse der Emissionsberechnung	117
6.1	Quellgruppenbezogene Darstellung der jährlichen Emissionen	118
6.1.1	Jährliche NO _x - und SO ₂ -Emissionen	119

6.1.2	Jährliche CO-, VOC-, Benzol- und Aldehyd-Emissionen	120
6.1.3	Jährliche Hg-Emissionen	121
6.1.4	Jährliche BaP-Emissionen	122
6.2	Darstellung und Analyse der räumlichen Verteilung der jährlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen	123
6.2.1	Räumliche Verteilung der jährlichen NO _x -, SO ₂ - und Hg-Emissionen aus Feuerungsanlagen	123
6.2.2	Räumliche Verteilung der jährlichen CO-, VOC- und BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen	128
6.3	Darstellung und Analyse der zeitlichen Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen	133
6.3.1	Saisonal und tagtypbedingte Schwankungen der Emissionen	134
6.3.2	Stündliche Emissionen in zwei ausgewählten Wochen	138
6.4	Emissionen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung	142
6.5	Quellgruppenbezogene Darstellung der jährlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005	146
6.6	Räumliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005	149
6.7	Zeitliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005	152
7	Unsicherheiten der Emissionsdaten	155
7.1	Möglichkeiten zur Verifizierung von Emissionsdaten	155
7.1.1	Messung der Emissionen an den Schadstoffquellen	155
7.1.2	Immissionsmessungen	157
7.1.3	Theoretische Betrachtungen zur Unsicherheit von Emissionsdaten	157
7.2	Ursachen und qualitative Beurteilung der Unsicherheiten	158
7.2.1	Unsicherheiten jährlicher Emissionsdaten für Baden-Württemberg	159
7.2.2	Unsicherheiten räumlich verteilter Werte	162
7.2.3	Unsicherheiten zeitlich aufgelöster Werte	165
7.2.4	Zusammenfassende Darstellung der Ursachen von Unsicherheiten	167
7.3	Vergleich von Emissionsdaten verschiedener Herkunft	168
7.3.1	Vergleich kreisbezogener Jahreswerte für SO ₂ und NO _x	169
7.3.2	Vergleich zeitlich aufgelöster Werte	171
8	Zusammenfassung und Ausblick	173
	Literaturverzeichnis	181

Abkürzungsverzeichnis

Formelsymbole und Indizes - Großbuchstaben

B	Index für eine Industriebranche
Br	Index für einen Brennstoff
E	Energieeinsatz
E _{tr}	Index für einen Energieträger
F	energiebezogener Emissionsfaktor
Fl	Index für Flächenquellen
G	Gradtagszahl
I	Index für den Winter
Koch	Index für das Kochen
L	Index für eine Rasterzelle von 1×1 km ²
L'	Index für eine Rasterzelle von 50×50 m ²
M	Emissionen
N	Nettoproduktionsindex
O	Index für den Sommer
P	Index für eine Punktquelle
Q	Index für ein Quartal
R _{a,d}	Element eines Jahresgangs für das Jahr a am Tag d = Verhältnis des Energiebedarfs am Tag d des Jahres a zum mittleren täglichen Energiebedarf
R _{d,h}	Element eines Tagesgangs für den Tag d zur Stunde h = Verhältnis des Energiebedarfs zur Stunde h am Tag d zum mittleren stündlichen Energiebedarf
RWB	Index für die Raumwärmebereitstellung
S	Index für einen Schadstoff
Ü	Index für die Übergangsjahreszeit
V	Index für eine Verbrauchergruppe im Sektor Kleinverbraucher
W	Wärmebedarf
WWB	Index für die Warmwasserbereitstellung
<u>Z</u>	Matrix mit der Anzahl der Gebäude pro Typ

Formelsymbole und Indizes - Kleinbuchstaben

a	Index für das Jahr
d	Index für einen Tag im Jahr, d = 1, ..., l
el	Index für die elektrische Leistung
g	Index für eine Gemeinde
h	Index für eine Stunde am Tag, h = 1, ... , 24
k	Korrekturfaktor
l	Länge eines Jahres in Tagen (365 oder 366)
t _d	Tagesbewertungsziffer für den Tag d
th	Index für die thermische Leistung (Feuerungswärmeleistung)
w	Wichtungsfaktor für Rasterzellen (abgeleitet aus Landnutzungsdaten)
z _{ij}	Elemente der Matrix <u>Z</u>

Formelsymbole und Indizes - Griechische Buchstaben

α	Konstante in einer linearen Gleichung
β	Koeffizient der Gradtagszahl in einer linearen Gleichung
γ	Koeffizient des Produktionsindex in einer linearen Gleichung
Δ	Differenz zweier Größen
λ	Luftzahl

Physikalische Einheiten

a	Jahr (Zeiteinheit)
°C	Grad Celsius (Temperatureinheit)
d	Tag (Zeiteinheit)
GJ	Gigajoule = 10^9 J (Energieeinheit)
h	Stunde (Zeiteinheit)
ha	Hektar = 10.000 m ² (Flächeneinheit)
J	Joule (Energieeinheit)
K	Kelvin (Einheit der absoluten Temperatur)
kg	Kilogramm (Masseneinheit)
km	Kilometer (Längeneinheit)
kt	Kilotonnen (Masseneinheit)
kW	Kilowatt (Leistungseinheit)
m	Meter (Längeneinheit)
mg	Milligramm (Masseneinheit)
MJ	Megajoule = 10^6 J (Energieeinheit)
m _N ³	Normkubikmeter (Volumeneinheit)
MW	Megawatt = 10^6 Watt (Leistungseinheit)
PJ	Petajoule = 10^{15} J (Energieeinheit)
ppm	parts per million (Volumenanteile)
t	Tonnen (Masseneinheit)
TJ	Terajoule = 10^{12} J (Energieeinheit)

Sonstige Abkürzungen

a. n. g.	anders nicht genannt
BaP	Benzo-(a)-Pyren
Besch.	Beschäftigte(r)
1. BImSchV	Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Kleinf Feuerungsanlagenverordnung)
3. BImSchV	Dritte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Schwefelgehalt von leichtem Heizöl und Dieselkraftstoff)
4. BImSchV	Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen)
11. BImSchV	Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Emissionserklärungsverordnung)
17. BImSchV	Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe)
5. BImSchVwV	Fünfte Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
bzw.	beziehungsweise
CaO	Calciumoxid, ungelöschter Kalk
CaCO ₃	Calciumcarbonat, Kalkstein
Ca(OH) ₂	Calciumhydroxid, Kalkmilch
CaSO ₄ · 2 H ₂ O	Gips
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
d. h.	das heißt
Einw.	Einwohner
et al.	et alii
EU	Europäische Union
EVS	Energieversorgung Schwaben
EVU	Energieversorgungsunternehmen
GFAVO	Großfeuerungsanlagenverordnung (Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes)
GuD	Gas- und Dampfprozeß
H ₂	Wasserstoff
HCl	Chlorwasserstoff
HCN	Cyan-Wasserstoff
Heizöl EL	Heizöl extra leicht
Heizöl S	schweres Heizöl
HF	Fluorwasserstoff
Hg	Quecksilber
HgCl ₂	Quecksilberchlorid
HKW	Heizkraftwerk
H ₂ O	Wasser
i. a.	im allgemeinen
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung

LKW	Lastkraftwagen
N ₂	Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NMVOG	Nicht-Methan-VOC
N ₂ O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NO _x	Summe von Stickstoffmonoxid NO und Stickstoffdioxid NO ₂ , gerechnet als NO ₂
O ₂	Sauerstoff
o. g.	oben genannt
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
RADM	regional acid deposition model chemical mechanism
SCR	selektive katalytische Reduktion
SNCR	selektive nichtkatalytische Reduktion
SO ₂	Schwefeldioxid
sog.	sogenannten
sonst.	sonstige
s. S.	siehe Seite
SWM	Szenario weiterführender Maßnahmen
SYPRO	Systematik der Wirtschaftszweige für das Produzierende Gewerbe
Tab.	Tabelle
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz)
TAV	Trocken-Additiv-Verfahren
TÜV	Technischer Überwachungsverein
TWS	Technische Werke der Stadt Stuttgart
u. a.	unter anderem
UN-ECE	United Nations Economic Commission for Europe
usw.	und so weiter
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Komponenten)
WHG	Wirtschaftshauptgruppen
z. B.	zum Beispiel

1 Einleitung

Durch die Verbrennung fossiler oder biogener Brennstoffe in Feuerungsanlagen wird ein breites Spektrum an Luftschadstoffen freigesetzt, die Schädigungen der menschlichen Gesundheit, der Vegetation und von Materialien hervorrufen können. Besondere Bedeutung haben die Schadstoffe Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x), die nach ihrer Deposition zur Versauerung von Gewässern und Böden führen können und mitverantwortlich für die neuartigen Waldschäden gemacht werden. Die Minderung der SO_2 - und NO_x -Emissionen ist seit Ende der 70er Jahre ein zentrales Anliegen der Luftreinhaltepolitik.

Seit Ende der 80er Jahre und verstärkt seit Anfang der 90er Jahre gewinnen darüber hinaus Kohlenmonoxid (CO) und die Gruppe der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC, Volatile Organic Compounds) in der wissenschaftlichen und öffentlichen Diskussion über die Luftreinhaltung an Bedeutung. Aus Feuerungsanlagen werden diese Stoffe emittiert, wenn die Verbrennung unvollständig verläuft. Während sommerlicher Hochdruckwetterlagen und in Verbindung mit NO_x tragen die VOC und CO zur Bildung von Ozon in bodennahen Luftschichten bei (Sommersmog). Einige VOC sind außerdem direkt gesundheitsschädlich. So wird Benzol als eindeutig krebserzeugend eingestuft (/DFG 1994/), während Aldehyde nach /Englert 1992/ Atemwegserkrankungen hervorrufen können.

Insbesondere bei der Verbrennung von Festbrennstoffen in Kleinf Feuerungen werden neben den schon genannten Schadstoffen erhebliche Mengen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) emittiert. Diese Stoffe werden infolge ihrer teilweise kanzerogenen Wirkung seit Beginn der 90er Jahre als Problem für die Luftreinhaltung erkannt (/Angerer et al. 1990/, /Orthofer, Vesely 1992/, /Schäfer 1994/).

Ebenfalls seit Beginn der 90er Jahre gewinnen die Emissionen an Schwermetallen an Bedeutung (/Angerer et al. 1990/, /Jockel, Hartje 1991/, /Schäfer 1994/), die in festen Brennstoffen und schwerem Heizöl in Spuren enthalten sind und bei der Verbrennung freigesetzt werden. Zum Teil können sie erhebliche Gesundheitsbeeinträchtigungen hervorrufen.

Um von den Emissionen in einem bestimmten Gebiet auf die dortige Luftschadstoffbelastung zu schließen, müssen die atmosphärische Ausbreitung der Schadstoffe nach dem Verlassen der Kaminöffnungen sowie mögliche chemische Umwandlungen berücksichtigt werden. Dazu können Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle eingesetzt werden, die die Konzentrationen der Schadstoffe (Immissionen) in der Außenluft liefern. Die Kenntnis der Immissionen erlaubt eine direkte Beurteilung der Luftqualität. Alternativ zur modellgestützten Ermittlung der Immissionen können Immissionsmessungen durchgeführt werden.

Bei der Verwendung von Ausbreitungs- und Umwandlungsmodellen unterscheidet man je nach Größe des zu untersuchenden Gebiets unterschiedliche Modelle. Für sehr kleinräumige Gebiete (Durchmesser bis zu 2 km) verwendet man mikroskalige Modelle. Gebiete mit Durchmessern zwischen 2 km und 2000 km werden mit mesoskaligen Modellen

untersucht. Für großräumige Gebiete (Durchmesser über 2000 km) stehen makroskalige Modelle zur Verfügung (vgl. /Orlanski 1975/). Der mesoskalige Bereich wird weiter unterteilt in α -mesoskalig (Durchmesser zwischen 2 km und 20 km), β -mesoskalig (Durchmesser zwischen 20 km und 200 km) und γ -mesoskalig (Durchmesser zwischen 200 km und 2000 km). Für die Ozonmodellierung hat der β -mesoskalige Bereich die höchste Bedeutung. In diesem Bereich können orographische Besonderheiten wie Tallagen von Ortschaften noch erfaßt werden, die zu problematischen Situationen für die lokale Luftqualität führen können. Zum anderen können nichtlineare Prozesse bei der Bildung von Photooxidantien wie Ozon oder Peroxyacetylnitrat (PAN) simuliert werden.

Sämtliche Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle benötigen Emissionsdaten als Eingangsgrößen. Die Anforderungen an die Emissionsdaten unterscheiden sich aber je nach Modell erheblich. Für β -mesoskalige Modelle werden Emissionsdaten in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ und einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde benötigt. Weiterhin müssen die VOC-Emissionen in hoher stofflicher Aufgliederung ermittelt werden. Erst dadurch können sie zur Simulation der Bildung von Photooxidantien verwendet werden.

Liegen entsprechende Emissionsdaten für ein bestimmtes Gebiet vor, können die Immissionen in diesem Gebiet mit Hilfe von Ausbreitungs- und Umwandlungsmodellen flächendeckend ermittelt werden. Hierin liegt ein wesentlicher Vorteil der Berechnung gegenüber der Messung von Immissionen. Immissionsmessungen können üblicherweise nur für einzelne Punkte erfolgen. Lediglich in Einzelfällen sind Rastermessungen möglich, die mit einem erheblichen Aufwand verbunden sind.

Ein weiterer Vorteil von Modellrechnungen besteht in der Möglichkeit, verschiedene Emissionsminderungsmaßnahmen auf ihre Wirksamkeit zur Verbesserung der Luftqualität zu untersuchen. Dazu werden verschiedene Annahmen über die Implementierung von Emissionsminderungsmaßnahmen gemacht, und die Emissionen unter diesen Annahmen berechnet. Wendet man nun Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle auf die Emissionsdaten an, erhält man die Immissionen als Funktion der Emissionsminderung. Dadurch kann man die Emissionsminderungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zur Immissionsminderung bewerten und effiziente Luftreinhaltestrategien ableiten.

Wegen der hohen Bedeutung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionsdaten für die Luftreinhaltung wurden bereits eine Reihe von Berechnungsmodellen entwickelt. Die verfügbaren Modelle weisen allerdings, wie im folgenden gezeigt wird, Defizite auf, die eine Verwendung der Ergebnisse für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle einschränken bzw. verhindern.

Ansätze zur Bestimmung von Emissionen in räumlicher und teilweise auch zeitlicher Auflösung für Gebiete der Größe mehrerer Staaten werden von /McInnes 1996/, /Pacyna, Jörß 1991/ und /Bultjes 1992/ vorgestellt. Die räumliche Auflösung der Emissionsdaten ist allerdings sehr grob. Ferner sind die Daten mit hohen Unsicherheiten behaftet, da sehr einfache

Methoden zur Regionalisierung der Emissionen verwendet werden. Für den zeitlichen Verlauf der Emissionen werden von /Pacyna, Jörß 1991/ lediglich jahreszeitliche Schwankungen angenommen, von /Bultjes 1992/ lediglich Stufenfunktionen für jahreszeitliche sowie wochentags- und tageszeitbedingte Unterschiede des Emissionsniveaus. Damit erhält man eine zeitliche Auflösung von 12 Stunden. Szenariorechnungen werden nur von /Bultjes 1992/ durchgeführt. Ziel der Rechnungen ist die Ermittlung der Reduzierung der bodennahen Ozonkonzentrationen unter pauschalen Annahmen über die Emissionsminderung.

Eine höhere Genauigkeit weisen die Emissionsdaten auf, die in einigen Arbeiten für Untersuchungsgebiete bis zur Größe einzelner Bundesländer angegeben werden. In /Stala 1995/ werden z. B. jährliche Emissionsdaten für SO_2 , NO_x , CO und VOC für die Kreise Baden-Württembergs angegeben. Die Methoden zur Ermittlung der Emissionen lassen sich auch auf vergleichbare andere Gebiete übertragen. Auf eine zeitliche Auflösung der Emissionen wird allerdings verzichtet. Ferner werden keine Gemeindewerte angegeben und keine Szenariorechnungen vorgenommen.

Jährliche Emissionswerte in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ gehen aus den Emissionskatastern hervor, die nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz für Untersuchungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland erstellt werden müssen, in denen eine besonders hohe Luftschadstoffbelastung vorliegt. Da die Emissionen mit sehr aufwendigen Methoden rechnerisch oder durch Erhebungen bestimmt werden (vgl. z. B. /UM 1990/), ist die Datenqualität hoch. Eine flächendeckende Bestimmung von Emissionen in größeren Gebieten ist allerdings infolge des hohen Aufwandes für die Erhebungen und die Beschaffung der Eingangsdaten für die Rechenmodelle nicht möglich. Defizite an den Emissionskatastern für Untersuchungsgebiete bestehen darin, daß die Emissionen nicht in zeitlicher Auflösung ermittelt werden und keine Szenariorechnungen vorgeführt werden.

Modelle zur Bestimmung stündlicher SO_2 - und NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ für einige Episoden im Jahr 1985 werden von /Müller 1994/ vorgestellt. Die Modelle sind allerdings sehr starr an die für Baden-Württemberg für das Jahr 1985 verfügbare Eingangsdatenbasis gekoppelt. Dadurch ist die Berechnung der Emissionen für andere Gebiete nicht möglich. Zum anderen können heute verfügbare Daten wie die Ergebnisse der Großzählungen von 1987 oder die Emissionserklärungen für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen, die eine erhebliche Verbesserung der Methoden zur räumlichen Auflösung der Emissionen erlauben, nicht in die Emissionsmodelle einbezogen werden.

Mit den Modellen von /Müller 1994/ ist die Berechnung der Emissionen weiterer Schadstoffe als SO_2 und NO_x auch dann nicht zuverlässig möglich, wenn entsprechende Emissionsfaktoren zur Verfügung gestellt werden. Beispielsweise müssen zur Berechnung der Emissionen der Produkte der unvollständigen Verbrennung Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe ausführlicher untersucht und Methoden zur Abschätzung des Brennholzeinsatzes

entwickelt werden. Auf der anderen Seite ist zur Berechnung der Emissionen von Schwermetallen die anlagenscharfe Betrachtung möglichst vieler Feuerungsanlagen und der nachgeschalteten Abgasreinigungsanlagen erforderlich. Von /Müller 1994/ werden dagegen nur wenige sehr große Feuerungsanlagen als Einzelanlagen betrachtet.

Neben den Emissionen für einige Episoden im Jahr 1985 werden von /Müller 1994/ Emissionsfaktoren und Emissionen für ein Trendszenario für das Jahr 2000 vorgestellt. Es wird aber nicht darauf eingegangen, welche Emissionsminderungsmaßnahmen konkret angenommen werden. Daher ist es nicht möglich, das Trendszenario hinsichtlich der technischen Möglichkeiten einzuordnen und eigene weiterführende Szenarien darauf aufzubauen.

Eine Abschätzung der NMVOC-Emissionen (Nicht-Methan-VOC) in Österreich in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ erfolgt von /Orthofer et al. 1991/. Der Bereich der Kleinf Feuerungen wird dabei sehr ausführlich untersucht, indem die in der Literatur verfügbaren Emissionsfaktoren gegenübergestellt werden und der in offiziellen Statistiken unterschätzte Brennholzeinsatz anderweitig abgeschätzt wird. Methoden zur zeitlichen Auflösung der Emissionen werden allerdings nicht vorgestellt. Ferner fehlen Szenariorechnungen.

Vor dem Hintergrund der Defizite der bisherigen Ansätze besteht das Ziel dieser Arbeit in der Entwicklung und Anwendung von Modellen zur Ermittlung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen aus Feuerungsanlagen. Die Emissionsdaten sollen als Eingangsgrößen für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle verwendet werden können. Dazu müssen sie eine räumliche Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ und eine zeitliche Auflösung von einer Stunde besitzen. Die VOC-Emissionen müssen in hoher stofflicher Aufgliederung ermittelt werden. Die Modelle sollen so flexibel gestaltet sein, daß sie die Emissionsberechnung für variable Untersuchungsgebiete und Bezugsjahre erlauben, worunter auch Emissionsszenarien für zukünftige Bezugsjahre zu verstehen sind.

Die Anwendung der Modelle erfolgt exemplarisch zur Erstellung einer Emissionsdatenbasis für Baden-Württemberg in den Jahren 1992 und 2005. Betrachtet werden die Schadstoffe SO_2 , NO_x , CO, VOC, Quecksilber (Hg) und Benzo-(a)-Pyren (BaP). BaP hat die höchste kanzerogene Wirkung innerhalb der Gruppe der PAK und wird daher häufig als Leitsubstanz zur Beurteilung eines Gemisches an PAK verwendet (vgl. /Angerer et al. 1990/).

Unter Feuerungsanlagen werden sämtliche stationären Anlagen zur Verbrennung fossiler oder biogener Brennstoffe zusammengefaßt, d. h. Kesselfeuerungen, Lufterhitzer, Abfallverbrennungsanlagen, Gasturbinen, Prozeßfeuerungen und stationäre Verbrennungsmotoren. Dabei werden Anlagen in sämtlichen Leistungsbereichen betrachtet, deren Betreiber zu den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke gerechnet werden. Da nach der Sektorabgrenzung der Energiebilanzen der Länder der Dieseleinsatz von landwirtschaftlichen Nutzfahrzeugen und Baufahrzeugen zum Sektor Kleinverbraucher, und nicht zum Sektor Verkehr, gerechnet wird, werden die Emissionen dieser Fahrzeuge in Anlehnung an diese Sektorabgrenzung zu den Emissionen aus Feuerungsanlagen gerechnet.

Die Ermittlung der Emissionen erfolgt mit unterschiedlichen Modellen für die Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke. Um eine möglichst hohe Genauigkeit der Emissionsdaten zu gewährleisten, werden größere Feuerungsanlagen einzeln betrachtet. Dazu werden die Emissionserklärungen der Betreiber immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen ausgewertet, aus denen die jährlichen Emissionen und der jährliche Brennstoffeinsatz pro Anlage hervorgehen. Zur Bestimmung der Emissionen der restlichen Anlagen wird der Brennstoffeinsatz pro Sektor auf der Ebene von Gemeindewerten ermittelt und um den Brennstoffeinsatz der größeren Anlagen vermindert. Der verbleibende Brennstoffeinsatz wird mit energiebezogenen Emissionsfaktoren multipliziert, die verschiedenen Literaturangaben entnommen werden und zum Teil durch eigene Berechnungen ergänzt werden. Die VOC-Emissionen werden unter Verwendung dimensionsloser Splitfaktoren stofflich aufgegliedert.

Um möglichst plausible Annahmen zur Bestimmung räumlich und zeitlich aufgelöster Werte für den Brennstoffeinsatz pro Sektor machen zu können, werden die Sektoren nach verschiedenen Kriterien weiter untergliedert:

- im Sektor Haushalte werden die Raumwärmebereitstellung, die Warmwasserbereitstellung und das Kochen getrennt untersucht;
- im Sektor Industrie werden 38 Branchen unterschieden; die Brancheneinteilung orientiert sich an der Systematik der Wirtschaftszweige für das Produzierende Gewerbe (SYPRO);
- der Sektor Kleinverbraucher wird in 22 Verbrauchergruppen eingeteilt;
- im Sektor öffentliche Kraftwerke werden die Versorgungsgebiete und Kraftwerksparks einzelner Energieversorgungsunternehmen (EVU) separat betrachtet.

Die Berechnung des Brennstoffeinsatzes pro Gemeinde erfolgt z. B. für den Sektor Industrie durch die Multiplikation von Beschäftigtenzahlen pro Branche mit einem branchenabhängigen Wert für den Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem und für den Sektor Haushalte durch die Multiplikation der Wohnfläche pro Gemeinde mit dem durchschnittlichen Energiebedarf pro m² zur Raumwärmebereitstellung. Liegen Gesamtwerte für den Brennstoffeinsatz pro Sektor im gesamten Untersuchungsgebiet vor, wird überprüft, ob diese Werte gleich der Summe der berechneten Werte für die Gemeinden sind. Treten Abweichungen auf, werden die Gemeindewerte korrigiert. Zum Teil werden die Gemeindewerte auch mehrfach korrigiert. Dadurch wird eine im Vergleich zu bisherigen Ansätzen wesentlich zuverlässigere Bestimmung des gemeindebezogenen Brennstoffeinsatzes erreicht.

Um die Emissionen der Produkte unvollständiger Verbrennung zu erfassen, wird der jährliche Einsatz an Brennholz im Sektor Haushalte, der in der Energiebilanz nur unvollständig erfaßt wird, mit Hilfe der Gebäudetypenmethode zur Abschätzung des Raumwärme-

bedarfs bestimmt. Die betriebliche Verfeuerung von Holzabfällen und anderen Abfällen wird durch die Abfallerhebung für das Produzierende Gewerbe /Stala 1993/ erfaßt. Die dort gemachten Angaben werden sinngemäß auch auf Kleinbetriebe des holzbe- und -verarbeitenden Industrie übertragen, die in /Stala 1993/ nicht betrachtet werden.

Zur Bestimmung stündlicher Emissionen werden sektortypische Zeitgänge verwendet. Für den Sektor Industrie werden sie aus den Ergebnissen einer selbst durchgeführten Umfrage gewonnen. Zeitgänge für den Sektor Kleinverbraucher werden aus Werten für den stündlichen Energieverbrauch abgeleitet, die von der Forschungsstelle für Energiewirtschaft an repräsentativen Verbrauchern gemessen wurden (/Geiger 1994/, /Geiger 1989/). Damit wird ein erheblich höherer Detaillierungsgrad bei der Zeitauflösung als in bisherigen Arbeiten erreicht.

Zur modellgestützten Erfassung der stündlichen Emissionen aus Kraftwerken für beliebige Zeiträume wird zunächst die stündliche Strom- und Fernwärmeerzeugung in den Versorgungsgebieten der einzelnen EVU simuliert. Mit diesen Daten und dem Modell PROFAKO von /Hanselmann 1996/ wird der stündliche Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock bestimmt. Dabei wird die unterschiedliche Fahrweise von Grund-, Mittel- und Spitzenlastkraftwerken berücksichtigt. Aus dem modellierten Brennstoffeinsatz werden stündliche Emissionen berechnet. In Ergänzung zu dieser für beliebige Zeiträume anwendbaren Methode wurden für einen konkreten Zeitraum die Emissionen sämtlicher öffentlicher Kraftwerke in Baden-Württemberg durch eine Umfrage ermittelt.

Zur Verteilung der gemeindeweise berechneten Emissionen auf Rasterzellen von $1 \times 1 \text{ km}^2$ werden erstmalig Landnutzungsdaten einbezogen, die eine Differenzierung unterschiedlicher Rasterzellen nach der Dichte der Bebauung ermöglichen.

Um die Berechnung der Emissionen verschiedener Schadstoffe für variable Untersuchungsgebiete und Zeiträume zu ermöglichen, ist es bei der Umsetzung der Modelle in Computerprogramme erforderlich, eine flexible Haltung und Manipulation der Eingangsdaten zu gewährleisten, da sich die Eingangsdatenbasis von Fall zu Fall sowohl in ihrem Umfang als auch in ihrer Struktur ändern kann. Daher bauen die zur Emissionsberechnung entwickelten Computerprogramme auf einem flexiblen Datenhaltungs- und -manipulationskonzept auf, das im Rahmen einer Arbeitsgruppe am IER entwickelt wurde (vgl. /Kick et al. 1992/).

Im anwendungsorientierten Teil dieser Arbeit wird eine detaillierte Emissionsdatenbasis für Baden-Württemberg in den Jahren 1992 und 2005 erstellt. Für das Jahr 2005 werden ein Trendszenario und ein Szenario weiterführender Maßnahmen (SWM) entwickelt. Im Trendszenario wird davon ausgegangen, daß die derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen nur soweit verschärft werden, wie bereits beschlossen bzw. absehbar ist. Im SWM wird dagegen angenommen, daß vom Gesetzgeber und den Genehmigungsbehörden zusätzliche Initiativen ergriffen werden, die das Ziel verfolgen, einen Rückgang der Emissionen zu erreichen, der über den Rückgang im Trend hinausgeht.

Obwohl durch die Verwendung relativ aufwendiger Methoden versucht wird, möglichst zuverlässige Werte für die Emissionen zu bestimmen, bleiben einige Unsicherheiten bei der Emissionsberechnung bestehen. Die wichtigsten Ursachen von Unsicherheiten werden in dieser Arbeit zusammengestellt und in eine Rangfolge gebracht. Soweit möglich, werden die Unsicherheiten auch quantifiziert. Parallel zur Analyse der Unsicherheiten werden konkrete Vorschläge zur weiteren Verbesserung der Datenqualität gemacht, die in zukünftigen Arbeiten zur Emissionsberechnung umgesetzt werden können. Um die Plausibilität der selbst berechneten Emissionsdaten zu überprüfen, werden sie mit den Ergebnissen anderer Autoren bzw. mit Meßergebnissen von Anlagenbetreibern verglichen.

Die vorliegende Arbeit gliedert sich folgendermaßen. In Kapitel 2 werden die verschiedenen Mechanismen dargestellt, die zur Bildung der in dieser Arbeit betrachteten Luftschadstoffe führen.

Anschließend werden die verfügbaren Methoden zur Ermittlung hochaufgelöster Emissionsdaten diskutiert (Kapitel 3). Gemessen an den hohen Anforderungen β -mesoskaliger Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle weisen die Emissionsdatenbasen eine Reihe von Defiziten auf, die die Entwicklung eigener, verbesserter Emissionsmodelle nahelegen.

Die selbst entwickelten Modelle zur Bestimmung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen aus Feuerungsanlagen werden dann in Kapitel 4 dargestellt.

Gegenstand von Kapitel 5 ist die Zusammenstellung der Eingangsdaten, die zur Berechnung der Emissionen in zwei Szenarien für das Jahr 2005 benötigt werden. Im ersten Teil wird der Energieträgereinsatz für dieses Jahr abgeschätzt. Danach werden Emissionsfaktoren für die zwei Szenarien zusammengestellt.

Die Ergebnisse der Emissionsberechnung für Baden-Württemberg werden in Kapitel 6 dargestellt. Begonnen wird mit einer ausführlichen Diskussion der Ergebnisse für das Jahr 1992. Anschließend folgt ein Vergleich der Ergebnisse der Szenarioberechnungen für das Jahr 2005.

In Kapitel 7 werden die Unsicherheiten der berechneten Emissionsdaten diskutiert. Zunächst werden die Ursachen von Unsicherheiten analysiert. Dem folgt ein Vergleich der selbst erzielten Ergebnisse mit den Ergebnissen anderer Autoren.

Eine Zusammenfassung der wichtigsten Punkte dieser Arbeit und ein Ausblick auf die Anwendung der Modelle auf zum Teil völlig andere Problemstellungen erfolgt in Kapitel 8.



2 Entstehung von Luftschadstoffen

Ziel der Verbrennung fossiler und biogener Brennstoffe in Feuerungsanlagen ist die Erzeugung von Wärme durch die exotherme Oxidation des im Brennstoff gebundenen Kohlenstoffs und Wasserstoffs zu Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O). Dabei handelt es sich um die Hauptprodukte der Verbrennung. Daneben können durch Verunreinigungen des Brennstoffs oder durch unerwünschte Nebenreaktionen während des Verbrennungsprozesses verschiedene Luftschadstoffe entstehen. Weiterhin können Luftschadstoffe entstehen, wenn die Verbrennung unvollständig verläuft.

2.1 Luftschadstoffe aus Brennstoffverunreinigungen

Der mengenmäßig bedeutendste Schadstoff aus Brennstoffverunreinigungen ist SO_2 , das durch die Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Schwefels entsteht. Die Menge an gebildetem SO_2 hängt fast ausschließlich vom Schwefelgehalt des Brennstoffs ab, der bei schwerem Heizöl (Heizöl S) bis zu 2 % betragen kann. Bei der in westdeutschen Kraftwerken eingesetzten Steinkohle beträgt er im Mittel 1 %. Der Schwefelgehalt von Heizöl EL ist auf 0,2 % begrenzt und liegt im Durchschnitt etwas darunter. Erdgas enthält bei der Förderung Schwefel in Form von Schwefelwasserstoff (H_2S). Da H_2S vor der Erdgasverteilung entfernt wird, um einer Korrosion der Rohrleitungen vorzubeugen, entstehen bei der Verbrennung von Erdgas fast keine SO_2 -Emissionen. Auch Holz weist einen geringen Schwefelgehalt auf.

Als weitere Brennstoffverunreinigung treten vor allem in Kohle und Heizöl S Schwermetalle mit einem Massengehalt bis zu einigen ppm auf. Durch den Verbrennungsprozeß werden sie freigesetzt und können partikelförmig mit dem Flugstaub oder - wie Quecksilber (Hg) - dampfförmig ins Abgas gelangen. Eine weitere Quelle für Schwermetalle, die besonders für Hg mengenmäßig relevant ist, sind Abfallverbrennungsanlagen, da Haus- und Gewerbemüll quecksilberhaltige Batterien enthalten kann (vgl. /Jockel, Hartje 1991/). Diese Quelle ist allerdings infolge vermehrter Anstrengungen zum Recycling von Batterien und durch die Substitution von Hg durch weniger umweltrelevante Stoffe derzeit rückläufig.

2.2 Produkte unvollständiger Verbrennung

Einen weiteren Entstehungsmechanismus für Luftschadstoffe bildet die unvollständige Verbrennung. Darunter versteht man die mengenmäßig nicht vollständige Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Kohlenstoffs zu CO_2 , die über das Zwischenprodukt CO verläuft. Damit CO zu CO_2 aufoxidiert werden kann, muß in der Verbrennungszone

- eine Temperatur von mindestens 720 °C herrschen,
- die Verweilzeit des CO in diesem Temperaturbereich ausreichen und
- ein ausreichendes Sauerstoffangebot vorliegen.

Sind diese Bedingungen nicht erfüllt, kann CO in die Abgase gelangen. Ein lokaler Sauerstoffmangel kann auch bei einer theoretisch ausreichenden Luftzufuhr entstehen, wenn der Brennstoff nicht ausreichend mit der Verbrennungsluft vermischt wird. Die größten Schwierigkeiten bei der Vermischung von Brennstoff und Verbrennungsluft bestehen in Feuerungsanlagen für Festbrennstoffe, in die der Brennstoff stückig eingebracht wird. Diese Form der Brennstoffbeschickung ist häufig im Kleinanlagenbereich anzutreffen, weshalb Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe überdurchschnittlich hohe CO-Emissionen verursachen können. In Kleinf Feuerungen ist eine zusätzliche Erhöhung der CO-Emissionen durch die Drosselung der Verbrennungsluftzufuhr möglich, die üblicherweise zur Reduzierung der Wärmeleistung vorgenommen wird.

Neben CO können bei einer unvollständigen Verbrennung Kohlenwasserstoffe, die aus dem Brennstoff stammen oder durch dessen Zersetzung entstanden sind, die Verbrennungszone unverbrannt verlassen. In brennstoffreichen Gebieten der Verbrennungszone können aromatische Verbindungen wie Benzol und teiloxydierte Kohlenwasserstoffe, z. B. Aldehyde, entstehen. Die Kohlenwasserstoffe und die meisten neugebildeten Verbindungen gehören zur Gruppe der VOC. Neben Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe können nach /Baumbach 1993/ auch schlecht eingestellte Ölfeuerungen bei An- und Abfahrvorgängen hohe VOC-Emissionen verursachen.

Durch die Agglomeration mehrerer aromatischer Kohlenstoffringe kann es zur Bildung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) kommen. Da die PAK nicht flüchtig sind, werden sie nicht zur Gruppe der VOC gerechnet. Meist sind die PAK den partikelförmigen Emissionen im Abgas angelagert, vor allem der schwer abscheidbaren Feinstaubfraktion (/Angerer, Baumbach 1993/).

Innerhalb der Gruppe der PAK besitzt BaP das höchste kanzerogene Potential (vgl. /Angerer et al. 1990/, /Orthofer, Vesely 1992). Daher wird BaP oft als Leitsubstanz zur Beurteilung eines Gemisches an PAK verwendet. BaP besteht aus 5 miteinander verbundenen aromatischen Kohlenstoffringen.

2.3 Stickstoffoxide

Unter den Oxiden des Stickstoffs aus Verbrennungsvorgängen haben Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂) die größte Bedeutung. Üblicherweise bezieht man die Emissionen an NO auf die Molmasse von NO₂ und faßt sie mit den NO₂-Emissionen zu NO_x zusammen. Spätestens in der Atmosphäre wird das NO zu NO₂ umgewandelt.

Zur Entstehung der NO_x -Emissionen trägt einerseits der organisch im Brennstoff gebundene Stickstoff bei, der während der Verbrennung über mehrere Zwischenreaktionen teilweise in NO umgewandelt wird. Die Menge des auf diese Weise gebildeten Brennstoff- NO_x steigt unterproportional mit dem Gehalt des Brennstoffs an organisch gebundenem Stickstoff, der bei Steinkohle 0,8 % bis 1,5 % und bei Heizöl 0,1 % bis 0,6 % beträgt. Der Stickstoffgehalt von naturbelassenem Holz bewegt sich im Bereich zwischen 0,1 % und 0,3 %. In Holzwerkstoffen, wie z. B. Spanplatten, kann er um eine Zehnerpotenz höher liegen. Da Erdgas zwar molekularen Stickstoff N_2 , aber keinen organisch gebundenen Stickstoff enthält, entsteht bei der Verbrennung kein Brennstoff- NO_x .

Ein weiterer Entstehungsmechanismus für NO_x ist die thermische NO_x -Bildung. In Gebieten der Verbrennungszone mit einer Temperatur oberhalb von 1300 °C können der molekulare Sauerstoff O_2 und der molekulare Stickstoff N_2 aus der Verbrennungsluft teilweise dissoziieren. Es entstehen atomarer Sauerstoff und atomarer Stickstoff. Der atomare Sauerstoff kann mit nicht dissoziiertem N_2 , der atomare Stickstoff mit nicht dissoziiertem O_2 zu NO reagieren. Die Bildung von thermischem NO_x wird durch folgende Faktoren begünstigt:

- hohe Sauerstoffkonzentration in der Verbrennungszone,
- hohe Temperatur in der Verbrennungszone,
- große Verweilzeit der Reaktionspartner in der Verbrennungszone.

Werden keine Maßnahmen zur Minderung der NO_x -Emissionen ergriffen, verursachen zum einen Hochtemperaturprozeßfeuerungen hohe NO_x -Emissionen, zum anderen Steinkohlestaubfeuerungen mit flüssigem Ascheabzug, in denen ebenfalls hohe Verbrennungstemperaturen vorliegen. Gleichzeitig besitzt Steinkohle einen hohen Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff.

Ein dritter Entstehungsmechanismus für NO_x , der mengenmäßig aber eine untergeordnete Rolle spielt, ist die Bildung von promptem NO_x . Dabei setzen Kohlenwasserstoffradikale, die in der Verbrennungszone aus dem Brennstoff gebildet werden, den molekularen Stickstoff aus der Luft zu Cyan-Wasserstoff (HCN) um. Dieser kann bei Anwesenheit von Sauerstoff über mehrere Zwischenreaktionen in NO und weitere Reaktionsprodukte umgewandelt werden.

3 Bestehende Ansätze zur Ermittlung von Emissionen

Die Ermittlung der Luftschadstoffbelastung für unterschiedliche Untersuchungsgebiete ist Gegenstand einer ganzen Reihe nationaler und internationaler Forschungsarbeiten. Im Rahmen dieser Forschungsarbeiten wurden bereits verschiedene Ansätze zur Berechnung von Emissionen in räumlicher und teilweise auch zeitlicher Auflösung gemacht.

Die Berechnung der Emissionen aus Feuerungsanlagen erfolgt in den meisten Fällen über den Brennstoffeinsatz. Liegt die Einsatzmenge E_{Br} eines Brennstoffs Br in einer Feuerungsanlage vor, erhält man die durch die Verbrennung entstehenden Emissionen M_S des Schadstoffs S näherungsweise nach folgender Gleichung:

$$M_S = E_{Br} \cdot F_{S,Br} \quad (3.1)$$

Der Proportionalitätsfaktor $F_{S,Br}$ wird als Emissionsfaktor bezeichnet. Er gibt die Emissionen an, die bei der Verbrennung einer Energieeinheit des Brennstoffs Br entstehen. Üblicherweise werden Emissionsfaktoren in der Einheit kg/TJ_{Br} angegeben. Zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für eine bestimmte Feuerungsanlage werden die Massenkonzentrationen der Schadstoffe im Abgas meßtechnisch bestimmt. Gleichzeitig wird der Restsauerstoffgehalt des Abgases gemessen. Anschließend werden die Massenkonzentrationen der Schadstoffe durch den Abgasvolumenstrom dividiert, der bei der Verbrennung einer Energieeinheit des eingesetzten Brennstoffs bei dem gemessenen Restsauerstoffgehalt entsteht. Die Abgasmenge pro Energieeinheit kann mittels einer Verbrennungsrechnung ermittelt oder in Tabellen nachschlagen werden (vgl. z. B. /Baum 1988/). Die Division liefert einen energiebezogenen Emissionsfaktor, der in die Einheit kg/TJ_{Br} umgerechnet werden kann.

Um die Emissionen für ein Anlagenkollektiv in einem Untersuchungsgebiet zu bestimmen, teilt man die Emittenten in Punkt-, Linien- und Flächenquellen ein. Unter *Punktquellen* versteht man einzelne Anlagen, deren Emissionen durch Messungen bekannt sind. Zur räumlichen Zuordnung der Emissionen werden die Koordinaten der Kamine verwendet, über die die Schadstoffe freigesetzt werden.

Linienquellen werden z. B. zur Modellierung der Emissionen des Straßenverkehrs verwendet. Im Bereich der Feuerungsanlagen werden keine Linienquellen betrachtet.

Die restlichen Emittenten betrachtet man als *Flächenquellen*. Im Bereich der Feuerungsanlagen werden vor allem kleinere, teilweise auch mittlere Anlagen als Flächenquellen behandelt. Ihre Emissionen werden auf der Ebene administrativer Einheiten berechnet, in dieser Arbeit z. B. auf Gemeindeebene. Dazu wird durch Modellrechnungen der Brennstoffeinsatz pro administrativer Einheit bestimmt und anschließend mit sektortypischen Emissionsfaktoren multipliziert. Sektortypische Emissionsfaktoren erhält man, indem man einen

gewichteten Mittelwert über die meßtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren von Feuerungsanlagen bildet, die für den Anlagenbestand eines Sektors repräsentativ sind.

Die wichtigsten in nationalem und internationalem Rahmen entwickelten Arbeiten zur Ermittlung von Emissionen, in denen u. a. Feuerungsanlagen untersucht werden, sind in Tab. 3.1 zusammengestellt. Dort werden sie anhand folgender Kriterien charakterisiert:

- räumliche Ausdehnung der Untersuchungsgebiete;
- räumliche Auflösung der Emissionsdaten;
- zeitliche Auflösung der Emissionsdaten;
- betrachtetes Schadstoffspektrum;
- Umfang, in dem Punktquellendaten einbezogen werden;
- ob Szenarioberechnungen durchgeführt werden.

Im folgenden werden die verschiedenen Arbeiten etwas ausführlicher diskutiert. Dabei werden eine Reihe von Defiziten deutlich, die die Verwendung der Emissionsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle einschränken bzw. verhindern.

3.1 Berechnung der Emissionen im Programm EMEP

Das Programm EMEP (European Monitoring And Evaluation Program, vgl. /Pacyna, Jörß 1991/) der UN-ECE beschäftigt sich mit der Schadstoffausbreitung in internationalem Maßstab. Um die Anwendung α -mesoskaliger Ausbreitungsmodelle zu ermöglichen, werden von den Ländern der UN-ECE jährliche Emissionsdaten zur Verfügung gestellt, die in quadratische Rasterzellen mit einer Kantenlänge von 50 km umgerechnet werden. Zur Beschreibung des zeitlichen Verlaufs der Emissionen werden grobe Annahmen über jahreszeitliche Schwankungen der täglichen Emissionen gemacht. Mit den Modellrechnungen sollen in erster Linie die Wirksamkeit internationaler Luftreinhalteabkommen überprüft und der grenzüberschreitende Schadstofftransport quantifiziert werden.

Die Emissionen aus Feuerungsanlagen werden von den verantwortlichen Behörden der einzelnen Länder aus dem Brennstoffeinsatz getrennt für die Sektoren Kraftwerke, Industrie und nicht-industrielle Verbrennung abgeschätzt. Der Anlagenbestand wird weiter in verschiedene Größenklassen eingeteilt. Industrielle Prozeßfeuerungen bilden eine zusätzliche Klasse. Die Emissionen besonders großer Feuerungsanlagen werden als Punktquellen betrachtet. Eine verbindliche Leistungsuntergrenze ist allerdings nicht vorgegeben. Seit 1990 werden die Emissionsdaten mit den Ergebnissen von CORINAIR abgeglichen (vgl. nächster Abschnitt).

Aus der groben räumlichen Auflösung und der nur auf Schätzungen basierenden zeitlichen Auflösung der Emissionsdaten in EMEP ergibt sich, daß ihre Verwendung für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle ausgeschlossen ist. Weitere Defizite

Tab 3.1: Bisherige Arbeiten zur Ermittlung von Emissionen

Name	EMEP	CORINAIR	LOTOS	/Müller 1994/	/Orthofer et al. 1991/	Emissionskataster für Untersuchungsgebiete	Statistisches Landesamt
Literatur	/Pacyna, Jörß 1991/	/McInnes 1995/	/Bultjes 1992/	/Müller 1994/	/Orthofer et al. 1991/	/UM 1990/, UM 1990 b/, /UM 1990 c/	/Stala 1995/
Ausdehnung des Untersuchungsgebietes	Länder der ECE	Länder der EU und weitere europäische Länder	Europa	Baden-Württemberg	Österreich	Teile Baden-Württembergs	Baden-Württemberg
Räumliche Auflösung	50×50 km ²	Kreisergebnisse	120×120 km ²	1×1 km ²	1×1 km ²	1×1 km ²	Kreisergebnisse
Zeitliche Auflösung	saisonale Schwankungen	Jahreswerte	12 Stunden	stündliche Werte für einige Episoden im Jahr 1985	Jahreswerte	Jahreswerte	Jahreswerte
Schadstoffspektrum	SO ₂ , NO _x , CO, NH ₃ , NMVOC, Methan	SO ₂ , NO _x , CO, NMVOC, Methan, NH ₃ , N ₂ O, CO ₂	NO _x , CO, VOC	SO ₂ , NO _x	NMVOC	SO ₂ , NO _x , CO, VOC, HCl, HF, Staub	SO ₂ , NO _x , CO, VOC
einbezogene Punktquellen	keine vorgegebene Leistungsgrenze	Anlagen ab 300 MW _{th}	Anlagen ab 300 MW _{th}	nur öffentliche Kraftwerke	keine	genehmigungsbed. Anlagen	Großfeuerungsanlagen
Szenario-rechnungen	keine	keine	pauschale Annahmen über eine Abnahme der Emissionen	Trendzenario für das Jahr 2000 ohne Erläuterungen	keine	keine	keine

ergeben sich durch die Systematik der Emissionsberechnung. Z. B. werden Kleinf Feuerungen mit Leistungen von typischerweise weniger als 1 MW_{th} in der gleichen Anlagenkategorie wie Industriefeuerungen mit einer Leistung unter $50 \text{ MW}_{\text{th}}$ geführt. Kleinf Feuerungen und Industriefeuerungen im Leistungsbereich $1 \text{ MW}_{\text{th}} - 50 \text{ MW}_{\text{th}}$ weisen aber ein durchaus unterschiedliches Emissionsverhalten auf.

Ein methodisches Defizit besteht darin, daß der Einsatz an Brennholz in Kleinf Feuerungen unterschätzt wird. Dadurch erhält man zu niedrige Ergebnisse für die Emissionen der Produkte unvollständiger Verbrennung. Weitere methodische Defizite bestehen darin, daß die VOC-Emissionen nur untergliedert in Methan und NMVOC angegeben werden und daß keine Szenarioberechnungen vorgenommen werden.

3.2 Berechnung der Emissionen im Programm CORINAIR

Eine verbesserte Datenbasis, die jährliche Emissionen für 1985 und 1990 umfaßt und für 1994 aktualisiert werden soll, enthält das Programm CORINAIR (Coordination-Information-Environment, Project emissions into the air, vgl. z. B. /McInnes 1996/) der Europäischen Union (EU). Ein wesentliches Ziel von CORINAIR besteht darin, für alle Länder der EU eine möglichst einheitliche Datenbasis zu schaffen. Die Emissionen werden für administrative Einheiten angegeben. Für Deutschland sind die Ergebnisse auf Kreisebene verfügbar.

Die Sektoreinteilung und die Einteilung der Anlagen in Größenklassen ist für den Bereich der Feuerungsanlagen weitestgehend identisch mit der Einteilung in EMEP. Im Gegensatz zu EMEP sind in CORINAIR aber Feuerungsanlagen mit einer Leistung über $300 \text{ MW}_{\text{th}}$ obligatorisch als Punktquellen zu betrachten.

Die räumliche Auflösung der Emissionsdaten ist in CORINAIR zwar höher als in EMEP, doch reicht sie noch nicht zur Verwendung der Daten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle aus. Darüber hinaus sind die Methoden zur räumlichen Auflösung sehr einfach gestaltet und stark fehlerbehaftet. Beispielsweise werden die Emissionen der Industrie in der Bundesrepublik Deutschland zunächst auf der Ebene von Bundesländern berechnet. Anschließend werden die Ergebnisse proportional zur Beschäftigtenzahl aller Industriebetriebe auf die Kreise pro Bundesland verteilt. Unterschiede in der Wirtschaftsstruktur zwischen den einzelnen Kreisen werden bei diesem Vorgehen vernachlässigt.

Die Verwendung der Emissionsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle wird weiterhin dadurch verhindert, daß eine zeitliche Auflösung der Emissionsdaten und eine stoffliche Aufgliederung der VOC-Emissionen fehlen. Ferner werden keine Methoden entwickelt, den Brennholzeinsatz in Kleinf Feuerungen korrekt abzuschätzen. Eine wesentliche Einschränkung der Verwendungsmöglichkeiten besteht außerdem darin, daß keine Emissionsdaten für Szenarien angegeben werden.

3.3 Berechnung der Emissionen im Projekt LOTOS

Im Rahmen des Projektes LOTOS (Long term ozone simulation) wird mit großräumigen Ausbreitungsmodellen die Ozonbildung in Europa untersucht. Der Schwerpunkt des Projektes liegt auf der Modellierung der während der wärmeren Jahreshälfte zu beobachtenden Erhöhung der Ozonkonzentrationen in Europa gegenüber vorindustriellen Werten. Um die benötigten Eingangsdaten für die Ausbreitungsmodelle zu gewinnen, werden für die Länder der EU die jährlichen Emissionen für 1985 von CORINAIR mit einfachen Methoden zeitlich verteilt. Zur Ermittlung täglicher Emissionen werden Monatsfaktoren und Wochentagsfaktoren verwendet. Die Schwankungen der Emissionen innerhalb eines Tages werden für den Bereich der Feuerungsanlagen auf ein Tages- und ein Nachtniveau reduziert. Für Länder außerhalb der EU werden die jährlichen Emissionen selbst bestimmt, wobei eine Methodik ähnlich der von CORINAIR verwendet wird.

Veröffentlicht wurden zeitlich aufgelöste Emissionsdaten für den Zeitraum von April bis Oktober 1985 in einer räumlichen Auflösung von $120 \times 120 \text{ km}^2$ (vgl. /Builtes 1992/). Die VOC-Emissionen werden untergliedert in 10 Substanzklassen angegeben, die vom Carbon-Bond-IV Mechanismus (vgl. /Gery et al. 1989/) abgeleitet werden. Neben den derzeitigen Ozonkonzentrationen werden in LOTOS einfache Szenarien betrachtet. Dabei wird jedoch nur pauschal eine Minderung der NO_x - und VOC-Emissionen um je 50 % angenommen.

Die Qualität der Daten und ihre Verwendungsmöglichkeiten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle muß höchst kritisch bewertet werden, da die jährlichen Emissionsdaten überwiegend von CORINAIR übernommen werden. Die zeitliche Auflösung in LOTOS kann nur als erster Ansatz gewertet werden. Für die Emissionen aus Feuerungsanlagen wird z. B. keine Abhängigkeit von äußeren Parametern wie der Außentemperatur oder der industriellen Produktion angenommen. Ferner werden Spitzen im Verlauf der Emissionen an einem Tag nicht abgebildet. Die Szenarioberechnungen zielen ausschließlich darauf ab, die Auswirkungen einer pauschal angenommenen Emissionsminderung auf die Ozonkonzentrationen durch Modellrechnungen zu ermitteln. Die Frage, ob eine derartige Minderung realistisch ist und welche Techniken dazu eingesetzt werden müßten, wird nicht untersucht.

3.4 Berechnung hochaufgelöster SO_2 - und NO_x -Emissionen in Baden-Württemberg

Von /Müller 1994/ wurden Modelle zur Berechnung stündlicher SO_2 - und NO_x -Emissionen in Baden-Württemberg für ausgewählte Episoden im Jahr 1985 in einem Raster von $1 \times 1 \text{ km}^2$ vorgestellt. Zusätzlich gibt /Müller 1994/ Emissionsfaktoren und Emissionen für ein Trend-szenario für das Jahr 2000 an. Zur Berechnung der Emissionen wird der stündliche Energie-trägereinsatz der Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie auf der Ebene von Gemeindewerten bestimmt und mit sektortypischen Emissionsfaktoren multipliziert. Öffentliche

Kraftwerke werden als Punktquellen betrachtet. Zur Verteilung der gemeindeweise berechneten Emissionen auf Rasterzellen wird die räumliche Lage der Siedlungsflächen der Gemeinden aus topographischen Karten bestimmt.

Die Emissionsdaten von /Müller 1994/ erfüllen in einigen Punkten die Anforderungen β -mesoskaliger Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle. Sie wurden auch entsprechend verwendet (vgl. /Fiedler 1991/). Da die Bildung von Photooxidantien dabei allerdings noch nicht untersucht wurde, wurden keine Emissionsdaten für CO und VOC benötigt.

Die von /Müller 1994/ vorgestellten Modelle bzw. die damit erzielten Ergebnisse weisen eine Reihe von Schwachpunkten auf. Nachteilig auf die Qualität der Emissionsdaten wirkt sich z. B. aus, daß nur eine geringe Zahl von Punktquellen einbezogen wird. Großfeuerungsanlagen und große Prozeßfeuerungen im Sektor Industrie werden dagegen als Flächenquellen betrachtet. Methodische Defizite bestehen darin, daß stündliche Werte nur für vier vorgegebene Episoden in den Jahren 1985 und 2000 berechnet werden können. Der zeitliche Verlauf der Emissionen während kompletter Jahre kann dagegen nicht betrachtet werden. Weiterhin ist eine Einordnung der Szenariorechnungen für das Jahr 2000 in den Rahmen der technischen Möglichkeiten nicht möglich, da die Emissionsfaktoren und die Emissionsdaten für das Jahr 2000 ohne Erläuterungen angegeben werden.

Das größte Defizit der Modelle von /Müller 1994/ besteht aber in ihrer mangelnden Flexibilität. Sie zeigt sich besonders dann, wenn Fragestellungen untersucht werden sollen, die über die ursprünglichen Fragestellungen hinausgehen. Da die Modelle starr an die für Baden-Württemberg im Jahr 1985 verfügbare Datenbasis gekoppelt sind, können sie nicht zur Emissionsberechnung für andere Untersuchungsgebiete eingesetzt werden. Aus dem gleichen Grund kann die mittlerweile erheblich verbesserte Datenbasis nicht genutzt werden, die neben anderen Datenquellen die Emissionserklärungen der Betreiber genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen und die Ergebnisse der Großzählungen von 1987 (Volkszählung, Gebäude- und Wohnungszählung, Arbeitsstättenzählung) umfaßt. Mit diesen Daten sind, wie in Kapitel 4 noch gezeigt wird, weitreichende Verbesserungen der Methoden zur räumlichen Auflösung möglich. Vor diesem Hintergrund müssen die Modelle von /Müller 1994/ aus heutiger Sicht als veraltet bezeichnet werden.

Die mangelnde Flexibilität der Modelle von /Müller 1994/ zeigt sich auch dann, wenn man die Emissionen anderer Schadstoffe als SO₂ und NO_x berechnen möchte. Hierzu reicht es nicht aus, nachträglich entsprechende Emissionsfaktoren in die Modelle einzubinden. Eine zuverlässige Berechnung der Emissionen der Produkte unvollständiger Verbrennung erfordert statt dessen z. B. die modellmäßige Erfassung des nicht-kommerziellen Brennholzeinsatzes, der von /Müller 1994/ vernachlässigt wird. Die Berechnung von Schwermetallemissionen erfordert eine anlagenscharfe Betrachtung von Großfeuerungsanlagen, Zementwerken und Abfallverbrennungsanlagen sowie der nachgeschalteten Abgasreinigungsanlagen. Von /Müller 1994/ werden dagegen auch große Feuerungsanlagen überwiegend als Flächenquellen betrachtet.

3.5 Berechnung der NMVOC-Emissionen in Österreich

Eine systematische Untersuchung der NMVOC-Emissionen in Österreich, die auch den Bereich der Holzfeuerungen einbezieht, wurde von /Orthofer et al. 1991/ vorgenommen. /Orthofer et al. 1991/ stellen die Emissionsfaktoren verschiedener Autoren für Holzfeuerungen zusammen und untersuchen sie darauf, ob ihr Gültigkeitsbereich dem Anlagenbestand in Österreich entspricht. Zusätzlich wird die jährlich verfeuerte Holzmenge, die in offiziellen Energiestatistiken nur unvollständig erfaßt wird, anderweitig abgeschätzt.

Die räumliche Auflösung der auf der Basis von Jahreswerten berechneten Emissionen aus Holzfeuerungen erfolgt in zwei Schritten. Zunächst wird die Zahl der Wohnungen pro Gemeinde ins Verhältnis zur Wohnungszahl in Österreich gesetzt und mit den Emissionen für Österreich multipliziert. Anschließend werden die Emissionen der Gemeinden auf ihre Dauer-siedlungsflächen verteilt, die topographischen Karten entnommen werden.

Die Arbeit von /Orthofer et al. 1991/ zeichnet sich dadurch aus, daß die Problematik der Emissionen von Holzfeuerungen aufgezeigt wird. Eine Verwendung der Methodik zur Ermittlung von Emissionsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle scheidet aber schon dadurch aus, daß keine Ansätze für eine zeitliche Auflösung gezeigt werden. Daneben lassen sich die Methoden zur Emissionsberechnung nicht auf andere Schadstoffe wie NO_x , SO_2 oder Hg übertragen, da z. B. Großfeuerungsanlagen nicht als Punktquellen behandelt werden. Ein weiteres Defizit besteht darin, daß bei der Abschätzung des Holzeinsatzes keine Methode entwickelt wird, die auf andere Gebiete übertragen werden könnte. Schließlich fehlt eine stoffliche Aufgliederung der NMVOC-Emissionen, und es werden keine Hinweise zur zukünftigen Entwicklung der Emissionen gegeben.

3.6 Emissionskataster für Untersuchungsgebiete

Nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz sind die Behörden der Länder der Bundesrepublik Deutschland dazu verpflichtet, Emissionskataster für Untersuchungsgebiete aufzustellen. Untersuchungsgebiete sind in diesem Zusammenhang Gebiete mit einer nachweislich hohen Luftschadstoffbelastung. Regeln zur Aufstellung von Emissionskatastern werden in der 5. BImSchVwV angegeben. Danach sollen jährliche Emissionswerte für SO_2 , NO_x , CO, VOC, HCl, HF und Staub in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ ermittelt werden. In Baden-Württemberg sind entsprechende Emissionskataster für den mittleren Neckarraum, die Gebiete Mannheim/Heidelberg, Pforzheim/Mühlacker, Karlsruhe, Freiburg, den Ortenaukreis und die Region Hochrhein verfügbar.

Die Emissionen genehmigungsbedürftiger¹ Anlagen werden zur Aufstellung der

¹ Als genehmigungsbedürftige Anlagen werden in dieser Arbeit Anlagen bezeichnet, die immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftig im Sinne der 4. BImSchV sind.

Emissionskataster den Emissionserklärungen der Anlagenbetreiber entnommen. Nach der 11. BImSchV sind die Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen dazu verpflichtet, den Genehmigungsbehörden die jährlichen Emissionen ihrer Anlagen sowie weitere in diesem Zusammenhang relevante Daten mitzuteilen. Die Emissionen werden soweit möglich unter Verwendung anlagenbezogener Emissionsfaktoren bestimmt. Für einige Anlagen liegen auch Ergebnisse kontinuierlicher Emissionsmessungen vor. Daher ist die Qualität der Emissionsdaten für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen als relativ hoch einzustufen.

Die Emissionen nicht genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen werden aus dem Brennstoffeinsatz pro Sektor und sektortypischen Emissionsfaktoren bestimmt. Zur Bestimmung des Brennstoffeinsatzes privater Haushalte werden z. B. Daten ausgewertet, die die Gemeindeverwaltungen, Energieversorgungsunternehmen oder Bezirksschornsteinfeger auf Gebäudeebene, Straßenabschnittsebene oder Gemeindeebene zur Verfügung stellen (vgl. /UM 1990/, /UM 1990 b/, /UM 1990 c/). Die Daten umfassen z. B. die Anzahl der Gebäude pro Straßenabschnitt mit Gas- und Ölheizungen oder den Absatz an Gas, Strom und Fernwärme pro Sektor in einer Gemeinde.

Der hohe Detaillierungsgrad der Berechnungsmethoden wird zum Nachteil, wenn die Emissionen flächendeckend für ein Gebiet der Größe Baden-Württembergs berechnet werden sollen. Mit vertretbarem Aufwand können die benötigten Eingangsgrößen nicht für diejenigen Gemeinden Baden-Württembergs beschafft werden, für die keine Emissionskataster nach den Regeln der 5. BImSchVwV vorliegen.

Eine direkte Verwendung der Emissionskataster für Untersuchungsgebiete als Eingangsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle ist ausgeschlossen: abgesehen davon, daß die Daten nicht flächendeckend verfügbar sind, fehlt auch bei den verfügbaren Daten eine zeitliche Auflösung. Ferner werden zwar Emissionsdaten für die gesamte Schadstoffgruppe der VOC ermittelt, eine stoffliche Aufgliederung findet jedoch nicht statt. Schließlich werden keine Szenarioberechnungen vorgenommen.

3.7 Emissionsdaten des Statistischen Landesamtes

Dem Statistischen Landesamt Baden-Württemberg liegt der jährliche Brennstoffeinsatz sämtlicher genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg aus Betreiberangaben vor. Daraus werden mit gemittelten Emissionsfaktoren für Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft (vgl. /LfU 1994/) und anlagenbezogenen Emissionsfaktoren für Großfeuerungsanlagen (vgl. /LfU 1994 b/) die jährlichen Emissionen an SO_2 , NO_x , CO und VOC berechnet. Zusätzlich werden mit Hilfe sektortypischer Emissionsfaktoren die Emissionen nicht genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen berechnet. Die Ergebnisse werden in /Stala 1995/ in Form von Kreisergebnissen veröffentlicht. Die Ermittlung regionalisierter

Emissionsdaten erfolgt z. B. für den Sektor Haushalte über die Gebäudezahl pro Kreis und die Beheizungsstruktur.

Infolge der Verwendung von Betreiberangaben für den Brennstoffeinsatz in genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen können die Emissionsdaten aus /Stala 1995/ als vergleichsweise genau eingestuft werden (vgl. auch Abschnitt 7.3.1). Eine noch höhere Genauigkeit könnte allerdings durch die Einbeziehung der Angaben aus den Emissionserklärungen erreicht werden. Weitere Defizite an der Datenbasis aus /Stala 1995/ bestehen darin, daß keine zeitlich aufgelösten Emissionen und keine Gemeindewerte angegeben werden und daß die VOC-Emissionen nicht stofflich aufgegliedert werden. Darüber hinaus werden keine Szenarioberechnungen vorgeführt.

3.8 Zusammenfassung der Defizite bestehender Arbeiten

Faßt man die vorangegangenen Ausführungen zusammen, kommt man zu dem Schluß, daß sämtliche bisherigen Arbeiten, die sich mit der Ermittlung von Emissionen aus Feuerungsanlagen beschäftigen, verschiedene Defizite aufweisen, die die Verwendung der Daten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle erschweren bzw. verhindern.

Die im Rahmen internationaler Programme entwickelten Ansätze zur Emissionsberechnung weisen erhebliche Defizite bei der räumlichen Auflösung der Emissionen auf. Zum einen ist die räumliche Auflösung sehr grob - bestenfalls werden Kreiswerte angegeben - zum anderen sind die Methoden zur räumlichen Auflösung sehr einfach gehalten. Dadurch weisen die Ergebnisse sehr hohe Unsicherheiten auf.

In einigen Arbeiten in nationalem Rahmen werden dagegen Emissionen in hoher räumlicher Auflösung berechnet. Dabei wird allerdings nur ein eingeschränktes Schadstoffspektrum betrachtet, von /Müller 1994/ z. B. nur SO_2 und NO_x , von /Orthofer et al. 1991/ nur NMVOC. Der naheliegende Gedanke einer Erweiterung der vorhandenen Modelle zur Betrachtung weiterer Schadstoffe erweist sich aufgrund methodischer Defizite wie der Unterschätzung des Brennholzeinsatzes (/Müller 1994/) und der nur flächenhaften Erfassung großer Industriefeuerungen (/Müller 1994/, /Orthofer et al. 1991/) als schwierig. Die Modelle von /Müller 1994/ müssen außerdem aus heutiger Sicht als veraltet angesehen werden, da die mittlerweile verfügbaren Ergebnisse der Großzählungen von 1987 und die Emissionserklärungen für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen nicht in die Emissionsberechnung einbezogen werden können.

Erhebliche Defizite bestehen auch bei der zeitlichen Auflösung der Emissionen. Hier zeigt lediglich /Müller 1994/ brauchbare Ansätze, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgegriffen und weiter verbessert werden.

Weitere Schwachpunkte der verfügbaren Ansätze in nationalem Rahmen bestehen darin, daß keine stoffliche Aufgliederung der VOC-Emissionen erfolgt. Die Emissionen der

Schadstoffe BaP oder Hg werden weder in den Arbeiten auf nationaler noch in den Arbeiten auf internationaler Ebene ermittelt.

Ein methodischer Mangel der meisten Arbeiten besteht darin, daß sie sich auf die Ermittlung der Emissionen mittlerer und großer Feuerungsanlagen konzentrieren und den Bereich der Kleinf Feuerungen, insbesondere der kleinen Holzfeuerungen, nur pauschal behandeln. Dadurch wird zum einen der jährliche Brennholzeinsatz um den nicht-kommerziellen Anteil unterschätzt, zum anderen werden Unterschiede im Emissionsverhalten kleiner und mittlerer Anlagen nicht berücksichtigt. Lediglich /Orthofer et al. 1991/ untersuchen Holzfeuerungen im unteren Leistungsbereich sehr ausführlich. Sie behandeln allerdings Großfeuerungen nur pauschal. In den Emissionskatastern für Untersuchungsgebiete werden Holzfeuerungen zwar erfaßt. Damit wird aber nur ein kleiner Teil dieser für eine Reihe von Schadstoffen sehr wichtigen Emissionsquelle abgedeckt, da Holzfeuerungen eher in ländlichen Gebieten verbreitet sind.

Ein weiteres Defizit der verfügbaren Modelle zur Emissionsberechnung besteht darin, daß nur unzureichende Ansätze für Szenariorechnungen aufgezeigt werden. Im Programm LOTOS wird zwar in mehreren Szenarien die Minderung der Ozonkonzentrationen in bodennahen Luftschichten untersucht. Dazu wird jedoch pauschal eine NO_x- und VOC-Minderung von je 50 % angenommen, ohne auf die dazu erforderlichen Emissionsminderungsmaßnahmen einzugehen. Von /Müller 1994/ werden Emissionsfaktoren und Emissionen für ein Trendszenario für das Jahr 2000 angegeben, die erforderlichen Maßnahmen werden aber nicht erwähnt.

Ein weiterer Schwachpunkt der bestehenden Modelle besteht darin, daß keine Landnutzungsdaten zur weiteren Verteilung der gemeindeweise berechneten Emissionen verwendet werden. Erste Ansätze werden von /Müller 1994/ und /Orthofer et al. 1991/ gemacht, indem die Emissionen einer Gemeinde nur auf die Siedlungsfläche verteilt werden, die aus topographischen Karten abgelesen wird. Durch die Einbeziehung von Landnutzungsdaten ist aber zusätzlich die Berücksichtigung unterschiedlicher Bebauungsgrade innerhalb der Siedlungsfläche möglich.

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Arbeit eigene Modelle zur Berechnung von Emissionen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung entwickelt. Soweit möglich bauen die Modelle auf vorhandenen Ansätzen auf. Für eine zuverlässige Emissionsberechnung sind aber weitreichende Modellverbesserungen und -erweiterungen notwendig.

Die Modelle sind so konzipiert, daß sie zur Emissionsberechnung für verschiedene Untersuchungsgebiete und -zeiträume eingesetzt werden können. Konkret angewendet werden sie in dieser Arbeit zur Erstellung einer Emissionsdatenbasis für Baden-Württemberg in den Jahren 1992 und 2005. Daher orientiert sich die folgende Modellbeschreibung an der Emissionsberechnung für Baden-Württemberg im Jahr 1992. Im Anschluß werden zwei Szenarien für das Jahr 2005 entworfen (Kapitel 5).

4 Modelle zur Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen

Ziel der Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen ist, für jeden Quadratkilometer eines Untersuchungsgebietes stündliche Emissionen zu ermitteln. Eine Übersicht über die dazu erforderlichen Arbeitsschritte wird in Teilkapitel 4.1 gegeben.

Anschließend erfolgt eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Schritte. Zunächst wird auf die Struktur und den Umfang der verwendeten Punktquellendatenbasis eingegangen (Teilkapitel 4.2). Anschließend werden die Emissionsfaktoren diskutiert, die zur Berechnung der Emissionen kleinerer Anlagen verwendet werden, die als Flächenquellen erfaßt werden (Teilkapitel 4.3). Die Methoden zur Bestimmung räumlich verteilter Emissionen für kleinere Anlagen in den Sektoren Haushalte, Industrie und Kleinverbraucher sowie zur Bestimmung stündlicher Werte werden in den Teilkapiteln 4.4 bis 4.6 dargestellt. Die vorgestellten Methoden zur zeitlichen Auflösung werden auch für Punktquellen verwendet. Für den Sektor öffentliche Kraftwerke ist die Entwicklung eines Modells zur Bestimmung der Emissionen von Flächenquellen nicht erforderlich, da sämtliche Anlagen als Punktquellen betrachtet werden. Die Methode zur zeitlichen Auflösung der Emissionen öffentlicher Kraftwerke wird in Teilkapitel 4.7 dargestellt.

Abschließend wird auf die Verteilung der Emissionen von Flächenquellen auf Rasterzellen mit Hilfe von Landnutzungsdaten eingegangen (Teilkapitel 4.8).

4.1 Rechenweg zur Ermittlung hochaufgelöster Emissionen

Der erste Schritt zur Erstellung von Emissionskatastern besteht in der Auswertung verfügbarer Datenbasen für Punktquellen. Für Baden-Württemberg stehen aus den Emissionserklärungen der Anlagenbetreiber detaillierte Angaben über genehmigungsbedürftige Anlagen zur Verfügung (vgl. /UMEG 1995/). Aus den Angaben in den Emissionserklärungen wird eine Punktquellendatenbank aufgebaut, die neben den jährlichen Emissionen und dem jährlichen Brennstoffeinsatz pro Anlage Daten zur räumlichen Zuordnung und zur Sektorzugehörigkeit der Anlagenbetreiber enthält.

Die verbleibenden Feuerungsanlagen werden als Flächenquellen betrachtet, deren Emissionen durch die Multiplikation des Brennstoffeinsatzes pro Sektor mit sektortypischen Emissionsfaktoren bestimmt werden.

Zur räumlichen Verteilung der Emissionen wird der Brennstoffeinsatz pro Sektor bzw. Subsektor unter Zuhilfenahme verschiedener Strukturdaten auf der Ebene möglichst kleiner administrativer Einheiten berechnet. Auf diese Weise erhält man gemeindebezogene Werte.

Um plausible Annahmen zur Berechnung des Brennstoffeinsatzes pro Gemeinde machen zu können, werden die Sektoren Haushalte, Industrie und Kleinverbraucher weiter

untergliedert. Der Sektor öffentliche Kraftwerke wird an dieser Stelle ausgeklammert, da er durch die Betrachtung von Punktquellen abgedeckt wird.

- Der Sektor Haushalte wird nach den Anwendungszwecken Raumwärmebereitstellung, Warmwasserbereitstellung und Kochen unterteilt. Während der Brennstoffeinsatz zur Raumwärmebereitstellung über den Gebäudebestand pro Gemeinde erfaßt wird, behandelt man die Warmwasserbereitstellung und das Kochen mit Hilfe der Einwohnerzahl pro Gemeinde.
- Im Sektor Industrie werden gemäß der Systematik der Wirtschaftszweige für das Produzierende Gewerbe 38 Branchen unterschieden. Während die Wirtschaftshauptgruppe Bergbau nicht weiter untergliedert wird, werden die Grundstoffindustrie in 12 Branchen, die Investitionsgüterindustrie in 11 Branchen, die Verbrauchsgüterindustrie in 12 Branchen und die Nahrungs- und Genußmittelindustrie in 2 Branchen unterteilt.

Aus den für das Bezugsjahr 1992 in /Stala 1992/ veröffentlichten Ergebnissen der jährlichen Industrieberichterstattung wird für jede Branche der landesdurchschnittliche Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem bestimmt. Nimmt man - als Näherung - einen linearen Zusammenhang zwischen dieser Größe und der Beschäftigtenzahl pro Gemeinde an, kann man den Brennstoffeinsatz auf Gemeindeebene berechnen.

- Der Sektor Kleinverbraucher umfaßt die Kleinindustrie (Betriebe im Verarbeitenden Gewerbe mit i. a. weniger als 20 Beschäftigten), den Handel, das Dienstleistungsgewerbe, das Baugewerbe und öffentliche Einrichtungen. Ferner zählt man die Landwirtschaft und den Gartenbau zu diesem Sektor. Eine weitere Unterteilung liefert insgesamt 22 Verbrauchergruppen. Für jede Verbrauchergruppe werden eine gemeindeweise verfügbare Indikatorgröße festgelegt und der Brennstoffeinsatz pro Indikatoreinheit bestimmt. Durch die Multiplikation dieser beiden Größen läßt sich der Brennstoffeinsatz pro Gemeinde berechnen.

Bei der gemeindeweisen Berechnung des Brennstoffeinsatzes der Sektoren Industrie und Kleinverbraucher werden zunächst alle Emittenten erfaßt, d. h. auch diejenigen, für die Punktquellendaten vorliegen. Um eine Doppelzählung dieser Emittenten zu verhindern, wird der modellmäßig ermittelte Brennstoffeinsatz pro Gemeinde um den Brennstoffeinsatz der Punktquellen vermindert. Die Differenz ergibt den Brennstoffeinsatz der Flächenquellen pro Gemeinde. In vielen Gemeinden ist der Brennstoffeinsatz industrieller Flächenquellen sehr niedrig, da der größte Teil des Brennstoffeinsatzes der Industrie auf genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen entfällt. Die jährlichen Emissionen der Flächenquellen ergeben sich durch die Multiplikation des Brennstoffeinsatzes mit sektortypischen Emissionsfaktoren für die verschiedenen Brennstoffe.

Zur Bestimmung zeitlich aufgelöster Emissionen werden die jährlichen Emissionen der Punkt- und Flächenquellen in den Sektoren *Haushalte*, *Industrie* und *Kleinverbraucher* mit typischen Zeitgängen multipliziert, die aus einer Analyse des zeitlichen Verlaufs des Energiebedarfs gewonnen und in normierte und dimensionslose Größen umgerechnet werden. In die Bestimmung von Zeitgängen fließen meteorologische Daten, Produktionsdaten der Industrie und typische Arbeitszeiten von Betrieben und öffentlichen Einrichtungen ein. Zum Teil wird auf selbst durchgeführte Erhebungen zurückgegriffen. Wegen des linearen Zusammenhangs zwischen dem Brennstoffeinsatz und den Emissionen nach Gleichung (3.1) kann man die normierten Zeitgänge des Energiebedarfs zur zeitlichen Auflösung der Emissionen verwenden.

Bei den Zeitgängen unterscheidet man zwischen *Jahresgängen* und *Tagesgängen*. *Jahresgänge* dienen zur Berechnung täglicher Werte des Energiebedarfs oder der Emissionen. Es handelt sich um Funktionen, die für jeden Tag d eines Jahres a das Verhältnis des Energiebedarfs am Tag d zum mittleren täglichen Energiebedarf angeben. Die Elemente eines Jahresgangs werden mit $R_{a,d}$ bezeichnet und hängen vom Tag d und vom Jahr a ab. Weiterhin hängen sie vom Sektor bzw. vom Zweck einer Energieanwendung ab.

Tagesgänge dienen zur Bestimmung stündlicher Werte des Energiebedarfs oder der Emissionen aus den vorher berechneten täglichen Werten. Bei Tagesgängen handelt es sich um Funktionen, die für jede Stunde h ($h = 1, \dots, 24$) eines Tages d das Verhältnis des Energiebedarfs in der Stunde h zum mittleren stündlichen Energiebedarf angeben. Die Elemente eines Tagesgangs hängen von der Stunde h und vom Tag d ab und werden mit $R_{d,h}$ bezeichnet. Weiterhin hängen sie vom Sektor bzw. vom Zweck einer Energieanwendung ab.

Die modellmäßige Bestimmung stündlicher Emissionen im Sektor *öffentliche Kraftwerke* für beliebige Zeiträume erfordert als ersten Schritt die Simulation der stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung. Diese Daten werden von den Energieversorgungsunternehmen (EVU) nicht veröffentlicht und i. a. auch auf Nachfrage nicht freigegeben.

Im zweiten Schritt wird mit dem Modell PROFAKO von /Hanselmann 1996/ der stündliche Brennstoffeinsatz sämtlicher Kraftwerksblöcke in Baden-Württemberg bestimmt. Daraus werden mit anlagenbezogenen Emissionsfaktoren stündliche Emissionen berechnet.

Den letzten Schritt zur Erstellung hochaufgelöster Emissionskataster bildet die Verteilung der Emissionen der Flächenquellen auf Rasterzellen von 1×1 km². Dazu wird mit Hilfe eines geographischen Informationssystems für jede Gemeinde ermittelt, welche Rasterzellen sie ganz oder teilweise bedeckt. Anschließend wird aus Landnutzungsdaten abgeleitet, wie dicht die Rasterzellen bebaut sind.

4.2 Datenbasis für Punktquellen

Um eine möglichst umfangreiche Datenbasis für Punktquellen zu erhalten, werden die Emissionserklärungen der Betreiber genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen ausgewertet. Die zur Zeit aktuellsten Emissionserklärungen liegen in /UMEG 1995/ vor. Sie beziehen sich auf das Jahr 1992.

Aus den Angaben in den Emissionserklärungen wird eine Datenbank aufgebaut, die die jährlichen Emissionen und den jährlichen Brennstoffeinsatz der Anlagen enthält. Zusätzlich werden Daten, die für die räumliche Zuordnung der Emissionen und den Abgleich zwischen Punkt- und Flächenquellen benötigt werden, aufgenommen.

Durch die Emissionserklärungen werden sämtliche Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg erfaßt, deren thermische Leistung eine in der 4. BImSchV festgelegte Untergrenze überschreitet. Für bestimmte Anlagenarten werden statt der thermischen Leistung andere physikalische Größen zur Festlegung einer Untergrenze verwendet. Die Untergrenzen für die in dieser Arbeit betrachteten Anlagenarten sind im folgenden aufgeführt.

- Bei Feuerungen, bei denen die Flamme nicht in Kontakt mit dem zu erwärmenden Gut kommt, unterscheidet man zwischen Kesselfeuerungen und Lufterhitzern. Für beide Anlagenarten beträgt die thermische Leistung, oberhalb der die Anlagen genehmigungsbedürftig sind, 1 MW_{th} beim Einsatz herkömmlicher Festbrennstoffe und flüssiger Brennstoffe außer Heizöl EL, 5 MW_{th} beim Einsatz von Heizöl EL und $10 \text{ MW}_{\text{th}}$ beim Einsatz von Gasen.
- Anlagen zur Verfeuerung von Haus- oder Gewerbemüll sind unabhängig von der Leistung genehmigungsbedürftig.
- Das gleiche trifft auf Anlagen zur Herstellung von Zement und Glas zu.
- Die Untergrenzen der meisten anderen Prozeßfeuerungen beziehen sich auf den Güterdurchsatz. Wegen der Vielzahl der Anlagenarten können sie hier nicht einzeln aufgeführt werden. Eine Aufstellung findet man z. B. in /Baum 1988/.
- Stationäre Verbrennungsmotoren sind genehmigungsbedürftig, wenn die thermische Leistung 1 MW_{th} überschreitet.
- Bei Motorprüfständen beträgt die Leistungsuntergrenze $300 \text{ kW}_{\text{th}}$.
- Gasturbinen sind genehmigungsbedürftig bei einem Abgasvolumenstrom von $60.000 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{h}$ oder mehr.

Die Emissionserklärungen liefern einen guten und derzeit aktuellsten Überblick über den Bestand an genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992. In Tab. 4.1 wird der Anlagenbestand nach Sektoren aufgegliedert.

Der größte Teil der genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen fällt nach /UMEG 1995/ in den Geltungsbereich der TA Luft. Den größten Anteil darunter haben Kesselfeuerungen. Insgesamt werden in Baden-Württemberg in 765 Unternehmen 1119 Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft mit 1805 Kesseln betrieben (Stand 1992). 13 % der Anlagen entfallen auf Betreiber im Sektor öffentliche Kraftwerke, 19 % auf Betreiber im Sektor Kleinverbraucher und 68 % auf Betreiber im Sektor Industrie (vgl. auch Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Aufteilung des Bestandes genehmigungsbedürftiger Kesselfeuerungsanlagen in Baden-Württemberg. Stand 1992, Daten aus /UMEG 1995/.

Anlage im Geltungsbereich der	Anlagen/ Kessel	Sektor	Anteil der Anlagen
TA Luft	1119/ 1805	öffentliche Kraftwerke	13 %
		Industrie	68 %
		Kleinverbraucher	19 %
GFAVO	53/ 183	öffentliche Kraftwerke	35 %
		Industrie	54 %
		Kleinverbraucher	11 %

Kesselfeuerungen für feste und flüssige Brennstoffe mit einer Leistung von mehr als 50 MW_{th} und Kesselfeuerungen für Gas mit einer Leistung von mehr als 100 MW_{th} fallen in den Geltungsbereich der Großfeuerungsanlagenverordnung (GFAVO). Von den 53 Anlagen in Baden-Württemberg in dieser Größenklasse mit zusammen 183 Kesseln entfallen 35 % auf Betreiber im Sektor öffentliche Kraftwerke, 11 % auf Betreiber im Sektor Kleinverbraucher und 54 % auf Betreiber im Sektor Industrie (Stand 1992, vgl. auch Tab. 4.1).

Anlagen, in denen Abfälle thermisch entsorgt werden, fallen in den Geltungsbereich der 17. BImSchV. Insgesamt werden in Baden-Württemberg 15 entsprechende Anlagen betrieben (Stand 1992). Den größten Mülldurchsatz haben 3 Müllheizkraftwerke in Mannheim, Stuttgart und Göppingen. Die Betreiber sind dem Sektor öffentliche Kraftwerke zuzuordnen. Daneben gibt es kleinere Anlagen kommunaler Betreiber, die zum Sektor Kleinverbraucher gerechnet werden, sowie einige kleinere Anlagen in Industriebetrieben.

Die Emissionsdaten liegen in den Emissionserklärungen in Form von Jahreswerten für einzelne Anlagen und verschiedene Betriebszustände vor. Die Daten werden für Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft aus gemessenen Werten für die Schadstoffkonzentrationen im Abgas gewonnen. Die Konzentrationen der Schadstoffe im Abgas werden bei der Abnahme der Anlage für verschiedene Betriebszustände von einem zugelassenen Meßinstitut, z. B. dem TÜV, gemessen. Danach werden diese Messungen regelmäßig im Abstand von 3 Jahren wiederholt.

Die gemessenen Schadstoffkonzentrationen werden mit dem Volumenstrom der Abgase multipliziert. Um den Abgasvolumenstrom aus dem gegebenen Brennstoffeinsatz berechnen zu können, muß gleichzeitig mit den Schadstoffkonzentrationen der Restsauerstoffgehalt der Abgase in den verschiedenen Betriebszuständen gemessen werden. Das Produkt aus Abgasvolumenstrom und Schadstoffkonzentration liefert die Schadstofffracht pro Betriebszustand. Durch Multiplikation mit der Zahl der jährlichen Betriebsstunden pro Betriebszustand erhält man die jährlichen Emissionen pro Betriebszustand, die in den Emissionserklärungen ausgewiesen werden.

Im Gegensatz zu den Anlagen im Geltungsbereich der TA Luft liegen für Anlagen im Geltungsbereich der GFAVO kontinuierlich gemessene Schadstoffkonzentrationen vor.

Bei den Konzentrationsmessungen werden im Regelfall nur Schadstoffe erfaßt, bezüglich derer die Anlagen Grenzwerte einhalten müssen. Die Emissionen anderer Schadstoffe werden daher von den Anlagenbetreibern häufig unter Verwendung sektortypischer Emissionsfaktoren aus der Literatur berechnet oder nicht angegeben. Daher weisen z. B. die VOC-Emissionsdaten für Feuerungsanlagen erhebliche Lücken auf, und die Hg-Emissionen werden nur in Einzelfällen, vor allem für Abfallverbrennungsanlagen, angegeben.

Die weiteren Angaben in den Emissionserklärungen umfassen u. a. den jährlichen Brennstoffeinsatz der Feuerungsanlagen. Daraus werden mit Hilfe sektortypischer Emissionsfaktoren, die in Teilkapitel 4.3 zusammengestellt werden, fehlende Emissionsangaben ergänzt.

Darüber hinaus wird der Brennstoffeinsatz der Anlagen für den Abgleich zwischen Punkt- und Flächenquellen benötigt. Weitere dazu erforderliche Informationen sind die Gemeindezugehörigkeit der Anlagenstandorte und die Branchenzugehörigkeit der Betreiber. Diese Informationen gehen ebenfalls aus den Emissionserklärungen hervor.

Um eine räumliche Zuordnung der Emissionen zu ermöglichen, werden in den Emissionserklärungen die Koordinaten der Kamine angegeben, über die die Schadstoffe freigesetzt werden. Weiterhin enthalten die Emissionserklärungen die Höhe der Kamine und die Temperatur der Abgase an der Kaminmündung. Diese Größen werden - neben dem aus dem Brennstoffeinsatz zu ermittelnden Abgasvolumenstrom - von den Ausbreitungs- und Umwandlungsmodellen zur Berechnung des Auftriebs der Abgase nach dem Verlassen der Kaminöffnungen benötigt (Fahnenüberhöhung).

Die für die Erstellung von Emissionskatastern benötigten Angaben über einzeln betrachtete Feuerungsanlagen werden in eine eigene Punktquellendatenbank aufgenommen. Die Modelle zur Emissionsberechnung greifen in vielfacher Weise auf diese Datenbank zu.

Neben den bisher genannten Daten enthalten die Emissionserklärungen auch Angaben über die monatliche Benutzungsstundenzahl pro Anlage, mit der prinzipiell eine zeitliche Auflösung der Emissionen in Monatswerte möglich wäre. Eine Plausibilitätskontrolle der Daten zeigt jedoch, daß die Daten oft unplausibel sind. So wird bei vielen Anlagen auch dann eine monatlich konstante Benutzungsstundenzahl angegeben, wenn davon auszugehen

ist, daß die Benutzungsstundenzahl der Anlagen jahreszeitlich und produktionsbedingt schwankt. Ferner wird bei der monatlichen Benutzungsstundenzahl nicht nach Laststufen unterschieden, so daß nicht direkt auf den Brennstoffeinsatz pro Monat geschlossen werden kann. Aus diesen Gründen werden die Angaben aus den Emissionserklärungen über die monatlichen Benutzungsstundenzahlen in dieser Arbeit nicht zur Zeitauflösung verwendet.

4.3 Datenbasis für Emissionsfaktoren

Die Berechnung der Emissionen aus Feuerungsanlagen, die als Flächenquellen betrachtet werden, erfolgt durch die Multiplikation des Brennstoffeinsatzes pro Sektor mit sektortypischen Emissionsfaktoren für die einzelnen Brennstoffe (vgl. Gleichung (3.1)). Ferner werden mit dieser Gleichung fehlende Emissionsdaten für Punktquellen ergänzt.

Um Emissionsfaktoren für die Schadstoffe SO_2 , NO_x , CO, Hg und BaP sowie die Schadstoffgruppe der VOC in hoher stofflicher Aufgliederung zu erhalten, werden verschiedene Literaturangaben und eigene Berechnungen kombiniert. In den folgenden drei Abschnitten werden die verwendeten Emissionsfaktoren näher erläutert. Tab. 4.2 enthält eine Zusammenfassung der Werte.

4.3.1 Emissionsfaktoren für SO_2 , NO_x , CO und VOC

Die Emissionen der Schadstoffe SO_2 , NO_x , CO und der Schadstoffgruppe der VOC werden seit einer Reihe von Jahren von verschiedenen offiziellen Stellen und im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten untersucht. Daher sind mehrere Datenbasen für Emissionsfaktoren in der Literatur verfügbar, in denen die Emissionsfaktoren nach Brennstoffen und Sektoren untergliedert angegeben werden.

Das Umweltbundesamt veröffentlicht in /UBA 1988/ eine Datenbasis für sektortypische Emissionsfaktoren in Form von Mittelwerten für den Anlagenbestand im Jahr 1986. Seither werden die Daten in der gleichen Struktur jährlich aktualisiert. Sektortypische Mittelwerte für den Anlagenbestand im Jahr 1992 wurden für diese Arbeit direkt vom Umweltbundesamt bezogen (/UBA 1994/).

Die Emissionsfaktoren, die das Umweltbundesamt für den Sektor Kleinverbraucher angibt, stellen einen Mittelwert über die Emissionsfaktoren von Anlagen dar, die überwiegend nicht genehmigungsbedürftig sind. Sie werden in dieser Arbeit für nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen in den Sektoren Industrie und Kleinverbraucher verwendet, die als Flächenquellen erfaßt werden. In Tab. 4.2 sind sie in der Reihe für Kleinverbraucher aufgeführt.

Auf der anderen Seite werden die Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes für den Sektor Industrie durch eine Mittelung der Emissionsfaktoren von Feuerungsanlagen gewon-

Tab. 4.2: Energiebezogene Emissionsfaktoren für unterschiedliche Brennstoffe und Sektoren von: /UBA 1994/, /Angerer et al. 1995/, /Stami 1994/, /Struschka 1988/, /Jockel, Hartje 1991/, /Orthofer, Vesely 1992/, eigene Berechnungen

Sektor	Brennstoff	NO _x [kg/TJ _{Br}]	SO ₂ [kg/TJ _{Br}]	CO [kg/TJ _{Br}]	VOC [kg/TJ _{Br}]	Hg [kg/TJ _{Br}]	BaP [kg/TJ _{Br}]
Haushalte, Raumwärme- bereitstellung	Erdgas	51	0,5	60	5	0	0
	Heizöl EL	50	85	45	5	0	5,5·10 ⁻⁴
	Kohle	100	400	5000	400	0,009	0,03
	Holz	64	1	2120	350	0	0,129
Haushalte, Warmwasser- bereitstellung	Erdgas	51	0,5	60	8	0	0
	Heizöl EL	50	85	45	5	0	5,5·10 ⁻⁴
	Holz	100	1	12.000	1600	0	0,129
Haushalte, Kochen	Erdgas	63	0,5	300	25	0	0
	Holz	100	1	15.000	2000	0	0,129
Kleinverbraucher	Erdgas	41	0,5	45	5	0	0
	Heizöl EL	50	85	45	5	0	5,5·10 ⁻⁴
	Kohle	150	600	500	30	0,009	0,03
	Holz	112	1	2460	210	0	0,129
	Diesel	795	70	970	610	0	0,001
Industrie	Gase	42	0,6	45	5	0	0
	Heizöl EL	71	85	10	5	0	0,5·10 ⁻⁶
	Heizöl S	190	707	10	8	0,007	1,0·10 ⁻⁶
	Kohle	180	530	100	30	0,006	5,9·10 ⁻⁶
	Holz	112	1	2460	210	0	0,014
öffentliche Kraftwerke	Gase	*	*	*	0,6	0	0
	Heizöl EL	*	*	*	7	0	0
	Heizöl S	*	*	*	7	0,007	0
	Kohle	*	*	*	3	0,006	0
	Müll	*	*	*	65	0,23	0

* für Anlagen im Sektor öffentliche Kraftwerke liegen für SO₂, NO_x und CO anlagenbezogene Emissionsfaktoren vor

nen, die überwiegend in den Geltungsbereich der TA Luft fallen. Sie werden in dieser Arbeit dazu verwendet, fehlende Angaben in den Emissionserklärungen über die jährlichen Emissionen genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen in den Sektoren Industrie und Kleinverbraucher zu ergänzen. In Tab. 4.2 sind sie in der Reihe für die Industrie eingetragen.

Die SO₂-, NO_x- und CO-Emissionen öffentlicher Kraftwerke gehen aus den Emissionserklärungen hervor. Die VOC-Emissionen müssen dagegen berechnet werden. Hierzu

werden die Emissionsfaktoren verwendet, die das Umweltbundesamt für öffentliche Kraftwerke angibt (vgl. Tab. 4.2).

Für gewerbliche Holzfeuerungen liegen im Vergleich zu den Werten des Umweltbundesamtes neuere Emissionsfaktoren von /Angerer et al. 1995/ vor. Dabei handelt es sich um die Ergebnisse einer Felduntersuchung, bei der Messungen an 29 Holzfeuerungen gewerblicher Betreiber durchgeführt wurden. Sämtliche Anlagen fallen in den Geltungsbereich der 1. BImSchV. Um den derzeitigen Anlagenbestand abzubilden, beziehen /Angerer et al. 1995/ sowohl veraltete als auch moderne Anlagen ein. Die aus den Meßwerten abgeleiteten mittleren Emissionsfaktoren werden in dieser Arbeit für nicht genehmigungsbedürftige Holzfeuerungen in den Sektoren Industrie und Kleinverbraucher verwendet. Sie sind in Tab. 4.2 in den Reihen Industrie/Holz und Kleinverbraucher/Holz aufgeführt.

Für Dieselfahrzeuge, die in der Landwirtschaft und im Baugewerbe betrieben werden und deren Kraftstoffverbrauch bzw. deren Emissionen zum Sektor Kleinverbraucher gerechnet werden, werden Emissionsfaktoren für langsam fahrende Lastkraftwagen von /Hassel, Weber 1991/ verwendet.

Für den Sektor Haushalte werden in den meisten Fällen Emissionsfaktoren aus /ÖKO 1990/ verwendet. Die Faktoren liegen dort untergliedert nach Anlagen zur Raumwärmebereitstellung, Anlagen zur Warmwasserbereitstellung und Gas- bzw. Festbrennstoffherden vor.

Lediglich für die in Haushalten betriebenen Holzfeuerungen zur Raumwärmebereitstellung wird auf neuere Meßergebnisse zurückgegriffen. In /Stami 1994/ werden umfangreiche Emissionsmessungen an modernen, holzgefeuerten Einzelöfen und Zentralheizkesseln unterschiedlicher Bauarten vorgestellt. Um mittlere Emissionsfaktoren für den derzeitigen Anlagenbestand in Baden-Württemberg abzuleiten, werden zusätzlich Emissionsfaktoren für zwei veraltete Heizkessel und einen offenen Kamin von /Struschka et al. 1988/ einbezogen.

Aus den Daten von /Stami 1994/ und /Struschka et al. 1988/ werden zunächst mittlere Emissionsfaktoren pro Bauart und anschließend mittlere Emissionsfaktoren für Einzelöfen bzw. Zentralheizkessel bestimmt. Der arithmetische Mittelwert dieser zwei Werte pro Schadstoff wird als Emissionsfaktor für sämtliche holzgefeuerten Anlagen zur Raumwärmebereitstellung im Sektor Haushalte verwendet. Die Mittelwerte sind in Tab. 4.2 in der Reihe für die Raumwärmebereitstellung in Haushalten/Holz eingetragen.

Eine Wichtung der Emissionsfaktoren für einzelne Bauarten bei der Bestimmung mittlerer Emissionsfaktoren ist aufgrund der verfügbaren Datenlage nicht möglich. Zwar gehen Emissionsfaktoren pro Bauart von /Stami 1994/ und /Struschka et al. 1988/ hervor, doch fehlen Daten über die Verteilung des Holzeinsatzes auf die einzelnen Bauarten.

Die VOC-Emissionsfaktoren in den zitierten Arbeiten beziehen sich entweder auf die gesamte Schadstoffgruppe der VOC, oder es wird die recht grobe Einteilung in Methan und Nicht-Methan-VOC (NMVOC) vorgenommen. Zur Simulation der Bildung von Photooxidantien benötigt man dagegen VOC-Emissionsdaten in hoher stofflicher Aufgliederung. Um diese

zu ermitteln, werden die in Tab. 4.2 angegebenen VOC-Emissionsfaktoren mit dimensionslosen Splitfaktoren multipliziert, die das Verhältnis der Emissionen bestimmter Substanzen oder Substanzgruppen zu den gesamten VOC-Emissionen angeben. Für diese Arbeit wurden Splitfaktoren von /Obermeier 1993/ unter Verwendung verschiedener Datenquellen berechnet. Damit wird eine stoffliche Aufgliederung der VOC-Emissionen in 32 Substanzgruppen nach dem Reaktionsmechanismus RADM 2 erreicht, der von /Stockwell et al. 1990/ beschrieben wird.

4.3.2 Emissionsfaktoren für Hg

Aus dem Quecksilbergehalt von Kohle und Heizöl S ergeben sich nach /Jockel, Hartje 1991/ die in Tab. 4.2 aufgeführten Emissionsfaktoren für Hg. Ferner wird von /Jockel, Hartje 1991/ ein Hg-Emissionsfaktor für Abfallverbrennungsanlagen angegeben. Die Emissionsfaktoren dürfen allerdings nicht für Feuerungsanlagen mit Abgaswäschern verwendet werden. Da Hg im Rohgas bei Anwesenheit von HCl zum Teil in Form der wasserlöslichen Verbindung HgCl_2 vorliegt, werden in Abgaswäschern hinter Kohlefeuerungen nach /Gutberlet et al. 1992/ und /Maier et al. 1992/ bis zu 50 % der Hg-Fracht ausgewaschen. Ist vor den Wäscher eine SCR-Anlage geschaltet, wird der Anteil an HgCl_2 erhöht. Die Minderung der Hg-Emissionen kann dann bis zu 80 % betragen.

Mit diesen Minderungsgraden werden anlagenabhängige Emissionsfaktoren für Feuerungsanlagen für Kohle und Heizöl S im Geltungsbereich der TA Luft und der GFAVO berechnet. Die Art und Schaltung der Abgasreinigungsanlagen liegt aus /UMEG 1995/ vor.

Bei Abfallverbrennungsanlagen ist der Anteil an HgCl_2 im Rohgas höher als bei Kohlefeuerungen, da das HCl-Angebot um rund eine Größenordnung über dem Wert bei Kohlefeuerungen liegt. Daher kann in der ersten Wäscherstufe der mehrstufigen Abgasreinigung, die hauptsächlich der HCl-Abscheidung dient, eine Hg-Minderung von 90 % erreicht werden (vgl. /Vogg 1994/). Die Schaltung der SCR-Anlage ist dabei ohne Bedeutung. Wird zusätzlich ein Aktivkoks- oder ein Aktivkohlefilter zur Minderung der Dioxin-Emissionen eingesetzt, wird ein Teil des verbleibenden, metallischen Hg adsorbiert. Dadurch nimmt der Hg-Emissionsfaktor auf $0,005 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ ab. Mit diesen Informationen werden anlagenabhängige Emissionsfaktoren für Abfallverbrennungsanlagen berechnet, sofern die Emissionen nicht direkt aus den Emissionserklärungen hervorgehen.

4.3.3 Emissionsfaktoren für BaP

Als Emissionsfaktoren für BaP werden für Kleinf Feuerungen in den Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher die Werte der Arbeitsgemeinschaft Emissionsfaktoren (/Wörth 1995/) verwendet. Diese Emissionsfaktoren werden von den Landesumweltämtern mehrerer Bundes-

länder im Rahmen der Aufstellung von Luftreinhalteplänen verwendet. Die höchsten Emissionsfaktoren findet man mit $0,129 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Brennholz und mit $0,03 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Kohle. Deutlich kleiner ist der Emissionsfaktor für Heizöl EL mit $5,5 \cdot 10^{-4} \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$. Bei der Verbrennung von Erdgas entstehen keine nennenswerten BaP-Emissionen.

Die Emissionsfaktoren für BaP weisen eine extrem starke Degression mit wachsender Feuerungswärmeleistung auf, die den besseren guten Ausbrand bei größeren Anlagen widerspiegelt. Nach /Orthofer, Vesely 1992/ ergeben sich für Industrief Feuerungen Emissionsfaktoren von $5,9 \cdot 10^{-6} \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Kohle, $0,014 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Holz, $1 \cdot 10^{-6} \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Heizöl S und $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für Heizöl EL. Da Feuerungsanlagen in Kraftwerken i. a. einen noch besseren Ausbrand besitzen, ist dort nicht mit nennenswerten BaP-Emissionen zu rechnen.

4.4 Emissionen im Sektor Haushalte

In privaten Haushalten wird eine Vielzahl von Klein- und Kleinstfeuerungen betrieben, die der Raumwärmebereitstellung und der Warmwasserbereitstellung dienen. In der Regel besitzen sie eine thermische Leistung von einigen kW_{th} bis zu einigen hundert kW_{th} . In größeren Wohnblocks und Hochhäusern werden auch Anlagen im Bereich einiger MW_{th} eingesetzt. Als Brennstoffe werden Heizöl EL, Erdgas, Holz und Kohle verwendet. Ein erheblicher Teil des Energiebedarfs zur Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung wird außerdem mit Strom und Fernwärme gedeckt.

Eine weitere wichtige Energieanwendung in Haushalten ist das Kochen. Hierfür wird überwiegend elektrischer Strom verwendet. In geringerem Maße werden aber auch Gas und Festbrennstoffe eingesetzt.

Den größten Anteil am gesamten Endenergieeinsatz privater Haushalte hat nach /Voß 1995/ mit über 75 % der Energieeinsatz zur Raumwärmebereitstellung. Er wird mit Hilfe der im nächsten Abschnitt vorgestellten Gebäudetypenmethode erfaßt. Im ersten Schritt wird der Energieeinsatz zur Raumwärmebereitstellung für den gesamten Gebäudebestand in Baden-Württemberg berechnet. Anschließend werden die Ergebnisse mit der Energiebilanz /MWMT 1993/ abgeglichen. Erst danach wird der Energieeinsatz zur Raumwärmebereitstellung auf der Ebene von Gemeindewerten bestimmt. Die Berechnung des Energieeinsatzes zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen auf Gemeindeebene wird in Abschnitt 4.4.2 diskutiert.

4.4.1 Berechnung des Energieträgereinsatzes zur Raumwärmebereitstellung mit der Gebäudetypenmethode

1987 wurde im Rahmen der Gebäude- und Wohnungszählung der Bestand an Wohngebäuden in der Bundesrepublik Deutschland erhoben. Die Ergebnisse wurden für administrative Einheiten bis zur Gemeindeebene veröffentlicht (/Stala 1991/). Aus den veröffentlichten

Daten läßt sich für jede Gemeinde oder größere administrative Einheit eine Gebäudetypenmatrix \underline{Z} aufstellen, deren Spalten durch die Baualtersklassen und deren Zeilen durch die Größenklassen der Gebäude gebildet werden (vgl. Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Gebäudetypenmatrix \underline{Z} aus den veröffentlichten Ergebnissen der Gebäude- und Wohnungszählung 1987 für administrative Einheiten bis zur Gemeindeebene (/Stala 1991/)

	Erbaut bis 1918	1919 - 1948	1949 - 1957	1958 - 1968	1969 - 1978	nach 1979
Gebäude mit 1 Wohnung	z_{11}	z_{21}	z_{31}	z_{41}	z_{51}	z_{61}
2 Wohnungen	z_{12}	z_{22}	z_{32}	z_{42}	z_{52}	z_{62}
3 und mehr Wohnungen	z_{13}	z_{33}	z_{33}	z_{43}	z_{53}	z_{63}
Nichtwohngebäude*	z_{14}	z_{24}	z_{34}	z_{44}	z_{54}	z_{64}

* Nichtwohngebäude sind in diesem Zusammenhang Gebäude, die überwiegend für andere Zwecke als Wohnzwecke genutzt werden, aber mindestens eine Wohneinheit enthalten.

Die Gebäudetypenmatrix \underline{Z} für eine administrative Einheit bildet den Ausgangspunkt zur Berechnung des Energieträgereinsatzes privater Haushalte zur Raumwärmebereitstellung. Der Rechenweg ist schematisch in Bild 4.1 dargestellt. Die Zahl z_{ij} der Gebäude eines Typs wird mit der mittleren Zahl an bewohnten Wohnungen pro Gebäude einer Größenklasse (aus /Stala 1991/) sowie mit der durchschnittlichen Fläche einer Wohnung in den unterschiedlichen Gebäudetypen von /Eckerle et al. 1992/ multipliziert. Dadurch erhält man die bewohnte Fläche pro Gebäudetyp in der betrachteten administrativen Einheit.

Durch die Multiplikation der bewohnten Fläche mit dem flächenbezogenen Wärmeleistungsbedarf von /Eckerle et al. 1992/ erhält man den Wärmeleistungsbedarf pro Gebäudetyp. Um daraus den jährlichen Wärmebedarf zu bestimmen, benötigt man die Zeit, während derer die Leistung pro Jahr nachgefragt wird. Sie wird als Vollbenutzungsstundenzahl bezeichnet und hängt vom verwendeten Heizungssystem ab. Typische Werte werden von /Eckerle et al. 1992/ angegeben.

Daten zur Beheizungsstruktur gehen aus der Gebäude- und Wohnungszählung 1987 auf Wohnungsebene hervor. Angegeben wird die Zahl der Wohnungen, die mit Fernwärme oder mit Zentralheizungen, Etagenheizungen oder Einzelöfen jeweils für Gas, Öl, Strom oder Festbrennstoffe beheizt wird. Da keine zuverlässige Korrelation zwischen der Beheizungsstruktur auf Wohnungsebene und den Gebäudetypen bekannt ist, können die Wohnungen mit bestimmten Heizungssystemen nicht einzelnen Gebäudetypen zugeordnet werden. Deshalb wird die Summe des für die verschiedenen Gebäudetypen berechneten Wärmeleistungsbedarfs gebildet und mit den relativen Anteilen der Wohnungen mit einem bestimmten Heizungssystem multipliziert. Anschließend erfolgt eine Multiplikation mit der Vollbenutzungsstunden-

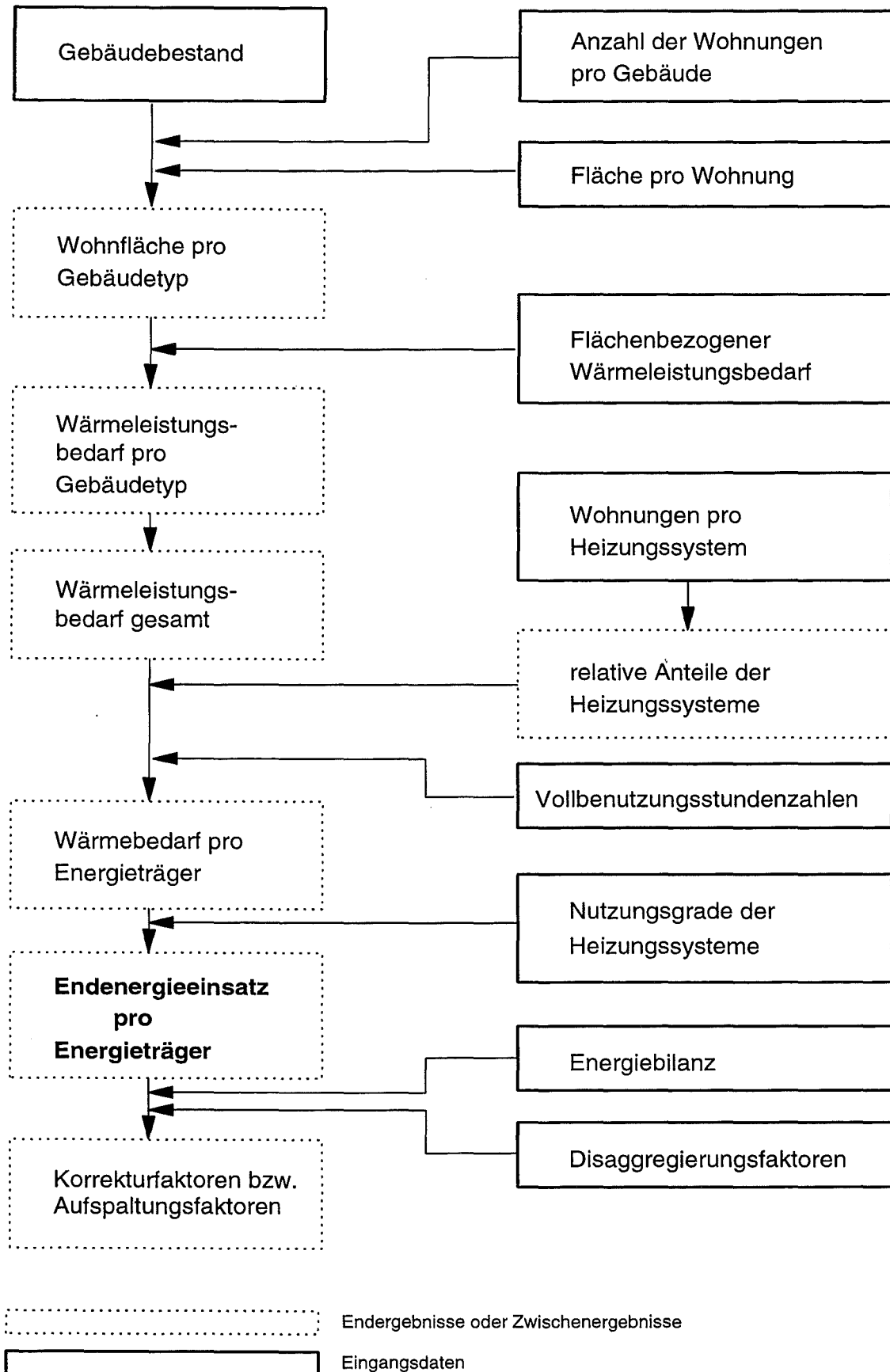


Bild 4.1: Berechnung des Energieeinsatzes zur Raumwärmebereitstellung in Haushalten und Bestimmung von Korrekturfaktoren bzw. Faktoren zur Aufspaltung des Festbrennstoffeinsatzes

zahl der Heizungssysteme und eine Division durch den Nutzungsgrad. Sie liefert den Endenergieeinsatz pro Energieträger zur Raumwärmebereitstellung.

Wendet man die Gebäudetypenmethode auf den Gebäudebestand von Baden-Württemberg an, erhält man die Ergebnisse in der dritten Spalte von Tab. 4.4, jedoch noch ohne die Aufspaltung des Festbrennstoffeinsatzes auf Kohle und Holz. Zum Vergleich werden in der zweiten Spalte von Tab. 4.4 die Ergebnisse einer Disaggregation der Energiebilanz für Baden-Württemberg (/MWMT 1993/) angegeben. Dabei wird der Endenergieverbrauch der Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher, der in der Energiebilanz gemeinsam ausgewiesen wird, mit Hilfe von relativen Anteilen, die aus Daten von /Fahl et al. 1992/ abgeleitet werden, zuerst auf die einzelnen Sektoren und anschließend auf die Anwendungsbereiche Raumwärmebereitstellung, Warmwasserbereitstellung, Kochen usw. verteilt.

Tab. 4.4: Vergleich der Ergebnisse verschiedener Methoden zur Berechnung des Energieträgereinsatzes zur Raumwärmebereitstellung in Haushalten in Baden-Württemberg im Jahr 1992

	disaggregierte Energiebilanz [TJ]	Gebäudetypen- methode [TJ]	Korrektur- faktor k_{Br} [-]
Fernwärme	7.420	8.088	0,92
Gas	54.534	55.725	0,98
Heizöl EL	134.675	142.942	0,94
Strom	13.995	14.336	0,98
Festbrennstoffe	8.230	13.427	-
davon Kohle	2.084	2.084	-
davon Holz	6.146	11.343	-

Für die Energieträger Fernwärme, Gas, Heizöl EL und Strom wird davon ausgegangen, daß die aus der Energiebilanz abgeleiteten Werte eine höhere Genauigkeit aufweisen als die Ergebnisse der Gebäudetypenmethode, da in der Energiebilanz jährliche Klimaschwankungen besser erfaßt werden. Deshalb werden für diese Energieträger die Quotienten aus den Angaben in der nach /Fahl et al. 1992/ disaggregierten Energiebilanz und den Ergebnissen der Gebäudetypenmethode gebildet (vierte Spalte von Tab. 4.4). Sie werden als Korrekturfaktoren k_{Br} bei der gemeindeweisen Berechnung des Energieträgereinsatzes verwendet.

Im Gegensatz zu den anderen Brennstoffen wird beim Brennholz davon ausgegangen, daß der Wert in der Energiebilanz, in der nur kommerziell erworbene Energieträger erfaßt werden, unterschätzt wird, da Brennholz zu einem nicht vernachlässigbaren Teil aus privaten Waldbeständen stammt. Nimmt man den Kohleeinsatz von 2.084 TJ aus der Energiebilanz als fehlerfrei an, kann man den Brennholzeinsatz abschätzen, indem man den Festbrennstoff-

einsatz nach der Gebäudetypenmethode von 13.427 TJ um den Kohleeinsatz vermindert. Der resultierende Holzeinsatz beträgt 11.343 TJ. Die relativen Anteile von Holz und Kohle am landesweiten Festbrennstoffeinsatz betragen damit 84,5 % bzw. 15,5 %.

4.4.2 Berechnung jährlicher Emissionen pro Gemeinde

Zur Berechnung des Öl-, Gas-, Fernwärme-, Strom- und Festbrennstoffeinsatzes zur Raumwärmebereitstellung pro Gemeinde wird die Gebäudetypenmethode auf den Gebäudebestand der Gemeinden angewendet. Anschließend werden die Ergebnisse für Öl, Gas, Fernwärme und Strom mit den brennstoffabhängigen Korrekturfaktoren k_{Br} multipliziert. Gleichzeitig wird der berechnete Festbrennstoffeinsatz mit Hilfe der relativen Anteile von Holz und Kohle am landesweiten Festbrennstoffeinsatz von 84,5 % und 15,5 % auf Holz und Kohle verteilt.

Der Energieträgereinsatz zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen pro Gemeinde wird durch die Multiplikation der Einwohnerzahl mit dem einwohnerbezogenen Energieträgereinsatz berechnet. Der einwohnerbezogene Energieträgereinsatz wird aus der nach /Fahl et al. 1992/ disaggregierten Energiebilanz und der Einwohnerzahl von Baden-Württemberg von 9,8 Millionen gewonnen und ist in Tab. 4.5 enthalten.

Tab. 4.5: Einwohnerbezogener Energieträgereinsatz zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen im Sektor Haushalte in Baden-Württemberg im Jahr 1992

	Fernwärme [MJ/Einw.]	Strom [MJ/Einw.]	Gas [MJ/Einw.]	Heizöl EL [MJ/Einw.]	Holz [MJ/Einw.]
Warmwasserbereitstellung	152	773	956	1.996	18
Kochen	-	556	165	-	62

Nach der Multiplikation der Einwohnerzahl pro Gemeinde mit den einwohnerbezogenen Werten für den Energieträgereinsatz werden die Ergebnisse auf ihre Plausibilität überprüft. Wird in einer Gemeinde keine Wohnung mit Gas oder Fernwärme beheizt, ist davon auszugehen, daß dort kein Gas- oder Fernwärmeanschluß für Haushalte existiert. In diesem Fall wird ein entsprechend höherer Stromverbrauch für die Warmwasserbereitstellung und das Kochen angenommen. Der Heizöleinsatz zur Warmwasserbereitstellung wird nicht verändert.

Durch diesen nichtlinearen Algorithmus ergibt sich in der Summe über sämtliche Gemeinden Baden-Württembergs ein höherer Stromeinsatz und ein niedrigerer Gas- und Fernwärmeeinsatz, als aus der Disaggregation der Energiebilanz für Baden-Württemberg hervorgeht. Um die Abweichungen auszugleichen, werden die einwohnerbezogenen Werte für den Energieträgereinsatz zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen korrigiert, indem sie

mit den Quotienten aus dem Strom-, Gas- und Fernwärmeeinsatz, der aus der disaggregierten Energiebilanz hervorgeht, und der Summe der Gemeindewerte multipliziert werden.

Mit Hilfe der korrigierten Werte für den einwohnerbezogenen Energieträgereinsatz zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen wird für jede Gemeinde der endgültige Wert für den Energieträgereinsatz für diese Zwecke bestimmt. Durch die Multiplikation dieser Werte und des Energieträgereinsatzes zur Raumwärmebereitstellung mit den in Teilkapitel 4.3 diskutierten Emissionsfaktoren erhält man die jährlichen Emissionen pro Gemeinde untergliedert nach den Anwendungen Raumwärmebereitstellung, Warmwasserbereitstellung und Kochen. Den Energieträgern Strom und Fernwärme werden an dieser Stelle keine Emissionen zugeordnet, da die Emissionen bei der Strom- und Fernwärmeerzeugung am Standort der Kraftwerke bzw. Heizwerke anfallen und dem Sektor öffentliche Kraftwerke zugerechnet werden.

4.4.3 Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen

Zur Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen werden dimensionslose Jahresgänge des Energiebedarfs in täglicher Auflösung und Tagesgänge des Energiebedarfs in stündlicher Auflösung bestimmt und mit den jährlichen Emissionen multipliziert. Diese Vorgehensweise ist wegen des linearen Zusammenhangs zwischen dem Energieeinsatz und den Emissionen nach Gleichung (3.1) möglich.

Typische Jahres- und Tagesgänge für die Raumwärmebereitstellung und die Warmwasserbereitstellung werden aus den gemessenen Wärmelastgängen für eine Wohnsiedlung mit 300 Wohneinheiten gewonnen, die in der VDI-Richtlinie 2067 enthalten sind (vgl. /VDI 2067/). Die Methode zur Gewinnung der Jahres- und Tagesgänge aus den Wärmelastgängen aus /VDI 2067/ und zur anschließenden zeitlichen Auflösung der Emissionen wird in den folgenden vier Unterabschnitten ausgeführt.

Um die Ergebnisse dieser vergleichsweise einfachen Methode zur Zeitauflösung zu verifizieren, wurde zusätzlich eine instationäre Wärmebedarfsrechnung für je ein Gebäude der 24 in dieser Arbeit verwendeten Gebäudetypen durchgeführt. Um die komplexe Dynamik des Energieaustauschs zwischen einem Gebäude und seiner Umgebung erfassen können, benötigen Modelle zur instationären Wärmebedarfsrechnung umfangreiche Eingangsdaten wie die Gebäudehüllfläche, den Fensteranteil, die Dicke der Wände und die k-Werte der einzelnen Bauteile. Darüber hinaus hat das Nutzerverhalten einen großen Einfluß sowohl auf die Höhe als auch auf den zeitlichen Verlauf des Wärmebedarfs.

Diese umfangreichen Eingangsdaten wurden weitestgehend aus einer Untersuchung des Institutes Wohnen und Umwelt gewonnen (vgl. /Ebel et al. 1990/). Die dort enthaltene Datenbasis orientiert sich in ihrer Struktur an der Gebäude- und Wohnungszählung 1987 und entspricht damit der in der vorliegenden Arbeit gewählten Gebäudetypologie. Über das Nutzerverhalten mußten Annahmen gemacht werden. Für die Berechnungen wurde das am

IER entwickelte Modell HEVA (Heizenergie-Verbrauchsanalyse von /Sigler 1992/ eingesetzt. Um stündliche Emissionen zu erhalten, wurde der mit HEVA bestimmte stündliche Heizenergieeinsatz mit sektortypischen Emissionsfaktoren multipliziert.

Es zeigte sich, daß die Ergebnisse der beiden Methoden zur Ermittlung stündlicher Emissionen sich nicht deutlich unterscheiden. Das bedeutet, daß der erheblich höhere Aufwand für die instationären Wärmebedarfsrechnungen nicht zwingend erforderlich ist. Daher wird für die folgenden Rechnungen der einfacheren Methode zur Zeitauflösung, bei der auf die Wärmelastgänge aus /VDI 2067/ zurückgegriffen wird, der Vorzug gegeben.

4.4.3.1 Bestimmung von Jahresgängen

Im Anhang zum Blatt 7 der VDI Richtlinie 2067 werden Lastgänge für den stündlichen Wärme- und Strombedarf einer Siedlung mit 300 Wohneinheiten an typischen Tagen in verschiedenen Jahreszeiten angegeben. Die Wärmelastgänge umfassen den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung und zur Warmwasserbereitstellung und wurden aus Messungen gewonnen. Die ursprüngliche Zielsetzung der Messungen war die Bereitstellung einer Datenbasis für die Auslegung von Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen.

Bei den Wärmelastgängen werden folgende typische Tage unterschieden: ein trüber und ein heiterer Tag im Winter (Oktober bis Februar), ein trüber und ein heiterer Tag in der Übergangsjahreszeit (März, April, Mai, September) und ein Sommertag (Juni, Juli, August). Die durchschnittliche Häufigkeit der einzelnen Typtage pro Jahr wird in /DIN 4710/ angegeben. Die Wärmelastgänge in /VDI 2067/ werden nicht nach Werktagen und Samstagen bzw. Sonntagen unterschieden.

In diesem Unterabschnitt werden die Wärmelastgänge dazu verwendet, Jahresgänge für die Raumwärme- und die Warmwasserbereitstellung zu bestimmen. Dazu wird durch Summation über die 24 Stundenwerte jedes Wärmelastgangs der tägliche Wärmebedarf an den verschiedenen Typtagen ermittelt. Für den Winter und die Übergangsjahreszeit wird der Mittelwert für den täglichen Wärmebedarf für heitere und trübe Tage gebildet. Insgesamt erhält man W_0 als täglichen Wärmebedarf an einem Sommertag, W_U als täglichen Wärmebedarf an einem Tag in der Übergangsjahreszeit und W_I als täglichen Wärmebedarf an einem Wintertag. Es wird davon ausgegangen, daß an dem typischen Sommertag, der zur Berechnung von W_0 dient, kein Raumwärmebedarf bestand. Dann entspricht W_0 dem Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung an dem typischen Sommertag. Im weiteren wird angenommen, daß der tägliche Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung während des ganzen Jahres konstant und damit gleich W_0 ist.

Um aus dem täglichen Energiebedarf für die Warmwasserbereitstellung auf einen normierten und dimensionslosen Jahresgang zu schließen, muß eine geeignete Normierungsbedingung gefunden werden. In dieser Arbeit werden sämtliche Jahresgänge auf die Zahl der

Tage im Jahr normiert, die 365 oder 366 (in Schaltjahren) betragen kann. Für den Jahresgang zur Warmwasserbereitstellung (Index WWB) lautet die Normierungsbedingung:

$$\sum_{d=1}^l R_{\text{WWB},a,d} = l \quad (4.1)$$

mit $R_{\text{WWB},a,d}$ als Element des Jahresgangs für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung,
 a als Index für das zu untersuchende Jahr,
 d als Index für den Tag im Jahr, $d = 1, \dots, l$, und
 l als Länge des Jahres a in Tagen.

Aus den oben gemachten Annahmen und dieser Normierungsbedingung ergeben sich die Elemente des Jahresgangs für die Warmwasserbereitstellung unabhängig vom zu untersuchenden Jahr a für jeden Tag d des Jahres zu 1,0.

Um einen Jahresgang für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung zu erhalten, wird die Abhängigkeit des täglichen Energiebedarfs von der tagesmittleren Außentemperatur ausgenutzt. Für den täglichen Energiebedarf $W_{\text{RWB},a,d}$ zur Raumwärmebereitstellung (Index RWB) an einem beliebigen Tag d im Jahr a wird eine stückweise lineare Abhängigkeit von der Gradtagszahl² G_d des Tages d angenommen und zwischen den gegebenen Werten für den täglichen Wärmebedarf W_1 im Winter, $W_{\text{Ü}}$ in der Übergangsjahreszeit und W_0 im Sommer interpoliert. Bei der Interpolation werden die Bereiche unter- und oberhalb der mittleren Gradtagszahl $G_{\text{Ü}}$ für einen Tag in der Übergangsjahreszeit unterschieden. Vor der Interpolation wird der Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung (= W_0) subtrahiert. Für einen Tag d im Jahr a mit einer Gradtagszahl G_d kleiner als $G_{\text{Ü}}$ ergibt sich in erster Näherung folgender Ansatz zur Bestimmung des täglichen Energiebedarfs zur Raumwärmebereitstellung $W_{\text{RWB},a,d}$:

$$W_{\text{RWB},a,d} = \frac{G_d}{G_{\text{Ü}}} \cdot (W_{\text{Ü}} - W_0) \quad (4.2)$$

Zur endgültigen Berechnung des täglichen Energiebedarfs $W_{\text{RWB},a,d}$ zur Raumwärmebereitstellung wird dieser Ansatz weiter verfeinert. Um zu berücksichtigen, daß Heizungsanlagen nach dem Ende einer längeren warmen Periode i. a. verzögert angestellt werden, wird in Gleichung (4.2) erst nach drei aufeinanderfolgenden Tagen mit positiver Gradtagszahl der Wert für G_d eingesetzt, der sich aus der tagesmittleren Außentemperatur ergibt. In den ersten zwei Tagen wird dagegen der Wert Null eingesetzt. Analog wird davon ausgegangen, daß

² Unter der Gradtagszahl versteht man die Abweichung der tagesmittleren Außentemperatur von der Sollinnentemperatur von 20 °C. Übersteigt die tagesmittlere Außentemperatur einen Wert von 15 °C, wird die Gradtagszahl auf 0 gesetzt (/VDI 2067/). Die Einheit der Gradtagszahl ist K (Kelvin).

Heizungsanlagen erst ausgeschaltet werden, wenn die Gradtagszahl an mehr als zwei aufeinanderfolgenden Tagen Null beträgt.

Für Tage mit einer Gradtagszahl größer als $G_{\text{Ü}}$ wird zwischen dem täglichen Wärmebedarf $W_{\text{Ü}}$ in der Übergangsjahreszeit und W_{I} im Winter interpoliert. In beiden Fällen wird vorher der Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung (= W_{O}) abgezogen. Mit G_{I} als mittlerer Gradtagszahl für einen Wintertag gilt für einen beliebigen Tag d im Jahr a mit $G_{\text{d}} > G_{\text{Ü}}$:

$$W_{\text{RWB,a,d}} = W_{\text{Ü}} - W_{\text{O}} + \frac{G_{\text{d}} - G_{\text{Ü}}}{G_{\text{I}} - G_{\text{Ü}}} \cdot (W_{\text{I}} - W_{\text{Ü}}) \quad (4.3)$$

Hat man mit den oben beschriebenen Methoden den täglichen Energiebedarf $W_{\text{RWB,a,d}}$ zur Raumwärmebereitstellung für jeden Tag d eines Jahres a bestimmt, kann man einen normierten und dimensionslosen Jahresgang aus der Zeitreihe für $W_{\text{RWB,a,d}}$ ableiten. Die Elemente $R_{\text{RWB,a,d}}$ des Jahresgangs ergeben sich durch folgende Gleichung, in der l die Zahl der Tage des Jahres a (365 oder 366) bezeichnet:

$$R_{\text{RWB,a,d}} = \frac{l \cdot W_{\text{RWB,a,d}}}{\sum_{d=1}^l W_{\text{RWB,a,d}}} \quad (4.4)$$

Infolge der Abhängigkeit von der täglichen Gradtagszahl zeigen die Elemente des Jahresgangs für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung große Schwankungen von Tag zu Tag innerhalb eines Jahres. Außerdem unterscheiden sich die Jahresgänge für verschiedene Bezugsjahre erheblich, da die (tägliche) Gradtagszahl in verschiedenen Jahren unterschiedlich verläuft. Im Gegensatz dazu sind die Elemente des Jahresgangs für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung an jedem Tag d eines beliebigen Jahres a konstant.

Aus den Angaben in der VDI Richtlinie 2067 kann kein Jahresgang für den Energiebedarf zum Kochen gebildet werden. Da auch aus sonstigen Quellen keine Korrelation des Energiebedarfs zum Kochen mit einer Größe, deren zeitlicher Verlauf bekannt ist, hervorgeht, wird der tägliche Energiebedarf zum Kochen als konstant angenommen. Die Elemente des Jahresgangs $R_{\text{Koch,a,d}}$ für den Energiebedarf zum Kochen ergeben sich dann unabhängig vom zu untersuchenden Jahr a für jeden Tag d zu 1,0.

4.4.3.2 Bestimmung von Tagesgängen

Ausgangspunkt zur Bestimmung von Tagesgängen für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung und zur Raumwärmebereitstellung sind die Wärmelastgänge aus der VDI Richtlinie 2067. Bild 4.2 zeigt die Wärmelastgänge für einen typischen heiteren Tag im Winter, einen typischen heiteren Tag in der Übergangsjahreszeit und einen typischen Sommertag. Die

Elemente der Wärmelastgänge haben die Dimension einer Leistung. Als Einheit wird in Bild 4.2 die Einheit MWh/h gewählt.

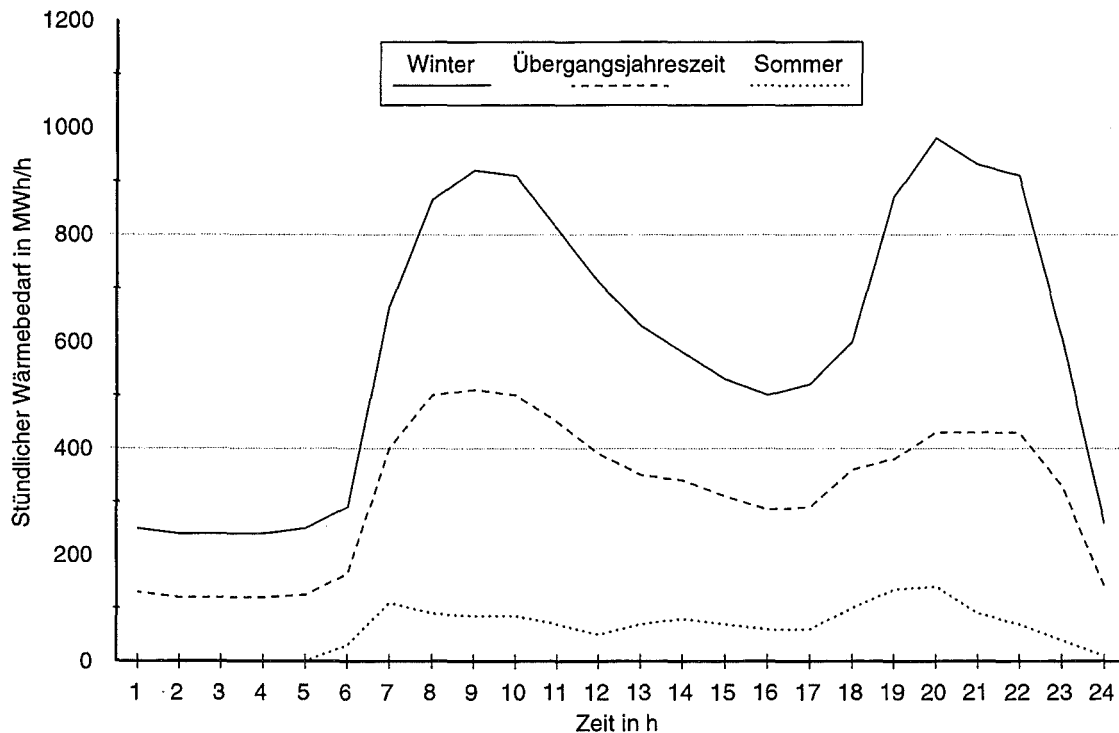


Bild 4.2: Wärmelastgänge von 300 Wohneinheiten für einen typischen heiteren Wintertag, einen typischen heiteren Tag in der Übergangsjahreszeit und einen typischen Sommertag (Werte aus /VDI 2067/)

Es zeigt sich, daß die Wärmelastgänge in allen Jahreszeiten am Morgen und am Abend je ein Maximum besitzen und in den Mittagsstunden zurückgehen. Der Rückgang der Wärmelastgänge in den Mittagsstunden ist im Winter erheblich stärker ausgeprägt als im Sommer. Die Maxima treten außerdem nicht in allen Jahreszeiten zur gleichen Uhrzeit auf.

Ein weiterer Unterschied besteht darin, daß der Wärmelastgang für Sommertage in den Nachtstunden auf den Wert Null zurückgeht. In der Übergangsjahreszeit und besonders im Winter besteht dagegen auch nachts ein (Raum-)Wärmebedarf. Er dient zur Aufrechterhaltung einer Mindest-Raumtemperatur, die für Nachtstunden i. a. auf 15 °C festgelegt ist.

Die Wärmelastgänge für einen typischen trüben Tag im Winter und in der Übergangsjahreszeit zeigen ein ähnliches Verhalten. Zur Vereinfachung beschränkt sich die folgende Darstellung auf die Herleitung der Tagesgänge für heitere Tage. Bei der Berechnung stündlicher Emissionen wird dagegen eine Fallunterscheidung zwischen trüben und heiteren Tagen vorgenommen.

Aus dem Wärmelastgang für einen typischen Sommertag werden Tagesgänge für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung abgeleitet. Dazu wird vorausgesetzt, daß die

Tagesgänge für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung an allen Tagen den gleichen Verlauf aufweisen. Diese Annahme ist eine Erweiterung der Annahmen, die zur Bestimmung eines Jahresgangs für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung gemacht wurden (täglich konstanter Energiebedarf, kein Raumwärmebedarf an dem typischen Sommertag aus /VDI 2067/).

Unter diesen Voraussetzungen sind die Tagesgänge für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung proportional zum Wärmelastgang für den typischen Sommertag (vgl. Bild 4.2, untere Kurve). Der Wärmelastgang für den typischen Sommertag spiegelt das typische Nutzerverhalten wider: einer starken Nachfrage nach Warmwasser am Morgen und am Abend steht eine kleinere Nachfrage am Mittag und eine verschwindende Nachfrage in der Nacht gegenüber.

Für die Elemente $R_{\text{WWB},d,h}$ der Tagesgänge für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung zur Stunde h ($h = 1, \dots, 24$) am Tag d gilt dann, wenn $W_{O,h}$ die Elemente des Wärmelastgangs aus /VDI 2067/ für den typischen Sommertag für die Stunde h bezeichnet:

$$R_{\text{WWB},d,h} \propto W_{O,h} \quad (4.5)$$

Die Elemente $R_{\text{WWB},d,h}$ des Tagesgangs für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung müssen noch geeignet normiert werden. Die Summe der 24 Elemente des Tagesgangs sollen den Wert 24 ergeben. Dann erhält man die Elemente $R_{\text{WWB},d,h}$ aus:

$$R_{\text{WWB},d,h} = \frac{24 \cdot W_{O,h}}{\sum_{h=1}^{24} W_{O,h}} \quad (4.6)$$

In Gleichung (4.6) sind die Elemente der Tagesgänge nicht bezüglich des zu untersuchenden Jahres indiziert. Diese Konvention wird auch auf alle weiteren Tagesgänge angewandt. Sie spiegelt das schrittweise Vorgehen zur Bestimmung stündlicher Emissionen wider. Zuerst werden Jahresgänge für das zu untersuchende Jahr a berechnet. Die Jahresgänge werden mit dem Index a gekennzeichnet. Anschließend werden die Tagesgänge für die 365 bzw. 366 Tage d des Jahres a bestimmt, die sich dann implizit auf das Jahr a beziehen.

Die Bestimmung von Tagesgängen des Energiebedarfs zur Raumwärmebereitstellung erfordert als Zwischenschritt die Bestimmung von Wärmelastgängen für jeden Tag d des zu untersuchenden Jahres. Sie werden aus den Wärmelastgängen für die typischen Tage im Winter, in der Übergangsjahreszeit und im Sommer bestimmt. Wie bei der Bestimmung von Jahresgängen wird eine Fallunterscheidung zwischen Tagen vorgenommen, deren Gradtagszahl G_d kleiner bzw. größer als die mittlere Gradtagszahl G_U für einen Tag in der Übergangsjahreszeit ist. Seien $W_{Ü,h}$ und $W_{O,h}$ die Elemente der Wärmelastgänge für heitere Tage in der Übergangsjahreszeit bzw. Sommertage zur Stunde h . $W_{O,h}$ ist gleich dem Energiebedarf zur

Warmwasserbereitstellung in der Stunde h . Um den Energiebedarf $W_{\text{RWB,d,h}}$ zur Raumwärmebereitstellung (Index RWB) in einer Stunde h mit $h = 1, \dots, 24$ an einem beliebigen Tag d mit einer Gradtagszahl G_d kleiner als $G_{\text{Ü}}$ zu berechnen, wird folgender Ansatz gemacht:

$$W_{\text{RWB,d,h}} = \frac{G_d}{G_{\text{Ü}}} \cdot (W_{\text{Ü,h}} - W_{\text{O,h}}) \quad (4.7)$$

Für Tage mit einer Gradtagszahl G_d größer als $G_{\text{Ü}}$ wird zwischen den Wärmelastgängen für heitere Tage in der Übergangsjahreszeit und im Winter interpoliert. Vorher werden die Elemente des Wärmelastgangs für Sommertage $W_{\text{O,h}}$ abgezogen. Damit erhält man $W_{\text{RWB,d,h}}$ für jede Stunde h mit $h = 1, \dots, 24$ eines Tages d mit $G_d > G_{\text{Ü}}$:

$$W_{\text{RWB,d,h}} = W_{\text{Ü,h}} - W_{\text{O,h}} + \frac{G_d - G_{\text{Ü}}}{G_{\text{I}} - G_{\text{Ü}}} \cdot (W_{\text{I,h}} - W_{\text{Ü,h}}) \quad (4.8)$$

Einen Tagesgang für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung an einem beliebigen Tag d erhält man, indem man zunächst unter Verwendung von Gleichung (4.7) und (4.8) für jede Stunde h des Tages d den stündlichen Energiebedarf $W_{\text{RWB,d,h}}$ zur Raumwärmebereitstellung berechnet. Anschließend werden die Elemente der sich ergebenden Zeitreihe mit 24 Elementen auf den Wert 24 normiert. Im Gegensatz zu den Tagesgängen für den Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung sind die Tagesgänge für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung stark vom Tag d abhängig.

Um Tagesgänge für den Energiebedarf zum Kochen zu erhalten, wird auf eine Studie der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (/VDEW 1985/) zurückgegriffen, in der der Stromverbrauch typischer Elektrogeräte im Haushaltsbereich und das Zeitmuster untersucht werden, nach dem die Elektrogeräte eingesetzt werden. Dabei wird u. a. ein tagesunabhängiger Tagesgang für Elektroherde angegeben. Dieser Tagesgang wird in der vorliegenden für den gesamten Energiebedarf zum Kochen verwendet.

4.4.3.3 Bestimmung gemeindebezogener Temperaturdaten

Zur Berechnung von Jahresgängen benötigt man Daten für die tagesmittleren Außentemperaturen für das komplette zu betrachtende Jahr. Da diese Daten nicht für jede Gemeinde beschafft werden können, werden Gemeinden mit vergleichbaren klimatischen Bedingungen zu Klimazonen zusammengefaßt. Nach einer Einteilung des Deutschen Wetterdienstes zerfällt Baden-Württemberg in vier Klimazonen, in denen im Jahresmittel die gleiche Temperatur herrscht. In jeder Klimazone befinden sich mehrere Meßstationen des Deutschen Wetterdienstes. Die dort gemessenen tagesmittleren Außentemperaturen für 1992 sind in /DWD 1992/ veröffentlicht.

In Bild 4.2, Bild 4.3 ist die Lage der Klimazonen dargestellt. Die Daten stammen ebenfalls vom Deutschen Wetterdienst und liegen in einem geographischen Informationssystem vor. Klimazone 1, in der mit über 9 °C die höchste mittlere Jahrestemperatur herrscht, deckt vor allem den Oberrheingraben ab, der sich am Westrand von Baden-Württemberg befindet, sowie das Neckartal in der Umgebung von Heilbronn. Zone 2 umfaßt im wesentlichen den mittleren Neckarraum und einige Gebiete am Bodensee bei Konstanz. Dort herrscht im Jahresdurchschnitt eine Temperatur zwischen 8 °C und 9 °C. Zone 3 deckt überwiegend die östlichen Landesteile ab und weist eine jahresmittlere Temperatur von 7 °C bis 8 °C auf. Zone 4 beschränkt sich auf Gebiete in der Schwäbischen Alb und im Schwarzwald. Die jahresmittlere Temperatur beträgt dort weniger als 7 °C.

Aus den Temperaturdaten der einzelnen Meßstationen werden Mittelwerte für die einzelnen Klimazonen gebildet. Der mittlere Temperaturverlauf in einer Klimazone wird auf sämtliche Gemeinden innerhalb der Klimazone übertragen. Das ermöglicht die Berechnung von Jahres- und Tagesgängen für die unterschiedlichen Gemeinden in Baden-Württemberg. Die Zuordnung der Gemeinden zu den Klimazonen erfolgt mit Hilfe eines geographischen Informationssystems.

Der zeitliche Verlauf der tagesmittleren Außentemperatur für 1992 ist in Bild 4.4 dargestellt. Die grau gefärbte Fläche zwischen der oberen und der unteren Kurve zeigt die Bandbreite der tagesmittleren Außentemperaturen in Baden-Württemberg. Für jeden Tag liegen die tagesmittleren Außentemperaturen der vier Klimazonen zwischen der oberen und der unteren Kurve. Dabei ist nicht notwendigerweise an jedem Tag des Jahres 1992 die Temperatur in Klimazone 1 am höchsten und in Klimazone 4 am niedrigsten. Statt dessen ist es an einigen Tagen z. B. in Klimazone 3 kälter als in Klimazone 4 und in Klimazone 2 wärmer als in Klimazone 1.

Neben den Temperaturdaten ist in Bild 4.4 eine gestrichelte Linie bei einer Temperatur von 15 °C eingezeichnet. Sie kennzeichnet die Grenztemperatur, oberhalb der die Gradtagszahl den Wert 0 annimmt. Beträgt die tagesmittlere Außentemperatur weniger als 15 °C, nimmt die Gradtagszahl Werte von 5 K oder mehr an. Werte zwischen 0 und 5 K kann die Gradtagszahl demnach nicht annehmen.

Der zeitliche Verlauf der tagesmittleren Außentemperatur läßt drei ausgesprochene Kälteperioden im Januar, im Februar und im Dezember erkennen. Die niedrigsten Temperaturen werden in der Kälteperiode im Januar erreicht. Infolgedessen ist in dieser Periode mit den höchsten Emissionen zu rechnen. Daher dient diese Periode im Ergebnisteil dieser Arbeit (Kapitel 6) als Beispiel zur Diskussion des zeitlichen Verlaufs der stündlichen Emissionen in einer Winterwoche.

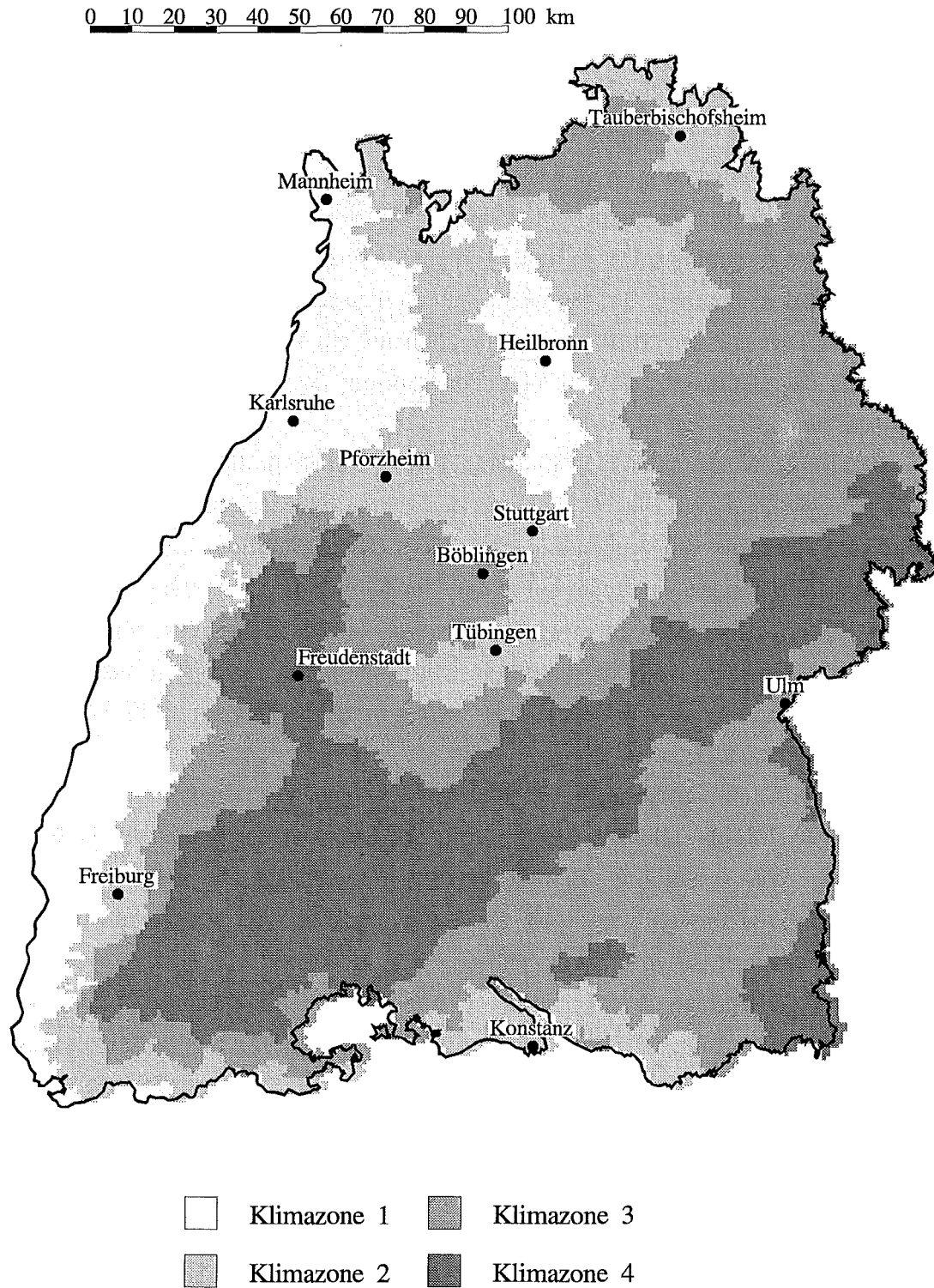


Bild 4.3: Klimazonen in Baden-Württemberg (nach Daten des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach)

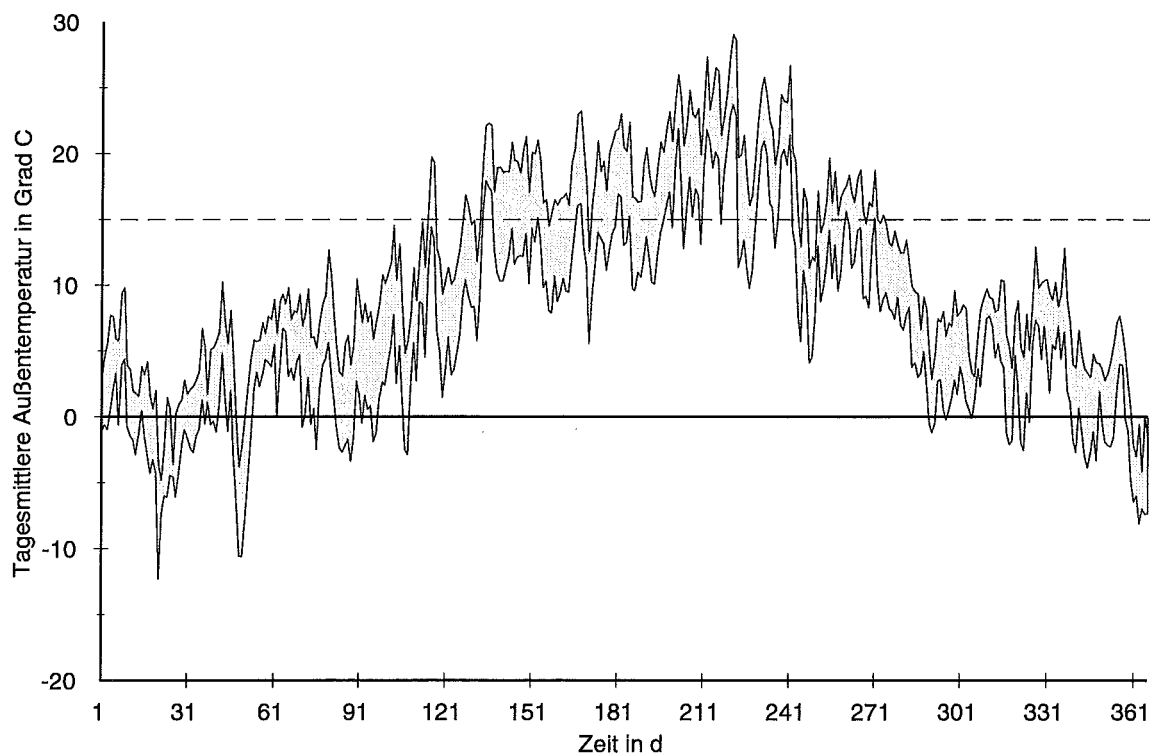


Bild 4.4: Bandbreite der tagesmittleren Außentemperaturen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 (Daten aus /DWD 1992/)

4.4.3.4 Gleichungen zur Zeitauflösung

Die Bestimmung stündlicher Emissionen für eine Stunde h an einem Tag d im Jahr a erfolgt durch die Multiplikation der jährlichen Emissionen mit den entsprechenden Elementen der Jahres- und Tagesgänge und Normierungsfaktoren, die sicherstellen, daß die Summe der stündlichen Emissionen über ein komplettes Jahr gleich den jährlichen Emissionen ist. In der folgenden Gleichung (4.9) bezeichnen $M_{S,RWB,a}$ die Emissionen des Schadstoffs S , die aus dem Brennstoffeinsatz zur Raumwärmebereitstellung im Jahr a entstehen, $R_{RWB,a,d}$ das Element des Jahresgangs für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung am Tag d und $R_{RWB,d,h}$ das Element des Tagesgangs in der Stunde h am Tag d . Der Index h variiert zwischen 1 und 24, der Index d zwischen 1 und der Länge l des Jahres a in Tagen. Die Emissionen $M_{S,RWB,a,d,h}$ des Schadstoffs S , die in der Stunde h am Tag d des Jahres a durch den Brennstoffeinsatz zur Raumwärmebereitstellung verursacht werden, erhält man dann aus folgender Gleichung:

$$M_{S,RWB,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,RWB,a} \cdot R_{RWB,a,d} \cdot R_{RWB,d,h} \quad (4.9)$$

Analog erhält man die stündlichen Emissionen aus dem Brennstoffeinsatz zur Warmwasserbereitstellung aus:

$$M_{S,WWB,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,WWB,a} \cdot R_{WWB,a,d} \cdot R_{WWB,d,h} \quad (4.10)$$

und die stündlichen Emissionen aus dem Brennstoffeinsatz zum Kochen aus:

$$M_{S,Koch,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,Koch,a} \cdot R_{Koch,a,d} \cdot R_{Koch,d,h} \quad (4.11)$$

Da die Elemente der Jahressgänge für die Warmwasserbereitstellung und das Kochen für jeden Tag d gleich 1,0 sind (vgl. Unterabschnitt 4.4.3.1), vereinfachen sich die beiden letzten Gleichungen zu:

$$M_{S,WWB,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,WWB,a} \cdot R_{WWB,d,h} \quad (4.12)$$

und

$$M_{S,Koch,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,Koch,a} \cdot R_{Koch,d,h} \quad (4.13)$$

4.5 Emissionen im Sektor Industrie

In Baden-Württemberg sind in Industriebetrieben fast 800 genehmigungsbedürftige Kesselfeuerungsanlagen installiert. 96,5 % der Anlagen fallen in den Geltungsbereich der TA Luft und 3,5 % in den Geltungsbereich der GFAVO. Zusätzlich werden Prozeßfeuerungen wie Drehrohröfen in der Zementindustrie und Schmelzwannen in der Glasindustrie sowie Gasturbinen zur Stromeigenerzeugung betrieben.

Als Brennstoffe werden Erdgas, Flüssiggas und Raffineriegas, Kohle, Heizöl EL, Heizöl S und Petrolkoks verwendet. Daneben werden Stoffe verfeuert, bei denen die Abfallbeseitigung im Vordergrund steht. Mengemäßig bedeutsam sind darunter Holzabfälle, Sulfitablauge und Altreifen.

Sämtliche genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen werden als Punktquellen betrachtet. Ihre jährlichen Emissionen werden durch eine Auswertung der Emissionserklärungen für diese Anlagen gewonnen und in eine Punktquellendatenbank (vgl. Teilkapitel 4.2) geschrieben. Fehlende Angaben zu den Emissionen werden durch die Multiplikation des Brennstoffeinsatzes, der in den Emissionserklärungen angegeben wird, mit sektortypischen Emissionsfaktoren ergänzt.

Neben den genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen wird eine nicht genau bekannte Zahl kleinerer Feuerungsanlagen betrieben. Diese Anlagen werden zu Flächenquellen zusammengefaßt. Um die Emissionen der Flächenquellen zu bestimmen, wird zunächst mit Hilfe des im folgenden beschriebenen linearen Indikatoransatzes der Brennstoffeinsatz

sämtlicher industriellen Feuerungsanlagen in einer Gemeinde berechnet. Anschließend wird der Brennstoffeinsatz der Anlagen, die als Punktquellen behandelt werden, subtrahiert. Die Multiplikation des verbleibenden Brennstoffeinsatzes mit sektortypischen Emissionsfaktoren liefert die Emissionen der Flächenquellen.

4.5.1 Der lineare Indikatoransatz zur Bestimmung des Brennstoffeinsatzes pro Gemeinde

Mit dem linearen Indikatoransatz wird der Brennstoffeinsatz in einer Gemeinde bestimmt, indem der Wert einer als Indikator festgelegten Größe in der Gemeinde mit dem auf eine Einheit der Indikatorgröße bezogenen Brennstoffeinsatz multipliziert wird. Die Indikatorgröße muß zwei Anforderungen erfüllen: sie muß gemeindeweise verfügbar sein, und der Brennstoffeinsatz muß sich in möglichst guter Näherung proportional zu ihr verhalten.

Für den Sektor Industrie wird die Beschäftigtenzahl pro Branche als Indikatorgröße verwendet. Für Baden-Württemberg liegen Gemeindeergebnisse der bundesweiten Arbeitsstättenzählung von 1987 in einer Brancheneinteilung in Wirtschaftsgruppen vor. Eine Übersicht über sämtliche Wirtschaftsgruppen gibt z. B. /Stabu 1989/.

Um beschäftigtenbezogene Werte für den Brennstoffeinsatz der verschiedenen Industriebranchen zu gewinnen, werden die Angaben aus /Stala 1992/ über den jährlichen Kohle-, Heizöl- und Erdgaseinsatz der Industrie ausgewertet. Sämtliche Industriebetriebe in Baden-Württemberg sind im Rahmen der Industrieberichterstattung dazu verpflichtet, ihren Kohle-, Heizöl- und Erdgaseinsatz regelmäßig dem Statistischen Landesamt mitzuteilen. Die Werte werden dort zu Branchenwerten zusammengefaßt. Branchenwerte für 1992 sind in /Stala 1992/ veröffentlicht. Die Brancheneinteilung in /Stala 1992/ folgt der Systematik der Wirtschaftszweige für das Produzierende Gewerbe (SYPRO) (vgl. erste Spalte von Tab. 4.6). Neben dem Kohle-, Gas- und Heizöleinsatz pro Branche werden in /Stala 1992/ summarische Werte für die Wirtschaftshauptgruppen angegeben. Tab. 4.6 zeigt die Zugehörigkeit der Branchen nach SYPRO zu den Wirtschaftshauptgruppen. Darin bedeuten:

G	Grundstoffindustrie,
I	Investitionsgüterindustrie,
V	Verbrauchsgüterindustrie,
N	Nahrungsmittelindustrie,
SYPRO	Systematik der Wirtschaftszweige für das Produzierende Gewerbe
WHG	Wirtschaftshauptgruppe

Tab. 4.6: Brancheneinteilung des Produzierenden Gewerbes nach SYPRO

Branchenbezeichnung	SYPRO- Nummer	WHG
Mineralölverarbeitung	22	G
Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden	25	G
Eisenschaffende Industrie	27	G
Nicht-Eisen-Metallerzeugung und -halbwerkzeuge	28	G
Gießereien	29	G
Stabziehereien, Kaltwalzwerke	3011	G
Drahtziehereien	3015	G
Herstellung von Gesenk- und Freiformschmiedestücken	3021	I
Stahlverformung a. n. g., Oberflächenveredlung, Härtung	3025	I
Mechanik, a. n. g.	3030	G
Stahl- und Leichtmetallbau	31	I
Maschinenbau	32	I
Straßenfahrzeugbau	33	I
Schiffbau	34	I
Luft- und Raumfahrzeugbau	35	I
Elektrotechnik	36	I
Feinmechanik, Optik, Herstellung von Uhren	37	I
Herstellung von Eisen-, Blech- und Metallwaren	38	I
Herstellung von Musikinstrumenten, Spielwaren, usw.	39	I
Chemische Industrie	40	G
Herstellung von Büromaschinen, Allgemeinen Datenverarbeitungsgeräten	50	V
Feinkeramik	51	V
Herstellung und Verarbeitung von Glas	52	V
Holzbearbeitung	53	G
Holzverarbeitung	54	V
Zellstoff-, Holzschliff-, Papier- und Pappeerzeugung	55	G
Papier- und Pappeverarbeitung	56	V
Druckerei, Vervielfältigung	57	V
Herstellung von Kunststoffwaren	58	V
Gummiverarbeitung	59	G
Ledererzeugung	61	V
Lederverarbeitung	62	V

Textilgewerbe	63	V
Bekleidungs-gewerbe	64	V
Reparatur von Gebrauchsgütern (ohne elektrische Geräte)	65	V
Ernährungsgewerbe	68	N
Tabakverarbeitung	69	N

Um den Kohle-, Heizöl- und Erdgaseinsatz pro Beschäftigtem in einer Branche bestimmen zu können, werden die Beschäftigtendaten aus der Brancheneinteilung in Wirtschaftsgruppen in die Brancheneinteilung nach SYPRO überführt. Dazu wird eine Zuordnung zwischen den verschiedenen Systematiken aus /Stabu 1989/ verwendet.

Für einige Branchen, z. B. die Mineralölindustrie und die eisenschaffende Industrie, wird der Einsatz sämtlicher Brennstoffe in /Stala 1992/ aus Gründen des Datenschutzes geheim gehalten. Dadurch soll verhindert werden, daß aus dem Brennstoffeinsatz einer Branche auf einen einzelnen Betrieb geschlossen werden könnte. Aus dem gleichen Grund wird für einige weitere Branchen der Einsatz einzelner Brennstoffe geheim gehalten.

Um in diesen Fällen einen Näherungswert für den Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem bestimmen zu können, wird die hierarchische Struktur der Eingangsdaten ausgenutzt. Liegt der summarische Wert für den Brennstoffeinsatz einer Branche vor, aber die Aufteilung auf Kohle, Heizöl und Erdgas wird geheim gehalten, wird zunächst der gesamte Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem für diese Branche bestimmt. Anschließend wird das Ergebnis entsprechend den Anteilen von Kohle, Öl und Gas am Brennstoffeinsatz der übergeordneten Wirtschaftshauptgruppe auf die Brennstoffe verteilt. Wird für eine Branche auch der summarische Wert für den Brennstoffeinsatz geheim gehalten, wird ein bundesweiter Mittelwert für den Kohle-, Heizöl und Gaseinsatz pro Beschäftigtem in der entsprechenden Branche herangezogen.

Für den Bergbau wird der Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem aus den Angaben in der Energiebilanz (/MWMT 1993/) abgeleitet. Ferner werden aus dem dort angegebenen Petrolkokseinsatz für die Branche „Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden“ sowie aus dem Raffineriegaseinsatz in der Mineralölverarbeitung beschäftigtenbezogene Werte für den Brennstoffeinsatz dieser Branchen berechnet.

In der Energiebilanz und in der Industrieberichterstattung sind nicht-kommerzielle Brennstoffe, die als Abfall anfallen und primär mit dem Ziel der Abfallbeseitigung verfeuert werden, nicht aufgeführt. Um beschäftigtenbezogene Einsatzmengen für diese Brennstoffe zu gewinnen, wird eine Vorgehensweise gewählt, die an eine Methode aus /Angerer, Baumbach 1993/ zur Abschätzung der Menge an jährlich verfeuerten Holzabfällen angelehnt ist. Aus der Abfallerhebung für das Produzierende Gewerbe /Stala 1993/ geht hervor, daß Holzabfälle (Rinden, Äste und Schwarten, Sägemehl und Schnittreste), Altreifen und Sulfitablaugung im Vergleich zu anderen Abfallarten in großen Mengen verfeuert werden. Auf der Grundlage der

dort angegebenen Abfallmengen, die in Tab. 4.7 zusammen mit dem Energieinhalt der Abfälle aufgeführt sind, wird ein beschäftigtenbezogener Brennstoffeinsatz berechnet.

Tab. 4.7: Menge und Energieinhalt der wichtigsten in Baden-Württemberg im Jahr 1990 in industrieeigenen Feuerungsanlagen verfeuerten Abfallarten (aus /Stala 1993/)

Branche	Abfallart	verfeuerte Menge [t]	Energieinhalt [TJ_{Br}]	Energieeinsatz pro Beschäftigtem [$TJ_{Br}/Besch.$]
Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden	Altreifen	37.315	299	0,0157
Holzbe- und -verarbeitende Industrie	Holzabfälle	298.460	4.328	0,0913
Kunststoffverarbeitende Industrie	Holzabfälle	25.536	370	0,0076
Zellstoff-, Holzschliff-, Papier- und Pappeerzeugung	Holzabfälle	56.627	821	0,0848
	Sulfitablauge	790.186	4.978	0,5142

Multipliziert man den beschäftigtenbezogenen Brennstoffeinsatz mit der gemeinde- und branchenweise verfügbaren Beschäftigtenzahl, erhält man den Brennstoffeinsatz der Industrie pro Gemeinde in Baden-Württemberg. Die Beschäftigtenzahlen werden dazu mit Hilfe von /Stabu 1989/ in die Brancheneinteilung nach SYPRO (vgl. Tab. 4.6) überführt.

Die auf diese Weise bestimmten Ergebnisse enthalten den Brennstoffeinsatz sämtlicher industrieller Feuerungsanlagen in einer Gemeinde und damit auch den Einsatz von Anlagen, die Punktquellen betrachtet werden. Um eine Doppelzählung der Emissionen dieser Anlagen als Punkt- und als Flächenquellen zu verhindern, wird ein Abgleich zwischen dem Brennstoffeinsatz der Punkt- und Flächenquellen vorgenommen, der im folgenden beschrieben wird.

4.5.2 Abgleich zwischen Punkt- und Flächenquellen

Die durch die Auswertung der Emissionserklärungen aufgebaute Punktquellendatenbank enthält Angaben über die jährlichen Emissionen und den jährlichen Brennstoffeinsatz genehmigungsbedürftiger Feuerungsanlagen sowie zur Gemeinde- und Branchenzugehörigkeit der Betriebe. Mit Hilfe dieser Informationen wird für jede Gemeinde g der für die Branche B aus der Beschäftigtenzahl berechnete Einsatz $E_{Br,B,g}$ des Brennstoffs Br um den Brennstoffeinsatz $E_{Br,B,g,P}$ sämtlicher Punktquellen P innerhalb der Gemeinde g unter Berücksichtigung der Branchenzugehörigkeit der Anlagenbetreiber vermindert. Es verbleibt der branchenbezogene Brennstoffeinsatz $E_{Br,B,g,Fl}$ der Flächenquellen in der Gemeinde g :

$$E_{Br,B,g,Fl} = E_{Br,B,g} - \sum_P E_{Br,B,g,P} \quad (4.14)$$

Wird in einer als Punktquelle betrachteten Feuerungsanlage in der Gemeinde g, deren Betreiber zur Branche B gehört, überdurchschnittlich viel Brennstoff eingesetzt, kann die Subtraktion nach Gleichung (4.14) einen negativen Wert für den Brennstoffeinsatz $E_{Br,B,g,Fl}$ der flächenhaft erfaßten Emittenten mit der gleichen Branchenzugehörigkeit in der Gemeinde g liefern. Dieser Fall tritt in Baden-Württemberg mehrfach auf und wird umso wahrscheinlicher, je mehr Feuerungsanlagen in einer Gemeinde als Punktquellen erfaßt werden.

In diesen Fällen werden die negativen Ergebnisse für den Brennstoffeinsatz $E_{Br,B,g,Fl}$ auf den Wert Null gesetzt. Gleichzeitig wird branchenweise die Summe der negativen Ergebnisse für $E_{Br,B,g,Fl}$ über die Gemeinden Baden-Württembergs gebildet. Daraus werden Korrekturfaktoren $k_{Br,B}$ für jeden Brennstoff und jede Branche abgeleitet, die die Aufgabe haben, den überdurchschnittlich hohen Brennstoffeinsatz einiger Punktquellen auszugleichen und den Brennstoffeinsatz der Flächenquellen anteilig zu erniedrigen. Die Korrekturfaktoren $k_{Br,B}$ erhält man, indem man den Brennstoffeinsatz jeder Branche B aus /Stala 1992/ bzw. /MWMT 1993/ um den Betrag der Summe der negativen Werte für den entsprechenden Brennstoff und die entsprechende Branche verkleinert und durch den Brennstoffeinsatz aus /Stala 1992/ bzw. /MWMT 1993/ dividiert. Die Division liefert Korrekturfaktoren $k_{Br,B}$, die für alle Brennstoffe und Branchen kleiner oder gleich 1 sind.

Anschließend wird der Brennstoffeinsatz $E_{Br,B,g,Fl}$ der Flächenquellen in sämtlichen Gemeinden mit $k_{Br,B}$ multipliziert. Dadurch wird sichergestellt, daß die Summe der Werte für den Brennstoffeinsatz der Punkt- und Flächenquellen für jede Branche und jeden Brennstoff gleich dem gesamten Brennstoffeinsatz der Branche in Baden-Württemberg ist.

Nach dem Abgleich des Brennstoffeinsatzes der Punkt- und Flächenquellen und der Korrektur des Brennstoffeinsatzes der Flächenquellen pro Gemeinde werden die jährlichen Emissionen der Flächenquellen berechnet. Dazu wird der korrigierte Brennstoffeinsatz der Flächenquellen mit den in Teilkapitel 4.2 diskutierten Emissionsfaktoren multipliziert.

4.5.3 Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen

Das Modell zur Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen im Sektor Industrie stellt eine Erweiterung des Modells dar, das im Sektor Haushalte eingesetzt wird. Die Erweiterungen bestehen darin, daß die Abhängigkeit des Energiebedarfs von der Produktion berücksichtigt wird und daß die durch die gültigen Arbeitszeitregelungen bedingten Unterschiede des Energiebedarfs an Werktagen und an Wochenendtagen berücksichtigt werden.

4.5.3.1 Bestimmung von Jahresgängen

Der Einfluß der Produktion auf den Energiebedarf wird berücksichtigt, indem eine lineare Abhängigkeit des Energiebedarfs einer Branche vom Nettoproduktionsindex der Branche angenommen wird, die je nach Branche verschieden stark ausgeprägt sein kann. Monatliche Werte für die Nettoproduktionsindizes des Verarbeitenden Gewerbes in einer Brancheneinteilung nach SYPRO liegen in /Stala 1992 b/ vor. Die Indizes werden in % angegeben und auf die Produktion im Jahr 1985 bezogen (Produktion 1985 = 100 %). Eine Statistik mit zeitlich feiner aufgelösten Produktionsdaten ist nicht verfügbar.

Zusätzlich zum Energiebedarf zur Produktion besteht ein Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung, der in Betrieben der Investitionsgüterindustrie oder der Verbrauchsgüterindustrie sogar den größeren Teil des gesamten Energiebedarfs (ohne Strom) ausmachen kann. Für den Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung wird wie im Sektor Haushalte eine lineare Abhängigkeit von der Gradtagszahl angenommen.

Außer von der Produktion und der Gradtagszahl wird der zeitliche Verlauf des Energiebedarfs durch die unterschiedlichen Arbeitszeiten an Werktagen, Samstagen und Sonntagen beeinflusst. Um die Abhängigkeit des täglichen Energiebedarfs vom Wochentag zu beschreiben, werden branchenabhängige Tagesbewertungsziffern $t_{B,d}$ eingeführt, die unterschiedliche Werte für Werktage, Samstage und Sonntage annehmen können. Feiertage werden wie Sonntage behandelt.

Diese Überlegungen werden in der folgenden Gleichung für den täglichen Energiebedarf $E_{B,a,d}$ der Branche B am Tag d des Jahres a zusammengefaßt:

$$E_{B,a,d} = (\alpha_B + \beta_B \cdot G_d + \gamma_B \cdot N_{B,d}) \cdot t_{B,d} \quad (4.15)$$

- mit G_d als Gradtagszahl
 $t_{B,d}$ als Tagesbewertungsziffer,
 $N_{B,d}$ als Nettoproduktionsindex,
 B als Index für die Branche,
 a als Index für das Jahr,
 d als Index für den Tag im Jahr,
 α_B als Grundlast des täglichen Energiebedarfs,
 β_B als gradtagszahlabhängigem Teil des täglichen Energiebedarfs und
 γ_B als produktionsabhängigen Teil des täglichen Energiebedarfs.

Da der Nettoproduktionsindex nur monatsweise definiert ist, müssen für sämtliche Tage eines Monats die gleichen Werte für $N_{B,d}$ eingesetzt werden.

Um die Verzögerung beim Anschalten von Heizungsanlagen nach dem Ende einer längeren, warmen Periode zu berücksichtigen, wird in Gleichung (4.15) erst nach drei aufein-

anderfolgenden Tagen mit positiver Gradtagszahl der Wert für G_d eingesetzt, der sich aus der Außentemperatur ergibt, während für die ersten zwei Tage der Wert Null eingesetzt wird. Analog wird davon ausgegangen, daß Heizungsanlagen erst am zweiten Tag in Folge mit einer Gradtagszahl von Null ausgeschaltet werden.

Die Koeffizienten α_B , β_B und γ_B werden aus einer Regressionsanalyse des quartalsbezogenen Energieeinsatzes $E_{B,Q}$ der Branchen B des Verarbeitenden Gewerbes gewonnen, der aus der Industrieberichterstattung vorliegt. Dazu wird eine Zeitreihe der Quartalswerte von 1986 bis 1991 gebildet. Der Stromeinsatz wird dabei nicht berücksichtigt, da er, soweit der Strom in öffentlichen Kraftwerken erzeugt wird, keine Emissionen in den Industriebetrieben verursacht, und soweit er in den Industriebetrieben selbst erzeugt wird, bereits über den Brennstoffeinsatz für die Stromerzeugungsanlagen erfaßt wird.

Um den Einfluß der unterschiedlichen Länge der Quartale auf den Energieeinsatz zu eliminieren, werden die Quartalswerte des Energieeinsatzes mittels folgender Gleichung auf eine mittlere Quartalslänge von $l/4$ bezogen:

$$E_{B,Q}' = E_{B,Q} \cdot \frac{l}{4 \cdot l_Q} \quad (4.16)$$

mit $E_{B,Q}'$ als auf eine mittlere Quartalslänge bezogenem Energieeinsatz,
 $E_{B,Q}$ als Energieeinsatz pro Quartal aus der Industrieberichterstattung,
 l als Jahreslänge in Tagen,
 l_Q als Quartalslänge in Tagen,
 Q als Index für die Quartale von 1986 bis 1991, $Q = 1, \dots, 24$ und
 B als Index für die Branche.

Die Zeitreihen der Quartalswerte $E_{B,Q}'$ werden mit Zeitreihen der quartalsmittleren Gradtagszahl und der quartalsmittleren Produktionsindizes korreliert. Das bedeutet, man bestimmt für jede Branche B drei Koeffizienten $\alpha_{Q,B}$, $\beta_{Q,B}$ und $\gamma_{Q,B}$ aus der Bedingung:

$$| E_{B,Q}' - (\alpha_{Q,B} + \beta_{Q,B} \cdot G_Q + \gamma_{Q,B} \cdot N_{B,Q}) | \rightarrow \min \quad (4.17)$$

Für einige Branchen ergibt sich eine Korrelation mit einem größeren Bestimmtheitsmaß R^2 , wenn man nur die Gradtagszahl oder nur den Nettoproduktionsindex als unabhängige Variable betrachtet und die jeweils andere Größe nicht in die Regressionsanalyse miteinbezieht. Für diese Arbeit werden jeweils die Ergebnisse der besten Korrelation zur Bestimmung des täglichen Energieeinsatzes verwendet.

In Bild 4.5 werden beispielhaft für die Grundstoffindustrie und die Investitionsgüterindustrie die Ergebnisse der Korrelation mit der Gradtagszahl und dem Nettoproduktionsindex den Werten für den Energieeinsatz pro Quartal zwischen 1986 und 1991 aus der Industrieberichterstattung gegenübergestellt.

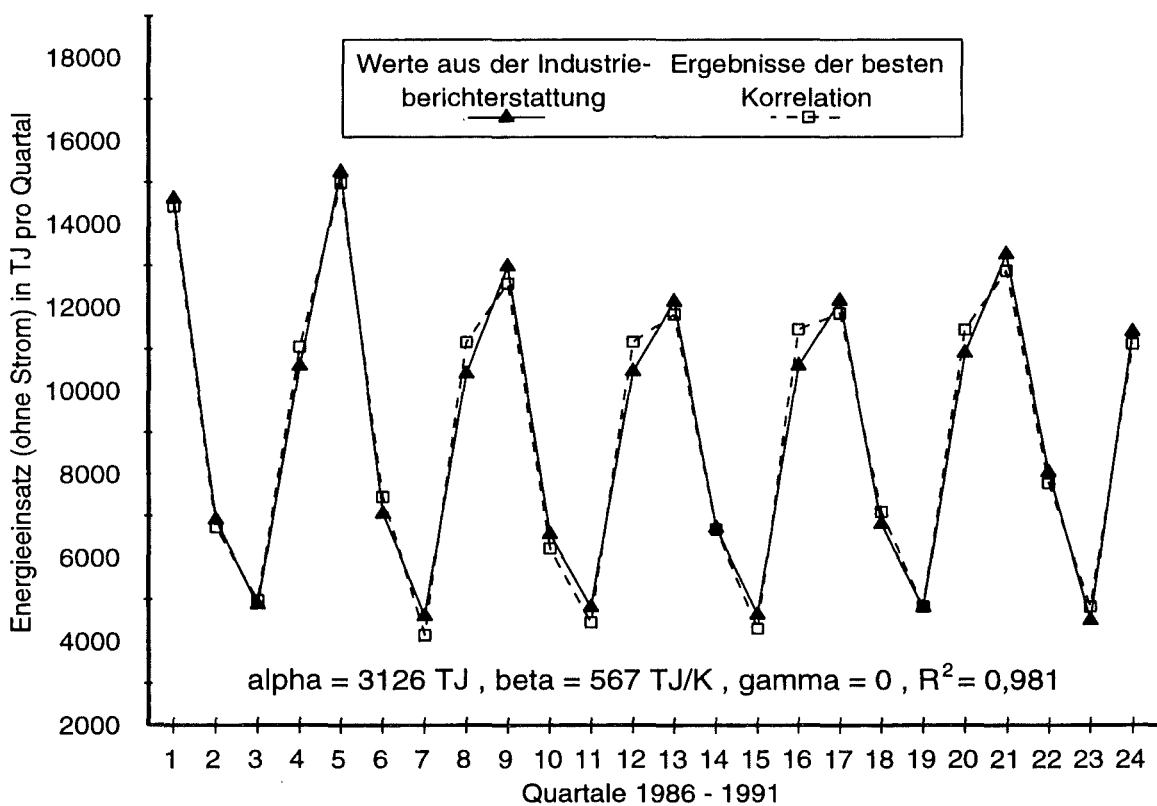
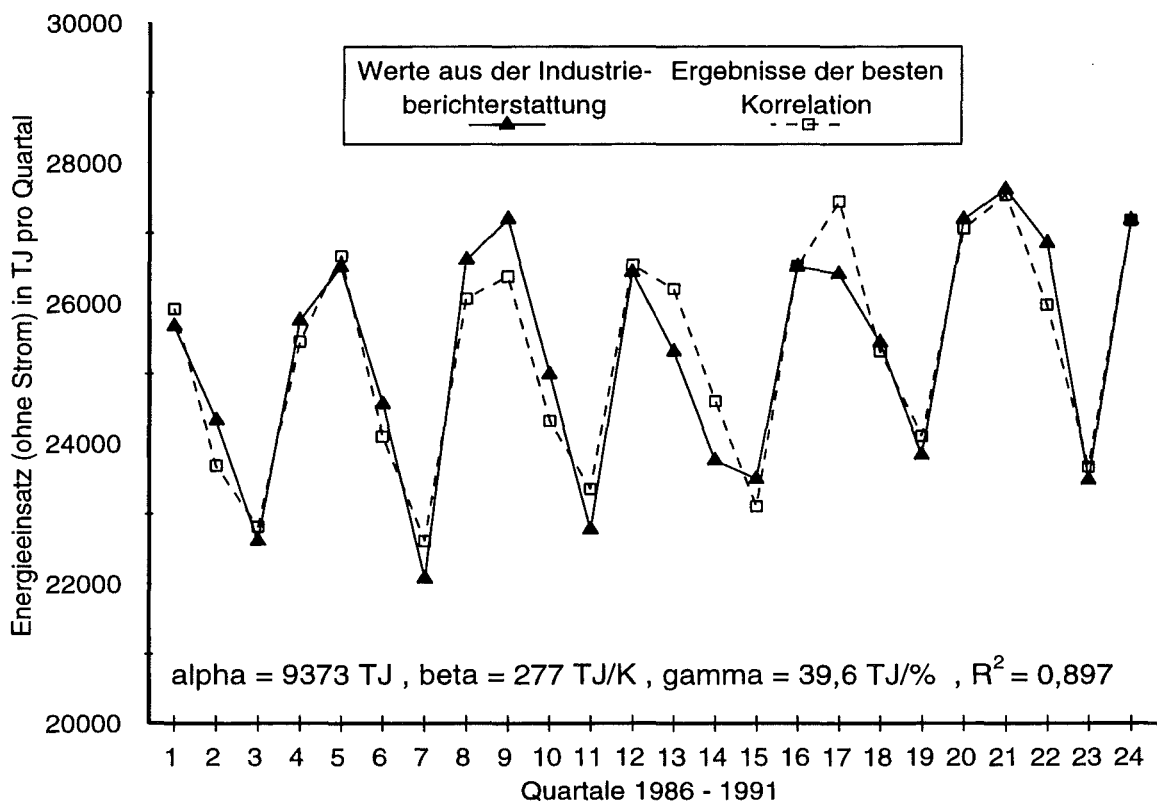


Bild 4.5: Vergleich zwischen dem Energieeinsatz pro Quartal als Ergebnis der Korrelation und aus der Industrieberichterstattung für die Grundstoffindustrie (oben) und die Investitionsgüterindustrie (unten)

Der Energieeinsatz der Grundstoffindustrie setzt sich überwiegend aus einer Grundlast von etwa 22.000 TJ pro Quartal und einem kleineren variablen Anteil von etwa 5.000 TJ pro Quartal zusammen. Die beste Korrelation ergibt sich, wenn man sowohl die Gradtagszahl als auch den Nettoproduktionsindex als unabhängige Variablen betrachtet. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Korrelation beträgt dabei 0,897. Die Koeffizienten $\alpha_{Q,B}$, $\beta_{Q,B}$ und $\gamma_{Q,B}$ für die Korrelation sind in Bild 4.5 mit angegeben.

Eine mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,981$ deutlich bessere Korrelation ergibt sich für die Investitionsgüterindustrie. Hier schwankt der Energieeinsatz zwischen etwa 4.000 TJ und etwa 15.000 TJ pro Quartal. Zur Beschreibung der Schwankungen benötigt man nur die Gradtagszahl, d. h. $\gamma_{Q,B}$ ist hier Null.

Um aus den aus der Regressionsanalyse gewonnenen Koeffizienten $\alpha_{Q,B}$, $\beta_{Q,B}$ und $\gamma_{Q,B}$ die für Gleichung (4.15) benötigten Koeffizienten α_B , β_B , γ_B zu bestimmen, muß man das Verhältnis des Energieeinsatzes pro Quartal zum täglichen Energieeinsatz berücksichtigen. Da die Quartalswerte mit Hilfe von Gleichung (4.16) bereits auf eine mittlere Quartalslänge von $l/4$ mit l als Jahreslänge in Tagen umgerechnet wurden, ist das Verhältnis der Quartalswerte zum täglichen Energieeinsatz im Mittel $l/4 : 1$. Dann erhält man α_B aus $\alpha_{Q,B} \cdot 4/l$, β_B aus $\beta_{Q,B} \cdot 4/l$ und γ_B aus $\gamma_{Q,B} \cdot 4/l$.

Zur Bestimmung des täglichen Energiebedarfs $E_{B,a,d}$ einer Branche B benötigt man neben den Koeffizienten α_B , β_B , γ_B Tagesbewertungsziffern $t_{B,d}$ zur Unterscheidung zwischen Werktagen und Wochenendtagen. Um eine Datenbasis zur Ableitung von Tagesbewertungsziffern und Tagesgängen des Energiebedarfs zu erhalten, wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes eine Umfrage unter den Betreibern von Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW_{th} durchgeführt (vgl. /Obermeier et al. 1996 b/). Dabei sollten der stündliche Brennstoffeinsatz bzw. die stündlichen Emissionen in einer zweiwöchigen Septemberperiode angegeben werden. Verwertbare Ergebnisse liegen aus der Umfrage für folgende Branchen vor:

- Zellstoff-, Papier-, Holzschliff- und Pappererzeugung
- Mineralölindustrie
- Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden
- Chemische Industrie
- Maschinenbau
- Straßenfahrzeugbau
- Elektrotechnik
- Textilgewerbe
- Holzverarbeitung
- Feinmechanik
- Nahrungs- und Genußmittelindustrie

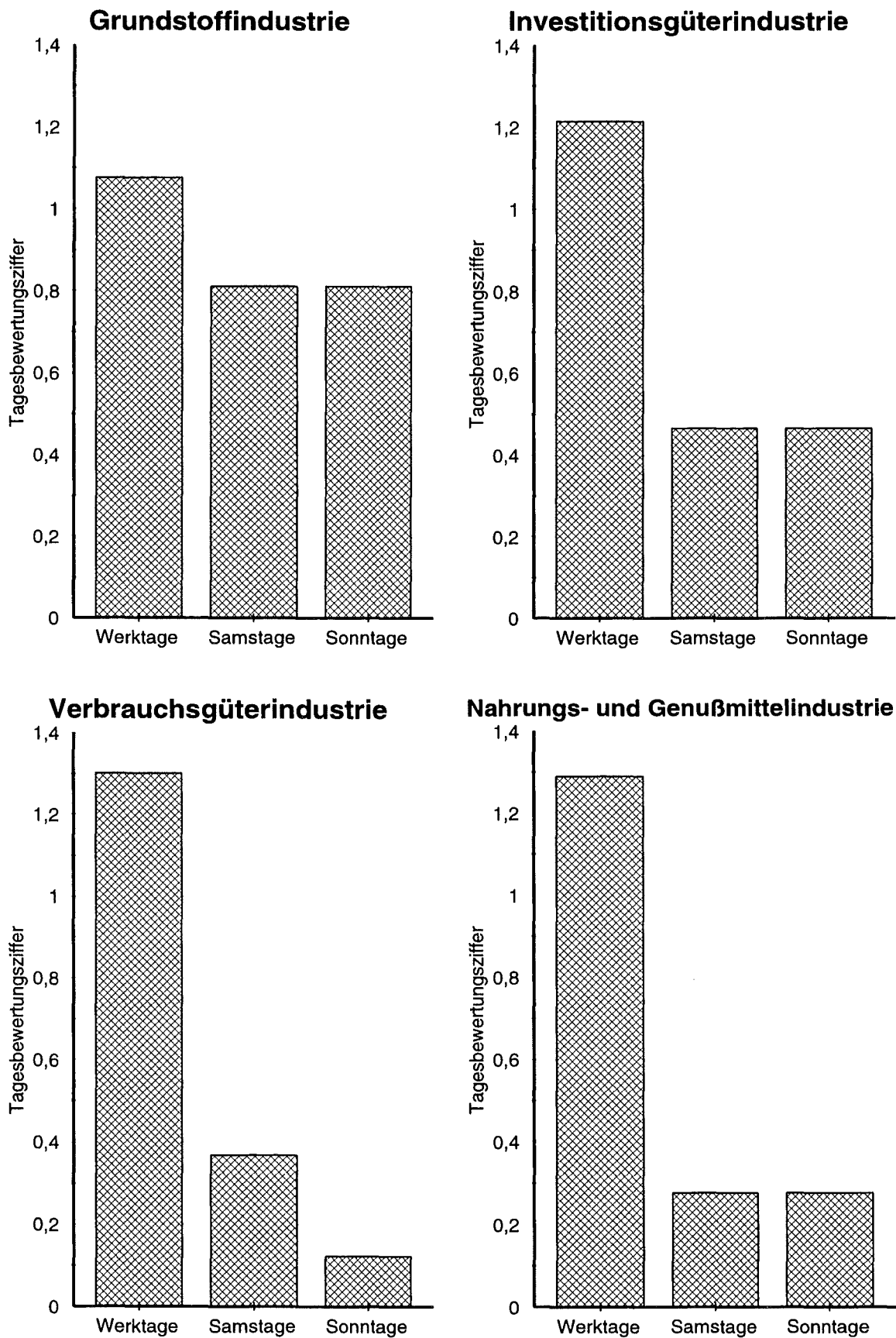


Bild 4.6: Tagesbewertungsziffern für die 4 Wirtschaftshauptgruppen Grundstoffindustrie, Investitionsgüterindustrie, Verbrauchsgüterindustrie, Nahrungs- und Genußmittelindustrie

Zur Bestimmung der Tagesbewertungsziffern werden aus den stündlichen Daten für den Brennstoffeinsatz oder die Emissionen pro Betrieb zunächst tägliche Werte gebildet. Anschließend werden die Tageswerte gradtagszahlbereinigt und für jeden Betrieb Mittelwerte für Werktag, Samstag und Sonntage gebildet. Die Ergebnisse für jeden Betrieb werden so normiert, daß die Summe der Tagesbewertungsziffern für eine Woche den Wert 7 ergibt. Nach der Normierung werden die Ergebnisse branchenweise zusammengefaßt. Aus den Ergebnissen für die 11 o. g. Branchen werden Mittelwerte für die Wirtschaftshauptgruppen gebildet, die man als Tagesbewertungsziffern für die Branchen verwendet, für die keine Umfrageergebnisse vorliegen.

Aus der graphischen Darstellung der Tagesbewertungsziffern für die 4 Wirtschaftshauptgruppen in Bild 4.6 wird die geringe Abhängigkeit des Energiebedarfs der Grundstoffindustrie vom Tagtyp deutlich. Hier geht der Energiebedarf am Wochenende nur um ca. 25 % gegenüber Werktagen zurück, was sich auf den hohen Anteil an Betrieben mit Dreischicht-Betrieb zurückführen läßt, in denen auch am Wochenende produziert wird. In der Investitionsgüterindustrie geht der Energiebedarf am Wochenende dagegen um über 60 % gegenüber Werktagen zurück. In der Verbrauchsgüterindustrie beträgt der Rückgang über 70 %. Hier zeigt sich außerdem ein signifikanter Unterschied zwischen Samstagen und Sonntagen. In der Nahrungs- und Genußmittelindustrie geht der Energiebedarf am Wochenende um über 75 % zurück, es ist aber kein Unterschied zwischen Samstagen und Sonntagen festzustellen.

Mit Hilfe der Tagesbewertungsziffern $t_{B,d}$, der branchenabhängigen Koeffizienten α_B , β_B , γ_B , der Gradtagszahlen und der Nettoproduktionsindizes wird nach Gleichung (4.15) der tägliche Energiebedarf pro Branche bestimmt. Die Elemente $R_{B,a,d}$ der Jahressgänge für die einzelnen Branchen B erhält man für jeden Tag d des Jahres a durch Normieren:

$$R_{B,a,d} = \frac{l \cdot E_{B,a,d}}{\sum_{d=1}^l E_{B,a,d}} \quad (4.18)$$

Für die Branchen, deren Energieeinsatz in der Industrieberichterstattung wegen des Datenschutzes nicht angegeben wird, werden die Jahressgänge der übergeordneten Wirtschaftshauptgruppe verwendet. Ferner wird der Jahressgang für die Grundstoffindustrie auf den Bergbau übertragen.

Mit Hilfe der Jahressgänge können aus den jährlichen Emissionen pro Branche tägliche Emissionen berechnet werden. Zur weiteren Verteilung der Emissionen auf die Stunden eines Tages benötigt man Tagesgänge, die im folgenden hergeleitet werden. Dabei wird zwischen verschiedenen Branchen sowie zwischen Werktagen und Wochenendtagen unterschieden.

4.5.3.2 *Bestimmung von Tagesgängen*

Zur Bestimmung typischer Tagesgänge für die Branchen der Industrie werden die durch eine selbst durchgeführte Umfrage gewonnenen Werte für die stündlichen Emissionen oder den stündlichen Brennstoffeinsatz in verschiedenen Industriebetrieben während einer 14-tägigen Periode im September 1992 ausgewertet (vgl. /Obermeier et al. 1996 b/). Dadurch erhält man Tagesgänge für die 11 schon im letzten Unterabschnitt aufgeführten Branchen.

Der erste Schritt der Auswertung besteht darin, die stündlichen Werte für jeden der 14 Tage auf 24 zu normieren. Anschließend werden Mittelwerte der Zeitgänge für Werktage und Wochenendtage pro Betrieb gebildet. Danach werden die Ergebnisse pro Betrieb branchenweise zusammengefaßt und gemittelt. Zusätzlich zu den branchenbezogenen Tagesgängen bildet man Mittelwerte für die Wirtschaftshauptgruppen. Diese Tagesgänge werden für Branchen verwendet, für die keine eigenen Umfrageergebnisse vorliegen.

Die Tagesgänge für Werktage sind in Bild 4.7 für die Branchen der Grundstoff- und der Investitionsgüterindustrie und in Bild 4.8 für die Branchen der Verbrauchsgüter- und der Nahrungs- und Genußmittelindustrie dargestellt, soweit für die Branchen Umfrageergebnisse vorliegen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind die Tagesgänge für die Mineralölindustrie und die Branche „Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden“ nicht eingezeichnet.

Die Tagesgänge für die Branchen der Grundstoffindustrie zeigen nur geringe Schwankungen, da in den meisten Betrieben im Drei-Schicht-Betrieb gearbeitet wird. Dadurch besteht ganztägig ein hoher Energiebedarf zur Produktion. Die Tagesgänge für die Mineralölindustrie und die Branche „Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden“ weisen fast den gleichen Verlauf wie die Tagesgänge für die Papierindustrie auf.

Die Tagesgänge für die verschiedenen Branchen der Investitionsgüterindustrie besitzen einen ausgeprägten morgendlichen Anstieg. Er kann zum einen auf den während der Arbeitszeit erhöhten Energiebedarf zur Produktion zurückgeführt werden, zum anderen auf das Anspringen von Heizanlagen nach der Nachtabenkung. Nach einem Maximum zwischen 8 Uhr und 9 Uhr fallen die Tagesgänge mit einigen Schwankungen ab, bis am Abend die Grundlast erreicht wird. Sie wird durch den Energiebedarf der Betriebe mit Drei-Schicht-Betrieb und den Energiebedarf von Heizungsanlagen während der Nachtabenkung verursacht. Einen ähnlichen Verlauf weist auch der Tagesgang für die Nahrungs- und Genußmittelindustrie auf.

In den Tagesgängen der Branchen der Verbrauchsgüterindustrie erscheint ein morgendlicher Anstieg, der in den Branchen Holzverarbeitung und Feinmechanik besonders stark ausgeprägt ist. Er ist auf die gleichen Ursachen wie die morgendlichen Spitzen in den Tagesgängen für die Branchen der Investitionsgüterindustrie zurückzuführen. Am Abend gehen die Tagesgänge der Branchen Holzverarbeitung und Feinmechanik auf Werte nahe oder gleich Null zurück. Da davon auszugehen ist, daß an kalten Wintertagen auch in den Nachtstunden

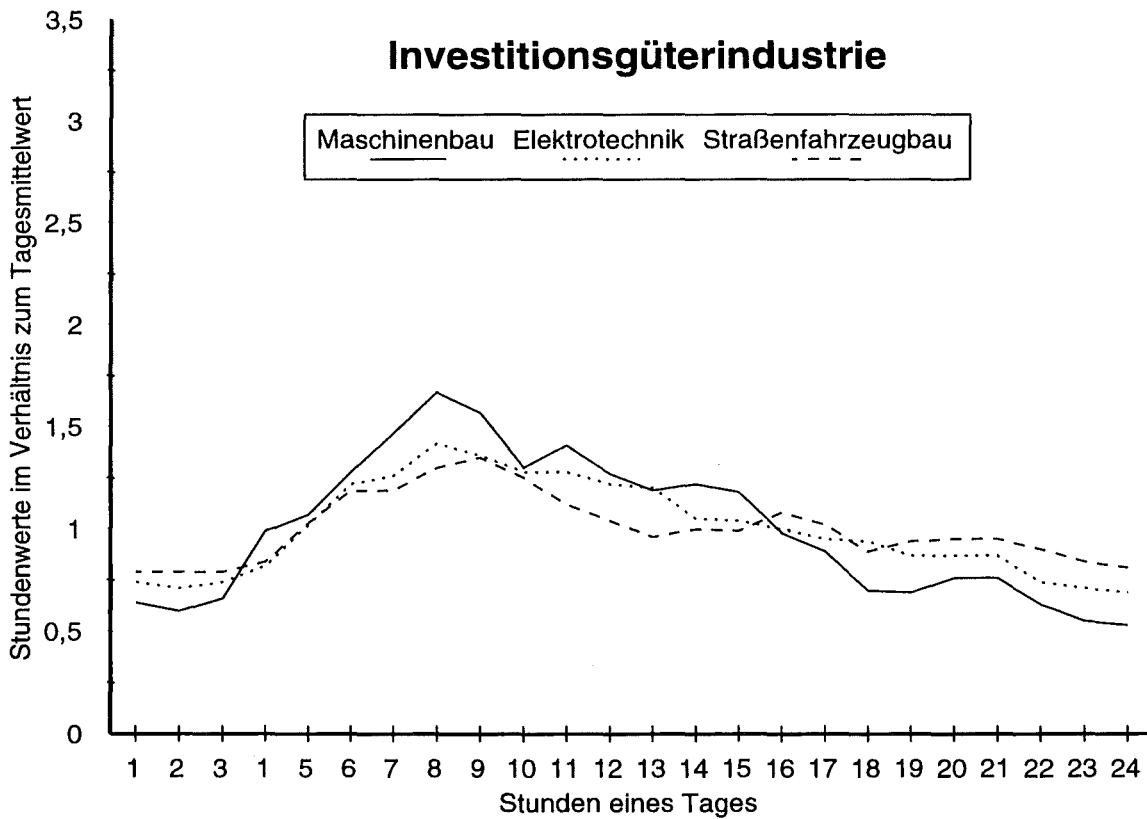
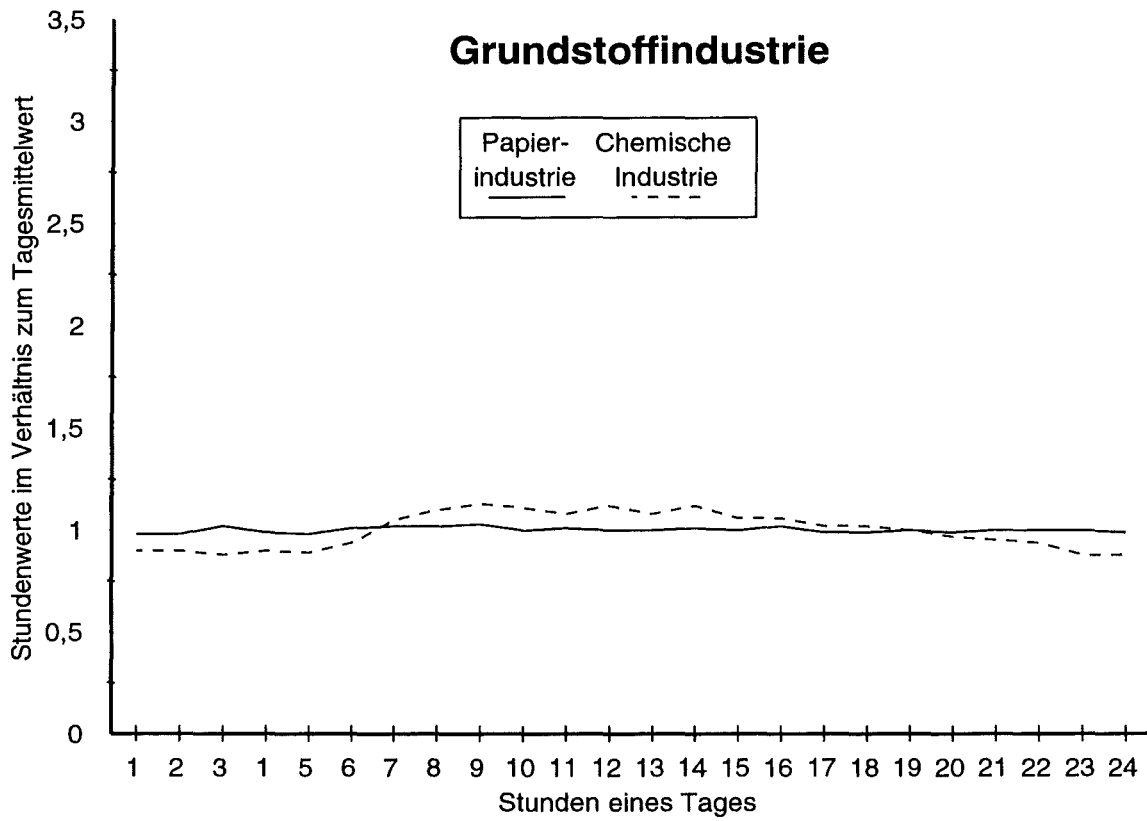


Bild 4.7: Tagesgänge des Energiebedarfs für die Branchen der Grundstoffindustrie und der Investitionsgüterindustrie, für die Umfrageergebnisse vorliegen, an Werktagen

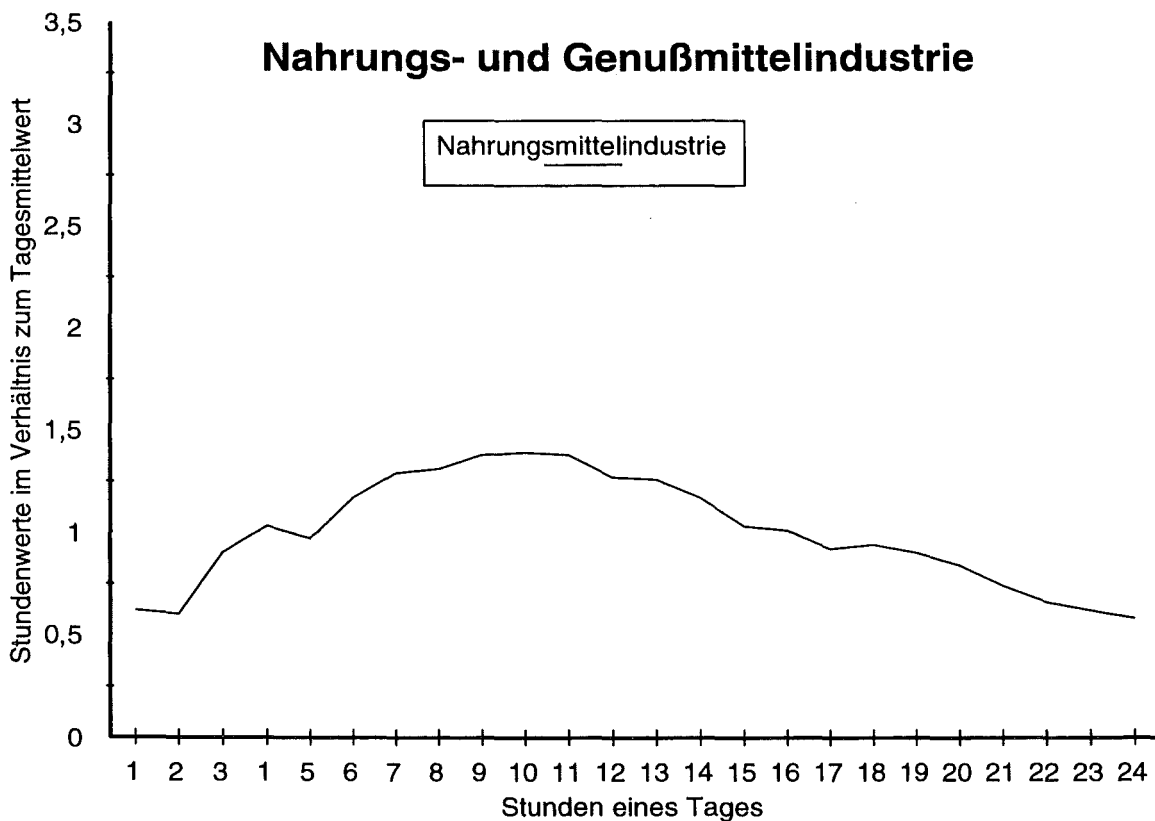
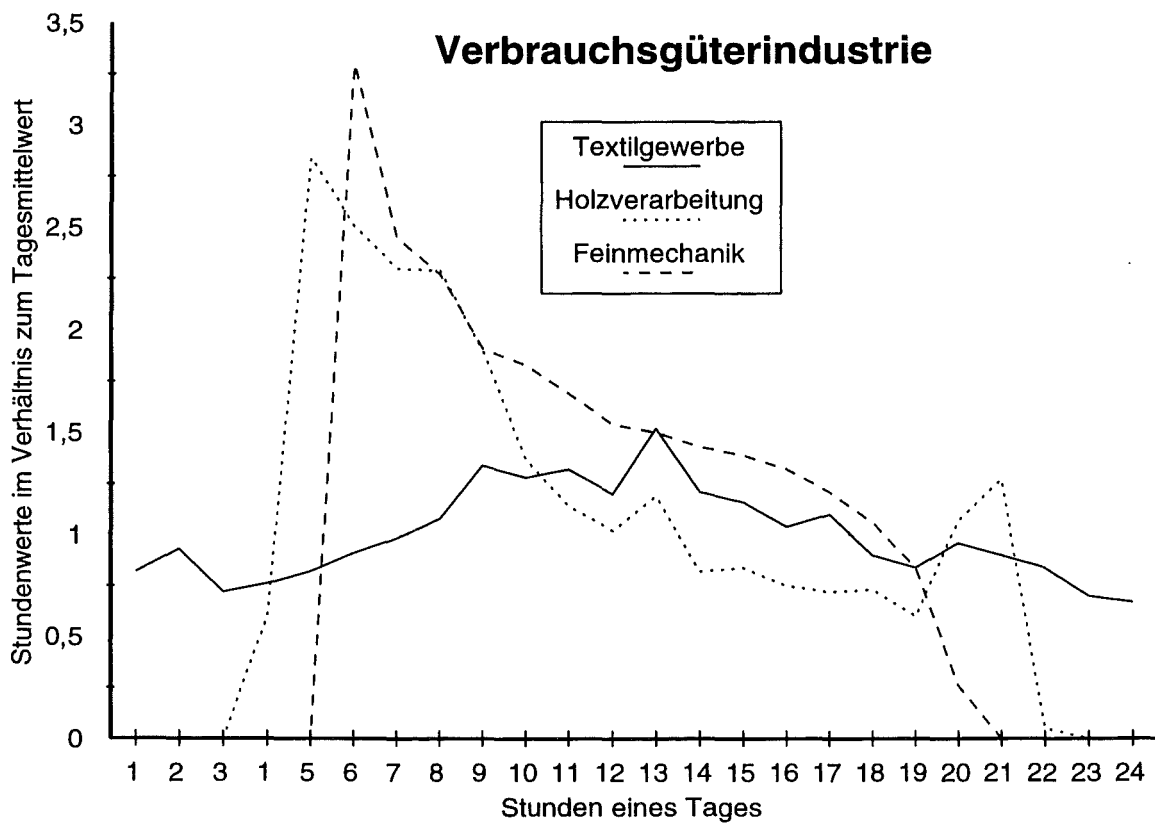


Bild 4.8: Tagesgänge des Energiebedarfs für die Branchen der Verbrauchsgüterindustrie und der Nahrungs- und Genußmittelindustrie, für die Umfrageergebnisse vorliegen, an Werktagen

ein erhöhter Heizenergiebedarf zur Aufrechterhaltung einer Sollinnentemperatur besteht, werden die Tagesgänge dieser Branchen für die Wintermonate verändert, indem eine Grundlast addiert wird.

Neben den in Bild 4.7 und Bild 4.8 abgebildeten Tagesgängen für Werktage werden aus den Umfrageergebnissen Tagesgänge für Wochenenden abgeleitet. Die Tagesgänge für Wochenenden weisen für Branchen, in denen in vielen Betrieben auch am Wochenende produziert wird, die gleiche Struktur wie die Tagesgänge für Werktage auf. Für die anderen Branchen verlaufen die Tagesgänge dagegen verhältnismäßig flach und zeigen keine ausgeprägte Struktur, da sie lediglich den Energiebedarf repräsentieren, der besteht, um eine Mindest-Sollinnentemperatur in den Gebäuden der Industriebetriebe aufrecht zu halten.

4.5.3.3 Gleichung zur Zeitauflösung

Werden für eine Branche B branchenabhängige Jahres- und Tagesgänge bestimmt, können aus den jährliche Emissionen $M_{S,B,a}$ des Schadstoffs S, die durch den Brennstoffeinsatz der Branche im Jahr a entstehen, stündliche Emissionen bestimmt werden. Für die stündlichen Emissionen $M_{S,B,a,d,h}$ in einer Stunde h am Tag d gilt:

$$M_{S,B,a,d,h} = \frac{1}{l} \cdot \frac{1}{24} \cdot M_{S,B,a} \cdot R_{B,a,d} \cdot R_{B,d,h} \quad (4.19)$$

mit $R_{B,a,d}$ als Element des Jahresgangs des Energiebedarfs der Branche B,
 $R_{B,d,h}$ als Element des Tagesgangs des Energiebedarfs der Branche B,
 a als Index für das Jahr,
 d als Index für den Tag, $d = 1, \dots, l$ (l = Länge des Jahres a in Tagen) und
 h als Index für die Stunde, $h = 1, \dots, 24$.

Gleichung (4.19) wird zur Bestimmung der stündlichen Emissionen sowohl von Flächenquellen als auch von Punktquellen verwendet. Die Methoden zur Berechnung stündlicher Emissionen werden im Computermodell MEFISTA (Modell zur Ermittlung der Emissionen aus Feuerungsanlagen in stündlicher Auflösung) umgesetzt, das im Rahmen dieser Arbeit erstellt wurde. Die Lage der Feiertage wird programmintern in Abhängigkeit vom Bezugsjahr der Emissionen ermittelt und bei der Bestimmung der Jahresgänge berücksichtigt.

4.6 Emissionen im Sektor Kleinverbraucher

Der Sektor Kleinverbraucher umfaßt eine Vielzahl von Verbrauchergruppen in den Bereichen Kleinindustrie, Handel, Dienstleistungsgewerbe, Baugewerbe, öffentliche Einrichtungen und Landwirtschaft, die erstmalig von /Suding 1982/ klar gegeneinander abgegrenzt werden. Gleichzeitig wird von /Suding 1985/ der Energieeinsatz der einzelnen Verbrauchergruppen in

der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1982 bestimmt. Dazu wird für jede Verbrauchergruppe eine Indikatorgröße, z. B. die Beschäftigtenzahl, festgelegt und mit dem durchschnittlichen Energieeinsatz pro Indikatoreinheit multipliziert. Der Energieeinsatz pro Indikatoreinheit wird durch eine Befragung typischer Betriebe ermittelt. Ein Vergleich der Summe der Ergebnisse pro Verbrauchergruppe mit dem Energieeinsatz des Sektors Kleinverbraucher aus der Energiebilanz für die Bundesrepublik Deutschland liefert eine gute Übereinstimmung.

Der Energieeinsatz der einzelnen Verbrauchergruppen wird von /Eckerle et al. 1992/ rechnerisch für das Bezugsjahr 1990 aktualisiert, wobei einige Verbrauchergruppen von /Suding 1982/ zusammengefaßt werden. In der vorliegenden Arbeit wird auf die Einteilung des Sektors Kleinverbraucher von /Eckerle et al. 1992/ zurückgegriffen. Der Bereich der Kleinindustrie wird dabei weiter untergliedert, indem Branchen, in denen Holzabfälle verfeuert werden, separat behandelt werden. Eine Auflistung der in dieser Arbeit betrachteten Verbrauchergruppen geht aus der ersten Spalte von Tab. 4.8 hervor.

Der Anlagenbestand im Sektor Kleinverbraucher setzt sich zum größten Teil aus nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen zusammen, deren Leistung im Mittel etwas höher ist als im Sektor Haushalte. Daneben werden in Baden-Württemberg 214 Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft und 6 Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der GFAVO von Kleinverbrauchern betrieben (Stand 1992). Die größten Anlagen darunter befinden sich in Universitätsheizwerken und Krankenhäusern.

Neben den stationären Anlagen werden in der Landwirtschaft und im Baugewerbe Dieselfahrzeuge betrieben, die überwiegend außerhalb des öffentlichen Straßennetzes eingesetzt werden. Ihr Kraftstoffeinsatz wird üblicherweise zum Sektor Kleinverbraucher und nicht zum Sektor Verkehr gerechnet. Daher werden die Emissionen dieser Fahrzeuge zu den feuerungsbedingten Emissionen des Sektors Kleinverbraucher hinzugerechnet.

Die Berechnung der Emissionen der flächenhaft erfaßten Emittenten pro Gemeinde erfolgt mit Hilfe des linearen Indikatoransatzes. Als Indikatorgrößen werden Beschäftigtenzahlen, die Schülerzahl, die Studentenzahl, die Anzahl der Krankenhausbetten, die landwirtschaftliche Anbaufläche, die Anbaufläche in Gewächshäusern und die Schwimmbadfläche verwendet (vgl. zweite Spalte in Tab. 4.8). Als Energieträger werden neben den Brennstoffen Heizöl, Gas, Diesel, Holz und Kohle auch Fernwärme und Strom betrachtet. Die letztgenannten Energieträger verursachen zwar keine Emissionen am Ort des Verbrauchers, können aber Brennstoffe substituieren und damit zu einer lokalen Emissionsminderung beitragen.

4.6.1 Bestimmung des Energieträgereinsatzes pro Indikatoreinheit

Der Energieträgereinsatz pro Indikatoreinheit wird für die meisten Verbrauchergruppen durch die Division des bundesweiten Heizöl-, Gas-, Diesel-, Strom- und Fernwärmeeinsatzes von /Eckerle et al. 1992/ durch den Wert der Indikatorgröße für die Bundesrepublik Deutschland

ermittelt. Als Datengrundlage für die Werte der Indikatorgrößen in der Bundesrepublik Deutschland dienen das Statistische Jahrbuch /Stabu 1992/ und die Ergebnisse der Arbeitsstättenzählung von 1987. Für einige Verbrauchergruppen sind auch aktuellere Daten über den Energieträgereinsatz oder die Indikatorgrößen verfügbar. Auf diese Fälle wird im folgenden eingegangen.

In /MWMT 1991/ liegen der gemessene Endenergieverbrauch und die Bettenzahl für jedes Krankenhaus der Stadt Stuttgart vor. Eine Regressionsanalyse liefert den Endenergieeinsatz pro Krankenhausbett. Mit dem Energieträgersplit von /Eckerle et al. 1992/ für Krankenhäuser erhält man den Energieträgereinsatz pro Krankenhausbett.

Weiterhin liegen der Endenergieeinsatz und die Beckenfläche der Hallen- und Freibäder der Stadt Stuttgart vor (/Idler 1992/). Daraus wird unter Verwendung des Energieträgersplits von /Eckerle et al. 1992/ getrennt für Hallen- und Freibäder der Energieträgereinsatz pro m² Beckenfläche berechnet.

Der Endenergieverbrauch der Landwirtschaft und des Unterglasanbaus wird von /KTBL 1994/ abgeschätzt. Gleichzeitig werden die landwirtschaftliche Nutzfläche und die Summe der Flächen sämtlicher Treibhäuser in der Bundesrepublik Deutschland, hier als „Fläche unter Glas“ bezeichnet, angegeben. Damit läßt sich der Endenergieeinsatz pro ha landwirtschaftlicher Nutzfläche bzw. pro ha Fläche unter Glas bestimmen. Die Anteile der einzelnen Energieträger am gesamten Energieeinsatz dieser Verbrauchergruppen werden wiederum von /Eckerle et al. 1992/ übernommen.

Für den Energieträgereinsatz pro Beschäftigtem in der Kleinindustrie werden die gleichen Werte wie für Beschäftigte in größeren Betrieben verwendet, die zum Sektor Industrie gerechnet werden. Zur Kleinindustrie und damit zum Sektor Kleinverbraucher werden Betriebe des Verarbeitenden Gewerbes gerechnet, die i. a. weniger als 20 Beschäftigte besitzen.

Für einige Branchen des Sektors Industrie geht aus der Abfallerhebung für das Produzierende Gewerbe (/Stala 1993/) die Menge an verfeuerten Holzabfällen hervor (vgl. Tab. 4.7). Der daraus bestimmte Energieeinsatz pro Beschäftigtem in Industriebetrieben wird auf Kleinbetriebe im holzbe- und -verarbeitenden Gewerbe und der Papierindustrie übertragen. Darüber hinaus geht aus /Stala 1993/ die jährlich im Baugewerbe verfeuerte Menge an Altholz hervor. Daraus wird ein beschäftigtenbezogener Energieeinsatz für Holz abgeleitet.

Der Energieeinsatz pro Indikatoreinheit und pro Jahr für die emissionsrelevanten Energieträger wird in Tab. 4.8 angegeben. Die Aufstellung zeigt, daß die einzelnen Energieträger in verschiedenen Verbrauchergruppen ein stark unterschiedliches Gewicht haben können. So wird in Betrieben des holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes der größte Teil des Energiebedarfs mit Holz gedeckt. Im Baugewerbe und in der Landwirtschaft hat Dieselmotoren den größten Anteil am Energieeinsatz. Bei den restlichen Verbrauchergruppen überwiegt der Einsatz an Heizöl und Gas. Unter Heizöl ist dabei fast ausschließlich Heizöl EL zu verstehen.

Tab. 4.8: Jährlicher Energieträgereinsatz sämtlicher Verbrauchergruppen im Sektor Kleinverbraucher in der Einheit GJ pro Jahr und Indikatoreinheit

Verbrauchergruppe	Indikatorgröße	Indikatoreinheit	Kohle	Heizöl	Diesel	Gas	Holz
Grundstoffindustrie ohne Holzbearbeitung und Papierindustrie*	Besch.zahl	1 Besch.	105	103		135	
Holzbearbeitung*	Besch.zahl	1 Besch.	105	103		135	309
Papierindustrie*	Besch.zahl	1 Besch.	105	103		135	84,8
Investitionsgüterindustrie*	Besch.zahl	1 Besch.	1,26	12,8		16,9	
Verbrauchsgüterindustrie ohne Holzverarbeitung*	Besch.zahl	1 Besch.	2,23	23,9		22,0	
Holzverarbeitung*	Besch.zahl	1 Besch.	2,23	23,9		22,0	53,7
Nahrungs- und Genußmittelindustrie*	Besch.zahl	1 Besch.	1,39	52,1		62,9	
Baugewerbe	Besch.zahl	1 Besch.	1,26	4,25	17,9	11,8	2,05
Einzelhandel	Besch.zahl	1 Besch.	0,27	15,5		12,2	
Großhandel	Besch.zahl	1 Besch.	5,98	22,1		138	
Banken und Versicherungen	Besch.zahl	1 Besch.		7,04		6,87	
Wäschereien, Reinigungen	Besch.zahl	1 Besch.		119		12,3	
Gastgewerbe	Besch.zahl	1 Besch.	0,51	23,7		19,0	
sonst. private Dienstleistungen	Besch.zahl	1 Besch.	0,04	8,40		6,25	
Org. ohne Erwerbscharakter	Besch.zahl	1 Besch.	0,03	9,18		7,65	
Landwirtschaft	Anbaufläche	1 ha	0,15	0,85	4,20	0,05	
Unterglasanbau	Fläche unter Glas	1 ha	23	6420		2020	
Krankenhäuser	Bettzahl	1 Bett	6,32	42,8		37,1	
Schulen	Schülerzahl	1 Schüler	0,13	4,65		4,20	
Hochschulen	Studentenzahl	1 Student	0,13	4,65		4,20	
Hallenbäder	beheizte Beckenfläche	1 m ²		3,85		23,6	
Freibäder	beheizte Beckenfläche	1 m ²		0,24		1,45	

* Nur Kleinbetriebe mit i. a. weniger als 20 Beschäftigten

4.6.2 Berechnung der jährlichen Emissionen von Flächenquellen

Das Schema der iterativen Berechnung des jährlichen Energieträgereinsatzes der Flächenquellen in Baden-Württemberg ist in Bild 4.9 dargestellt. Ausgangspunkt der Berechnung ist die Multiplikation der Indikatorwerte für Baden-Württemberg mit dem indikatorbezogenen Energieträgereinsatz aus Tab. 4.8. In der Mehrzahl der Fälle entspricht dies der Multiplikation der Beschäftigtenzahl in Baden-Württemberg mit dem Energieträgereinsatz pro Beschäftigtem. Die Beschäftigtenzahlen liegen aus der Arbeitsstättenzählung 1987 vor, die anderen Daten wie Schülerzahlen, die Zahl der Krankenhausbetten usw. stammen aus der Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg. Die Summe der Ergebnisse für die einzelnen Verbrauchergruppen werden in Tab. 4.9 den Werten für den Energieträgereinsatz des Sektors Kleinverbraucher gegenübergestellt, die durch eine Disaggregation der Energiebilanz für 1992 gewonnen werden (vgl. Abschnitt 4.4.1).

Tab. 4.9: Vergleich des Energieträgereinsatzes des Sektors Kleinverbraucher in Baden-Württemberg im Jahr 1992 nach verschiedenen Methoden

Energieträger	Ergebnis des linearen Indikatoransatzes [TJ]	disaggregierte Energiebilanz [TJ]
Kohle	5.900	2.500
Heizöl	53.460	62.660
Gas	46.930	48.330
Diesel	12.570	11.060
Holz	3.860	0
Fernwärme	9.270	11.330
Strom	54.300	56.930

Die Gegenüberstellung zeigt, daß der mit dem Indikatoransatz berechnete Kohleeinsatz mit 5.900 TJ erheblich über dem Ergebnis der Disaggregation der Energiebilanz von 2.500 TJ liegt. Dagegen liegt z. B. der mit dem Indikatoransatz berechnete Heizöleinsatz mit 53.460 TJ unter dem aus der Energiebilanz abgeleiteten Wert von 62.660 TJ.

Es wird davon ausgegangen, daß die Ergebnisse der Disaggregation der Energiebilanz zuverlässiger sind als die Ergebnisse des linearen Indikatoransatzes mit den in Tab. 4.8 aufgeführten Eingangsgrößen. Um die Abweichungen zwischen den Ergebnissen zu verkleinern, wird der Energieträgereinsatz pro Indikatoreinheit aus Tab. 4.8 für jede Verbrauchergruppe korrigiert. Zunächst wird der Kohle- und Heizöleinsatz pro Indikatoreinheit abgeglichen. Dazu wird der Kohleeinsatz pro Indikatoreinheit für jede Verbrauchergruppe mit dem

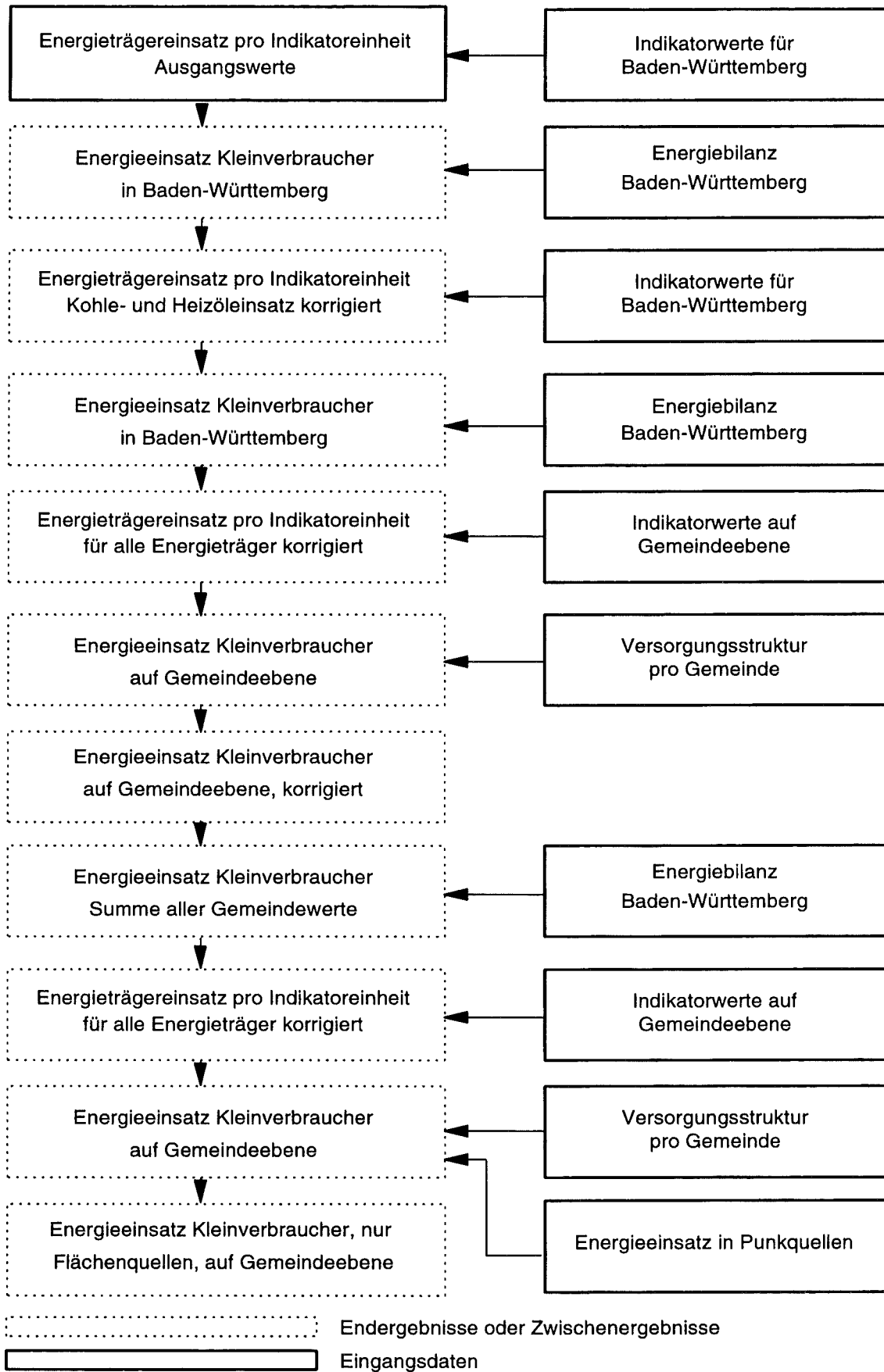


Bild 4.9: Schematische Darstellung des Rechenweges zur Bestimmung des Energieträgereinsatzes der Kleinverbraucher auf Gemeindeebene

Faktor 2.500/5.900 multipliziert. Das entspricht einer Verkleinerung um einen Betrag Δ_v , der von der Verbrauchergruppe V abhängt. Der Betrag Δ_v wird zum Heizöleinsatz pro Indikatoreinheit addiert. Durch diese Korrektur ändert sich der gesamte Energieeinsatz pro Indikatoreinheit für die einzelnen Verbrauchergruppen nicht.

Die Korrektur des indikatorbezogenen Kohle- und Heizöleinsatzes hat zur Folge, daß die Multiplikation mit den Indikatorwerten für Baden-Württemberg in der Summe über alle Verbrauchergruppen den Wert aus der disaggregierten Energiebilanz ergibt. Um die weiter bestehenden Abweichungen des Gas-, Diesel-, Fernwärme- und Stromeinsatzes zu korrigieren, wird für diese Energieträger der Quotient k_{Er} aus dem jährlichen Energieträgereinsatz aus der disaggregierten Energiebilanz (dritte Spalte von Tab. 4.9) und der Summe der Ergebnisse des linearen Indikatoransatzes über alle Verbrauchergruppen (zweite Spalte von Tab. 4.9) gebildet. Anschließend werden der indikatorbezogene Gas-, Diesel-, Fernwärme- und Stromeinsatz jeder Verbrauchergruppe mit k_{Er} multipliziert. Eine Korrektur des indikatorbezogenen Holzeinsatzes ist nicht sinnvoll, da der Holzeinsatz in der Energiebilanz fehlerbehaftet ist (Holzabfälle werden nicht berücksichtigt).

Mit den auf diese Weise korrigierten Werten für den Energieträgereinsatz pro Indikatoreinheit und den Indikatorwerten pro Gemeinde wird der Energieträgereinsatz für jede Gemeinde in Baden-Württemberg bestimmt. Um auszuschließen, daß dabei auch Gemeinden ein Gas- oder Fernwärmeeinsatz zugeordnet wird, in denen kein entsprechendes Versorgungsnetz existiert, wird die Versorgungsstruktur der Gemeinden explizit berücksichtigt. Eine Aufstellung sämtlicher Gemeinden mit Gasverteilungsnetzen geht aus /BGW 1994/ hervor. Informationen über Fernwärmenetze werden direkt von den Fernwärmeversorgungsunternehmen eingeholt. Geht aus diesen Daten hervor, daß in einer Gemeinde kein Gas- oder Fernwärmenetz vorhanden ist, wird der nach dem linearen Indikatoransatz für diese Gemeinde berechnete Gas- oder Fernwärmeeinsatz dem Heizöleinsatz zugeschlagen.

Durch diesen nichtlinearen Algorithmus ergibt sich in der Summe über alle Gemeinden ein im Vergleich zur disaggregierten Energiebilanz zu hoher Heizöleinsatz und ein zu niedriger Gas- und Fernwärmeeinsatz. Um diese Abweichungen auszugleichen, werden für jede Verbrauchergruppe der indikatorbezogene Heizöleinsatz erniedrigt und der indikatorbezogene Gas- und Fernwärmeeinsatz erhöht. Als Korrekturfaktoren k_{Er} werden die Quotienten aus dem landesweiten Heizöl-, Gas- und Fernwärmeeinsatz aus der disaggregierten Energiebilanz und der Summe der Gemeindewerte verwendet.

Mit diesen Werten für den indikatorbezogenen Energieträgereinsatz werden die endgültigen Werte für den Energieträgereinsatz pro Gemeinde bestimmt. Durch die mehrfache Korrektur des indikatorbezogenen Energieträgereinsatzes jeder Verbrauchergruppe ist sichergestellt, daß die Summen der Gemeindewerte für den Energieträgereinsatz des Sektors Kleinverbraucher dem Landeswert für Baden-Württemberg, der sich aus der Disaggregation der Energiebilanz ergibt, entsprechen.

Um aus dem gemeindeweise berechneten Energieträgereinsatz der Kleinverbraucher auf den Brennstoffeinsatz der flächenhaft erfaßten Emittenten zu schließen, ist ein Abgleich mit dem Energieträgereinsatz der Punktquellen erforderlich. Das Vorgehen bei diesem Abgleich wird in Abschnitt 4.5.2 am Beispiel von Punktquellen, die dem Sektor Industrie zugerechnet werden, beschrieben. Es wird unverändert für Punktquellen übernommen, die dem Sektor Kleinverbraucher zugerechnet werden. Zur Berechnung der Emissionen der flächenhaft erfaßten Emittenten im Sektor Kleinverbraucher werden die in Teilkapitel 4.3 diskutierten sektortypischen Emissionsfaktoren verwendet.

4.6.3 Berechnung zeitlich aufgelöster Emissionen

Zur Berechnung stündlicher Emissionen werden die gleichen Methoden wie im Sektor Industrie verwendet, die in Abschnitt 4.5.3 dargestellt werden. Im folgenden wird nur auf die Herleitung von Jahres- und Tagesgängen für die einzelnen Verbrauchergruppen eingegangen. Als Grundlage dienen die Ergebnisse aktueller Untersuchungen des stündlichen Energiebedarfs ausgewählter Versorgungsobjekte durch die Forschungsstelle für Energiewirtschaft. Beispielhafte Ergebnisse für Wohngebäude werden in /Geiger 1989/ vorgestellt. Weitere Ergebnisse liegen für folgende 7 Verbrauchergruppen vor (/Geiger 1994/):

- Hallenbäder
- Krankenhäuser
- Organisationen ohne Erwerbscharakter
- Schulen
- Einzelhandel
- Großhandel
- Gastgewerbe

4.6.3.1 Bestimmung von Jahresgängen

Für jede der 7 von der Forschungsstelle für Energiewirtschaft untersuchten Verbrauchergruppen V werden zwei Koeffizienten α_V und β_V für die Grundlast und den gradtagszahl-abhängigen Teil des Energiebedarfs angegeben. Dabei wird nur der nicht-elektrische Energiebedarf betrachtet. Neben den Koeffizienten α_V und β_V werden Tagesbewertungsziffern $t_{V,d}$ für Werktage und Wochenendtage angegeben, die sich ebenfalls nur auf den nicht-elektrischen Energiebedarf beziehen.

Setzt man die Koeffizienten α_V und β_V , den Wert Null für den Koeffizienten γ_V des produktionsabhängigen Teils des Energiebedarfs und die Tagesbewertungsziffern $t_{V,d}$ in Gleichung (4.15) ein, erhält man den täglichen Energiebedarf $E_{V,a,d}$ für die in /Geiger 1994/

betrachteten Versorgungsobjekte der Verbrauchergruppe V (ohne den Strombedarf). Berechnet man den täglichen Energiebedarf $E_{V,a,d}$ für jeden Tag eines Jahres a und normiert die erhaltene Zeitreihe auf die Zahl der Tage des Jahres a, erhält man dimensionslose Jahresgänge des Energiebedarfs für die o. g. Verbrauchergruppen V.

Für die anderen Verbrauchergruppen werden unterschiedliche Methoden zur Ableitung von Jahresgängen verwendet:

- Für die Kleinindustrie werden die Jahresgänge der Wirtschaftshauptgruppen im Sektor Industrie verwendet.
- Der tägliche Energiebedarf in der Landwirtschaft wird vom Dieseleinsatz für Traktoren dominiert, der in der Ernteperiode in den Monaten Juli und August und beim Pflügen in den Monaten Oktober und November maximal ist (/Labowsky 1994/). Die Unterschiede zwischen dem Energiebedarf an Werktagen und Wochenendtagen sind minimal. Aus diesen Informationen wird ein Jahresgang abgeleitet.
- Der Energiebedarf im Unterglasanbau wird nur von der Witterung beeinflusst. Daher wird angenommen, daß der Jahresgang proportional zur Gradtagszahl verläuft.
- Die saisonalen Schwankungen der Produktion im Baugewerbe werden durch den Wertindex des Bauhauptgewerbes wiedergegeben, der insbesondere im September und im Oktober ein ausgeprägtes Maximum erreicht. Zur Bestimmung eines Jahresgangs für das Baugewerbe wird der Wertindex anstelle des Nettoproduktionsindex in Gleichung (4.15) eingesetzt. Dabei wird davon ausgegangen, daß im Jahresmittel die Grundlast und der produktionsabhängige Teil des Energiebedarfs je 50 % des gesamten Energiebedarfs ausmachen. Die Tagesbewertungsziffern zur Unterscheidung zwischen Werktagen und Wochenendtagen werden von der Verbrauchsgüterindustrie übernommen.
- Der tägliche Energieeinsatz für Freibäder läßt sich für die Saison von Juni bis September wie für Hallenbäder berechnen. Außerhalb der Saison besteht kein Energiebedarf.
- Für Wäschereien und Reinigungen werden Koeffizienten α_v und β_v von /Hoeness 1987/ verwendet. /Hoeness 1987/ gibt ebenfalls Tagesbewertungsziffern an.
- Für Gebietskörperschaften, Banken und Versicherungen, Universitäten und sonstige private Dienstleistungen wird der Jahresgang für Organisationen ohne Erwerbscharakter verwendet. Die Annahme gleicher Jahresgänge ist insofern plausibel, als daß in diesen Verbrauchergruppen der größte Teil des Energiebedarfs (ohne Strom) auf die Beheizung von Bürogebäuden entfällt.

4.6.3.2 Bestimmung von Tagesgängen

Die Daten der Forschungsstelle für Energiewirtschaft enthalten neben den Koeffizienten α_v und β_v und den Tagesbewertungsziffern für die 7 Verbrauchergruppen Tagesgänge, die zum einen nach Werktagen und Wochenenden, zum anderen nach Monaten unterschieden werden. Durch die Unterscheidung verschiedener Tagesgänge für die verschiedenen Monate wird der während des Jahres variierende Anteil des Energiebedarfs zur Raumwärmebereitstellung am gesamten Energiebedarf berücksichtigt.

Die Tagesgänge der 7 Verbrauchergruppen für Werktage im Januar werden in Bild 4.10 gegenübergestellt. Sämtliche Tagesgänge zeigen einen ausgeprägten morgendlichen Anstieg nach einem niedrigen Niveau in den Nachtstunden. Der morgendliche Anstieg resultiert daher, daß die Heizkessel kurz vor Beginn der Arbeits- bzw. Öffnungszeiten auf Vollast schalten. In den Nachtstunden gehen die Tagesgänge nicht auf Null zurück, da nachts ein Heizenergiebedarf zur Aufrechterhaltung einer Mindestinnentemperatur von i. a. 15 °C besteht.

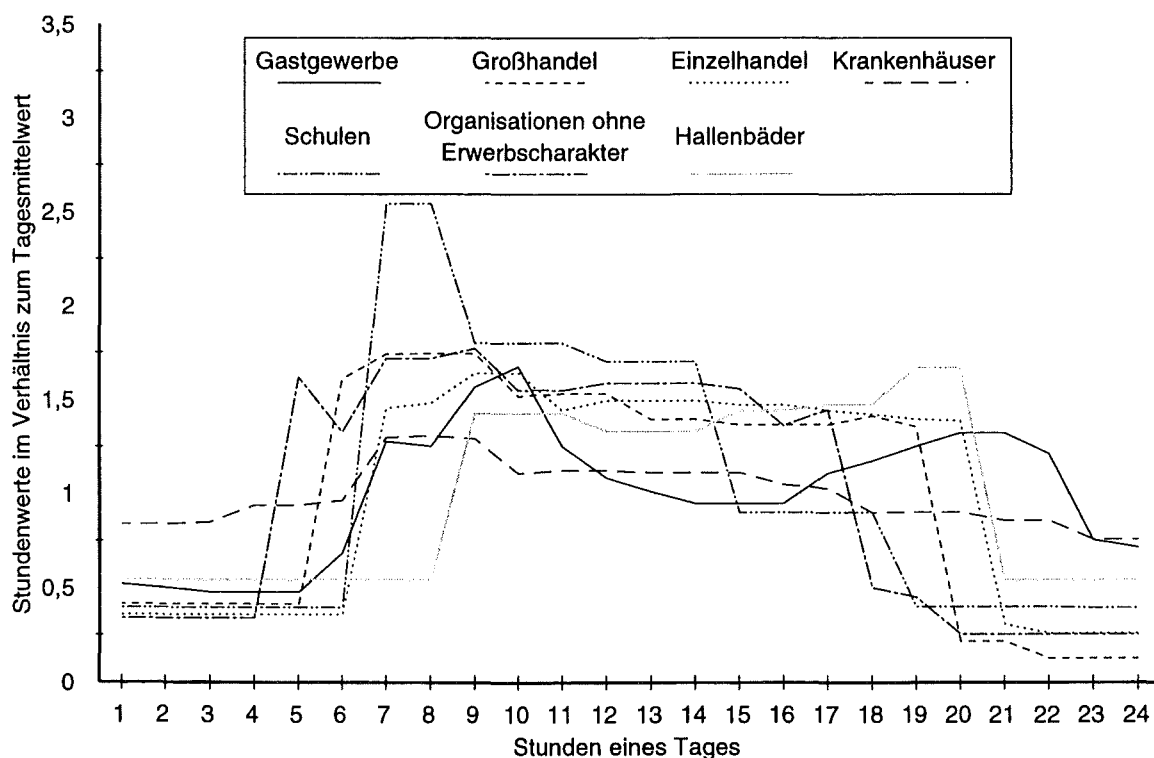


Bild 4.10: Tagesgänge des Energiebedarfs für einige Kleinverbrauchergruppen an Werktagen im Januar

Nach dem Ende der Arbeits- bzw. Öffnungszeiten fallen die Tagesgänge auf ein niedriges Niveau ab, wobei der Abfall in Schulen um 14 Uhr und im Gastgewerbe um 22 Uhr beginnt. Im Gastgewerbe kommt es zu einem weiteren Maximum am Abend, das auf

einen erhöhten Energiebedarf zur Raumwärmebereitstellung, zum Kochen (mittels Gasherden) und zur Warmwasserbereitstellung zurückzuführen ist.

Das höchste nächtliche Niveau erreicht der Tagesgang der Krankenhäuser, in denen eine Nachtabsenkung der Sollinnentemperatur auf 15 °C nicht möglich ist. Darüber hinaus besteht ganztägig ein hoher Warmwasserbedarf. Insgesamt schwankt der Tagesgang nur um 25 % um den Mittelwert.

Der unterschiedliche Verlauf der Tagesgänge in verschiedenen Monaten zeigt sich am deutlichsten im Gastgewerbe. In Bild 4.11 werden die Tagesgänge für die Monate Januar, März, August und September gegenübergestellt. Dabei wird das relative Anwachsen der Morgenspitze von Januar bis August deutlich, das daraus resultiert, daß der Raumwärmebedarf zum Sommer hin abnimmt und schließlich verschwindet. Dadurch steigen die Anteile des Energiebedarfs zum Kochen und zur Warmwasserbereitstellung, die in den Vormittagsstunden ein Hauptmaximum und in den Abendstunden ein Nebenmaximum besitzen.

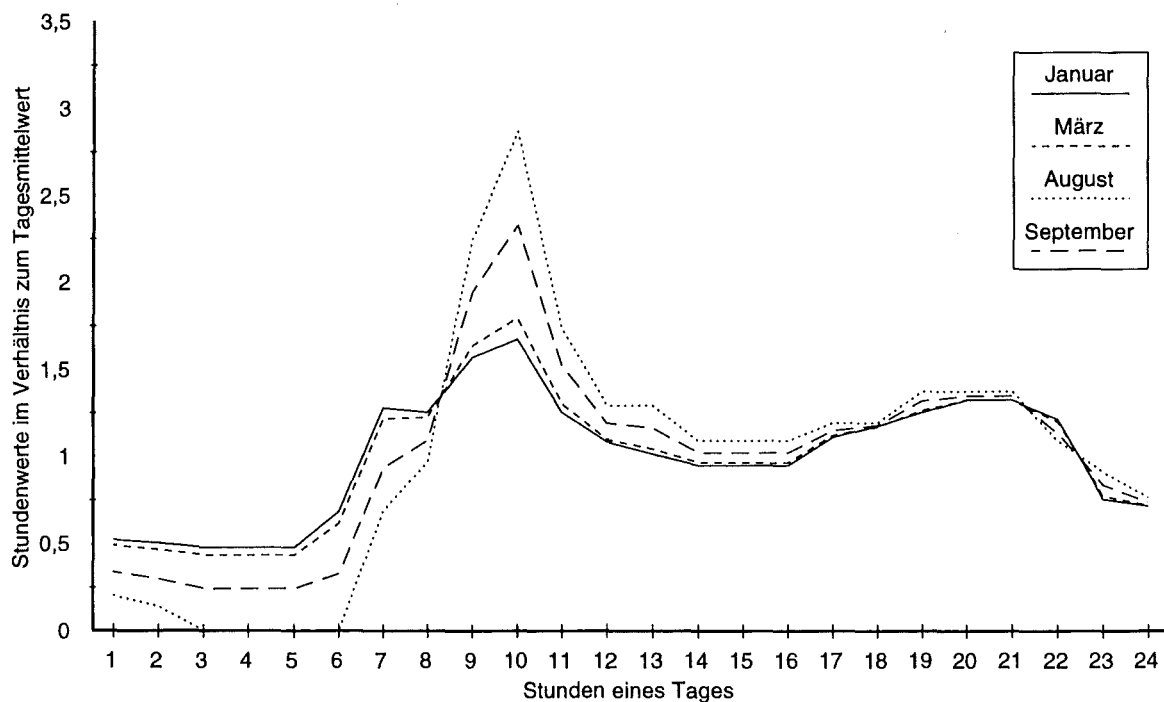


Bild 4.11: Tagesgänge des Energiebedarfs für das Gastgewerbe an Werktagen in unterschiedlichen Monaten

Für die restlichen Verbrauchergruppen werden Tagesgänge aus den folgenden Überlegungen gewonnen, bei denen zum Teil auf Plausibilitätsbetrachtungen zurückgegriffen wird:

- für die Kleinindustrie werden die gleichen Tagesgänge wie für Industriebetriebe in der entsprechenden Wirtschaftshauptgruppe verwendet;

- für Wäschereien und Reinigungen stehen Tagesgänge in /Hoeness 1987/ zur Verfügung;
- für die Landwirtschaft werden Tagesgänge aus den üblichen Arbeitszeiten abgeleitet, die monatsweise variieren können;
- für die restlichen Verbrauchergruppen werden die Tages- und Wochengänge der 7 durch die Forschungsstelle für Energiewirtschaft untersuchten Verbrauchergruppen verwendet. Dabei wird für jede Verbrauchergruppe geprüft, ob der Energieeinsatz vergleichbaren Zwecken dient und ob vergleichbare Arbeitszeit- bzw. Öffnungszeitregelungen gelten.

4.7 Emissionen im Sektor öffentliche Kraftwerke

Feuerungsanlagen in öffentlichen Kraftwerken weisen mit zum Teil mehr als 1800 MW_{th} die höchsten thermischen Leistungen der in dieser Arbeit untersuchten Feuerungsanlagen auf. Den höchsten Brennstoffeinsatz in Baden-Württemberg haben Kernkraftwerke und Steinkohlekraftwerke. Bei den Steinkohlekraftwerken handelt es sich um die größten Einzel-emittenten für NO_x, SO₂ und Hg in Baden-Württemberg.

Die jährlichen Emissionen öffentlicher Kraftwerke sind größtenteils aus den Emissionserklärungen der Anlagenbetreiber bekannt. Die Angaben zu den VOC-Emissionen sind allerdings lückenhaft. Um fehlende Daten zu ergänzen, wird der anlagenbezogene Brennstoffeinsatz, der aus den Emissionserklärungen hervorgeht, mit sektortypischen Emissionsfaktoren multipliziert. Zur Berechnung der jährlichen Hg-Emissionen wird unter Berücksichtigung der Schaltung der Abgasreinigungsanlagen ein anlagenbezogener Emissionsfaktor berechnet und mit dem Brennstoffeinsatz pro Anlage multipliziert.

Neben den jährlichen Emissionen aus den Emissionserklärungen stehen stündliche Emissionen für eine zweiwöchige Septemberperiode aus den Ergebnissen einer selbst durchgeführten Umfrage unter den Betreibern von Feuerungsanlagen mit einer Leistung von über 20 MW_{th} zu Verfügung. Zur Bestimmung stündlicher Emissionen in anderen Perioden wird zunächst der stündliche Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock berechnet. Daraus berechnet man stündliche Emissionen. Den stündlichen Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock erhält man aus der Optimierung der Fahrweise der Kraftwerksblöcke bei bekannter stündlicher Strom- und Fernwärmeerzeugung im Versorgungsgebiet eines Energieversorgungsunternehmens (EVU).

Die stündliche Strom- und Fernwärmeerzeugung wird von den EVU nicht veröffentlicht. Auch auf Nachfrage werden diese Daten i. a. nicht freigegeben. Zur Bestimmung der stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung in beliebigen Perioden muß daher ein Modell verwendet werden. Die Verwendung eines Modells ermöglicht es zusätzlich, auch Episoden in der Zukunft zu betrachten.

4.7.1 Bestimmung der stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung

Die Bestimmung der stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung erfolgt getrennt für die Versorgungsgebiete der vier größten Energieversorgungsunternehmen (EVU) in Baden-Württemberg: der Energieversorgung Schwaben (EVS), der Badenwerke, der Technischen Werke der Stadt Stuttgart (TWS) und der Neckarwerke. Dabei wird das Versorgungsgebiet der Badenwerke um die Versorgungsgebiete der Stadtwerke Karlsruhe und Pforzheim erweitert und das Versorgungsgebiet der EVS um das Versorgungsgebiet der Stadtwerke Ulm.

Zur Simulation der stündlichen Stromerzeugung wird das von /Wiese 1994/ entwickelte Modell SIESTA (Simulation der Stromerzeugung in stündlicher Auflösung) eingesetzt, mit dem die jährliche Stromerzeugung in einem Versorgungsgebiet auf die Stunden des Jahres verteilt wird, indem sie mit normierten Jahres-, und Tagesgängen des Strombedarfs multipliziert wird. Dabei werden unterschiedliche Zeitgänge für Haushalte, Industriebetriebe und sonstige Verbraucher verwendet. In der Gruppe „sonstige Verbraucher“ werden der Sektor Kleinverbraucher und der Schienenverkehr zusammengefaßt. Der Sektor Industrie wird in 22 Branchen aufgeteilt, die sonstigen Verbraucher in 6 Gruppen. Als weitere Verbrauchergruppe werden Nachtspeicherheizungen betrachtet, für die eigene Tagesgänge vorliegen.

Die Zeitgänge werden aus Untersuchungen des stündlichen Strombedarfs an verschiedenen, typischen Tagen eines Jahres abgeleitet (vgl. /VDEW 1994/, /VDEW 1985/). Die typischen Tage verteilen sich auf die verschiedenen Jahreszeiten sowie auf Werktage, Samstage und Sonntage. Um aus den Zeitgängen für typische Tage den stündlichen Strombedarf für einen beliebigen Tag zu ermitteln, wird zwischen den bekannten Zeitgängen mit der Gradtagszahl, in der Industrie zusätzlich mit dem Nettoproduktionsindex interpoliert.

Die mit SIESTA berechnete stündliche Stromerzeugung in der Winterwoche von Montag, dem 20.1.1992, bis Sonntag, dem 26.1.1992, ist in Bild 4.12 dargestellt. Diese Woche ist die kälteste Woche des Jahres 1992 (zum Temperaturverlauf im Jahr 1992 siehe Bild 4.4) und wird im Ergebnisteil dieser Arbeit noch ausführlich diskutiert. Bei Bild 4.4 handelt sich um eine kumulierte Darstellung, d. h. die obere Kurve gibt die Summe der Werte für die Stromerzeugung in den 4 Versorgungsgebieten an.

Auffällig am Verlauf der Stromerzeugung ist der besonders an Werktagen hohe Grundlastanteil. Er läßt sich teilweise auf Nachtspeicherheizungen zurückführen, die einen vergleichmäßigen Effekt auf den Tagesgang haben. Maxima der Stromerzeugung treten an Werktagen zwischen 12 Uhr und 13 Uhr, zwischen 17 Uhr und 18 Uhr und zwischen 21 Uhr und 22 Uhr auf. Die unterschiedliche Höhe der Maxima an den verschiedenen Werktagen läßt sich auf Schwankungen der Außentemperatur zurückführen.

Am Samstag gewinnt ein weiteres Maximum zwischen 8 Uhr und 9 Uhr an Bedeutung. Im Tagesmittel nimmt die Stromerzeugung am Wochenende um etwa ein Viertel ab,

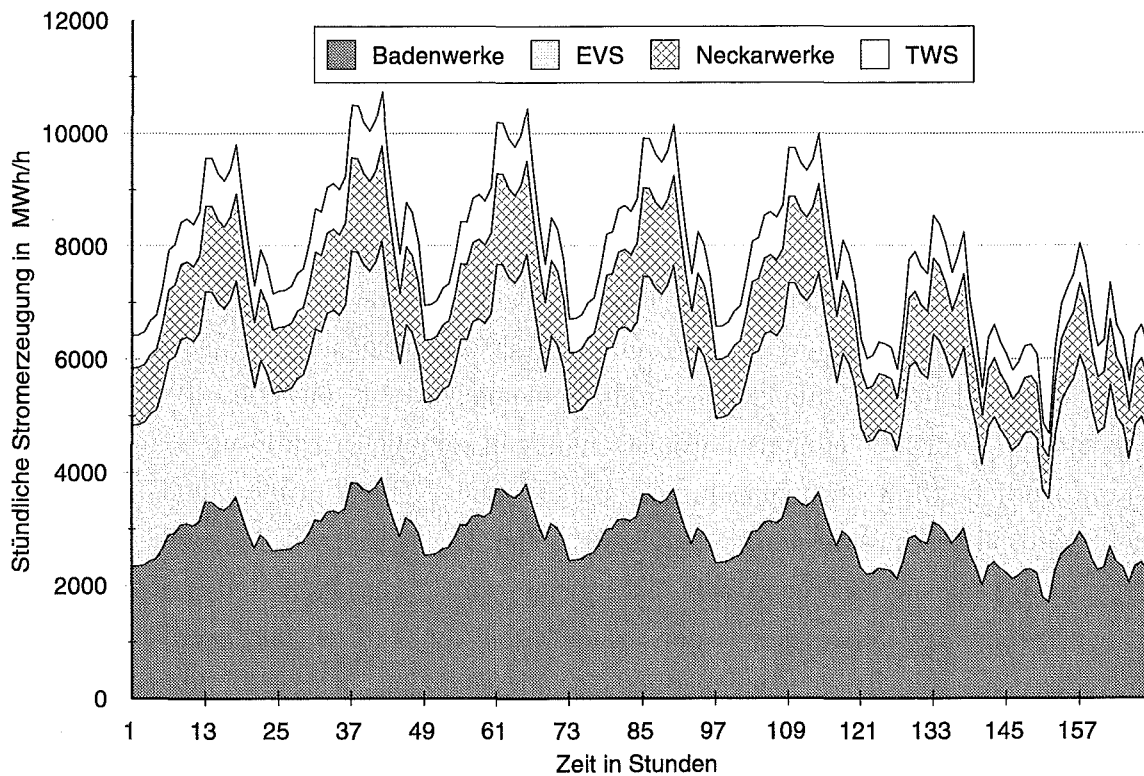


Bild 4.12: Stündliche Stromerzeugung in den Versorgungsgebieten der 4 größten EVU in Baden-Württemberg von Montag, dem 20.1.1992, bis Sonntag, dem 26.1.1992; berechnet mit dem Modell SIESTA von /Wiese 1994/

was sich auf den verminderten Strombedarf von Industriebetrieben und Kleinverbrauchern zurückführen läßt.

Neben der stündlichen Stromerzeugung wird die stündliche Fernwärmeerzeugung in Mannheim, Stuttgart, Karlsruhe, Altbach, Heilbronn, Ulm und Pforzheim simuliert. Der überwiegende Teil der Fernwärmeerzeugung an diesen Standorten erfolgt in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen, die von den o. g. EVU betrieben werden. Zusätzlich werden einige kleinere Anlagen zur reinen Fernwärmeerzeugung betrachtet.

Zur Simulation der stündlichen Fernwärmeerzeugung wird das für diese Arbeit entwickelte Modell MEFISTA modifiziert, das ursprünglich zur Berechnung stündlicher Emissionen der Sektoren Industrie und Kleinverbraucher entwickelt wurde. Anstelle der jährlichen Emissionen wird die jährliche Fernwärmeerzeugung einer Anlage mittels Jahres- und Tagesgängen auf die Stunden eines Jahres verteilt. Die jährliche Fernwärmeerzeugung wird den Geschäftsberichten der EVU entnommen. Standortbezogene Jahres- und Tagesgänge der Fernwärmeerzeugung an den Standorten Mannheim, Stuttgart, Karlsruhe, Altbach, Heilbronn, Ulm und Pforzheim wurden von /Fischedick 1995/ ermittelt.

Die Ergebnisse der Berechnung der stündlichen Fernwärmeerzeugung in der Winterwoche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992 sind in Bild 4.13 in kumulierter Darstellung

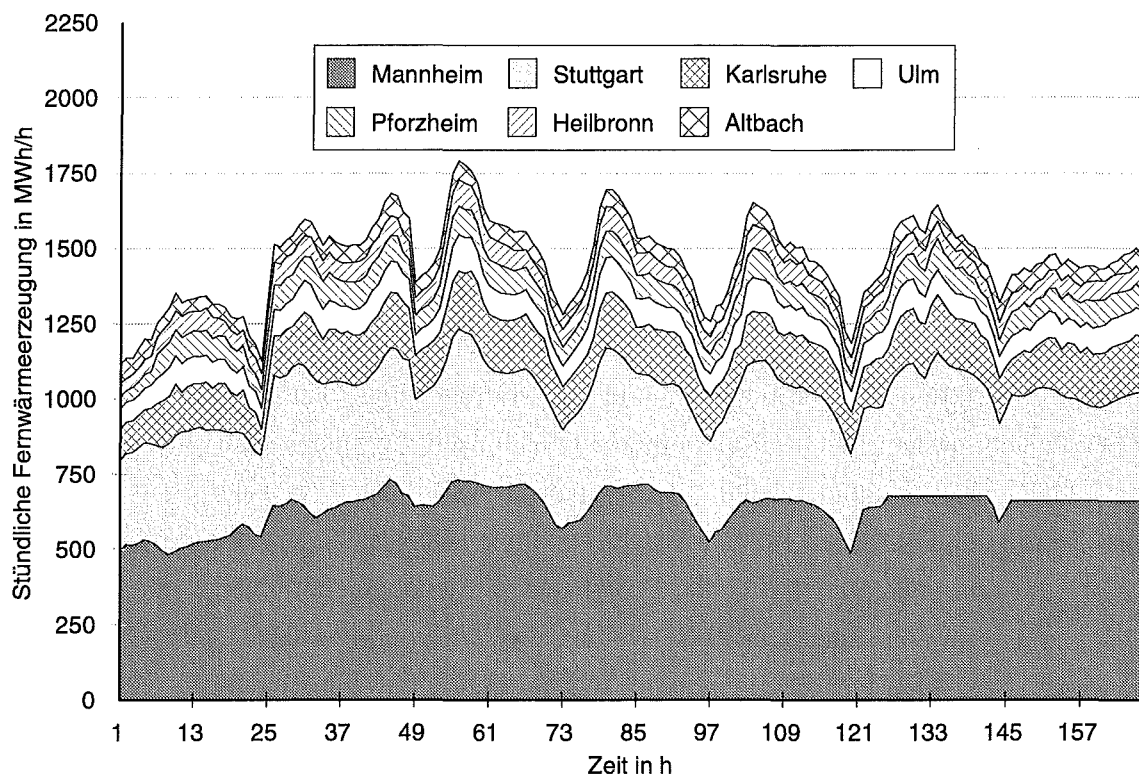


Bild 4.13: Berechnete stündliche Fernwärmeerzeugung an 7 Standorten in Baden-Württemberg von Montag, dem 20.1.1992, bis Sonntag, dem 26.1.1992

abgebildet. Die stündliche Fernwärmeerzeugung zeigt einen im Vergleich zur stündlichen Stromerzeugung erheblich ausgeglicheneren Verlauf. In der Summe über komplette Tage schwankt die Fernwärmeerzeugung dagegen stärker als die Stromerzeugung, da der Fernwärmebedarf stärker von der Außentemperatur beeinflusst wird. Beispielsweise läßt sich der Sprung der Fernwärmeerzeugung von Montag auf Dienstag auf einen drastischen Rückgang der Außentemperatur zurückführen.

Am Wochenende überlagern sich zwei Effekte: während ein Rückgang der Außentemperatur zu einem steigenden Fernwärmebedarf im Sektor Haushalte führt, nimmt der Fernwärmebedarf der Industrie ab. Dadurch bleibt die tägliche Fernwärmeerzeugung unverändert gegenüber Werktagen, zeigt aber einen anderen Tagesgang.

4.7.2 Bestimmung des stündlichen Brennstoffeinsatzes und stündlicher Emissionen

Um von der vorgegebenen stündlichen Strom- und Fernwärmeerzeugung innerhalb des Versorgungsgebietes eines EVU auf den Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock des EVU zu schließen, wird das Modell PROFAKO (**P**rogramm zur **O**ptimierung der **F**ahrweise von **K**raft-**W**ärme-**K**opplungsanlagen) verwendet. Eine ausführliche Beschreibung des Modells

findet sich bei /Hanselmann 1996/. Einsatzmöglichkeiten für das Modell zeigen /Hanselmann, Kaltschmitt 1994/ und /Hanselmann, Schaal 1994/. Im folgenden wird nur das Prinzip von PROFAKO wiedergegeben.

Ziel eines EVU ist es, den Strom- und Fernwärmebedarf innerhalb seines Versorgungsgebietes so zu decken, daß möglichst geringe Kosten durch den Betrieb der Anlagen des Kraftwerksparks entstehen. Ausgangspunkt der Optimierung ist die zur Deckung des Bedarfs erforderliche, vorgegebene stündliche Strom- und Fernwärmeerzeugung. Zur Optimierung der Fahrweise der Anlagen werden die technischen Daten der Anlagen, Brennstoffpreise und Restriktionen durch Bezugs- und Lieferverträge sowie den Kohleverstromungsvertrag berücksichtigt. Mit PROFAKO werden alle technisch möglichen Fahrweisen der Erzeugungsanlagen ermittelt und bezüglich ihrer Kosten verglichen. Ausgegeben wird nur die Fahrweise mit den minimalen Kosten. Wegen des hohen Berechnungsaufwandes ist die Länge des Zeitraums, der mit einem Rechenlauf bearbeitet werden kann, auf eine Woche beschränkt.

Zur Optimierung der Fahrweise werden die Kraftwerksparks der betrachteten EVU blockweise abgebildet. Die dazu benötigte, sehr umfangreiche Eingangsdatenbasis wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes aufgebaut (/Fahl et al. 1992 b/). Neben fossil befeuerten Kraftwerken, deren Emissionen berechnet werden sollen, werden in die Optimierung auch Kernkraftwerke und Wasserkraftwerke (Pumpspeicher- und Laufwasserkraftwerke) einbezogen. Zusätzlich zu den Anlagen in Baden-Württemberg werden je 2 Anlagen im Saarland und in Frankreich betrachtet, an denen die EVS bzw. die Badenwerke beteiligt sind. Die thermische Leistung der Anlagen wird mit dem Anteil der Beteiligungen gewichtet. Analog zum Vorgehen bei den Versorgungsgebieten werden die Kraftwerksblöcke der Stadtwerke Karlsruhe und Pforzheim zum Kraftwerkspark der Badenwerke gerechnet und die Heizwerke der Stadtwerke Ulm zum Kraftwerkspark der EVS.

Die Optimierung der Fahrweise der Kraftwerksparks liefert den stündlichen Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock. Stündliche Emissionen erhält man durch die Multiplikation des stündlichen Brennstoffeinsatzes mit anlagenbezogenen Emissionsfaktoren. Da Kernkraftwerke und Wasserkraftwerke keine Emissionen der in dieser Arbeit betrachteten Luftschadstoffe verursachen, werden sie *nach* der Optimierung der Fahrweise des Kraftwerksparks nicht mehr betrachtet.

4.8 Verteilung der Emissionen von Flächenquellen auf Rasterzellen

Die in den letzten Teilkapiteln dargestellten Methoden erlauben die Berechnung der Emissionen flächenhaft erfaßter Emittenten auf Gemeindeebene. Eine feinere räumliche Auflösung von Emissionsdaten ist mit Hilfe statistischer Daten wie z. B. der Gebäudezahl, der Beschäftigtenzahl usw. nicht möglich, da diese Daten für kleinere Einheiten als Gemeinden dem Datenschutz unterliegen.

Um die von β -mesoskaligen Ausbreitungs- und Umwandlungsmodellen geforderte räumliche Auflösung der Emissionsdaten von $1 \times 1 \text{ km}^2$ zu erreichen, müssen daher andere Methoden gewählt werden. In dieser Arbeit werden die gemeindeweise berechneten Emissionen mit Hilfe von Landnutzungsdaten weiter räumlich verteilt. Die Landnutzungsdaten erlauben eine Unterteilung der Gemeindeflächen in dicht, weniger dicht und nicht bebaute Flächen.

Für Baden-Württemberg liegen Landnutzungsdaten, die aus Satellitenaufnahmen gewonnen wurden, für ein Raster mit einer Zellengröße von $50 \times 50 \text{ m}^2$ vor. Eine detaillierte Klassifizierung der Landnutzung geben /Jacobs, Sties 1995/ an. Danach enthalten ausschließlich Rasterzellen mit den Landnutzungsklassen „besiedelt“, „dicht bebaut“ und „Industriegebiet“ eine Bebauung. Die Bebauung in Rasterzellen mit den Landnutzungsklassen „dicht bebaut“ und „Industriegebiet“ ist etwa doppelt so dicht wie in Rasterzellen mit der Landnutzungsklasse „besiedelt“. Daher wird davon ausgegangen, daß die Emissionen in Rasterzellen mit der Landnutzungsklasse „dicht bebaut“ oder „Industriegebiet“ doppelt so hoch sein können wie in Rasterzellen mit der Landnutzungsklasse „besiedelt“. Eine unterschiedliche Wichtung der Klassen „dicht bebaut“ und „Industriegebiet“ ist nicht sinnvoll, da die Zuordnung der Satellitendaten zu einer der beiden Landnutzungsklassen nach /Jacobs, Sties 1995/ mit hohen Unsicherheiten behaftet ist.

Diese Überlegungen werden zu folgendem Algorithmus zusammengefaßt: für jede Rasterzelle L' von $50 \times 50 \text{ m}^2$ wird aus den Landnutzungsdaten ein Wichtungsfaktor $w_{L'}$ definiert, der den Wert 1 annimmt, wenn die Rasterzelle die Landnutzung „dicht bebaut“ oder „Industriegebiet“ besitzt, den Wert 0,5, wenn die Rasterzelle die Landnutzung „besiedelt“ besitzt und den Wert 0 für alle anderen Landnutzungsklassen. Ferner wird für jede Rasterzelle L' ermittelt, zu welcher Gemeinde sie gehört. Dazu werden die Gebiete der insgesamt 1111 Gemeinden in Baden-Württemberg mit Hilfe eines geographischen Informationssystems gerastert. Die Gemeindezugehörigkeit der Rasterzellen L' von $50 \times 50 \text{ m}^2$ wird dadurch zum Ausdruck gebracht, daß die Wichtungsfaktoren $w_{L'}$ mit einem weiteren Index g für die Gemeinde gekennzeichnet werden ($w_{L',g}$).

Da die Emissionen flächenhaft erfaßter Emittenten auf Rasterzellen von $1 \times 1 \text{ km}^2$ verteilt werden sollen, werden die Wichtungsfaktoren $w_{L',g}$ unter Beachtung der Gemeindezugehörigkeit der Rasterzellen L' von $50 \times 50 \text{ m}^2$ auf die Zellengröße von $1 \times 1 \text{ km}^2$ aggregiert:

$$w_{L,g} = \frac{1}{400} \sum_{L'=1}^{400} w_{L',g}$$

mit $w_{L',g}$ als Wichtungsfaktor für die Rasterzelle L' von $50 \times 50 \text{ m}^2$ und $w_{L,g}$ als Wichtungsfaktor für die Rasterzelle L von $1 \times 1 \text{ km}^2$.

Anschaulich kann man die Wichtungsfaktoren $w_{L,g}$ für die Rasterzellen L von $1 \times 1 \text{ km}^2$ deuten, indem man für jede Rasterzelle L die Summe von $w_{L',g}$ über die Gemeinden g bildet,

die die Rasterzelle L ganz oder teilweise bedecken. Die sich ergebende Größe w_L stellt einen Bebauungsgrad dar. Er nimmt den Wert 1 an, wenn alle 400 Landnutzungsdaten, die zu der Rasterzelle L gehören, in die Klassen „dicht bebaut“ oder „Industriegebiet“ fallen. Fallen alle 400 Landnutzungsdaten in die Klasse „besiedelt“, nimmt der Bebauungsgrad den Wert 0,5 an. Ein Bebauungsgrad von Null kann nur dann auftreten, wenn keine der 400 Landnutzungsdaten in die Klassen „besiedelt“, „dicht bebaut“ oder „Industriegebiet“ fällt.

Bild 4.14 zeigt den Bebauungsgrad w_L für sämtliche Rasterzellen L von $1 \times 1 \text{ km}^2$ in Baden-Württemberg. Zur Orientierung sind zusätzlich die Landesgrenze und die Grenzen der insgesamt 1111 Gemeinden in Baden-Württemberg eingezeichnet. Ferner ist die Lage einiger Städte angegeben, auf die im Ergebnisteil dieser Arbeit (Kapitel 6) noch Bezug genommen wird.

Die Abbildung zeigt deutlich die Siedlungsschwerpunkte in Baden-Württemberg. Größere Flächen mit einem Bebauungsgrad w_L über 0,6 findet man vor allem im Großraum um Stuttgart, in Heilbronn, im Gebiet zwischen den Städten Mannheim und Karlsruhe sowie in Freiburg. Kleinere Gebiete, in denen vereinzelt auch ein Bebauungsgrad über 0,6 auftritt, befinden sich z. B. in Ulm und Konstanz.

Abgesehen von diesen Gebieten sind weite Teile Baden-Württembergs durch eine sehr niedrige Bebauungsdichte gekennzeichnet. In vielen Rasterzellen ist der Bebauungsgrad fast Null ($w_L < 0,01$) oder sehr klein ($w_L < 0,2$). Lediglich die Gemeindezentren heben sich dadurch hervor, daß der Bebauungsgrad hier auch in ländlichen Gebieten über 0,2 oder über 0,4 liegen kann.

Die Verteilung der Emissionen $M_{S,g,Fl}$ der flächenhaft erfaßten Emittenten in einer Gemeinde g auf die Rasterzellen L von $1 \times 1 \text{ km}^2$ Größe erfolgt proportional zu den Wichtungsfaktoren $w_{L,g}$. Als Normierungsfaktor dient die Summe sämtlicher Wichtungsfaktoren die zu einer Gemeinde g gehören. Damit ergibt sich folgende Gleichung für die Emissionen $M_{S,L,g,Fl}$ des Schadstoffs S in der Rasterzelle L, die durch die flächenhaft erfaßten Emittenten in der Gemeinde g hervorgerufen werden:

$$M_{S,L,g,Fl} = M_{S,g,Fl} \cdot \frac{w_{L,g}}{\sum_i w_{i,g}} \quad (4.21)$$

Der Summationsindex i in Gleichung (4.21) läuft über sämtliche Rasterzellen von $1 \times 1 \text{ km}^2$, die von der Gemeinde g ganz oder teilweise bedeckt werden.

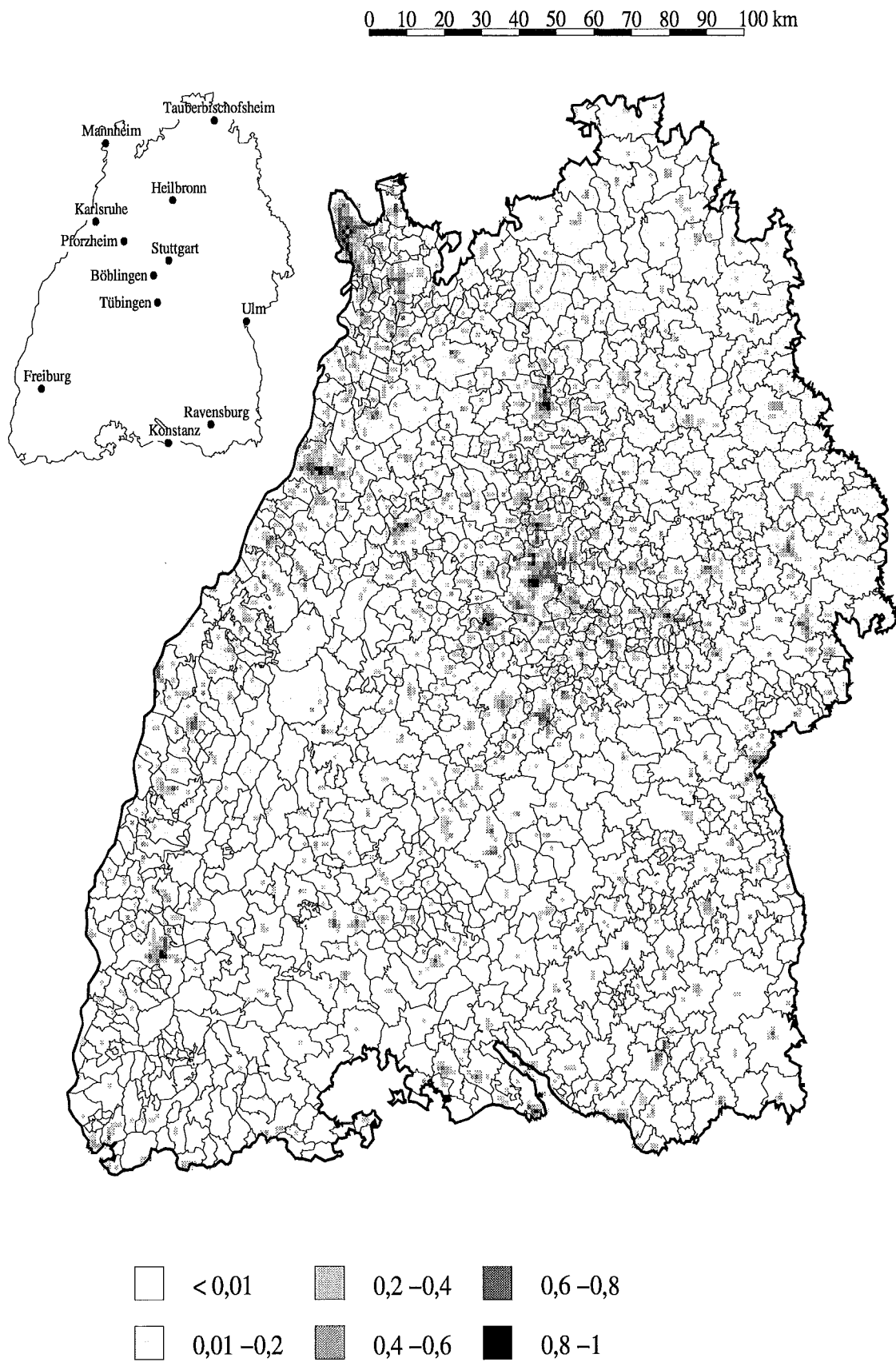


Bild 4.14: Bebauungsgrad pro Rasterzelle von 1x1 km² in Baden-Württemberg

Da eine Rasterzelle L von $1 \times 1 \text{ km}^2$ von den Gebieten mehrerer Gemeinden je teilweise bedeckt sein kann, folgt für die gesamten Emissionen $M_{S,L,Fl}$ in der Rasterzelle L, die durch flächenhaft erfaßte Emittenten verursacht werden:

$$M_{S,L,Fl} = \sum_g M_{S,g,Fl} \cdot \frac{w_{L,g}}{\sum_i w_{i,g}} \quad (4.22)$$

Da Gleichung (4.22) unabhängig vom zeitlichen Bezug der Emissionen ist, kann sie sowohl zur Rasterung jährlicher Emissionen als auch zur Rasterung stündlicher Emissionen verwendet werden.

Werden die Emissionen sämtlicher flächenhaft erfaßten Emittenten unter Verwendung von Gleichung (4.22) gerastert, können die Emissionsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle verwendet werden. Neben den Emissionen der flächenhaft erfaßten Emittenten werden dazu die Emissionen der Punktquellen benötigt, die über die Koordinaten der Kamine, über die die Schadstoffe freigesetzt werden, räumlich zugeordnet werden. Zusätzlich zu den Koordinaten wird die Höhe der Kamine, der Abgasvolumenstrom und die Temperatur der Abgase an der Kaminmündung angegeben, da diese Daten von den Ausbreitungs- und Umwandlungsmodellen zur Berechnung der Fahnenüberhöhung benötigt werden.

Um die Emissionen in Form von Emissionskatastern graphisch darstellen zu können, werden die Emissionen der Punkt- und Flächenquellen zusammengefaßt. Die Emissionen der Punktquellen werden dabei den Rasterzellen über die Koordinaten der Kamine zugeordnet und zu den Emissionen der Flächenquellen addiert.

5 Szenarioannahmen für die Emissionen im Jahr 2005

Im letzten Kapitel wurden die in dieser Arbeit entwickelten Modelle am Beispiel der Berechnung der Emissionen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 vorgestellt. Um die Modelle für weitere Untersuchungsgebiete oder Bezugsjahre einsetzen zu können, müssen die Eingangsdaten entsprechend angepaßt werden. Eine Besonderheit stellt die Emissionsberechnung für zukünftige Bezugsjahre dar. In diesem Fall sind die Eingangsdaten selbst Ergebnisse von Berechnungen oder Abschätzungen. Das vorliegende Kapitel beschäftigt sich mit der Bereitstellung einer Eingangsdatenbasis zur Emissionsberechnung für das Jahr 2005. Dieses Jahr ist von besonderem Interesse, weil nach Erklärungen der Bundesregierung die jährlichen CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2005 um 25 % gegenüber dem Stand von 1990 gesenkt werden sollen. Die dazu erforderlichen Maßnahmen wirken sich auch auf die Emissionen der in dieser Arbeit betrachteten Schadstoffe SO₂, NO_x, CO, VOC und Hg aus. Diese Auswirkungen werden in zwei Szenarien näher untersucht.

Im *Trendszenario* wird vorausgesetzt, daß die derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen im wesentlichen weiterbestehen. Lediglich einige bereits beschlossene oder absehbare Verschärfungen der gesetzlichen Regelungen werden zusätzlich berücksichtigt. Durch den allgemeinen Fortschritt im Bereich der Brennertechnologie ist davon auszugehen, daß neu zu installierende Feuerungsanlagen im Mittel ein besseres Emissionsverhalten besitzen als bereits heute installierte Anlagen.

Im *Szenario weiterführender Maßnahmen* (SWM) wird davon ausgegangen, daß zusätzliche Initiativen vom Gesetzgeber bzw. von den Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden ergriffen werden, die das Ziel verfolgen, eine Emissionsminderung zu erreichen, die über die Minderung im Trendszenario hinausgeht. Konkret wird angenommen, daß verstärkt primäre und sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen bei neu zu installierenden und bereits bestehenden Feuerungsanlagen implementiert werden. Für neu zu installierende Anlagen wird davon ausgegangen, daß die derzeit beste Brennertechnologie eingesetzt wird.

In beiden Szenarien werden nur Maßnahmen betrachtet, die derzeit oder in naher Zukunft als Stand der Technik angesehen werden können.

Die Berechnung der Emissionen im Trendszenario und im SWM erfordert als ersten Schritt die Bestimmung des Energieeinsatzes im Jahr 2005. In Teilkapitel 5.1 wird ein Energieszenario für das Jahr 2005 vorgestellt, mit dem das CO₂-Minderungsziel der Bundesregierung erreicht wird. In weiten Teilen wird auf dabei auf Daten von /Rüffler et al. 1996/ zurückgegriffen.

Die Bestimmung von Emissionsfaktoren für das Trendszenario und das SWM erfolgt in zwei Schritten. Zunächst wird der derzeitige Stand der Technik für Emissionsminderungsmaßnahmen an Feuerungsanlagen dargestellt (vgl. Teilkapitel 5.2). Neben bereits heute verbreiteten Maßnahmen zur Minderung der SO₂- und NO_x-Emissionen werden neuere Entwick-

lungen im Bereich NO_x -armer Brenner und der NO_x -Minderung an Prozeßfeuerungen sowie Maßnahmen zur Minderung der CO- und VOC-Emissionen an Kleinf Feuerungen, insbesondere an kleinen Holzfeuerungen, beschrieben. In Teilkapitel 5.3 werden verschiedene Annahmen über die Implementierung dieser Minderungsmaßnahmen gemacht. Daraus werden Emissionsfaktoren für das Trendszenario und das SWM abgeleitet.

5.1 Energieszenario für das Jahr 2005

Nach Erklärungen der Bundesregierung sollen die CO_2 -Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2005 um 25 % gegenüber dem Stand von 1990 gesenkt werden. Um dieses Ziel zu erreichen, bestehen mehrere Möglichkeiten. Zum einen könnte die Kernenergie ausgebaut werden. Bei der Umsetzung dieser Möglichkeit ist jedoch von erheblichen Akzeptanzproblemen in der Bevölkerung auszugehen. Eine zweite Möglichkeit besteht in einem weitreichenden Verzicht auf Energiedienstleistungen und einer deutlichen Reduzierung des Energieträgereinsatzes. Bei dieser Möglichkeit könnten aber ebenfalls erhebliche Akzeptanz- und Umsetzungsprobleme auftreten. Eine dritte Möglichkeit besteht in einer Verbesserung der Technik und des Technikeinsatzes. Von /Rüffler et al. 1996/ wird ein Energieszenario für Baden-Württemberg vorgestellt, in dem durch eine Verbesserung der Technik und des Technikeinsatzes die angestrebte Minderung der CO_2 -Emissionen um 25 % bis zum Jahr 2005 erreicht wird. Dieses Energieszenario wird als eine mögliche Entwicklung angesehen und als Grundlage zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen im Jahr 2005 verwendet.

Die wichtigsten Annahmen, die dem Energieszenario von /Rüffler et al. 1996/ zugrunde liegen, werden zusammen mit den Ergebnissen für den Energieträgereinsatz pro Sektor in Baden-Württemberg im Jahr 2005 im folgenden Abschnitt dargestellt. Um den Energieträgereinsatz und die Emissionen pro Gemeinde berechnen zu können, sind eine Reihe zusätzlicher Annahmen erforderlich. Darauf wird in den Abschnitten 5.1.2 bis 5.1.5 eingegangen.

5.1.1 Annahmen und Ergebnisse des Energieszenarios

Im Energieszenario von /Rüffler et al. 1996/, das als Basis zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen im Jahr 2005 verwendet wird, wird eine Minderung der CO_2 -Emissionen in Baden-Württemberg um 25 % durch eine Verbesserung der Technik und des Technikeinsatzes erreicht. Im einzelnen werden dazu folgende Annahmen gemacht.

- In privaten, öffentlichen und gewerblich genutzten Gebäuden werden verstärkt Maßnahmen zur Wärmedämmung vorgenommen. Neubauten werden nach dem Niedrigenergiehausstandard gebaut, Altbauten werden mit einer Rate von 1,6 %/a

renoviert. Dadurch erreicht man im Durchschnitt eine Reduktion des flächenbezogenen Heizenergiebedarfs um 19 % gegenüber dem Wert für 1992.

- Die Nutzungsgrade von Heizungsanlagen und Anlagen zur Warmwasserbereitstellung steigen im Mittel um 23 % bzw. 9 % gegenüber den Werten für 1992. Dies wird u. a. dadurch erreicht, daß neu installierte Gasheizkessel konsequent die Brennwerttechnik ausnutzen.
- Herde für Festbrennstoffe werden durch Gasherde oder Elektroherde substituiert.
- In öffentlich und gewerblich genutzten Gebäuden wird eine Haus-Leittechnik eingesetzt, die eine Wochenendabsenkung umfaßt und die Lüftungsverluste minimiert.
- In der Industrie wird durch Prozeßverbesserungen, Abwärmenutzung und die Kraft-Wärme-Kopplung ein Steigerung der Energieeffizienz erreicht. Dadurch geht der Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem in der Industrie durchschnittlich um 10 % gegenüber 1992 zurück.
- Der Kohleeinsatz der Industrie geht überdurchschnittlich stark zurück. In vielen Feuerungsanlagen wird Kohle durch Heizöl EL oder Gas ersetzt.
- In sämtlichen fossil befeuerten öffentlichen Kraftwerken wird die Kraft-Wärme-Kopplung soweit möglich ausgebaut. Dadurch steigt die Fernwärmeerzeugung von 28,4 PJ im Jahr 1992 auf 39,6 PJ im Jahr 2005.
- Der Kohleeinsatz in öffentlichen Kraftwerken geht von 143 PJ im Jahr 1992 auf 76 PJ im Jahr 2005 zurück. Die Bedarfslücke wird durch Erdgas gedeckt.
- Die aus Kernenergie gewonnene Jahresarbeit bleibt gegenüber 1992 konstant.
- Regenerative Energieträger, darunter auch die für die Emissionen relevante Biomasse, werden verstärkt zur Wärmeerzeugung, in geringerem Umfang auch zur Stromerzeugung eingesetzt. Durch den Einsatz von Biomasse in Heiz- und Heizkraftwerken werden im Jahr 2005 insgesamt 5,62 PJ Fern- bzw. Nahwärme und 0,9 PJ Strom erzeugt.
- Die Verbreitung von Blockheizkraftwerken nimmt geringfügig zu.
- Die Bevölkerungszahl in Baden-Württemberg steigt von 9,8 Millionen im Jahr 1992 auf 10,6 Millionen im Jahr 2005.
- Das jährliche Wirtschaftswachstum in Baden-Württemberg beträgt 2,1 %/a.
- Die durchschnittliche Wohnfläche pro Person in Baden-Württemberg steigt von derzeit 34,9 m² auf 37,5 m².

Die Punkte, die den Sektor öffentliche Kraftwerke betreffen, zeigen, daß im Energieszenario von /Rüffler et al. 1996/ von weitreichenden strukturellen Änderungen bei der Stromerzeugung ausgegangen wird. Diese lassen sich nur mit erheblichen Veränderungen des

Kraftwerksparks realisieren. Konkret werden folgende Annahmen über die Inbetriebnahme neuer Kraftwerkseinheiten bzw. die Nachrüstung bestehender Anlagen gemacht:

- der Block 8 des Großkraftwerks Mannheim wird als Ersatz für die Blöcke 1 und 2 in Betrieb genommen; diese Änderung ist mittlerweile umgesetzt worden;
- das bereits geplante Heizkraftwerk (HKW) 2 in Altbach wird als Ersatz für die Blöcke 1 - 3 in Betrieb genommen;
- ein erdgasbetriebenes GuD-Kraftwerk mit 600 MW_e wird errichtet;
- es werden eine Reihe kleinerer Heiz- und Heizkraftwerke für Biomasse installiert;
- bestehende Kohlekraftwerke werden weitestgehend mit Erdgasvorschaltturbinen nachgerüstet und als Verbundblock geschaltet; aus wirtschaftlicher Sicht kommen nach /Fahl et al. 1992 b/ der Block 7 des Großkraftwerks Mannheim, der Block 7 des HKW Heilbronn und der Block 5 des Kraftwerks Altbach in Frage;
- das HKW Ulm wird nicht mehr zur Stromerzeugung eingesetzt.

Der Energieträgereinsatz, der sich unter diesen Annahmen für Baden-Württemberg im Jahr 2005 ergibt, wird durch eine Optimierung des Energiesystems bestimmt. Die von /Rüffler et al. 1996/ erzielten Ergebnisse liegen für die Sektoren Industrie und Kleinverbraucher untergliedert nach Branchen bzw. Verbrauchergruppen vor, für den Sektor öffentliche Kraftwerke untergliedert nach Kraftwerkstechnologien und für den Sektor Haushalte unergliedert nach Anwendungszwecken.

In Bild 5.1 wird der jährliche Brennstoffeinsatz der Sektoren öffentliche Kraftwerke und Industrie im Jahr 2005 den Werten für 1992 gegenübergestellt. Für beide Sektoren wird ein erheblicher Rückgang des Kohleeinsatzes deutlich. Ferner ist ein leichter Rückgang des Heizöleinsatzes zu erkennen. Der Einsatz an Gasen steigt sowohl in öffentlichen Kraftwerken als auch in der Industrie. Gemittelt über alle Brennstoffe nimmt der Brennstoffeinsatz im Sektor öffentliche Kraftwerke um 27 % und im Sektor Industrie um 10 % bezogen auf den Brennstoffeinsatz im Jahr 1992 ab.

Der Anteil des schweren Heizöls am gesamten Heizöleinsatz beträgt im Jahr 2005 in den Sektoren öffentliche Kraftwerke und Industrie jeweils 50 %. Damit hat sich der Anteil im Sektor Industrie im Vergleich zu 1992 nicht verändert, während der Anteil im Sektor öffentliche Kraftwerke im Jahr 1992 mit 78 % deutlich höher liegt.

Der Energieträgereinsatz der Haushalte und Kleinverbraucher im Energieszenario für das Jahr 2005 wird in Bild 5.2 den Werten für 1992 gegenübergestellt. Der für den Sektor Haushalte angegebene Stromeinsatz umfaßt für beide Bezugsjahre nur den für diese Arbeit relevanten Stromeinsatz zur Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung sowie zum Kochen.

In beiden Sektoren steht einem deutlichen Rückgang des Heizöleinsatzes ein leichter Anstieg des Gaseinsatzes gegenüber. Darüber hinaus nimmt im Sektor Haushalte der Fern-

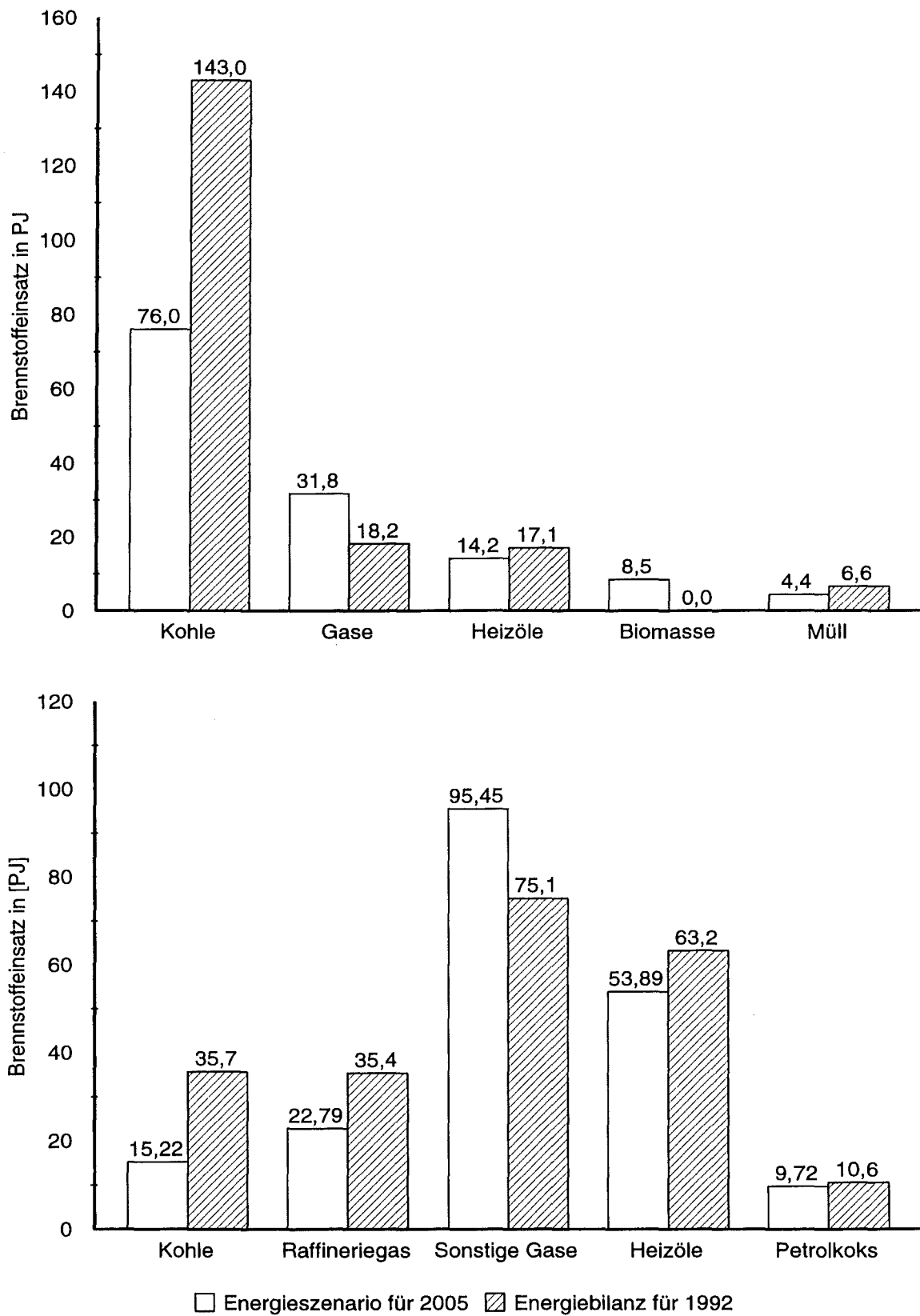


Bild 5.1: Jährlicher Brennstoffeinsatz der Sektoren öffentliche Kraftwerke (oben) und Industrie (unten) in den Jahren 1992 und 2005 in Baden-Württemberg. Die Daten für 2005 stammen von /Rüffler et al. 1996/.

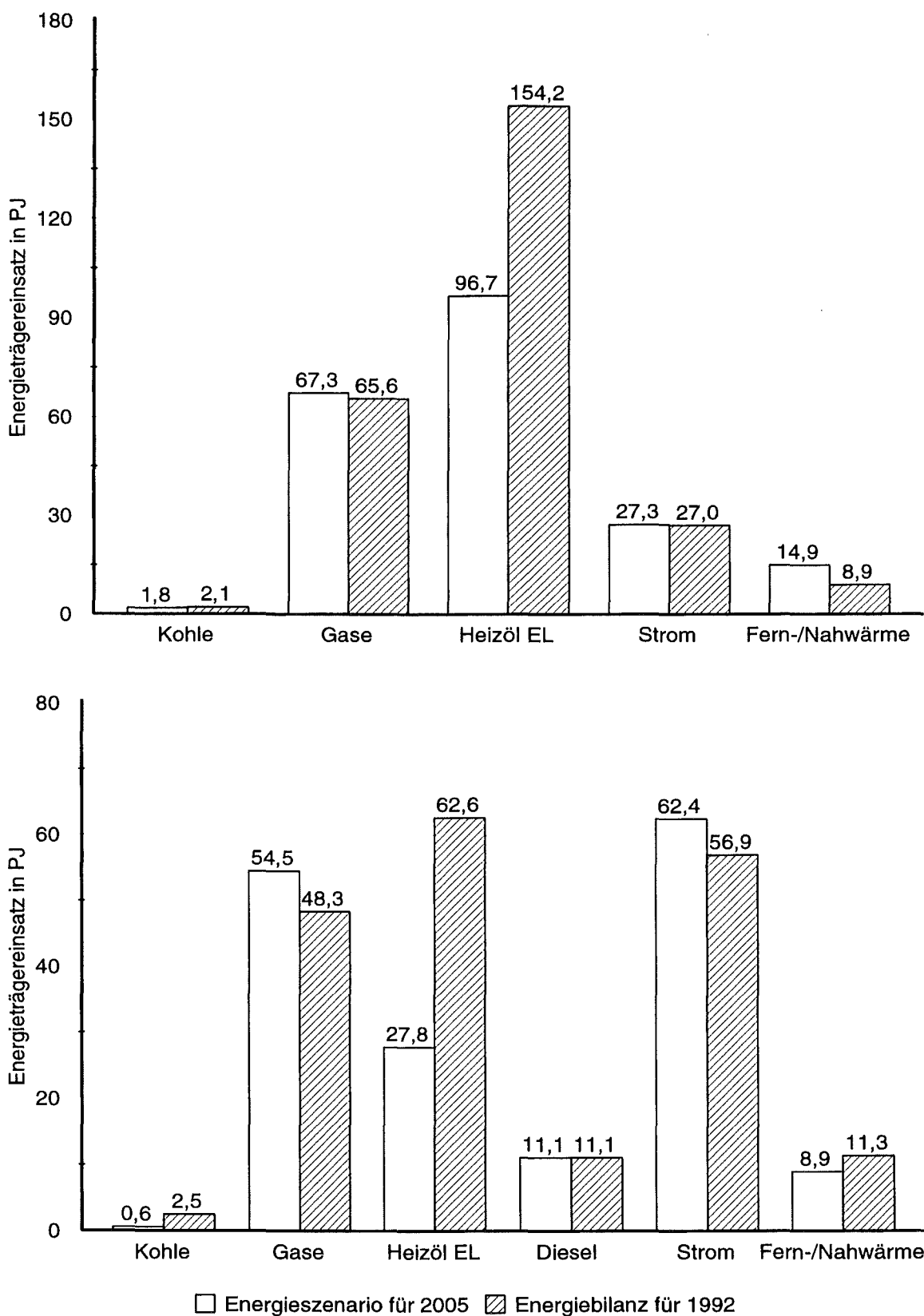


Bild 5.2: Jährlicher Energieträgereinsatz der Sektoren Haushalte (oben) und Kleinverbraucher (unten) in den Jahren 1992 und 2005 in Baden-Württemberg. Die Daten für 2005 stammen von /Rüffler et al. 1996/.

bzw. Nahwärmeeinsatz zu. Im Sektor Kleinverbraucher steigt zusätzlich der Stromeinsatz. Im Mittel über alle Energieträger geht der Energieträgereinsatz im Sektor Kleinverbraucher 14 % und im Sektor Haushalte um 19 % bezogen auf den Einsatz im Jahr 1992 zurück.

5.1.2 Weitergehende Annahmen für den Sektor Haushalte

Die Berechnung des Energieträgereinsatzes zur Raumwärmebereitstellung im Sektor Haushalte auf Gemeindeebene erfolgt mit der Gebäudetypenmethode unter Verwendung der technischen Daten für Gebäude und Heizungsanlagen, die von /Eckerle et al. 1992/ für das Bezugsjahr 2005 angegeben werden. Da nach /Rüffler et al. 1996/ die Einwohnerzahl in Baden-Württemberg und die durchschnittliche Wohnfläche pro Kopf bis zum Jahr 2005 zunehmen, muß sich der Gebäudebestand in Baden-Württemberg vergrößern. Da eine regional differenziertere Betrachtung mit der verfügbaren Datengrundlage ausgeschlossen ist, wird angenommen, daß der Gebäudebestand pro Gemeinde proportional zum gesamten Gebäudebestand wächst.

Zur Bestimmung des Energieträgereinsatzes zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen auf Gemeindeebene wird die Einwohnerzahl mit dem Pro-Kopf-Energieverbrauch für diese Zwecke multipliziert. Der Pro-Kopf-Energieverbrauch kann aus den Ergebnissen von /Rüffler et al. 1996/ abgeleitet werden. Zur gemeindeweisen Berechnung des Energieträgereinsatzes wird davon ausgegangen, daß die Bevölkerung pro Gemeinde proportional zur gesamten Einwohnerzahl wächst.

5.1.3 Weitergehende Annahmen für den Sektor Kleinverbraucher

Um den linearen Indikatoransatz zur gemeindeweisen Bestimmung des Energieträgereinsatzes der Kleinverbraucher verwenden zu können, müssen indikatorbezogene Werte für den Energieträgereinsatz im Jahr 2005 bestimmt werden. Für die Verbrauchergruppen mit hohem Prozeßenergiebedarf (Landwirtschaft, Unterglasanbau, Kleinindustrie und Baugewerbe) wird hierzu auf Angaben von /Rüffler et al. 1996/ zurückgegriffen. Für die restlichen Verbrauchergruppen werden in der ersten Stufe des iterativen Vorgehens die Werte für den indikatorbezogenen Energieträgereinsatz von 1992 übernommen.

Mit diesen Eingangsdaten wird der Energieträgereinsatz pro Verbrauchergruppe in Baden-Württemberg im Jahr 2005 in erster Näherung bestimmt. Ein Vergleich der Summe der Ergebnisse für die einzelnen Verbrauchergruppen mit dem von /Rüffler et al. 1996/ angegebenen Energieträgereinsatz des Sektors Kleinverbraucher ermöglicht die Korrektur der Werte für den indikatorbezogenen Energieträgereinsatz (vgl. Abschnitt 4.6.2).

Für die Punktquellen wird davon ausgegangen, daß der Energieeinsatz im gleichen Maße wie der Energieeinsatz des gesamten Sektors Kleinverbraucher abnimmt. Ferner wird

angenommen, daß sich der Anteil der einzelnen Energieträger am Energieeinsatz pro Punktquelle im Vergleich zu 1992 nicht ändert.

5.1.4 Weitergehende Annahmen für den Sektor Industrie

Zur Berechnung des Brennstoffeinsatzes der Industrie auf Gemeindeebene muß der Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem im Jahr 2005 in den verschiedenen Branchen bestimmt werden. Für die Branchen Mineralölverarbeitung, Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden, Chemie, Zellstoff-, Holzschliff-, Papier- und Pappeerzeugung, Elektrotechnik, Maschinenbau, Straßenfahrzeugbau und Textilindustrie wird hierzu auf branchenbezogene Abschätzungen von /Rüffler et al. 1996/ zurückgegriffen. Damit wird ein erheblicher Teil des gesamten Brennstoffeinsatzes der Industrie erfaßt. Für die restlichen Branchen wird auf den Wert für den Brennstoffeinsatz der gesamten Industrie im Jahr 2005 zurückgegriffen. Ausgehend von den Werten für 1992 wird damit der Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem in den verbleibenden Branchen an das Jahr 2005 angepaßt.

Die Energieträger Holzabfälle, Altreifen und Sulfitablauge, die überwiegend zur Abfallbeseitigung verfeuert werden, werden von /Rüffler et al. 1996/ nicht untersucht. Da davon ausgegangen werden kann, daß die thermische Entsorgung von Abfällen an Bedeutung eher zu- als abnehmen wird, werden die beschäftigtenbezogenen Werte für den Brennstoffeinsatz von 1992 unverändert auf das Jahr 2005 übertragen.

Eine besondere Bedeutung kommt der Abschätzung des zukünftigen Brennstoffeinsatzes der Punktquellen der Industrie zu. Nimmt man an, daß der Brennstoffeinsatz pro Punktquelle proportional zum Rückgang des gesamten Brennstoffeinsatzes des Sektors Industrie um 10 % abnimmt, erhält man in der Summe über sämtliche Punktquellen einen höheren Kohleeinsatz, als im Energieszenario für den Sektor Industrie angegeben wird. Daher wird für sämtliche Kesselfeuerungen für Kohle im Geltungsbereich der TA Luft und zwei Kohlefeuerungen im Geltungsbereich der GFAVO angenommen, daß sie durch Gasfeuerungen ersetzt werden. Der verbleibende Kohleeinsatz wird den Zementwerken und den restlichen Kohlefeuerungen im Geltungsbereich der GFAVO zugeordnet.

5.1.5 Weitergehende Annahmen für den Sektor öffentliche Kraftwerke

Zur Bestimmung räumlich aufgelöster Emissionen im Trendszenario und im SWM benötigt man den Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock im Jahr 2005. Diese Daten gehen aus /Rüffler et al. 1996/ nicht hervor. Angegeben wird statt dessen der Brennstoffeinsatz öffentlicher Kraftwerke untergliedert nach Kraftwerkstechnologien. Näherungsweise läßt sich der Brennstoffeinsatz pro Kraftwerksblock daraus folgendermaßen ableiten.

- Im Energieszenario wird genau ein Kraftwerk mit GuD-Technologie betrieben. Der Erdgaseinsatz in diesem Kraftwerk beträgt 4,02 PJ. Als Standort wird Lauffen am Neckar angenommen.
- Da das HKW 2 in Altbach das einzige Verbundkraftwerk ist, lassen sich der für diese Technologie angegebene Erdgaseinsatz von 0,14 PJ und Kohleeinsatz von 0,36 PJ eindeutig zuordnen.
- Der Erdgaseinsatz der drei Gasvorschaltturbinen von 15,66 PJ wird zu gleichen Teilen auf die drei wirtschaftlich interessanten Standorte verteilt.
- In Kraftwerksblöcken mit Fernwärmeauskopplung werden im Energieszenario 75,63 PJ Kohle, 12,57 PJ Heizöl und 4,43 PJ Gas eingesetzt. Blöcke mit Fernwärmeauskopplung befinden sich in Heilbronn, Karlsruhe, Mannheim, Pforzheim, Walheim, Altbach und Stuttgart. Es wird angenommen, daß sich das Verhältnis des Brennstoffeinsatzes der Kraftwerksblöcke gegenüber 1992 nicht ändert. Für den neu errichteten Block 8 des Großkraftwerks Mannheim wird für das Jahr 2005 der gleiche Brennstoffeinsatz wie für den Block 7 angenommen.
- Nach dem gleichen Prinzip wird der Mülleinsatz im Jahr 2005 von 4,43 PJ auf die Müllheizkraftwerke in Stuttgart, Göppingen und Mannheim verteilt.
- Im Jahr 2005 werden 4,95 PJ Erdgas und 1,36 PJ Heizöl in Anlagen zur reinen Fernwärmeerzeugung eingesetzt. Das Verhältnis des Brennstoffeinsatzes pro Anlage wird aus den Daten für 1992 übernommen.
- Der Deseleinsatz in Blockheizkraftwerken beträgt im Jahr 2005 0,31 PJ, der Erdgaseinsatz 0,29 PJ und der Deponiegaseinsatz 2,05 PJ. Die Brennstoffe werden im gleichen Verhältnis wie für 1992 auf die Anlagenstandorte verteilt.
- In Biomasseheiz- und -heizkraftwerken werden 5,76 PJ bzw. 2,75 PJ Biomasse eingesetzt. Der Einsatzbereich dieser Anlagen liegt in einer dezentralen Strom- und Wärmeversorgung. Daher werden die Emissionen dieser Anlagen proportional zur Einwohnerzahl auf die Gemeinden Baden-Württembergs verteilt.

5.2 Emissionsminderungsmaßnahmen bei Feuerungsanlagen

Im folgenden wird ein Überblick über den Stand der technischen Maßnahmen zur Minderung der SO₂-, NO_x-, CO-, VOC- und Hg-Emissionen aus Feuerungsanlagen gegeben. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Maßnahmen, deren Einsatz in Teilkapitel 5.3 vorgeschlagen wird.

5.2.1 Maßnahmen zur SO₂-Minderung

SO₂ entsteht während der Verbrennung durch die Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Schwefels und entweicht fast vollständig mit dem Abgas. Lediglich bei Kohlefeuerungen

wird ein Teil des SO₂ in die Asche eingebunden. Der Grad der Einbindung hängt vom Gehalt der Asche an basischen Bestandteilen ab. Aus diesem Mechanismus ergeben sich drei Angriffspunkte zur SO₂-Minderung:

- die Reduzierung des Schwefelgehaltes der Brennstoffe;
- die Verbesserung der Einbindung des SO₂ in die Asche;
- die nachträgliche Entfernung des SO₂ aus den Abgasen.

5.2.1.1 Brennstoffentschwefelung

Der je nach Herkunft schwankende Schwefelgehalt der *Kohle* setzt sich aus mineralisch gebundenem Schwefel, der meist in Form von Pyrit vorliegt, und organisch gebundenem Schwefel zusammen. Während die Entfernung des Pyrit durch eine feinere Ausmahlung der Kohle möglich ist, aber sehr kostenintensiv wäre, stehen zur Entfernung von organisch gebundenem Schwefel keine großtechnisch erprobten Verfahren zur Verfügung. Schwefelarme Kohlesorten, die z. B. in Südafrika gefördert werden, liegen nur in begrenzten Mengen vor.

Dagegen kann der Schwefelgehalt von *Heizöl EL* durch die katalytische Hydrierung in weiten Bereichen eingestellt werden. Dazu wird dem Heizöl in der Raffinerie H₂ zugesetzt. Bei einer Temperatur von 320 °C bis 420 °C und einem Druck von 25 bar bis 70 bar entsteht in Anwesenheit eines Katalysators Schwefelwasserstoff (H₂S), aus dem in einer Claus-Anlage elementarer Schwefel gewonnen werden kann. Derzeit ist der Schwefelgehalt durch die 3. BImSchV auf 0,2 % begrenzt. Der tatsächliche Schwefelgehalt liegt etwas darunter. Im Durchschnitt beträgt er 0,18 %.

Der zulässige Schwefelgehalt von *Dieselmotortreibstoff* ist ab dem 1.10.96 auf 0,05 % begrenzt und wird ebenfalls durch die katalytische Hydrierung eingestellt. Ein Schwefelgehalt von 0,05 % kann auch bei Heizöl EL eingestellt werden, wodurch aber erhebliche Mehrkosten gegenüber dem derzeitigen Preis von Heizöl EL entstehen. Diese Maßnahme zur SO₂-Minderung wurde von der Landesregierung Baden-Württemberg dem Bundesrat vorgeschlagen (vgl. /UM 1994/) und wird zur Erstellung der Szenarien in Teilkapitel 5.3 berücksichtigt.

Der zulässige Schwefelgehalt im *Heizöl S* beträgt nach der 3. BImSchV 2 %. In vielen Feuerungsanlagen für Heizöl S wird aber Brennstoff mit einem Schwefelgehalt von 1 % eingesetzt, um den SO₂-Grenzwert der TA Luft ohne sekundäre Minderungsmaßnahmen einzuhalten. Prinzipiell kann der Schwefelgehalt wie beim Heizöl EL durch die katalytische Hydrierung eingestellt werden, doch müssen höhere Temperaturen und Drücke angewendet werden. Durch die Mehrkosten einer weitergehenden Entschwefelung ginge der Preisvorteil von Heizöl S gegenüber Heizöl EL weitgehend verloren. Derzeit wird der Schwefelgehalt ausschließlich durch die Mischung schwefelarmer und schwefelreicher Ölsorten eingestellt.

Diese Maßnahme kann aber nicht weiter ausgedehnt werden, da schwefelarmes Heizöl S nur begrenzt zur Verfügung steht.

Erdgas wird zum Schutz der Rohrleitungen vor Korrosion bereits vor der Gasverteilung entschwefelt und führt daher nicht zu nennenswerten SO₂-Emissionen. Abgeschwächt gilt dies auch für andere Brenngase wie Flüssiggas oder Raffineriegas.

5.2.1.2 Zugabe von Trockenadditiven

In Kohlefeuerungen wird durch die basischen Bestandteile der Asche ein Teil des aus dem Brennstoffschwefel entstandenen SO₂ eingebunden. Dieser Effekt kann durch die Zugabe basischer Additive auf Kalzium- oder Magnesiumbasis erhöht werden. Dazu werden die trockenen, pulverförmigen Additive dem Brennstoff oder der Verbrennungsluft zugemischt oder oberhalb des Flammenbereichs in den Feuerraum eingeblasen. Daher wird dieses Verfahren als *Trocken-Additiv-Verfahren* (TAV) bezeichnet. Die Additive werden durch die Reaktion mit SO₂ zu einem Sulfid/Sulfatgemisch umgewandelt und müssen im Staubabscheider abgeschieden werden. Der erreichbare Minderungsgrad hängt ab von

- der Reaktionstemperatur zwischen dem Additiv und dem SO₂,
- der Verweilzeit der Reaktionspartner im geeigneten Temperaturbereich,
- der Durchmischung der Reaktionspartner,
- der Korngröße des Additivs und
- dem Mischungsverhältnis zwischen dem Additiv und dem Schwefel.

Bei bei Rost- und Staubfeuerungen beträgt er bis zu 45 %. Damit ist das TAV nur für Feuerungsanlagen unter 100 MW_{th} geeignet, da bei Anlagen mit höheren Leistungen durch die GFAVO ein Minderungsgrad von mindestens 60 % bzw. 85 % vorgeschrieben ist.

Durch die für die Reaktion der Additive mit dem SO₂ günstigen Bedingungen werden in Wirbelschichtfeuerungen Minderungsgrade von 80 - 90 % erreicht. Diese Technologie ist allerdings noch wenig verbreitet. Den Angaben in den neuesten Emissionserklärungen zufolge werden in Baden-Württemberg 2 Wirbelschichtfeuerungen betrieben (Stand 1992).

Der Einsatz des TAV hinter Feuerungen für Heizöl S ist nur mit großem Aufwand möglich, weil im allgemeinen kein ausreichend dimensionierter Staubabscheider zur Verfügung steht.

5.2.1.3 Sekundäre Maßnahmen

Bei der nachträglichen Entfernung von SO₂ aus den Abgasen wird die Chemisorption an Sorbentien ausgenutzt, die in Form einer flüssigen Lösung in die Abgase eingedüst werden.

Dabei unterscheidet man nasse und halbtrockene Verfahren. Bei den nassen Verfahren erfolgt die Reaktion in der flüssigen Phase, bei den halbtrockenen verdampft das Lösungsmittel, i. a. Wasser, und die Reaktion findet in der festen Phase statt.

Bei den nassen Verfahren hat sich das *Kalkwaschverfahren* durchgesetzt, bei dem das auf ca. 50 °C abgekühlte Abgas im Gegenstrom mit einer Suspension der Sorbentien $\text{Ca}(\text{OH})_2$ oder CaCO_3 beaufschlagt wird. Das SO_2 wird gelöst und gerät in den Wäscherumpf, wo es zusammen mit dem Restsauerstoff aus dem Abgas oder zusätzlich eingeblasener Luft zu Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) reagiert. Nach einer Trocknung kann der Gips kommerziell verwertet werden. Mit dem Kalkwaschverfahren kann man Minderungsgrade von bis zu 95 % für SO_2 erreichen. Daneben werden HCl, HF, Schwermetalle wie Hg sowie noch im Abgas befindlicher Staub abgeschieden.

Nachteile des Verfahrens sind ein hoher Abwasseranfall und ein beträchtlicher apparativer Aufwand. Damit verbunden sind entsprechend hohe Kosten.

Das Kalkwaschverfahren wird derzeit mit einer Ausnahme bei allen Großfeuerungsanlagen mit einer Leistung über 300 MW_{th} sowie in einigen Abfallverbrennungsanlagen in Baden-Württemberg eingesetzt. Es könnte auch für kleinere Feuerungen für Kohle oder Heizöl S eingesetzt werden, doch gibt es dort teilweise kostengünstigere Alternativen.

Apparativ weniger aufwendig als nasse Verfahren ist das halbtrockene *Sprühabsorptionsverfahren*, bei dem eine Suspension z. B. aus CaCO_3 in die heißen Abgase gesprüht wird. Das SO_2 löst sich gut an den feuchten Kalkpartikeln und reagiert mit dem Sorbens zu einem Gemisch aus Calciumsulfit und -sulfat. Da durch die Wärme der Abgase das Lösungsmittel verdampft, fallen die Reaktionsprodukte trocken an. Sie müssen im Staubabscheider abgeschieden und anschließend deponiert oder zu technischem Anhydrid aufoxidiert werden, das in der Baustoff- und Zementindustrie Verwendung finden kann. Man erreicht mit dem Sprühabsorptionsverfahren Minderungsgrade von über 90 %. Neben Calciumcarbonat sind Natriumcarbonat und Natronlauge als Sorbentien verbreitet.

Der Vorteil des Sprühabsorptionsverfahrens liegt darin, daß es abwasserfrei arbeitet und i. a. keine Wiederaufheizung der Abgase nötig ist. Es ist für Großfeuerungsanlagen unter 300 MW_{th} kostengünstiger als nasse Verfahren. Derzeit wird es in Baden-Württemberg in zwei Großfeuerungsanlagen eingesetzt. Es eignet sich für Kohle- und Schwerölfeuerungen, setzt aber einen ausreichend dimensionierten Staubabscheider voraus.

5.2.2 Maßnahmen zur NO_x -Minderung

Die Bildung von NO_x kann aus dem organisch im Brennstoff gebundenen Stickstoff (Brennstoff- NO_x) und dem Stickstoff der Verbrennungsluft (thermisches NO_x) erfolgen (vgl. auch Kapitel 3.1). Die Bildung von promptem NO_x spielt im Vergleich zu den beiden anderen Mechanismen eine untergeordnete Rolle und wird im folgenden nicht betrachtet.

5.2.2.1 Primärmaßnahmen

Aus der Abhängigkeit der Bildung von thermischem NO_x von mehreren Einflußgrößen ergeben sich eine Reihe von Angriffspunkten zur Reduzierung der NO_x -Emissionen:

- Verringerung der Sauerstoffkonzentration in der Verbrennungszone;
- Vermeidung hoher Temperaturen in der Verbrennungszone;
- Verkleinerung der Verweilzeit der Reaktionspartner in Bereichen hoher Temperatur;
- Reduktion von bereits gebildetem NO_x am Flammenende.

Die Verringerung der Temperatur in der Reaktionszone, insbesondere die Vermeidung lokaler Temperaturmaxima, ist durch eine möglichst *homogene Mischung des Brennstoffs und der Verbrennungsluft* möglich. Bei Vormischbrennern wird dazu die Verbrennungsluft mit dem Brennstoff (Erdgas) gemischt, bevor das Gemisch aus der Brenneröffnung austritt. Diese Technik wird überwiegend im Bereich kleiner Leistungen angewendet, z. B. bei atmosphärischen Brennern für Gasspezialheizkessel. Ferner wird diese Technik bei Gasturbinen angewendet. Am Einsatz der Vormischtechnik für Feuerungen mit Leistungen über 1 MW_{th} wird derzeit gearbeitet (vgl. z. B. /Sattelmayer et al. 1993/), doch liegen noch keine praxisreifen Ergebnisse vor.

Für eine gute Durchmischung von Heizöl EL mit der Verbrennungsluft muß der Brennstoff vor der Verbrennung mindestens teilweise verdampft werden. Dies wird beispielsweise in den weiter unten beschriebenen Blaubrennern erreicht.

Bei Zerstäuberbrennern für Heizöl S wird versucht, die Tröpfchengröße zu verkleinern (vgl. /Hauswirth 1992/). Dadurch wird die Verdampfung des Brennstoffs nach dem Austritt aus der Brenneröffnung beschleunigt und die Durchmischung mit der Verbrennungsluft verbessert.

Da hohe Verbrennungstemperaturen durch einen zu kleinen oder schlecht konstruierten Feuerraum begünstigt werden, ist eine geeignete Gestaltung des Feuerraums Voraussetzung für eine emissionsarme Verbrennung. Bei der Konstruktion emissionsarmer Heizkessel wird dies berücksichtigt, indem sog. Units hergestellt werden, in denen Brenner und Kessel optimal aufeinander abgestimmt und werkseitig fest montiert sind.

Bei der *Luftstufung* wird die Verbrennung in zwei Zonen aufgeteilt. In der ersten Zone findet eine unterstöchiometrische Verbrennung mit geringer thermischer NO_x -Bildung statt. Nachdem ein Teil des Wärmeinhaltes der Abgase abgeführt wurde, wird in der zweiten Zone Sekundärluft für einen vollständigen Ausbrand zugegeben. Die entstehenden Verbrennungstemperaturen reichen nicht aus, um thermisches NO_x zu bilden. Die Luftstufung ist in

allen Leistungsbereichen einsetzbar und wird z. B. für Gelbbrenner für Heizöl EL und Gasgebläsebrenner verwendet.

In einer Feuerungsanlage mit mehreren Brennern kann die Luftstufung realisiert werden, indem die einzelnen Brenner mit unterschiedlichen Luftzahlen betrieben werden. Eine dritte Möglichkeit besteht darin, sämtliche Brenner leicht unterstöchiometrisch zu fahren und oberhalb der Brenner zusätzliche Verbrennungsluft zuzugeben. Diese Möglichkeit kommt z. B. bei Nachrüstungsmaßnahmen an Großfeuerungsanlagen in Betracht.

Ein ähnliches Prinzip liegt der *Brennstoffstufung* zugrunde. Die erste Verbrennungszone wird überstöchiometrisch gefahren, wodurch relativ viel NO_x entsteht. Anschließend wird durch die Zugabe von Reduktionsbrennstoff eine unterstöchiometrische Zone erzeugt, in der NO_x zu N_2 reduziert wird. Dem schließt sich die Wärmenutzung an. In einer dritten Zone wird Sekundärluft zugegeben, die für einen vollständigen Ausbrand sorgt. In geringem Maße entsteht dabei wieder thermisches NO_x .

Bei der Brennstoffstufung wird neben dem thermischen NO_x auch das Brennstoff- NO_x aus der ersten Verbrennungszone reduziert. Daher wird derzeit versucht, diese Methode soweit für Kohlestaubfeuerungen zu optimieren, daß die NO_x -Grenzwerte der GFAVO ohne Sekundärmaßnahmen eingehalten werden können (vgl. /Kolb, Sybon 1992/, /Spliethoff 1993/).

Durch die *Rückführung von Abgasen* in die Flammenwurzel kann die Sauerstoffkonzentration in der Reaktionszone reduziert und die Verbrennungstemperatur erniedrigt werden. Die rückführbare Abgasmenge wird durch die zunehmende CO-Bildung und die Zündstabilität der Flamme begrenzt. Da mit der Abgasrückführung nur die thermische NO_x -Bildung entscheidend beeinflusst werden kann, wird sie bei Feuerungen für Heizöl EL oder Gas angewendet, in denen die Bildung von Brennstoff- NO_x von untergeordneter Bedeutung ist. Die verschiedenen Modifikationen der Abgasrückführung werden nachfolgend aufgeführt.

- Durch eine geeignete Mischkopfgeometrie kann in der Flamme ein Drall oder eine Turbulenz erzeugt werden, die zu einer flammeninternen Rückströmung führt.
- Abgase aus der unmittelbaren Umgebung der Flamme können durch eine geeignete Brennerkopfgestaltung rückgeführt werden. Wird Heizöl EL verbrannt, wird durch die noch sehr heißen Abgase der Brennstoff mindestens teilweise verdampft, was zu einer Verbrennung mit blauer Flamme führt. Entsprechende Brenner werden daher als Blaubrenner bezeichnet und in Ölheizkesseln eingesetzt.
- Abgase aus vom Brenner weiter entfernten Teilen des Kessels können durch Einbauten in den Abgasweg so umgelenkt werden, daß sie in die Flamme rückströmen.
- Abgase, die den Kessel bereits verlassen haben, können mit Hilfe eines Gebläses durch ein Rohrleitungssystem in die Flammenwurzel geleitet oder mit der Ver-

brennungsluft gemischt werden. Diese sog. externe Abgasrückführung ist effektiver als die anderen Techniken, weil die rückgeführten Abgase bereits abgekühlt sind und der rückgeführte Volumenstrom elektronisch geregelt werden kann. Wegen des hohen apparativen Aufwandes wird sie allerdings erst in Anlagen über 1 MW_{th} eingesetzt.

In *Low-NO_x-Brennern* sind häufig mehrere Primärmaßnahmen kombiniert. Besonders niedrige Emissionsfaktoren für Anlagen für Heizöl EL und Gas erreicht man mit Brennern mit dem *OECONOX*-Prinzip (vgl. /Hauswirth 1992/, /Mosbeck 1995/), bei denen die Luftstufung mit einer brennerkopffinternen Abgasrückführung kombiniert wird. Eine weitergehende Emissionsminderungsmaßnahme, die besonders bei Anlagen im Geltungsbereich der TA Luft eingesetzt wird, besteht darin, diese Brenner mit einer externen Abgasrückführung zu kombinieren.

Bei Brennwertkesseln für Erdgas wird teilweise die besonders emissionsarme *Oberflächenverbrennung* angewendet. Dabei verbrennt das mit Hilfe eines Gebläses mit der Verbrennungsluft vorgemischte Gas auf der Oberfläche einer Edelstahl- oder Keramikmatrix. Die Matrix gibt mehr als ein Viertel der Wärme aus der Oxidation des Brennstoffs durch Strahlung ab. Dadurch werden in der (fast) nicht sichtbaren Flamme Temperaturen über 1300 °C vermieden. Der emissionsärmste Brenner mit diesem Prinzip arbeitet mit einer Edelmatrix (vgl. /Viessmann 1995/). Diese Methode läßt sich jedoch nicht bei Anlagen mit höherer Leistung anwenden, da die maximal zulässige Wärmebelastung der Matrix pro Flächeneinheit sehr niedrig ist.

Die Betreiber von Feuerungsanlagen sind i. a. bestrebt, die NO_x -Grenzwerte der TA Luft und der GFAVO mit Primärmaßnahmen einzuhalten, da sie erheblich kostengünstiger als sekundäre Maßnahmen sind. Bei Feuerungsanlagen für Kohle oder Heizöl S sind sekundäre Maßnahmen aber nicht immer zu umgehen. Durch den Einsatz dieser Brennstoffe entstehen u. a. durch den hohen Brennstoffstickstoffgehalt höhere NO_x -Emissionen als beim Einsatz von Gas oder Heizöl EL.

5.2.2.2 *Sekundäre Maßnahmen*

Ziel der meisten sekundären Maßnahmen zur NO_x -Minderung ist die Umwandlung des im Abgas enthaltenen NO_x durch die Zugabe eines Reduktionsmittels zu N_2 , das über den Schornstein freigesetzt wird. Dadurch fällt - im Gegensatz zur sekundären SO_2 -Minderung - kein Abwasser und kein Reststoff an.

Beim SNCR-Verfahren (**S**elective-**N**on-**C**atalytic-**R**eduction) wird ein Reduktionsmittel, meist Ammoniak (NH_3), an der Stelle in die Abgase eingedüst, an der sie eine Temperatur zwischen 850 und 1100 °C besitzen. In diesem Temperaturbereich reagiert NO mit NH_3

zu N_2 und Wasser. Bei niedrigeren Temperaturen tritt ein nicht zu vertretender NH_3 -Schlupf auf, bei höheren verbrennt NH_3 zu NO .

Probleme bestehen darin, daß die Stellen im Abgaskanal, an denen die Abgase die geeignete Temperatur haben, mit der Kessellast wandern und daß eine gute Durchmischung des NH_3 mit den Abgasen schwierig ist. Dadurch ist der Minderungsgrad des SNCR-Verfahrens nicht sehr hoch. Verschiedene Angaben reichen von 30 % bis 80 %. Ein möglicher Einsatzbereich sind Feuerungen für Heizöl S im Geltungsbereich der TA Luft und Drehrohrröfen in der Zementindustrie (vgl. /Hildebrandt, Angrick 1994/).

Beim SCR-Verfahren (Selective-Catalytic-Reduction) wird der Temperaturbereich, in dem NH_3 optimal mit NO reagiert, durch einen Katalysator auf 300 - 480 °C verschoben. Dieser Temperaturbereich ist im allgemeinen leichter zugänglich als der Temperaturbereich zwischen 850 und 1100 °C.

Mit dem SCR-Verfahren erreicht man Minderungsgrade von über 85 %. Da der Katalysator hohe Kosten verursacht, wird es zur Zeit fast ausschließlich bei Feuerungsanlagen für Kohle oder Heizöl S mit einer Leistung über 300 MW_{th} sowie in Müllverbrennungsanlagen eingesetzt, für die die Einhaltung des NO_x -Grenzwerts der GFAVO bzw. der 17. BImSchV mit anderen Maßnahmen nicht möglich ist. Daneben wird das SCR-Verfahren bei dieselbetriebenen Blockheizkraftwerken mit Leistungen über 1 MW_{th} eingesetzt. Prinzipiell kann das SCR-Verfahren für Feuerungsanlagen in allen Leistungsbereichen verwendet werden.

Ein Hemmnis für die Verbreitung des SCR- und des SNCR-Verfahrens ist die aufwendige Lagerung und Handhabung des Gefahrenstoffes NH_3 . Eine einfachere Alternative stellt die Verwendung von Harnstoff dar, der bei hohen Temperaturen NH_3 abspaltet. Von /Koebel, Elsener 1992/ wird allerdings nachgewiesen, daß der Einsatz von Harnstoff beim SNCR-Verfahren erhöhte Emissionen des Treibhausgases N_2O verursacht. Wird Harnstoff dagegen beim SCR-Verfahren eingesetzt, besteht die Gefahr der Bildung von N_2O nicht (vgl. /Hartenstein, Mayer 1995/).

5.2.3 Maßnahmen zur CO- und VOC-Minderung

Die Emissionen an CO und VOC treten als Folge einer unvollständigen Verbrennung auf. Maßnahmen, die für eine möglichst vollständige Verbrennung sorgen, führen deshalb zu einer Minderung der CO- und VOC-Emissionen. Die Voraussetzungen für eine vollständige Verbrennung sind in Abschnitt 2.2 aufgeführt. Im folgenden wird dargestellt, wie diese Bedingungen durch eine Verbesserung der Feuerungstechnik herbeigeführt werden können.

5.2.3.1 *Verbesserung der Feuerungstechnik bei Öl- und Gasfeuerungen*

Eine unvollständige Verbrennung liegt bei Öl- und Gasfeuerungen i. a. nur beim An- und Abfahrbetrieb oder bei Betriebsstörungen vor. Ausnahmen entstehen, wenn durch eine schlechte Brennereinstellung zuwenig Verbrennungsluft zugeführt wird. Da sich damit die Abgasverluste erhöhen und der Brennstoff nicht optimal ausgenutzt wird, wird die Brennereinstellung von Industrie- und Kraftwerksfeuerungen schon aus Wirtschaftlichkeitsgründen ständig überwacht. Im Kleinanlagenbereich werden die Brenner infolge der Bestimmungen der 1. BImSchV vom Bezirksschornsteinfegermeister einmal jährlich so eingestellt, daß möglichst geringe CO-Emissionen entstehen. Diese Einstellpflicht hat seit ihrem Inkrafttreten zu einer deutlichen Emissionsminderung geführt.

Um die CO- und VOC-Emissionen von Ölbrennern während der An- und Abfahrvorgänge zu reduzieren, wird derzeit versucht, durch eine verbesserte Technik die Zahl der Schaltvorgänge zu minimieren. Die in vielen Heizkesseln eingebauten Druckzerstäuberbrenner besitzen bauartbedingt eine Mindestleistung von rund 14 kW_{th}, die z. B. für gut isolierte Einfamilienhäuser zu groß ist. Dadurch kommt es zu häufigen Schaltvorgängen. Um sie zu vermeiden, arbeitet man an der Entwicklung von Brennern kleinerer Leistung. Konzepte und Versuchsergebnisse werden von /Köhne, Schmitz 1993/, /Hartvig, Schwoll 1993/ und /Nöthig, Jeuken 1993/ angegeben.

Im Vergleich zu Ölheizkesseln weisen Öleinzelföfen relativ hohe VOC-Emissionen auf. Die Zahl der Öleinzelföfen wird aber von Jahr zu Jahr geringer. Im Energieszenario von /Rüffler et al. 1996/ werden Öleinzelföfen bis zum Jahr 2005 vollständig durch Heizkessel ersetzt.

5.2.3.2 *Verbesserung der Feuerungstechnik bei Feuerungen für Festbrennstoffe*

Im Gegensatz zu Öl- und Gasfeuerungen können in Feuerungen für Festbrennstoffe sehr hohe spezifische CO- und VOC-Emissionen entstehen, da dort Schwierigkeiten bei der Vermischung des Brennstoffs und der Verbrennungsluft auftreten können. Bei Industrie- und Kraftwerksfeuerungen ist dieses Problem weniger stark ausgeprägt, da sie i. a. eine gebläsegeregelte Verbrennungsluftzufuhr besitzen. Darüber hinaus liegt eine hohe Verbrennungstemperatur vor, die für einen vollständigen Ausbrand sorgt. Eine besonders gute Vermischung der Verbrennungsluft mit dem Brennstoff ist in Staubfeuerungen möglich, die vor allem im Kraftwerksbereich verbreitet sind.

Die höchsten spezifischen CO- und VOC-Emissionen treten bei Kleinf Feuerungen für Kohle und Holz auf. Da der Kohleeinsatz in Kleinf Feuerungen in Baden-Württemberg bis zum Jahr 2005 stark zurückgeht, konzentrieren sich die folgenden Betrachtungen auf Holzfeuerungen, die in den Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher betrieben werden.

Unabhängig von der Feuerungstechnik können bei Holzfeuerungen hohe spezifische CO- und VOC-Emissionen auftreten, wenn sie unsachgemäß betrieben werden. Dazu gehört die Drosselung der Luftzufuhr, um einen Gluthalteebetrieb zu erzeugen, die Überfüllung der Brennstoffaufgabe oder die Verwendung von ungeeigneten Brennstoffen wie nassem Holz oder Hausmüll. Letzteres ist zwar durch die 1. BImSchV untersagt, kann aber dennoch nicht ausgeschlossen werden. Eine Minderung der spezifischen Emissionen aus Holzfeuerungen ist daher bei Alt- und bei Neuanlagen auch ohne technische Maßnahmen möglich, indem Fehlbedienungen wie die o. g. vermieden werden.

Eine fast vollständige Verbrennung mit niedrigen spezifischen CO- und VOC-Emissionen ist in modernen Holzfeuerungen möglich, bei deren Konstruktion den Besonderheiten der Holzverbrennung Rechnung getragen wird. Der Verbrennungsprozeß zerfällt in drei Phasen (vgl. z. B. /Struschka et al. 1988/), die sich teilweise überlappen:

- *Erwärmung und Trocknung:* das auch in lufttrockenem Holz noch enthaltene Wasser wird im Temperaturbereich bis 150 °C verdampft.
- *Entgasung und thermische Zersetzung:* die makromolekularen Holzbestandteile Lignin, Zellulose und Hemizellulose werden bei Temperaturen zwischen 150 °C und 600 °C in kleinere, gasförmige Kohlenwasserstoffe zersetzt, die zusammen 85 % der Masse des zugegebenen Brennstoffs ausmachen. Als fester Rückstand entsteht Holzkohle, die fast ausschließlich aus reinen Kohlenstoffverbindungen besteht.
- *Oxidation:* ab einer Temperatur von 400 °C oxidieren die gasförmigen Zersetzungsprodukte. Dabei bilden sich lange Flammen. Anschließend erfolgt der deutlich langsamere Abbrand der Holzkohle.

Ziel bei der Konstruktion einer emissionsarmen Feuerung ist nach /Nussbaumer 1990/ und /Stami 1994/, die Entgasung und die Oxidation räumlich zu trennen. Dazu wird die Verbrennungsluft in Primär- und Sekundärluft aufgeteilt. Die Primärluft dient der Entgasung des Holzes, der Verbrennung der Holzkohle sowie dem Transport des bei der Trocknung entstehenden Wasserdampfs. Die Sekundärluft liefert den Sauerstoff zur Oxidation der Entgasungsprodukte. Zur Vermeidung von Zonen mit Luftmangel ist eine gute Vermischung zwischen der Sekundärluft und den Entgasungsprodukten absolut notwendig. Danach muß dem Gemisch in einer ungekühlten Nachbrennkammer ausreichend Zeit zur vollständigen Oxidation gegeben werden. Erst daran darf sich die Wärmenutzung anschließen.

In Feuerungen, deren Konstruktion diese Forderungen erfüllen, kann man im stationären Betrieb eine fast vollständigen Verbrennung erreichen. Die verbleibenden spezifischen CO- und VOC-Emissionen liegen teilweise im Bereich der Werte von Gasfeuerungen. Im An- und Abfahrbetrieb können aber auch in diesen Feuerungen große Mengen an CO und VOC

freigesetzt werden. Deshalb sollten die Feuerungen möglichst gleichmäßig mit Vollast betrieben werden. Da der Wärmebedarf des Anlagenbetreibers oft zeitlich variiert, muß dazu ein ausreichend dimensionierter Wärmespeicher eingeplant werden.

Die einzelnen Punkte, die bei der Konstruktion und beim Betrieb von Holzfeuerungen erfüllt werden müssen, um einen guten Ausbrand zu gewährleisten, lassen sich bei Anlagen verschiedener Bauarten mit unterschiedlichem Erfolg umsetzen. Eine Übersicht über verbreitete Bauarten von Holzfeuerungen im Haushaltsbereich ist in /Stami 1994/ enthalten. Erhebliche Auswirkungen auf die spezifischen CO- und VOC-Emissionen hat die Art der Brennstoffbeschickung (manuell oder automatisch).

Die meisten Einzelöfen und viele Heizkessel werden *manuell beschickt*. Dabei wird i. a. Stückgut (Holzscheite) verwendet. Jede Brennstoffzugabe hat eine Veränderung des Betriebszustandes der Feuerung zur Folge. Dies führt zu relativ hohen spezifischen Emissionen der Produkte der unvollständigen Verbrennung. Unter den manuell beschickten Anlagen sind Heizkessel in der Regel emissionsärmer als Einzelöfen.

Eine erhebliche Verbesserung der Verbrennungsqualität wird durch eine *automatische Beschickung* der Feuerung erreicht. Dazu muß der Brennstoff aufbereitet werden. In automatisch beschickten Heizkesseln werden üblicherweise Hackschnitzel eingesetzt, für einen der in /Stami 1994/ untersuchten Einzelöfen werden Preßlinge aus Sägemehl, sog. Pellets, verwendet. Durch die kontinuierliche Brennstoffzufuhr und die verbesserte Vermischung des Brennstoffs mit der Verbrennungsluft weisen Anlagen mit automatischer Beschickung sehr niedrige spezifische Emissionen der Produkte der unvollständigen Verbrennung auf.

Besonders niedrige spezifische Emissionen treten in Anlagen mit elektronischer Regelung der Verbrennungsluftzufuhr auf, die mit einer Lambda-Sonde realisiert werden kann. Dazu muß für jede Feuerung das Luftzahlverhältnis λ ermittelt werden, das zu den niedrigsten spezifischen CO-Emissionen führt. Der optimale Wert λ hängt von der einzelnen Anlage ab. Die Aufgabe der Regelung besteht darin, die Abweichung des von der Lambda-Sonde gemessenen Luftzahlverhältnisses vom Sollwert möglichst gering zu halten. Mit Hilfe einer Lambda-Sonde kann ein manuell beschickter Heizkessel die Verbrennungsqualität automatisch beschickter Anlagen erreichen.

Durch die unterschiedliche Umsetzung der konstruktiven Maßnahmen zur Emissionsminderung durch die einzelnen Hersteller von Holzfeuerungen gibt es eine große Bandbreite der Emissionsfaktoren auch bei Anlagen einer Bauart. Bei einigen Bauarten, z. B. Kaminöfen, kann nach /Stami 1994/ auch bei Neuentwicklungen keine zufriedenstellende Verbrennungsqualität erreicht werden. Offene Kamine bieten keine Angriffspunkte zur Umsetzung der beschriebenen konstruktiven Maßnahmen.

Die Untersuchungen in /Stami 1994/ befassen sich überwiegend mit Anlagen, die in Haushalten eingesetzt werden und eine Leistung von $40 \text{ kW}_{\text{th}}$ nicht überschreiten. Die oben beschriebenen Konstruktionsmerkmale für emissionsarme Feuerungen können aber auch bei

Feuerungsanlagen in einem höheren Leistungsbereich umgesetzt werden, die z. B. in Betrieben des holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes eingesetzt werden.

5.2.4 Maßnahmen zur Hg-Minderung

Quecksilber liegt im Rohgas von Feuerungen zum Teil in Form der wasserlöslichen Verbindung HgCl_2 vor und kann daher teilweise in Abgaswäschern abgeschieden werden. Der Minderungsgrad beträgt nach /Gutberlet et al. 1992/ hinter Kohlefeuerungen bis zu 80 %, wenn vor den Abgaswäscher eine SCR-Anlage geschaltet ist. Nach /Vogg 1994/ werden hinter Abfallverbrennungsanlagen sogar Abscheidegrade von 90 % erreicht. Dadurch stellen Abgaswäscher, die hauptsächlich zur SO_2 - und HCl -Abscheidung eingesetzt werden, eine wichtige Hg-Senke dar.

In Abfallverbrennungsanlagen werden in der letzten Stufe der Abgasreinigungsanlage Aktivkohle- oder Aktivkoksfilter eingesetzt, deren Aufgabe es ist, die Dioxine und Furane zu adsorbieren. Als Nebeneffekt wird auch das im Abgas verbliebene metallische Hg adsorbiert. Dadurch erreicht man Hg-Konzentrationen im Reingas von $0,010 \text{ mg/m}_N^3$ (vgl. /Vogg 1994/) und liegt damit weit unter dem Grenzwert der 17. BImSchV von $0,050 \text{ mg/m}_N^3$.

Die Minderung der Hg-Emissionen aus Großfeuerungsanlagen für Kohle oder Heizöl S ist im Prinzip ebenfalls mit Aktivkoks-/Aktivkohlefiltern möglich. Da die Volumenströme aber erheblich größer als bei Müllverbrennungsanlagen sind, wären die Kosten sehr hoch. Daher wird diese Maßnahme nicht für die Minderungsszenarien vorgeschlagen.

5.3 Szenarien für die Emissionsfaktoren im Jahr 2005

Die durch die dargestellten Maßnahmen insgesamt erreichbare Emissionsminderung hängt in erster Linie vom Implementierungsgrad der Maßnahmen ab. Die Szenarien für die Emissionsfaktoren unterscheiden sich maßgeblich in den Annahmen über die Implementierung der Emissionsminderungsmaßnahmen. Im folgenden werden die Annahmen im Trendszenario und im SWM, die über die Implementierung der Emissionsminderungsmaßnahmen gemacht werden, im einzelnen vorgestellt.

Da bis zum Jahr 2005 ein erheblicher Teil der zur Zeit installierten Feuerungsanlagen ausgetauscht wird, kommt der Frage nach den Emissionsfaktoren neu zu installierender Anlagen eine besondere Bedeutung zu. Bei diesen Anlagen können die Fortschritte in der Brennertechnologie und der Anlagentechnik in verschiedenem Umfang ausgenutzt werden. Ein Schwerpunkt der folgenden Abschnitte liegt daher in der Bestimmung der Emissionsfaktoren neu zu installierender Anlagen.

Unabhängig von der Anlagenart ist bis zum Jahr 2005 mit einem Rückgang der Emissionsfaktoren für SO_2 zu rechnen. Nach /ASUE 1994/ kann man in den nächsten Jahren von

einer Abnahme des mittleren Schwefelgehaltes von Heizöl EL auf 0,15 % bis 0,16 % ausgehen. Damit ergibt sich ein SO_2 -Emissionsfaktor von $75 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für das Trendszenario. Für das SWM wird angenommen, daß der Vorschlag des Umweltministeriums Baden-Württemberg umgesetzt wird, nach dem der Schwefelgehalt des Heizöl EL auf 0,05 % gesenkt werden soll (vgl. /UM 1994/). Dadurch ergibt sich ein SO_2 -Emissionsfaktor von $23,6 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$.

Da der Schwefelgehalt von Dieseldieselkraftstoff ab dem 1.10.1996 auf 0,05 % begrenzt ist, wird für dieselbetriebene Nutzfahrzeuge in der Landwirtschaft und im Baugewerbe für beide Szenarien ein SO_2 -Emissionsfaktor von $23,6 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ verwendet.

Zur Berechnung der Emissionen im Trendszenario und im SWM werden für sämtliche Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV und die meisten Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft die Emissionsfaktoren der Anlagen, für die der Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen angenommen wird, und die Emissionsfaktoren der restlichen Anlagen zu Mittelwerten für den Anlagenbestand zusammengefaßt. Eine tabellarische Zusammenstellung der Mittelwerte findet sich in Tab. 5.1 für das Trendszenario und in Tab. 5.2 für das SWM (siehe Abschnitt 5.3.5). Vergleichswerte, die sich auf 1992 beziehen, sind in Tab. 4.2 in Teilkapitel 4.3 enthalten.

Im Gegensatz dazu werden für Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der GFAVO und für einige Arten von Prozeßfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft für beide Szenarien anlagenbezogene Emissionsfaktoren ermittelt. Dazu wird für jede Anlage einzeln überprüft, ob sie durch eine Neuanlage ersetzt wird, ob Minderungsmaßnahmen nachgerüstet werden oder ob sie auf dem derzeitigen Stand verbleibt.

5.3.1 Feuerungsanlagen im Sektor Haushalte

Infolge ihrer niedrigen Feuerungswärmeleistung fallen Feuerungsanlagen im Sektor private Haushalte i. a. in den Gültigkeitsbereich der 1. BImSchV, die derzeit keine NO_x -Grenzwerte enthält, sondern lediglich die Aufforderung, emissionsmindernde Maßnahmen auszuschöpfen. Es wird aber z. B. in /UBA 1993/ davon ausgegangen, daß im Rahmen einer Novellierung der 1. BImSchV NO_x -Grenzwerte für Öl- und Gasfeuerungen aufgenommen werden. Die im folgenden abgeleiteten Emissionsfaktoren für Öl- und Gasfeuerungen sind in allen Fällen niedriger als die diskutierten Grenzwerte. Eine Verschärfung des sehr hohen CO-Grenzwerts für Holzfeuerungen ist nach /UBA 1993/ nicht vorgesehen, obwohl die technischen Voraussetzungen dafür vorliegen.

Durch die Verbesserung der Anlagentechnik ist bei neu zu installierenden Kleinf Feuerungen davon auszugehen, daß sie deutlich niedrigere Emissionsfaktoren besitzen als der größte Teil der derzeit installierten Anlagen. Im folgenden werden unterschiedliche Annahmen über die Emissionsfaktoren neu zu installierender Anlagen im Trendszenario und im SWM gemacht. Emissionsmindernde Maßnahmen an Altanlagen werden nicht betrachtet.

Bei Heizkesseln für *Erdgas* und *Heizöl EL*, die den weitaus größten Teil der Haushaltsfeuerungen ausmachen, ist durch die Anwendung von Primärmaßnahmen ein sehr niedriges Emissionsniveau für NO_x bei gleichzeitig geringen CO-Emissionen möglich. Einen Überblick über den Stand der Technik bei emissionsarmen Heizkesseln gibt /ASUE 1994/. Bei Ölheizkesseln werden in /ASUE 1994/ Blau- und Gelbbrenner, bei Gasheizkesseln Brennwertgeräte, Gasspezialheizkessel, Kessel mit Gebläsebrennern sowie Kombi- und Umlaufwasserheizer unterschieden. Für jede Bauart werden die Mittelwerte und Bandbreiten der Emissionsfaktoren für Anlagen in den Leistungsbereichen unter $25 \text{ kW}_{\text{th}}$, $25 \text{ kW}_{\text{th}}$ bis $100 \text{ kW}_{\text{th}}$, $100 \text{ kW}_{\text{th}}$ bis $350 \text{ kW}_{\text{th}}$ und über $350 \text{ kW}_{\text{th}}$ angegeben. Für VOC werden für beide Brennstoffe Emissionsfaktoren von $2,7 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ angegeben, die über alle Geräte gemittelt sind und in denen An- und Abfahrvorgänge enthalten sind. Dieser VOC-Emissionsfaktor wird im Trendszenario und im SWM für sämtliche neu zu installierenden Gas- und Heizölkessel im Haushaltsbereich verwendet.

Nach den Annahmen im Energieszenario kommt bei neu zu installierenden Heizkesseln für *Erdgas* nur die Brennwerttechnik in Frage. Die in /ASUE 1994/ untersuchten Brennwertgeräte besitzen im Mittel NO_x -Emissionsfaktoren von $15,5 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ und unterschreiten deutlich den zur Novellierung der 1. BImSchV vorgeschlagenen NO_x -Grenzwert. Der mittlere Emissionsfaktor für CO beträgt $4,6 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$. Diese Werte werden im Trendszenario als Emissionsfaktoren für neu zu installierende Gasheizkessel verwendet.

Im SWM wird vorausgesetzt, daß neu zu installierende Gasheizkessel Emissionsfaktoren besitzen, die den Werten des emissionsärmsten Geräts aus /ASUE 1994/ entsprechen. Durch das Prinzip der Oberflächenverbrennung auf einer Edelstahlmatrix erreicht man dabei Emissionsfaktoren von $7,5 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ bei NO_x und $2 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ bei CO.

Zur Warmwasserbereitstellung werden in Haushalten neben zentralen Anlagen, bei denen die Erzeugung von Raumwärme und Warmwasser gekoppelt ist, dezentrale, erdgasbetriebene Warmwassererzeuger verwendet. Mittlere Emissionsfaktoren für moderne Geräte werden von /Pfitzner, Schäfer 1994/ angegeben. Sie betragen $48 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für NO_x , $12 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für CO und $3 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für VOC und werden als Emissionsfaktoren für neu zu installierende dezentrale Warmwassererzeuger im Trendszenario und im SWM verwendet.

Bei *Ölheizkesseln* können Blaubrenner, die mit einer internen Abgasrückführung arbeiten, und Gelbbrenner, bei denen die Luftstufung eingesetzt wird, die zur Novellierung der 1. BImSchV vorgeschlagenen NO_x -Grenzwerte einhalten. Die Mittelwerte der Emissionsfaktoren dieser Anlagen betragen nach /ASUE 1994/ $27 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für NO_x und $4,9 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für CO und werden für neu zu installierende Anlagen im Trendszenario verwendet.

Läßt man dagegen nur die besten Geräte einer Bauart als Neuanlagen zu, erhält man für Ölheizkessel einen NO_x -Emissionsfaktor unter $20 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$. Gleichzeitig nimmt der CO-Emissionsfaktor auf $3 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ ab. Von diesen Emissionsfaktoren wird im SWM ausgegangen.

Neben Heizkesseln für Erdgas und Heizöl EL werden *Holzeinzelöfen* und *holzgefeuerte Heizkessel* unterschiedlicher Bauarten zur Raumwärmebereitstellung eingesetzt. Holzeinzelöfen zeichnen sich dadurch aus, daß die Beheizung nicht der einzige Nutzen ist, sondern daß sie auch einen ästhetischen Reiz ausüben. Deshalb wird angenommen, daß der bei anderen Brennstoffen übliche Trend, Einzelöfen durch Zentral- oder Etagenheizungen zu ersetzen, bei Holzfeuerungen nicht auftritt.

Moderne Holzfeuerungen verbreiteter Bauarten mit vergleichsweise niedrigen Emissionsfaktoren für CO und VOC werden in /Stami 1994/ untersucht. Als Einzelöfen werden Kamineinsätze, Kaminöfen, Kachelöfen und ein Pelletofen für den Einsatz von gepreßtem Sägemehl betrachtet. Die Heizkessel werden nach ihrer Beschickungsart - manuell und automatisch - unterschieden. Zwei Heizkessel sind mit einer Lambda-Sonde zur elektronischen Regelung der Verbrennungsluftzufuhr ausgestattet.

Im folgenden wird davon ausgegangen, daß neu zu installierende Anlagen dem Stand der Verbrennungstechnik nach /Stami 1994/ entsprechen. Berücksichtigt man sämtliche Bauarten und bildet zunächst bauartbezogene Mittelwerte der Emissionsfaktoren, anschließend mittlere Emissionsfaktoren für Einzelöfen und Heizkessel und daraus Mittelwerte für Holzfeuerungen zur Raumwärmebereitstellung, erhält man Emissionsfaktoren von 1410 kg/TJ_{Br} für CO, 195 kg/TJ_{Br} für VOC und 68 kg/TJ_{Br} für NO_x. Diese Emissionsfaktoren werden für neu installierte Holzfeuerungen im Trendszenario verwendet. Eine unterschiedliche Wichtung der Bauarten ist nicht möglich, da die Verbreitung verschiedener Bauarten im Anlagenbestand nicht bekannt ist.

Laut /Stami 1994/ kann durch eine Verbesserung der Verbrennungstechnik nicht bei sämtlichen Bauarten von Holzfeuerungen ein zufriedenstellendes Emissionsverhalten erreicht werden. Insbesondere unter Kaminöfen und Kamineinsätzen verursachen auch moderne Geräte hohe spezifische Emissionen. Daher werden sie im SWM als Neuanlagen ausgeschlossen. Bei den restlichen Bauarten werden nur die marktbesten Geräte als Neuanlagen zugelassen. Damit nehmen die Emissionsfaktoren für CO auf 514 kg/TJ_{Br} und für VOC auf 58 kg/TJ_{Br} ab, während der Emissionsfaktor für NO_x geringfügig zunimmt.

Der *Kohleeinsatz* im Sektor Haushalte spielt im Jahr 2005 mit 1,8 PJ eine untergeordnete Rolle. In dieser Arbeit davon ausgegangen, daß als Folge des Trends zur Substitution von Einzelöfen im Jahr 2005 nur noch Heizkessel eingesetzt werden. Emissionsfaktoren für moderne Heizkessel liegen von /Pfitzner, Schäfer 1994/ vor. Die dort angegebenen Werte werden für Neuanlagen im Trendszenario und im SWM verwendet.

Durch die Verbesserung der Verbrennungstechnik bei modernen Holz- und Kohlefeuerungen ist außer mit einem Rückgang der CO- und VOC-Emissionen auch mit einem Rückgang der BaP-Emissionen zu rechnen. Insbesondere der im SWM angenommene Einsatz der besten Verbrennungstechnik bei neu zu installierenden Holzfeuerungen dürfte eine deutliche BaP-Minderung mit sich bringen. Da in den Arbeiten, die zur Ermittlung von

Emissionsfaktoren für die Szenarien herangezogen werden, keine Emissionsfaktoren für BaP angegeben werden und auch aus anderen Untersuchungen kein ausreichendes Datenmaterial zur Verfügung steht, kann die BaP-Minderung in den beiden Szenarien allerdings nicht quantifiziert werden.

5.3.2 Feuerungsanlagen im Sektor Kleinverbraucher

Von Kleinverbrauchern werden in Baden-Württemberg etwa 220 genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen betrieben (Stand 1992). Für diese Anlagen werden die gleichen Emissionsfaktoren wie für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen industrieller Betreiber verwendet. Die Herleitung dieser Faktoren ist Gegenstand des Abschnitts 5.3.3.

Daneben wird eine nicht genau bekannte Zahl an Kleinf Feuerungsanlagen betrieben, die in den Geltungsbereich der 1. BImSchV fallen. In der Leistung liegen sie meist etwas höher als die Feuerungsanlagen in Haushalten. Die folgenden Betrachtungen konzentrieren sich auf die Ableitung von Emissionsfaktoren für Neuanlagen in diesem Leistungsbereich.

Die meistverwendeten Brennstoffe im Sektor Kleinverbraucher sind *Heizöl EL* und *Erdgas*. Im Trendszenario wird für neu zu installierende Feuerungsanlagen für diese Brennstoffe angenommen, daß Low-NO_x-Brenner eingesetzt werden, mit denen die vorgeschlagenen NO_x-Grenzwerte zur Novellierung der 1. BImSchV sicher eingehalten werden können. Mit diesen Brennern erreicht man NO_x-Emissionsfaktoren von 39 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Heizöl EL und von 25 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Erdgas. Gleichzeitig nehmen die CO-Emissionsfaktoren auf 5 kg/TJ_{Br} ab. Da die VOC-Emissionen von Feuerungen für Erdgas und Heizöl EL bereits heute sehr niedrig sind und überwiegend durch An- und Abfahrvorgänge verursacht werden, werden für das Jahr 2005 keine speziellen Minderungsmaßnahmen betrachtet und dieselben Emissionsfaktoren wie für 1992 von 5 kg/TJ_{Br} verwendet.

Wird in Neuanlagen ein Brenner nach dem OECONOX-Prinzip installiert (vgl. /Hauswirth 1992/, /Mosbeck 1994/), ist eine weitergehende Minderung der CO- und NO_x-Emissionen möglich. Man erreicht NO_x-Emissionsfaktoren zwischen 11 kg/TJ_{Br} und 17 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Erdgas und zwischen 26 kg/TJ_{Br} und 34 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Heizöl EL. Die Emissionsfaktoren für CO liegen in beiden Fällen unter 3 kg/TJ_{Br}. Aus diesen Werten werden Emissionsfaktoren für Neuanlagen im SWM gebildet.

In Kleinbetrieben des Holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes haben Öl- und Gasfeuerungen im Vergleich zu *Holzfeuerungen* eine untergeordnete Bedeutung. Die Holzfeuerungen werden zur Gewinnung von Nutzwärme und gleichzeitigen Entsorgung von Holzabfällen eingesetzt. Von /Angerer et al. 1995/ werden Emissionsfaktoren von 29 Holzfeuerungen unterschiedlicher Bauarten durch einen Feldversuch meßtechnisch ermittelt. Um den Anlagenbestand realistisch abzubilden, werden sowohl Anlagen mit veralteter Feuerungstechnik als auch moderne Anlagen einbezogen. Dabei stellt sich heraus, daß auch einige Feuerungs-

anlagen, die nach 1990 installiert wurden, hohe spezifische Emissionen der Produkte der unvollständigen Verbrennung verursachen.

Im Trendszenario wird davon ausgegangen, daß nur Holzfeuerungen neu installiert werden, deren Emissionsfaktoren unter den mittleren Emissionsfaktoren des derzeitigen Anlagenbestandes liegen. Ferner ist zu erwarten, daß Anlagen mit automatischer Beschickung an Verbreitung gewinnen werden, da sie bedienungsfreundlicher als manuell beschickte Anlagen sind. Konkret wird angenommen, daß der Anteil der Holzabfälle, der in automatisch beschickten Anlagen verfeuert wird, von derzeit 50 % auf 75 % im Jahr 2005 steigt. Bildet man aus den Angaben von /Angerer et al. 1995/ Emissionsfaktoren für Neuanlagen mit automatischer und manueller Beschickung und wichtet sie im Verhältnis 3:1, erhält man 930 kg/TJ_{Br} für CO, 38 kg/TJ_{Br} für VOC und 99 kg/TJ_{Br} für NO_x.

Läßt man dagegen im SWM nur die emissionsärmsten Anlagen mit automatischer bzw. manueller Beschickung als Neuanlagen zu, ist eine weitere Minderung der Emissionen der Produkte der unvollständigen Verbrennung möglich. Im Mittel über Anlagen mit automatischer und manueller Beschickung erhält man Emissionsfaktoren von 310 kg/TJ_{Br} für CO, von 23 kg/TJ_{Br} für VOC und von 123 kg/TJ_{Br} für NO_x.

Die SO₂-Emissionen sind bei der Holzverbrennung von untergeordneter Bedeutung. Hier wird in beiden Szenarien der Emissionsfaktor für 1992 von 1 kg/TJ_{Br} verwendet.

Für *Dieselfahrzeuge*, die in der Landwirtschaft und im Baugewerbe eingesetzt werden, werden für 1992 Emissionsfaktoren für langsam fahrende LKW von /Hassel, Weber 1991/ verwendet, für die nach /John 1994/ bis zum Jahr 2005 durch motortechnische Maßnahmen eine Emissionsminderung um 21,5 % bei VOC, um 22 % bei CO und um 20 % bei NO_x gegenüber dem heutigen Stand erreicht werden kann. Die technischen Voraussetzungen zur Umsetzung der motortechnischen Maßnahmen liegen auch bei Dieselfahrzeugen vor, die in der Landwirtschaft und im Baugewerbe eingesetzt werden. Die derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen forcieren die Umsetzung der motortechnischen Maßnahmen allerdings nur bei LKW. Daher wird im Trendszenario davon ausgegangen, daß sich die Emissionsfaktoren für Dieselfahrzeuge in der Landwirtschaft und im Baugewerbe im Vergleich zu 1992 nicht ändern. Im SWM wird die Minderung der NO_x-, CO- und VOC-Emissionen von LKW auf die anderen Dieselfahrzeuge übertragen.

5.3.3 Feuerungsanlagen im Sektor Industrie

In baden-württembergischen Industriebetrieben werden rund 760 Kesselfeuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft und 29 Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der GFAVO mit insgesamt 92 Einzelfeuerungen betrieben (Stand 1992). Daneben wird eine nicht bekannte Zahl an Kleinf Feuerungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV betrieben, für die die gleichen

Annahmen bezüglich der Emissionsfaktoren in den beiden Szenarien wie für entsprechende Anlagen im Sektor Kleinverbraucher gemacht werden.

Im Gegensatz zu den bisher betrachteten Anlagenarten wird für Anlagen im Geltungsbereich der TA Luft und der GFAVO vom Einsatz emissionsmindernder Maßnahmen nicht nur bei neu zu installierenden Anlagen ausgegangen, sondern in einigen Fällen wird auch die Nachrüstung von Altanlagen angenommen. Die Vorgehensweise zur Ermittlung von Emissionsfaktoren für die beiden Szenarien unterscheidet sich grundsätzlich für Anlagen im Geltungsbereich der GFAVO und für Anlagen im Geltungsbereich der TA Luft. Für jede Anlage im Geltungsbereich der GFAVO wird einzeln überprüft, ob sie durch eine Neuanlage ersetzt wird und ob eine Nachrüstung von emissionsmindernden Maßnahmen im Rahmen der Szenarioannahmen sinnvoll ist. Dadurch erhält man anlagenbezogene Emissionsfaktoren. Genauso wird für einige Arten von Prozeßfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft vorgegangen. Aufgrund der Vielzahl der Anlagen ist die anlagenscharfe Betrachtungsweise bei Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft nicht möglich. Daher werden für diese Anlagen mittlere Emissionsfaktoren für die einzelnen Energieträger gebildet.

5.3.3.1 *Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der GFAVO*

In den Großfeuerungsanlagen industrieller Betreiber in Baden-Württemberg werden als Hauptbrennstoffe Steinkohle, Heizöl EL, Heizöl S, Sulfitablauge, Raffineriegas und Erdgas eingesetzt. Als Zusatzbrennstoffe werden Petrolkoks und Holz verwendet. Nimmt man für Großfeuerungsanlagen eine Lebensdauer von 30 Jahren an, werden bis zum Jahr 2005 von den 92 Einzelfeuerungen in Baden-Württemberg 5 Feuerungen für Kohle, 11 Feuerungen für Heizöl S oder Sulfitablauge, 6 Feuerungen für Heizöl EL und 18 Gasfeuerungen ausgetauscht. Dabei wird davon ausgegangen, daß die Feuerungen mit den höchsten Emissionsfaktoren für SO_2 und NO_x (Stand 1992) ausgetauscht werden.

Gemäß den Annahmen im Energieszenario geht der Kohleeinsatz im Sektor Industrie bis zum Jahr 2005 deutlich zurück. Daher wird angenommen, daß von den 5 *Kohlefeuerungen*, die bis zum Jahr 2005 ausgetauscht werden, 2 Feuerungen durch Gasfeuerungen ersetzt werden. Für 3 weitere Kohlefeuerungen wird der Ersatz durch Wirbelschichtfeuerungen angenommen (derzeit sind Rostfeuerungen installiert). Durch die niedrigen Verbrennungstemperaturen besitzen Wirbelschichtfeuerungen niedrige Emissionsfaktoren für NO_x , und durch die Zugabe basischer Sorbentien kann ein Großteil des aus dem Schwefel im Brennstoff gebildeten SO_2 eingebunden werden. Nach /Steller 1994/ erreicht man sicher $76 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für SO_2 , $57 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für NO_x und $38 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für CO.

Diese Werte und der VOC-Emissionsfaktor des UBA von $30 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ werden für die beiden neu zu installierenden Wirbelschichtfeuerungen im Trendszenario und im SWM ver-

wendet. Für die restlichen Kohlefeuerungen wird im Trendszenario keine Veränderung der Emissionsfaktoren gegenüber dem Stand von 1992 angenommen.

Im SWM wird dagegen für die restlichen Kohlefeuerungen (Rostfeuerungen) vom Einsatz sekundärer Abgasreinigungstechniken ausgegangen. Zur Entstickung kann eine SCR-Anlage verwendet werden. Aus Kostengründen wird die Verwendung einer mit Harnstoff betriebenen SCR-Anlage angenommen, die nach /Hartenstein, Mayer 1995/ eine Abscheideleistung von 85 % besitzt. Zur Entschwefelung können das Kalkwaschverfahren oder das Sprühabsorptionsverfahren eingesetzt werden. Damit erreicht man eine Minderung der SO₂-Emissionen um 90 % und eine Minderung der Hg-Emissionen um 50 %.

Die 11 neu zu installierenden Feuerungen für *Heizöl S* oder *Sulfitablauge* besitzen Leistungen von unter 300 MW_{th}. Um die Grenzwerte der GFAVO einzuhalten, müssen die Anlagen NO_x-Emissionsfaktoren von 87 kg/TJ_{Br} unterschreiten. Dies ist durch die Kombination von Brennern mit integrierter Luftstufung und der externen Abgasrückführung möglich. Der CO-Emissionsfaktor beträgt bei einer derartigen Kombination nach /Hauswirth 1992/ 12 kg/TJ_{Br}. Diese Werte werden als Emissionsfaktoren für das Trendszenario verwendet. Als VOC-Emissionsfaktor wird der Wert von 8 kg/TJ_{Br} verwendet, den das UBA für 1992 angibt.

Die SO₂-Emissionsfaktoren für Großfeuerungsanlagen für *Heizöl S* oder *Sulfitablauge* sind durch die GFAVO auf 491 kg/TJ_{Br} begrenzt. Diesen Wert kann man z. B. durch den Einsatz einer Heizölsorte mit einem Schwefelgehalt von weniger als 1 % Schwefel einhalten. Davon wird im Trendszenario für sämtliche Neuanlagen für *Heizöl S* ausgegangen. Zusätzlich wird diese Emissionsminderungsmaßnahme für einige Altanlagen angenommen, bei denen es im Jahr 1992 zu Überschreitungen des SO₂-Grenzwerts von 491 kg/TJ_{Br} kam.

Wird *Sulfitablauge* verfeuert, müssen zur Einhaltung des SO₂-Grenzwerts sekundäre Minderungsmaßnahmen eingesetzt werden. Bereits heute sind hinter 2 der 4 Feuerungen für *Sulfitablauge* sekundäre Minderungsmaßnahmen installiert. Im Trendszenario wird der Einsatz sekundärer Maßnahmen auch für die verbleibenden 2 Feuerungen angenommen und von einem Minderungsgrad von 90 % ausgegangen.

Im SWM wird von einem verstärkten Einsatz sekundärer Minderungsmaßnahmen ausgegangen, von dem sowohl neu zu installierende Anlagen als auch sämtliche verbleibenden Anlagen betroffen sind. Zur NO_x-Minderung wird das SCR-Verfahren (aus Kostengründen mit Harnstoffbetrieb) und zur SO₂-Minderung das Kalkwaschverfahren angenommen. Da in diesem Fall *Heizöl S* mit einem Schwefelgehalt von 2 % verfeuert werden kann, beträgt der resultierende SO₂-Emissionsfaktor maximal 98 kg/TJ_{Br}. Dieser Wert wird als SO₂-Emissionsfaktor für das SWM verwendet. Gleichzeitig wird durch das Kalkwaschverfahren eine Hg-Minderung um 50 % erreicht. Die Annahme, daß das Kalkwaschverfahrens verstärkt für Feuerungsanlagen für *Heizöl S* eingesetzt wird, spiegelt die nach /UM 1994/ sinnvolle Verschärfung des SO₂-Grenzwerts der GFAVO wider.

In Feuerungen für *Heizöl EL* oder *Gase* ist eine emissionsarme Verbrennung auch ohne Sekundärmaßnahmen möglich. Voraussetzung dazu ist, daß mehrere Primärmaßnahmen kombiniert eingesetzt werden. Nach /Gemis 1995/ kann man durch den Einsatz von Low-NO_x-Brennern und der externen Abgasrückführung NO_x-Emissionsfaktoren von 43 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Heizöl EL und von 28 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Gasen erreichen. Die CO-Emissionsfaktoren liegen dabei unter 11 kg/TJ_{Br}. Diese Werte und die VOC-Emissionsfaktoren des UBA für 1992 von 5 kg/TJ_{Br} werden im Trendszenario für die 24 neu zu errichtenden Feuerungen für Heizöl EL bzw. Gas verwendet. Für die verbleibenden Altanlagen werden im Trendszenario keine Annahmen zu einer weitergehenden Emissionsminderung gemacht, da die derzeit gültigen Grenzwerte bereits heute sicher eingehalten werden.

Im SWM wird dagegen davon ausgegangen, daß sämtliche Feuerungen für Heizöl EL und Gase an die beste heute verfügbare Brennertechnologie angepaßt werden. Daher werden im SWM die o. g. Emissionsfaktoren nicht nur für Neuanlagen, sondern auch für Altanlagen verwendet.

5.3.3.2 Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft

Die TA Luft enthält für Feuerungsanlagen und eine Vielzahl anderer Anlagen Grenzwerte für die Emissionen von Luftschadstoffen. Darüber hinaus enthält sie für spezielle Anlagenarten Höchstwerte für die Emissionen verbunden mit der Aufforderung, die Möglichkeiten einer weitergehenden Emissionsminderung auszuschöpfen. Durch diese sogenannte Dynamisierungsklausel ist es möglich, die Höchstwerte nachträglich zu reduzieren. Konkret wurde 1991 vom Länderausschuß für Immissionsschutz eine Reduzierung der Höchstwerte beraten und den obersten Immissionsschutzbehörden der Länder empfohlen, die Konkretisierung der Dynamisierungsklausel umzusetzen. Ein entsprechender Ausführungserlaß des Umweltministeriums Baden-Württemberg findet sich in /UM 1992 b/.

Darin werden für Feuerungsanlagen für *Heizöl S* mit einer Leistung unter 50 MW_{th} mit Wirkung zum 1.3.1994 NO_x-Grenzwerte für Neu- und Altanlagen angegeben, die Emissionsfaktoren von 87 kg/TJ_{Br} und 130 kg/TJ_{Br} entsprechen. Diese Werte können z. B. mit dem von /Hauswirth 1992/ vorgestellten Low-NO_x-Brenner in Kombination mit der externen Abgasrückführung erreicht werden. Alternativ kann das SNCR-Verfahren eingesetzt werden. Die o. g. Grenzwerte werden im Trendszenario als Emissionsfaktoren für Alt- und Neuanlagen verwendet. Der CO-Emissionsfaktor beträgt bei Anlagen dieser Art nach /Hauswirth 1992/ 12 kg/TJ_{Br}. Für VOC wird der Emissionsfaktor des UBA von 8 kg/TJ_{Br} verwendet.

Gleichzeitig wird in /UM 1992 b/ für Feuerungsanlagen für Heizöl S mit einer Leistung über 10 MW_{th} ein SO₂-Grenzwert festgelegt, der einem Emissionsfaktor von 246 kg/TJ_{Br} entspricht. Dabei wird nicht zwischen Alt- und Neuanlagen unterschieden. Im Trendszenario wird angenommen, daß das Sprühabsorptionsverfahren mit einer Abscheidelei-

stung von 90 % zur SO₂-Minderung eingesetzt wird. Nimmt man weiterhin an, daß Heizöl mit einem Schwefelgehalt von 2 % verfeuert wird, erhält man einen Emissionsfaktor von 98 kg/TJ_{Br} für Alt- und Neuanlagen.

Im SWM werden keine zusätzlichen Annahmen zur SO₂-Minderung gemacht. Für NO_x wird dagegen eine gegenüber dem Trendszenario weitergehende Minderung angenommen, indem davon ausgegangen wird, daß man durch den Einsatz des SNCR-Verfahrens oder von kombinierten Primärmaßnahmen auch bei Altanlagen für Heizöl S einen Emissionsfaktor von 87 kg/TJ_{Br} erreicht.

Die Emissionsgrenzwerte für Kesselfeuerungen für *Heizöl EL* und *Erdgas* wurden im Zusammenhang mit der Konkretisierung der Dynamisierungsklausel von 1991 nicht verändert. In /UM 1992/ werden allerdings Empfehlungen an die Genehmigungsbehörden in Baden-Württemberg gegeben, nach denen nur noch Neuanlagen genehmigt werden sollen, die mit Hilfe von Primärmaßnahmen NO_x-Emissionsfaktoren von 28 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Erdgas und 43 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Heizöl EL unterschreiten. Im Trendszenario werden diese Werte als NO_x-Emissionsfaktoren für Neuanlagen verwendet. Die CO-Emissionsfaktoren betragen bei den entsprechenden Anlagen 11 kg/TJ_{Br}. Für VOC werden die Emissionsfaktoren des UBA verwendet, die 5 kg/TJ_{Br} für beide Brennstoffe betragen. Für Altanlagen werden im Trendszenario keine Annahmen zu einer weiteren Emissionsminderung gemacht.

Mit den Werten, die in /UM 1992/ empfohlen werden, ist das Minderungspotential durch Primärmaßnahmen allerdings noch nicht voll ausgeschöpft. Niedrigere Emissionsfaktoren erhält man durch die Kombination von Brennern nach dem OECONOX-Prinzip und der externen Abgasrückführung. Nach /Hauswirth 1992/ erreicht man auf diese Weise NO_x-Emissionsfaktoren von 22 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Erdgas und von 28 kg/TJ_{Br} beim Einsatz von Heizöl EL. Bedingung ist eine nicht zu hohe Feuerraumbelastung. Diese Werte werden als Emissionsfaktoren für Neuanlagen im SWM verwendet. Für Altanlagen werden auch im SWM keine Annahmen zu einer weiteren Emissionsminderung gemacht.

Bei *Holzfeuerungen* treten im Leistungsbereich, der von der TA Luft abgedeckt wird, Probleme mit den Produkten der unvollständigen Verbrennung nicht in dem Maße auf wie bei Kleinf Feuerungen. Dafür entstehen relativ hohe Staub- und NO_x-Emissionen. Zur Staubabscheidung stehen geeignete Filtertechniken bereit. Zur NO_x-Minderung wird derzeit versucht, die Luftstufung auch bei Holzfeuerungen anzuwenden (vgl. /Keller et al. 1993/) und das SCR- und SNCR-Verfahren für Holzfeuerungen zu optimieren (vgl. /Nussbaumer 1993/). Beide Verfahren zur NO_x-Minderung haben aber noch keine Praxisreife erlangt und werden im Trendszenario und im SWM nicht berücksichtigt.

Für neu zu installierende Holzfeuerungen wird angenommen, daß sie mit einer modernen Feuerungstechnik ausgestattet sind. Ein Beispiel für eine moderne 2 MW_{th}-Feuerung mit einem guten Emissionsverhalten wird von /Gernhardt 1994/ vorgestellt. Die Emissionsfaktoren betragen 128 kg/TJ_{Br} für NO_x, 83 kg/TJ_{Br} für CO und 2 kg/TJ_{Br} für VOC. Sie werden im

Trendszenario und im SWM als Emissionsfaktoren für sämtliche neu zu installierenden Holzfeuerungen verwendet.

Deutlich höhere NO_x -Emissionsfaktoren als die bisher betrachteten Kesselfeuerungen besitzen Hochtemperaturprozeßfeuerungen. In *Glasschmelzwannen* können in einigen Betriebszuständen NO_x -Emissionsfaktoren von bis zu 2155 kg/TJ_{Br} auftreten. Im Mittel über alle Betriebszustände und über alle Anlagen in der Bundesrepublik betragen die NO_x -Emissionsfaktoren von Glasschmelzwannen unabhängig vom Brennstoff 450 kg/TJ_{Br} (vgl. /Nöcker 1994/). In /UM 1992 b/ wird für die NO_x -Emissionsfaktoren von Glasschmelzwannen ein Zielwert von 192 kg/TJ_{Br} angegeben. Derzeit wird versucht, diesen Wert mit Primärmaßnahmen zu erreichen. /Flamme, Haep 1994/ berichten von einer NO_x -Minderung durch die Anwendung der Luftstufung. Eine weitergehende Minderung erreicht man nach /Flamme, Haep 1994/ durch die flammenlose Oxidation (FLOX). Dabei wird ein Vormischbrenner eingesetzt und die Verbrennungsluft mit einem extrem hohen Anteil rückgeführter Abgase gemischt, so daß die Verbrennung ohne sichtbare Flamme erfolgt. Alternativ kann die SCR-Technik eingesetzt werden. Betriebserfahrungen liegen bereits vor.

Im Trendszenario wird davon ausgegangen, daß die Maßnahmen zur Minderung der NO_x -Emissionen nicht mehr zum Einsatz kommen. Zur Emissionsberechnung werden die anlagenbezogenen Emissionsfaktoren aus den Emissionserklärungen für 1992 weiterverwendet. Lediglich für SO_2 wird der Einsatz der gleichen Minderungsmaßnahmen wie bei Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft angenommen.

Im SWM wird dagegen vorausgesetzt, daß die Genehmigungsbehörden die Einhaltung des Zielwertes der TA Luft forcieren und die o. g. Minderungsmaßnahmen zum Einsatz kommen. Daher wird für das SWM ein NO_x -Emissionsfaktor von 192 kg/TJ_{Br} verwendet, wobei nicht zwischen Alt- und Neuanlagen unterschieden wird. Ferner wird die Reduzierung des Schwefelgehalts von Heizöl EL auf 0,05 % berücksichtigt. Die Emissionsfaktoren für CO und VOC, die anlagenweise aus den Emissionserklärungen hervorgehen, werden im Trendszenario und im SWM nicht verändert.

Ebenfalls sehr hohe NO_x -Emissionsfaktoren treten in *Zementwerken* auf, da bei der Zementherstellung sehr hohe Reaktionstemperaturen benötigt werden. Im Mittel über alle Betriebszustände und Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland betragen die NO_x -Emissionsfaktoren unabhängig vom Brennstoff ca. 575 kg/TJ_{Br} (/Nöcker 1994/). Die SO_2 -Emissionsfaktoren liegen unter den Werten für Kesselfeuerungen, da der größte Teil des bei der Verbrennung entstehenden SO_2 als Sulfat im Zement eingebunden wird.

In /UM 1992 b/ wird ein Zielwert für die NO_x -Emissionsfaktoren von 385 kg/TJ_{Br} angegeben. Von /Hildebrandt, Angrick 1994/ werden drei Projekte vorgestellt, in denen mit Primärmaßnahmen oder dem SNCR-Verfahren versucht wird, den Zielwert zu unterschreiten. Am besten geeignet erscheint das SNCR-Verfahren. Allerdings besteht ein weiterer Optimierungsbedarf, da derzeit nicht ausgeschlossen werden kann, daß das Ammoniak bei zu hohen

Abgastemperaturen eingedüst wird und zu NO_x oxidiert. Durch die Optimierung läßt sich voraussichtlich ein NO_x -Emissionsfaktor von $330 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ erreichen.

Für das Trendszenario wird angenommen, daß diese Maßnahmen zur NO_x -Minderung nicht mehr umgesetzt werden können. Daher werden die anlagenbezogenen Emissionsfaktoren aus den Emissionserklärungen für 1992 weiterverwendet. Im SWM wird dagegen davon ausgegangen, daß die SNCR-Technik in sämtlichen Zementwerken eingesetzt und ein NO_x -Emissionsfaktor von $330 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ erreicht wird.

5.3.4 Feuerungsanlagen im Sektor Kraftwerke

Im Sektor öffentliche Kraftwerke wird der größte Teil des Brennstoffs in Feuerungsanlagen mit einer Leistung über $300 \text{ MW}_{\text{th}}$ eingesetzt. Die Minderung der SO_2 - und NO_x -Emissionen aus diesen Anlagen war eine der größten Aufgaben der Luftreinhaltepolitik der 80er und frühen 90er Jahre. Spätestens seit 1993 müssen Alt- und Neuanlagen mit einer Leistung über $300 \text{ MW}_{\text{th}}$ Grenzwerte einhalten, die bei Kohle und Heizöl S den Einsatz sekundärer Minderungsmaßnahmen erforderlich machen. Bei Feuerungen für Heizöl EL oder Gase können Low- NO_x -Brenner mit der externen Abgasrückführung kombiniert werden oder SCR-Anlagen installiert werden.

Dadurch ist der Spielraum für eine weitere Emissionsminderung bei *bestehenden* Anlagen im Leistungsbereich über $300 \text{ MW}_{\text{th}}$ klein. Entsprechend werden im Trendszenario und im SWM die gleichen Emissionsfaktoren wie für 1992 verwendet, die aus den Emissionserklärungen für 1992 hervorgehen. Für Anlagen mit einer Leistung unter $300 \text{ MW}_{\text{th}}$ werden die gleichen Annahmen wie für die Anlagen industrieller Betreiber gemacht, die im letzten Abschnitt ausführlich dargestellt wurden.

Im Vergleich zu nachgerüsteten Altanlagen können *Neuanlagen* für Steinkohle durch eine Optimierung der Feuerungstechnik und der nachgeschalteten sekundären Minderungstechniken erheblich niedrigere Emissionsfaktoren für SO_2 und NO_x besitzen. Im Block 8 des Großkraftwerks Mannheim, der Ende 1992 erstmalig in Betrieb genommen wurde, erreicht man Emissionsfaktoren von je $40 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ für NO_x und SO_2 . Im HKW 2 in Altbach werden voraussichtlich $40 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ an NO_x und $30 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ an SO_2 emittiert.

Diese Werte werden im Trendszenario als Emissionsfaktoren für den Block 8 des Großkraftwerks Mannheim und das HKW 2 in Altbach verwendet. Da die Emissionsfaktoren sehr niedrig sind, wird im SWM keine weitergehende Emissionsminderung angenommen.

Der NO_x -Emissionsfaktor des *GuD-Kraftwerks*, das nach den Annahmen für das Energieszenario von /Rüffler et al. 1996/ installiert wird, unterschreitet durch die Verwendung der Vormischtechnik nach /Wehowsky et al. 1994/ mit $81 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ knapp den NO_x -Grenzwert der TA Luft. Die Emissionsfaktoren für CO und VOC werden mit $4 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ und $2 \text{ kg/TJ}_{\text{Br}}$ angegeben. Die 3 neu zu installierenden *Vorschaltturbinen* erreichen nach

/Wehowsky et al. 1994/ durch die Vormischtechnik 51 kg/TJ_{Br} NO_x bei 4,6 kg/TJ_{Br} CO. Diese Werte werden im Trendszenario als Emissionsfaktoren verwendet. Im SWM wird dagegen von der Verwendung der SCR-Technik ausgegangen, mit der die NO_x-Emissionen um 85 % gemindert werden.

Zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für *Biomasseheizkraftwerke* und *-heizwerke* wird auf 2 Beispiele von /Gernhardt 1994/ für holzgefeuerte Heizkraft- und Heizwerke zurückgegriffen. Als Heizkraftwerk wird eine zirkulierende Wirbelschichtfeuerung mit einer Leistung von 30 MW_{th} für Holzhackschnitzel vorgestellt, in der man durch eine gestufte Verbrennungsluftzugabe relativ niedrige NO_x-Emissionsfaktoren bei einem guten Ausbrand erhält. Die Emissionsfaktoren betragen 97 kg/TJ_{Br} für NO_x, 56 kg/TJ_{Br} für CO und 1 kg/TJ_{Br} für VOC. Als Heizwerk für ein Nahwärmenetz wird eine Feuerungsanlage mit 2 MW_{th} vorgeschlagen. Bei dieser Anlage steht ein guter Ausbrand im Vordergrund. Die Emissionsfaktoren betragen 128 kg/TJ_{Br} für NO_x, 83 kg/TJ_{Br} für CO und 2 kg/TJ_{Br} für VOC. Diese Werte werden als Emissionsfaktoren für das Trendszenario und das SWM verwendet. Für SO₂ wird der Emissionsfaktor von 1 kg/TJ_{Br} verwendet, den das UBA als Mittelwert für Holzfeuerungen im Jahr 1992 angibt.

Bei *gasbetriebenen Blockheizkraftwerken* erhält man nach /GEMIS 1995/ durch den Einsatz geregelter Drei-Wege-Katalysatoren einen NO_x-Emissionsfaktor von 63 kg/TJ_{Br}. Gleichzeitig erreicht man damit eine Reduzierung der CO- und VOC-Emissionsfaktoren auf 61 kg/TJ_{Br} bzw. 9,4 kg/TJ_{Br} VOC. Die NO_x-Emissionsfaktoren von Anlagen mit *Dieselmotoren* liegen etwas höher. Wendet man die SCR-Technik an und installiert eine zusätzliche Katalysatorlage zur Oxidation von CO und VOC, erhält man 129 kg/TJ_{Br} für NO_x, 63 kg/TJ_{Br} für CO und 3 kg/TJ_{Br} für VOC. Die SO₂-Emissionsfaktoren betragen für Gas 0,5 kg/TJ_{Br} und für Diesel 23,6 kg/TJ_{Br}. Diese Werte werden für Blockheizkraftwerke im Trendszenario und im SWM verwendet.

Müllheizkraftwerke unterliegen den Regelungen der 17. BImSchV und müssen spätestens seit 1995 eine Hg-Konzentration im Reingas von 0,050 mg/m_N³ einhalten. Durch die zur HCl-Abscheidung installierten Wäscher und die zur Dioxin-Minderung installierten Feinfilter auf Aktivkohle- oder Aktivkoksbasis werden nach /Vogg 1994/ sogar 0,010 mg/m_N³ erreicht. Daraus berechnet sich ein Emissionsfaktor von 0,005 kg/TJ_{Br} für Hg, der im Trendszenario und im SWM verwendet wird.

5.3.5 Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand im Jahr 2005

Bis zum Jahr 2005 wird ein erheblicher Anteil der derzeit installierten Anlagen durch Neuanlagen ersetzt, die ein erheblich besseres Emissionsverhalten als die bestehenden Anlagen besitzen. Der Anteil der Neuanlagen im Anlagenbestand im Jahr 2005 wird für die meisten Anlagenarten unter der Annahme einer Anlagenlebensdauer von 20 Jahren berechnet.

Dieser Wert wird von /Pfitzner, Schäfer 1994/ für Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV und von /Reichert, Eichhammer 1994/ für Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft angegeben. Für Einzelöfen in Haushalten wird von einer Lebensdauer von 25 Jahren ausgegangen und für dezentrale Warmwassererzeuger von einer Lebensdauer von 15 Jahren (vgl. /Pfitzner, Schäfer 1994/).

Bildet man den gewichteten Mittelwert der Emissionsfaktoren für Alt- und Neuanlagen, erhält man mittlere Emissionsfaktoren für den Anlagenbestand im Jahr 2005. Die Ergebnisse der Mittelung sind in Tab. 5.1 und Tab. 5.2 zusammengestellt. Tab. 5.1 enthält die Emissionsfaktoren für das Trendszenario, Tab. 5.2 die Emissionsfaktoren für das SWM.

Die Emissionsfaktoren für Großfeuerungsanlagen, Glasschmelzwannen und Zementwerke sind in den beiden Tabellen nicht aufgeführt, da für diese Anlagen in beiden Szenarien anlagenbezogene Emissionsfaktoren verwendet werden. Zur Berechnung der Anzahl an Großfeuerungsanlagen, die bis zum Jahr 2005 ausgetauscht werden müssen, wurde eine Lebensdauer von 30 Jahren angenommen (vgl. Unterabschnitt 5.3.3.1).

Tab. 5.1: Energiebezogene Emissionsfaktoren im Trendszenario - Mittelwerte für den Anlagenbestand in Baden-Württemberg im Jahr 2005

Sektor	Brennstoff	NO _x [kg/TJ _{Br}]	SO ₂ [kg/TJ _{Br}]	CO [kg/TJ _{Br}]	VOC [kg/TJ _{Br}]
Haushalte, Raumwärme- bereitstellung	Erdgas	26,6	0,5	22	3,5
	Heizöl EL	35	75	19	3,5
	Kohle	74,7	400	3500	267
	Holz	67	1	1650	260
Haushalte, dezentrale Warmwasserbereitstellung	Erdgas	48,9	0,5	18	3,5
Kleinverbraucher	Erdgas	31	0,5	19	5
	Heizöl EL	43	75	19	5
	Diesel	795	23,6	970	610
	Holz	103	1	1480	98
Industrie, Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA Luft	Heizöl EL	47,5	75	11	5
	Heizöl S	102,5	98	12	8
	Erdgas	37,8	0,5	14	5
	Holz	134,3	1	111	36

Tab. 5.2: Energiebezogene Emissionsfaktoren im Szenario weiterführender Maßnahmen - Mittelwerte für den Anlagenbestand in Baden-Württemberg im Jahr 2005

Sektor	Brennstoff	NO _x [kg/TJ _{Br}]	SO ₂ [kg/TJ _{Br}]	CO [kg/TJ _{Br}]	VOC [kg/TJ _{Br}]
Haushalte, Raumwärme- bereitstellung	Erdgas	21,1	0,5	20	3,5
	Heizöl EL	30	23,6	16	3,5
	Kohle	74,7	400	3500	267
	Holz	73	1	1160	177
Haushalte, dezentrale Warmwasserbereitstellung	Erdgas	48,9	0,5	18	3,5
Kleinverbraucher	Erdgas	23,6	0,5	17	5
	Heizöl EL	37	23,6	17	5
	Diesel	635	23,6	760	480
	Holz	119	1	1080	88
Industrie, Kesselfeuerungen im Geltungsbereich der TA-Luft	Heizöl EL	37,8	23,6	11	5
	Heizöl S	87	98	14	8
	Erdgas	33,9	0,5	11	5
	Holz	134,3	1	111	36

6 Darstellung und Analyse der Ergebnisse der Emissionsberechnung

Ziel der Berechnung von Emissionen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung ist die Bereitstellung von Eingangsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle. Diese Arbeit befaßt sich mit der Entwicklung von Modellen, mit denen Emissionen in verschiedenen Episoden für verschiedene Gebiete in der erforderlichen Auflösung berechnet werden können. Neben aktuellen Episoden können zukünftige Episoden betrachtet werden, für die verschiedene Annahmen über die Implementierung von Minderungsmaßnahmen gemacht werden können. Im letzten Kapitel wurden zwei Emissionsszenarien für das Jahr 2005 entwickelt.

Berechnet man mit diesen Modellen z. B. stündliche Emissionen in Baden-Württemberg in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ während eines Jahres, erhält man Daten im Umfang einiger tausend Megabyte³. Die Darstellung einer so umfangreichen Datenbasis ist hier nicht möglich. Im folgenden werden, um die Bedeutung der Feuerungsanlagen für die Emissionssituation in Baden-Württemberg zu verdeutlichen, einige Ergebnisse der Emissionsberechnungen für das Jahr 1992 und die beiden Emissionsszenarien für das Jahr 2005 herausgegriffen und diskutiert.

Ausgehend von einer tabellarischen Darstellung der jährlichen Emissionen in Baden-Württemberg wird in Teilkapitel 6.1 der Beitrag der verschiedenen Quellgruppen zu den gesamten Emissionen diskutiert. Um einen vollständigen Überblick zu geben, werden auch Quellgruppen in die Diskussion einbezogen, deren Emissionen nicht im Rahmen dieser Arbeit berechnet werden. Die weitere Ergebnisdarstellung konzentriert sich dagegen ausschließlich auf den Bereich der Feuerungsanlagen.

In Teilkapitel 6.2 wird die räumliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen anhand jährlicher Ergebnisse für quadratische Rasterzellen mit einer Kantenlänge von 5 km veranschaulicht. Die zeitliche Verteilung der Emissionen wird in Teilkapitel 6.3 diskutiert. Dabei wird auf die täglichen Emissionen während des gesamten Jahres 1992 sowie auf stündliche Emissionen während zwei ausgewählter Wochen im Januar und im September eingegangen. Für zwei ausgewählte Stunden in der Januarwoche und für eine Stunde in der Septemberwoche wird zusätzlich die räumliche Verteilung der stündlichen Emissionen dargestellt (vgl. Teilkapitel 6.4).

Im Anschluß an die Diskussion der Emissionssituation im Jahr 1992 wird auf die Emissionssituation eingegangen, die sich im Jahr 2005 unter den Annahmen im Trendszenario und im SWM ergibt. In Teilkapitel 6.5 werden die unterschiedlichen Minderungserfolge in den beiden Szenarien auf der Basis sektorbezogener Werte diskutiert. Anschließend wird

³ Zum Vergleich: ein Megabyte entspricht einem Informationsgehalt von mehreren hundert Schreibmaschinenseiten.

auf die räumliche Verteilung der jährlichen Emissionen und auf den zeitlichen Verlauf der stündlichen Emissionen im Jahr 2005 eingegangen (vgl. Teilkapitel 6.6, 6.7).

6.1 Quellgruppenbezogene Darstellung der jährlichen Emissionen

Um die unterschiedliche Bedeutung einzelner Quellgruppen für die gesamten Emissionen eines Schadstoffs deutlich zu machen, eignet sich am besten eine Diskussion der jährlichen Emissionen. Durch die Darstellung des Beitrags einzelner Quellgruppen zu den gesamten Emissionen eines Schadstoffs wird z. B. deutlich, in welchen Bereichen eine Emissionsminderung besonders wünschenswert erscheint. Räumliche und zeitliche Aspekte der Emissionssituation dabei zunächst ausgeklammert.

In Tab. 6.1 werden die jährlichen Emissionen der Schadstoffe NO_x , SO_2 , CO , Hg und BaP und der Schadstoffgruppe der VOC in Baden-Württemberg im Jahr 1992 für alle relevanten Quellgruppen angegeben. Die Emissionen an Benzol und an Aldehyden, die wegen ihrer gesundheitsschädigenden Wirkung eine besondere Bedeutung für die Luftreinhaltung haben und zur Gruppe der VOC gehören, werden separat ausgewiesen. Der Brennstoffeinsatz der Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke, der den Emissionsberechnungen zugrunde liegt, geht aus Bild 5.1 und Bild 5.2 hervor.

Tab. 6.1: Jährliche Emissionen verschiedener Quellgruppen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Schadstoff	NO_x [kt/a]	SO_2 [kt/a]	CO [kt/a]	VOC [kt/a]	Benzol* [t/a]	Alde- hyde* [t/a]	Hg [kg/a]	BaP [kg/a]
Haushalte	12,2	14,0	59,7	7,9	677	440	18	1.878
Kleinverbraucher	15,2	9,0	26,2	7,8	243	738	64	593
Industrie	34,6	41,9	25,7	2,8	42	131	528	101
Kraftwerke	17,3	15,7	1,5	0,5	7	19	482	
Feuerungen gesamt	79,3	80,6	113,1	19,0	969	1.328	1.092	2.572
Verkehr, vgl. /John 1998/	174	9,9	563	110	3.659	3.205		211
Lösemittel/Verteilung v. Mineralölprodukten, vgl. /Obermeier 1995/				202	146	212		
Hg-relevante Prozesse, aus /UMEG 1995/							451	
Summe	253,3	90,5	676,1	331	4.774	4.775	1.543	2.783

* in VOC enthalten

Die in Tab. 6.1 angegebenen Emissionen aus Feuerungsanlagen werden mit den in Kapitel 3 dargestellten Modellen berechnet. Die Emissionsdaten für den Sektor Verkehr werden von /John 1998/ übernommen. Die Angaben über die Emissionen durch die Anwendung von Lösemitteln und lösemittelhaltigen Produkten und die Verteilung von Mineralölprodukten stammen von /Obermeier 1995/. Die Quellgruppe „Hg-relevante Prozesse“ umfaßt Prozesse in der eisenschaffenden und der chemischen Industrie, bei denen Hg durch die Einsatzstoffe eingebracht und durch die Prozeßführung freigesetzt wird. Die Emissionsdaten stammen aus den Emissionserklärungen der Anlagenbetreiber (/UMEG 1995/).

6.1.1 Jährliche NO_x - und SO_2 -Emissionen

Die NO_x -Emissionen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 betragen insgesamt 253,3 kt/a und werden zu 69 % durch den Verkehr und zu 31 % durch Feuerungsanlagen verursacht. Von den 79,3 kt/a an NO_x , die aus Feuerungsanlagen freigesetzt werden, stammen 17,3 kt/a aus öffentlichen Kraftwerken. Die NO_x -Emissionen im Sektor öffentliche Kraftwerke sind im Vergleich zum Zeitraum vor dem Inkrafttreten der GFAVO und der dadurch ausgelösten Installation primärer und sekundärer NO_x -Minderungsmaßnahmen deutlich zurückgegangen. Beispielsweise betragen die NO_x -Emissionen öffentlicher Kraftwerke im Jahr 1985 noch 60 kt/a (vgl. /Stala 1993 b/). Heute liegen die NO_x -Emissionen öffentlicher Kraftwerke in einem ähnlichen Bereich wie die NO_x -Emissionen aus Kleinfeuerungen im Sektor Haushalte von 12,2 kt/a.

Die NO_x -Emissionen des Sektors Kleinverbraucher liegen mit 15,2 kt/a geringfügig über den Emissionen des Sektors Haushalte. Sie werden zu einem großen Teil durch die im Baugewerbe und in der Landwirtschaft eingesetzten Dieselfahrzeuge verursacht. Diese Fahrzeuge setzen zusammen jährlich 8,8 kt/a an NO_x frei.

Im Vergleich zu den Sektoren öffentliche Kraftwerke, Haushalte und Kleinverbraucher liefert der Sektor Industrie einen deutlich höheren Beitrag zu den NO_x -Emissionen. Hervorzuheben ist, daß von den NO_x -Emissionen des gesamten Sektors Industrie ein Anteil von 75 % auf vergleichsweise wenige Branchen entfällt. Von den insgesamt 34,6 kt/a an NO_x werden

- 10,4 kt/a durch die Branche „Gewinnung und Verarbeitung von Steinen und Erden“, darunter 6,6 kt/a durch Zementwerke,
- 6,1 kt/a durch die Zellstoff- und Papierherstellung,
- 4,8 kt/a durch die Mineralölindustrie,
- 2,6 kt/a durch die Glasindustrie und
- 2,2 kt/a durch die Chemische Industrie verursacht.

In einigen dieser Industriebranchen besteht ein großes Potential zur NO_x -Minderung. Einen wichtigen Beitrag zur NO_x -Minderung können insbesondere Minderungsmaßnahmen an Prozeßfeuerungen, z. B. an Glasschmelzwannen und Drehrohröfen in Zementwerken leisten.

Die SO_2 -Emissionen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 betragen 90,5 kt/a. Damit befinden sie sich auf einem niedrigen Niveau, wenn man zum Vergleich wieder das Jahr 1985 heranzieht, in dem nach /Stala 1993 b/ noch 211 kt/a an SO_2 emittiert wurden. Der Rückgang der SO_2 -Emissionen ist zu einem erheblichen Teil auf die Emissionsminderungsmaßnahmen in öffentlichen Kraftwerken zurückzuführen, die im Zuge der Umsetzung der GFAVO installiert wurden. Infolge der Installation dieser Maßnahmen gingen die SO_2 -Emissionen im Sektor öffentliche Kraftwerke von 79,6 kt/a im Jahr 1985 auf 15,7 kt/a im Jahr 1992 zurück.

Für den Sektor Industrie läßt sich für den gleichen Zeitraum ein Rückgang der SO_2 -Emissionen von 71,9 kt/a auf 41,9 kt/a feststellen. Damit verursacht der Sektor Industrie mit 47 % heute den größten Anteil der gesamten SO_2 -Emissionen. Das größte Potential zur SO_2 -Minderung besteht bei Industriefeuerungen für Kohle, Heizöl S und Sulfitablauge.

Die SO_2 -Emissionen der privaten Haushalte und der Kleinverbraucher befinden sich 1992 mit 14 kt/a und 9 kt/a auf einem ähnlichen Niveau wie die Emissionen des Verkehrs, die 9,9 kt/a betragen und überwiegend durch Dieselfahrzeuge verursacht werden. Damit ist für die Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher ein deutlicher Rückgang der SO_2 -Emissionen gegenüber früheren Jahren zu verzeichnen. Z. B. betragen die SO_2 -Emissionen dieser beiden Sektoren zusammen im Jahr 1985 noch 48,1 kt/a. Diese erhebliche Emissionsminderung ist zu einem wesentlichen Teil darauf zurückzuführen, daß im Jahr 1992 der Schwefelgehalt im Heizöl EL auf 0,2 % begrenzt war, im Jahr 1985 dagegen noch 0,3 % betragen durfte. In Einzelfällen wurde 1985 in Haushalten und von Kleinverbrauchern auch noch Heizöl mit einem höheren Schwefelgehalt verfeuert.

In Zukunft ist für die Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher ein weiterer Rückgang der SO_2 -Emissionen zu erwarten, da der Kohleeinsatz in Kleinf Feuerungen voraussichtlich abnehmen wird. Für den Verkehr ist ein Rückgang zu erwarten, da der Schwefelgehalt im Dieselmotorkraftstoff ab dem 1.10.1996 auf 0,05 % begrenzt wurde.

6.1.2 Jährliche CO-, VOC-, Benzol- und Aldehyd-Emissionen

Die CO-Emissionen in Baden-Württemberg betragen im Jahr 1992 in der Summe über alle Quellgruppen 676,1 kt/a. Hauptverursacher ist der Straßenverkehr, der 563 kt/a an CO freisetzt. Die restlichen 113,1 kt/a stammen aus Feuerungsanlagen. Bei der Schadstoffgruppe der VOC treten als weitere Quellgruppen die Anwendung von Lösemitteln und lösemittelhaltigen Produkten sowie die Verteilung von Mineralölprodukten hinzu, durch die Emissionen

in Höhe von 202 kt/a verursacht werden. Weitere 110 kt/a werden durch den Verkehr und weitere 19 kt/a durch Feuerungsanlagen verursacht. Die VOC-Emissionen von insgesamt 331 kt/a enthalten neben den Emissionen zahlreicher anderer Komponenten 4.774 t/a an Benzol und 4.745 t/a an Aldehyden. Während der Anteil der VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen an den gesamten VOC-Emissionen mit 5,7 % sehr gering ist, erreichen Feuerungsanlagen bei Benzol und Aldehyden Emissionsanteile von 20 % bzw. 28 %.

Der größte Teil der CO- und VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen stammt aus Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe. Durch die Holzverbrennung in privaten Haushalten werden 32,3 kt/a an CO und 5,5 kt/a an VOC freigesetzt, darunter 610 t/a an Benzol und 330 t/a an Aldehyden. Die betriebliche Verbrennung von Holzabfällen verursacht weitere 10,2 kt/a an CO und 1,9 kt/a an VOC, darunter 113 t/a an Benzol und 114 t/a an Aldehyden. Durch die Kohleverbrennung in Kleinf Feuerungen in den Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher werden 11,1 kt/a an CO und 0,9 kt/a an VOC emittiert.

Wie bei den NO_x-Emissionen entfällt ein großer Teil der CO- und VOC-Emissionen des Sektors Kleinverbraucher auf die im Baugewerbe und in der Landwirtschaft betriebenen Dieselfahrzeuge. Sie verursachen CO-Emissionen in Höhe von 11,1 kt/a und VOC-Emissionen in Höhe von 6,7 kt/a. Die Emissionen an Benzol und an Aldehyden aus diesen Dieselfahrzeugen betragen 168 t/a und 700 t/a.

Die CO-Emissionen des Sektors Industrie betragen 25,7 kt/a. Als hauptsächliche Emissionsquellen mit zusammen 19,5 kt/a lassen sich Prozeßfeuerungen, z. B. Gießereien und Zementwerke, ausmachen. Der Beitrag der Kesselfeuerungen zu den CO-Emissionen ist mit 6,2 kt/a gering. Die VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Industriebetrieben (Kessel- und Prozeßfeuerungen) betragen 2,8 kt/a.

Infolge der optimierten Verbrennungstechnik und der hohen thermischen Leistung sind die Bedingungen für eine vollständige Verbrennung in den Feuerungsanlagen öffentlicher Kraftwerke i. a. gewährleistet. Dementsprechend verursachen diese Anlagen mit 1,5 kt/a und 0,5 kt/a vergleichsweise geringe Mengen an CO und VOC.

6.1.3 Jährliche Hg-Emissionen

Die Hg-Emissionen in Baden-Württemberg betragen im Jahr 1992 insgesamt 1.543 kg/a und liegen damit mehrere Größenordnungen unter den Werten für die bisher diskutierten Schadstoffe. Im Gegensatz zu den Schwermetallen werden die bisher diskutierten Schadstoffe daher häufig als „Massenschadstoffe“ bezeichnet. Den größten Beitrag zu den Hg-Emissionen liefern mit 1.092 kg/a die Feuerungsanlagen. Weitere 451 kg/a an Hg werden bei Prozessen in der chemischen Industrie, in denen Hg als Einsatzstoff verwendet wird und dampfförmig entweichen kann, und bei Prozessen in der eisenschaffenden Industrie freigesetzt. Der Ver-

kehr trägt nicht nennenswert zu den Hg-Emissionen bei, da weder Otto- noch Dieselmotorkraftstoff Hg in Mengen enthalten ist, die mit dem Hg-Gehalt in Kohle und Heizöl S vergleichbar sind.

Untergliedert man die Hg-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Industriebetrieben und öffentlichen Kraftwerken in Höhe von zusammen 1010 kg/a nach Brennstoffen, ergibt sich folgendes Bild:

- 573 kg/a werden durch die Verbrennung von Kohle,
- 242 kg/a durch die Verbrennung von Heizöl S und Petrolkoks,
- 112 kg/a durch Abfallverbrennungsanlagen und
- 83 kg/a durch Prozeßfeuerungen verursacht, in denen Kohle, Heizöl S und Petrolkoks gemischt eingesetzt werden.

Als mengenmäßig bedeutendste Emissionsquelle stellt sich mit Emissionen in Höhe von 573 kg/a die Verfeuerung von Kohle heraus. Demgegenüber leisten Abfallverbrennungsanlagen mit Emissionen von 112 kg/a einen deutlich kleineren Beitrag zu den gesamten Hg-Emissionen. Daneben kann man die Verbrennung von Heizöl S und Petrolkoks, die 242 kg/a an Hg verursacht, als wesentliche Emissionsursache identifizieren, deren Beitrag ebenfalls den Beitrag der Abfallverbrennungsanlagen übersteigt.

Da in Kleinf Feuerungen nur geringe Mengen Kohle eingesetzt werden und Heizöl S als Brennstoff nicht zugelassen ist, liefern die privaten Haushalte mit Emissionen in Höhe von 18 kg/a einen sehr kleinen Beitrag zu den Hg-Emissionen. Der Beitrag des Sektors Kleinverbraucher liegt mit 64 kg/a etwas höher. Der größte Teil davon, insgesamt 42 kg/a, wird durch kommunale Abfall- und Klärschlammverbrennungsanlagen verursacht.

6.1.4 Jährliche BaP-Emissionen

Die BaP-Emissionen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 betragen 2.783 kg/a und werden zu über 90 % durch Feuerungsanlagen verursacht. Die restlichen BaP-Emissionen stammen aus dem Straßenverkehr, insbesondere aus Dieselfahrzeugen.

Hauptverursacher für die BaP-Emissionen sind Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe. Durch die Verbrennung von Holz in privaten Haushalten entstehen jährliche BaP-Emissionen in Höhe von 1.730 kg/a. Die betriebliche Verfeuerung von Holzabfällen führt zu weiteren BaP-Emissionen in Höhe von 500 kg/a.

Die BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen im Sektor Industrie betragen 101 kg/a und sind im wesentlichen auf zwei Quellen zurückzuführen: auf die bereits erwähnte betriebliche Verbrennung von Holzabfällen und, allerdings mit untergeordneter Bedeutung, auf Motorprüfstände. Durch Holzfeuerungen und Motorprüfstände werden zusammen 66 kg/a an BaP freigesetzt.

Da in Kraftwerksfeuerungen i. a. die Bedingungen für eine vollständige Verbrennung vorliegen und eine wirksame Entstaubung nachgeschaltet ist, ist bei diesen Anlagen nicht mit nennenswerten BaP-Emissionen zu rechnen. Auf eine Quantifizierung der Emissionen wird daher in dieser Arbeit verzichtet.

6.2 Darstellung und Analyse der räumlichen Verteilung der jährlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen

Bei der bisherigen Darstellung der Emissionssituation in Baden-Württemberg wurden die Anteile der einzelnen Quellgruppen an den gesamten Emissionen eines Schadstoffs in den Vordergrund gestellt. Außer auf Feuerungsanlagen wurde auf den Verkehr, die Anwendung von Lösemitteln und lösemittelhaltigen Produkten sowie auf die Verteilung von Mineralölprodukten als weitere emissionsrelevante Quellgruppen eingegangen.

Lokale Aspekte der Emissionssituation wurden dabei ausgeklammert. Insbesondere bei gesundheitsgefährdenden Schadstoffen ist aber die Frage, ob sie überwiegend punktuell oder großflächig verteilt freigesetzt werden, von zentraler Bedeutung. Von großer Bedeutung für die Ausbreitung der Schadstoffe ist außerdem die Quellhöhe der Emissionen.

Die räumliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen wird in den folgenden zwei Abschnitten untersucht. Dazu werden Kataster für die jährlichen Emissionen der Schadstoffe NO_x , SO_2 , Hg, CO, VOC und BaP in einer räumlichen Auflösung von $5 \times 5 \text{ km}^2$ gezeigt. Ferner werden Häufigkeitsverteilungen für die Emissionen pro Rasterzelle dargestellt. Die Quellhöhe der Emissionen kann der Katasterdarstellung der Emissionen und den Häufigkeitsverteilungen allerdings nicht entnommen werden.

6.2.1 Räumliche Verteilung der jährlichen NO_x -, SO_2 - und Hg-Emissionen aus Feuerungsanlagen

Die räumliche Verteilung der jährlichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen ist in Bild 6.1 dargestellt. Bei dieser Form der Darstellung ist die Höhe der Säulen proportional zur Höhe der Emissionen in einer Rasterzelle. Die Graustufen folgen dagegen keiner linearen Skala. Dadurch können Unterschiede in Gebieten mit niedrigen Emissionen besser hervorgehoben werden. Bei dem eingezeichneten Koordinatensystem handelt es sich um das Gauß-Krüger-System, dessen Achsen in Nord-Süd- bzw. Ost-West-Richtung weisen. Die Achsenmarkierungen entsprechen einer Einteilung in Schritten zu 5 km.

Die räumliche Verteilung der NO_x -Emissionen wird von einigen Punktquellen mit sehr hohen NO_x -Emissionen dominiert. In den Rasterzellen, in denen sich solche Punktquellen befinden, können die Emissionen ein Vielfaches des Emissionsniveaus in der Umgebung erreichen. Beispiele für Punktquellen mit besonders hohen NO_x -Emissionen sind die Kraft-

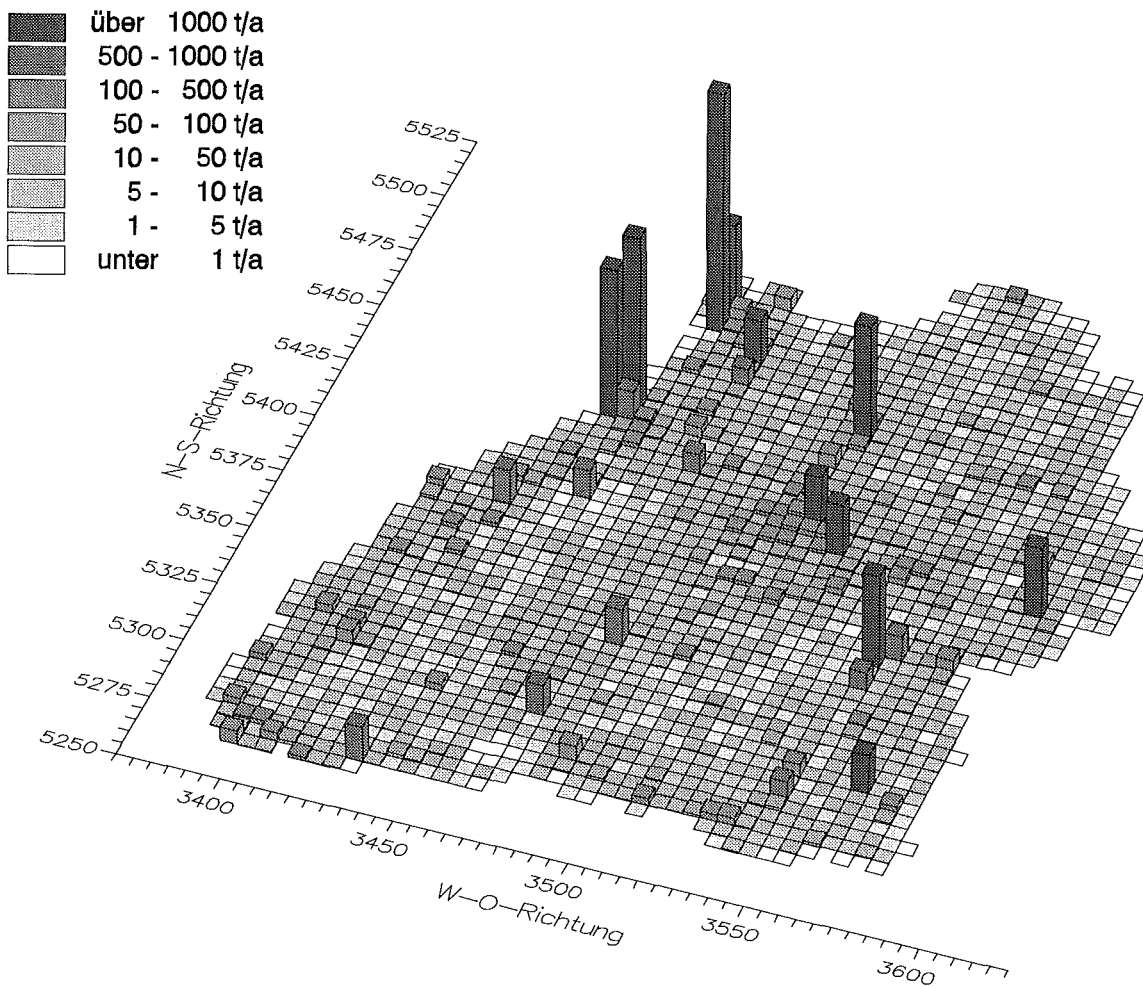


Bild 6.1: Räumliche Verteilung der jährlichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

werke in Karlsruhe, Heilbronn, Altbach und Stuttgart, einige Papier- und Zellstofffabriken im Rheintal, die Raffinerien in Karlsruhe und einige Zementwerke in der Nähe von Mannheim und Ulm (zur Lage der wichtigsten Städte und Gemeinden in Baden-Württemberg siehe auch Bild 4.14). Die maximalen Emissionen pro Rasterzelle treten in Mannheim auf und betragen 6.655 t/a. In dieser Rasterzelle befindet sich das größte Steinkohlekraftwerk in Baden-Württemberg.

Auch die NO_x -Emissionen in Rasterzellen ohne besonders emissionsrelevante Punktquellen übersteigen in den meisten Fällen einen Wert von 10 t/a. Dieses großflächig verteilte Emissionsniveau wird durch Kleinf Feuerungen in Haushalten und von Kleinverbrauchern sowie durch kleinere Industriebetriebe verursacht.

Die räumliche Verteilung der jährlichen SO_2 -Emissionen aus Feuerungsanlagen ist in Bild 6.2 dargestellt. Um einen direkten Vergleich mit dem Emissionskataster für NO_x zu ermöglichen, wird die gleiche Skalierung wie in Bild 6.1 verwendet.

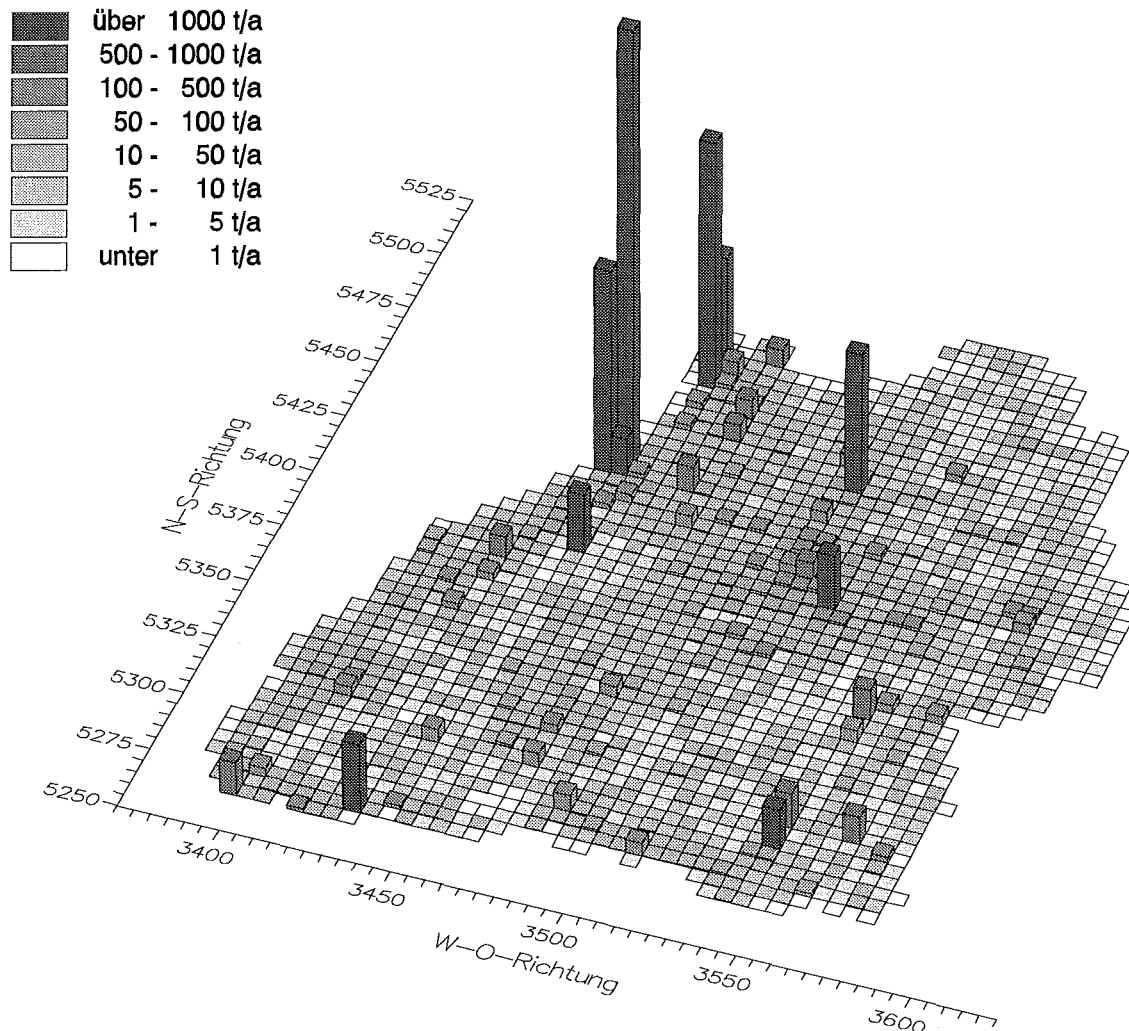


Bild 6.2: Räumliche Verteilung der jährlichen SO_2 -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Es zeigt sich, daß die räumliche Verteilung der SO_2 -Emissionen in vielen Punkten der räumlichen Verteilung der NO_x -Punkten ähnelt. Insbesondere sind die Kraftwerke in Mannheim, Karlsruhe, Heilbronn, Altbach und Stuttgart, die Papier- und Zellstofffabriken im Rheintal und die Raffinerien in Karlsruhe sowohl bedeutende NO_x - als auch bedeutende SO_2 -Emittenten. Im Gegensatz zum Emissionskataster für NO_x treten die maximalen SO_2 -Emissionen pro Rasterzelle jedoch in Karlsruhe auf. Mit 12.200 t/a erreichen sie einen Wert, der fast doppelt so hoch ist wie die maximalen NO_x -Emissionen pro Rasterzelle.

Eine noch stärkere Konzentrierung der Emissionen auf eine geringe Zahl von Rasterzellen findet man bei den jährlichen Hg-Emissionen (vgl. Bild 6.3). Besonders deutlich zeichnen sich die Standorte der Großfeuerungsanlagen für Kohle und Heizöl S sowie die Standorte der Zementwerke in der Nähe von Mannheim und Ulm ab. Daneben erkennt man die Standorte der Müllheizkraftwerke in Mannheim-Nord, Stuttgart und Göppingen. Das Maximum der Hg-Emissionen wird in Mannheim erreicht und beträgt 205 kg/a. Die Emissionen in Rasterzellen ohne bedeutende Punktquellen sind sehr gering.

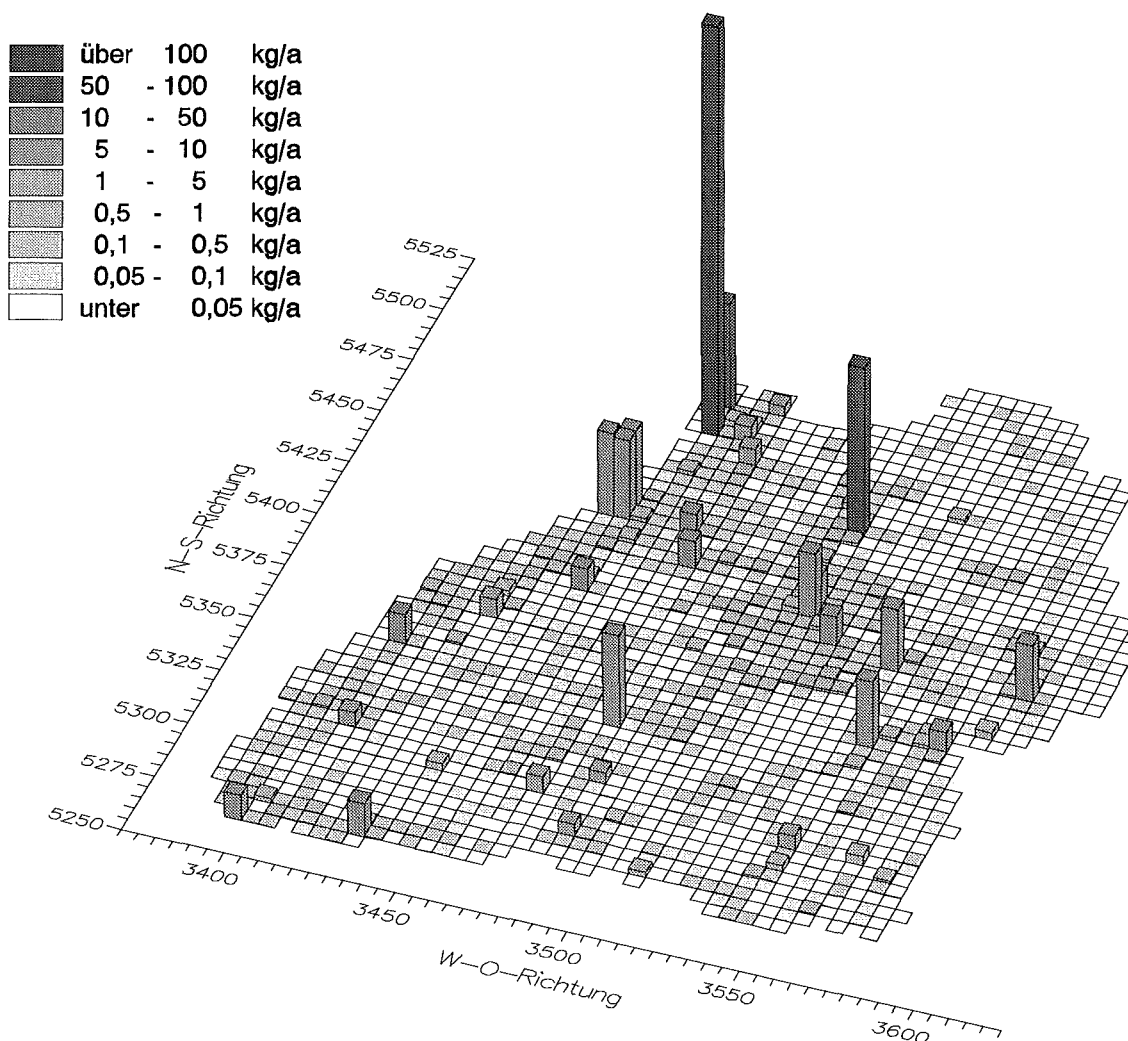


Bild 6.3: Räumliche Verteilung der jährlichen Hg-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Im folgenden wird die wachsende Konzentrierung der NO_x -, SO_2 - und Hg-Emissionen auf vergleichsweise wenige Rasterzellen anhand der Summenhäufigkeitsverteilungen der Emissionen pro Rasterzelle verdeutlicht. Um die Summenhäufigkeitsverteilungen für die drei

Schadstoffe NO_x , SO_2 und Hg im gleichen Diagramm darstellen zu können, werden die Emissionen pro Rasterzelle für jeden Schadstoff auf die gesamten Emissionen des entsprechenden Schadstoffs in der Rasterfläche bezogen. Das liefert den Anteil der Emissionen pro Rasterzelle an den Gesamtemissionen eines Schadstoffs.

Diese Emissionsanteile werden der Größe nach sortiert. In Bild 6.4 sind die Emissionsanteile als y-Werte eingezeichnet. Die x-Werte ergeben sich aus der Summe der Flächenanteile pro Rasterzelle von 25 km^2 an der gesamten Rasterfläche von 39.500 km^2 .

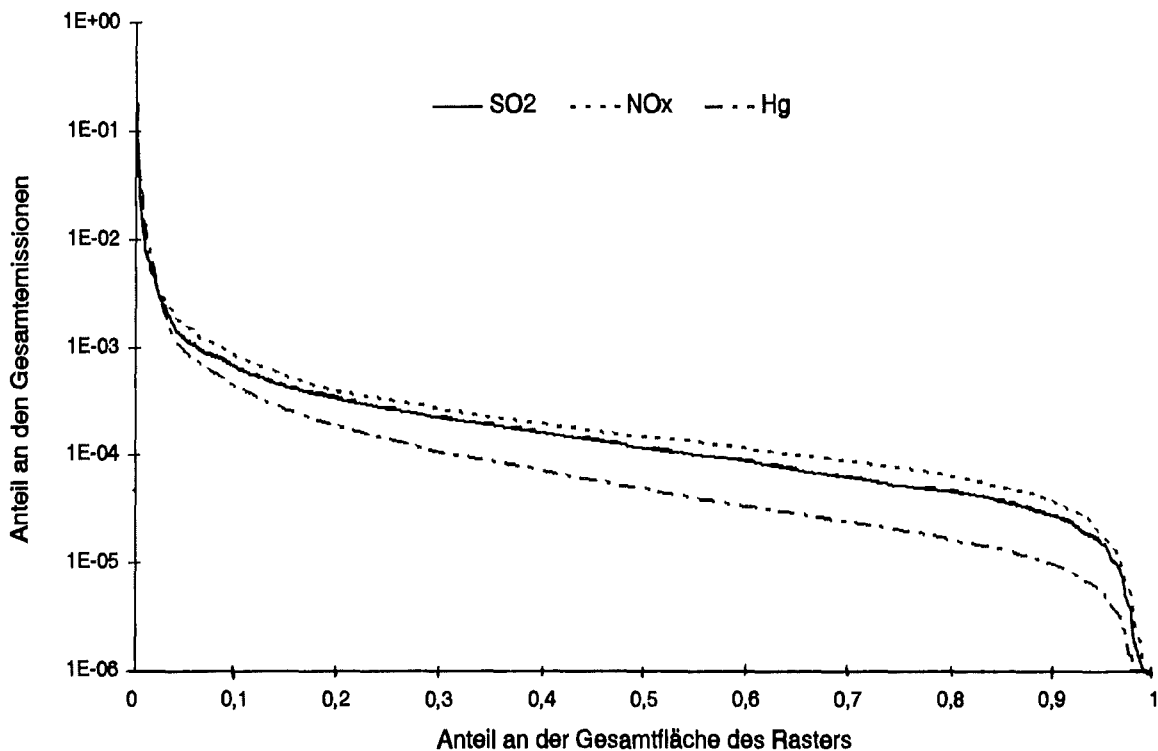


Bild 6.4: Summenhäufigkeitsverteilung der auf die Gesamtemissionen bezogenen NO_x -, SO_2 - und Hg-Emissionen pro Rasterzelle

Die Summenhäufigkeitsverteilungen für die Schadstoffe NO_x -, SO_2 - und Hg unterstreichen den durch die Betrachtung der Kataster gewonnenen Eindruck, daß ein großer Anteil der gesamten Emissionen eines Schadstoffs auf einen verhältnismäßig kleinen Flächenanteil entfällt. Bis zu 83 % der gesamten Emissionen der Schadstoffe NO_x -, SO_2 - und Hg konzentrieren sich nach Bild 6.4 auf die ersten 4 % bis 8 % der Rasterfläche (entsprechend 63 bis 126 Rasterzellen). In diesen am höchsten belasteten Rasterzellen treten Emissionen auf, die mehr als das 10^3 -fache der Gesamtemissionen ausmachen. Maximal werden in einer Rasterzelle das 0,15-fache der Gesamtemissionen freigesetzt.

Die Anzahl der Rasterzellen, in denen Emissionen zwischen dem 10^3 -fachen und dem 10^5 -fachen der Gesamtemissionen erreicht werden, ist dagegen sehr hoch. Diese Rasterzellen

umfassen etwa 80 % der gesamten Rasterfläche. Auf der x-Achse in Bild 6.4 entspricht dies dem Bereich zwischen 0,04 und 0,84 bzw. zwischen 0,08 und 0,88. In diesem breiten Bereich liegen die auf die Gesamtemissionen bezogenen Hg-Emissionen pro Rasterzelle erheblich unter den auf die Gesamtemissionen bezogenen SO₂- und NO_x-Emissionen pro Rasterzelle. Dies zeigt die im Vergleich zu SO₂ und NO_x geringere Bedeutung der Rasterzellen ohne besonders emissionsrelevante Punktquellen für die Gesamtemissionen an Hg.

6.2.2 Räumliche Verteilung der jährlichen CO-, VOC- und BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen

Nachdem im letzten Abschnitt die räumliche Verteilung der Schadstoffe dargestellt wurde, die überwiegend aus mittleren und großen Feuerungsanlagen freigesetzt werden, befaßt sich der folgende Abschnitt mit den Schadstoffen CO, VOC und BaP, die überwiegend aus Kleinfeuerungen und einigen Arten von Prozeßfeuerungen freigesetzt werden.

Die räumliche Verteilung der jährlichen CO-Emissionen aus Feuerungsanlagen ist in Bild 6.5 dargestellt. Zum besseren Vergleich wird hier die gleiche Skalierung wie für die NO_x- und SO₂-Emissionen in Bild 6.1 und Bild 6.2 verwendet.

Die räumliche Verteilung der jährlichen CO-Emissionen aus Feuerungsanlagen wird zum einen durch eine kleine Zahl von Rasterzellen mit Emissionen in Höhe von über 1000 t/a geprägt. In diesen Rasterzellen befinden sich große Prozeßfeuerungen wie z. B. Zementwerke. Zum anderen tritt eine vergleichsweise große Zahl von Rasterzellen mit Emissionen zwischen 100 t/a und 500 t/a im Raum um Stuttgart, in Teilen des Rheintals, insbesondere in den Gebieten der Städte Mannheim und Karlsruhe, sowie im Gebiet um Heilbronn hervor. Die Emissionen in diesen Rasterzellen sind zum Teil auf eine hohe Einwohnerdichte und den damit verbundenen Hausbrand zurückzuführen. Zum anderen Teil werden in diesen Rasterzellen gewerbliche Holz- oder Kohlefeuerungen betrieben, die hohe spezifische Emissionen der Produkte unvollständiger Verbrennung verursachen.

Gebiete mit niedrigen CO-Emissionen findet man in dünn besiedelten Teilen des Schwarzwaldes und der Schwäbischen Alb sowie im ebenfalls dünn besiedelten Nordosten Baden-Württembergs.

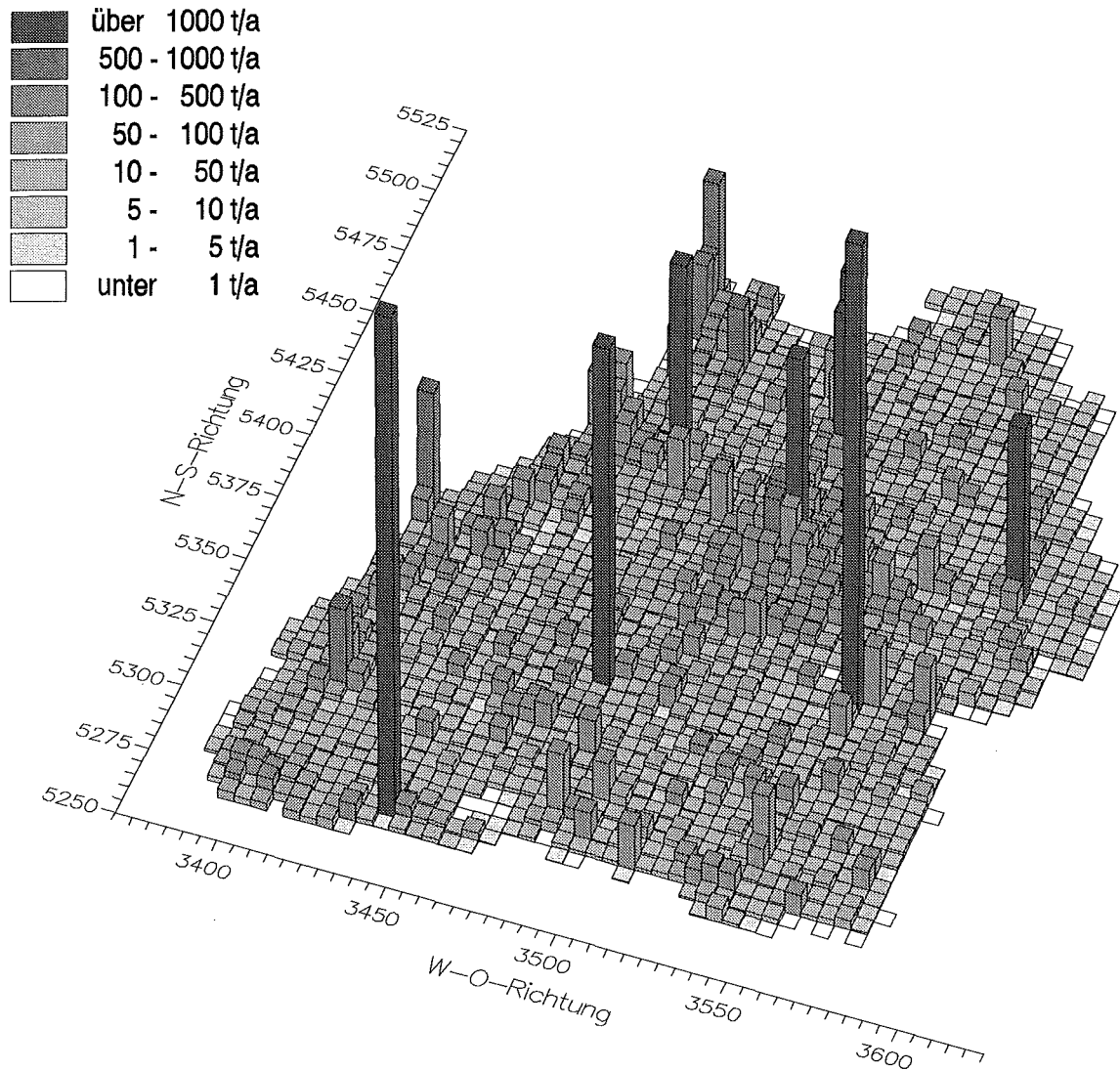


Bild 6.5: Räumliche Verteilung der jährlichen CO-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der jährlichen VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen (vgl. Bild 6.6) fallen neben einer kleinen Zahl von Rasterzellen mit Emissionen in Höhe von mehr als 100 t/a vor allem eine große Zahl an Rasterzellen mit einem Emissionsniveau von 20 t/a bis 100 t/a ins Auge. Insbesondere treten der Raum um Stuttgart, der Oberrhein mit den Städten Mannheim und Karlsruhe sowie der Hochrhein und das Gebiet um Heilbronn hervor. Im Gegensatz dazu werden in den dünn besiedelten Gebieten des Schwarzwalds, der Schwäbischen Alb und des Nordostens Baden-Württembergs in vielen Rasterzellen weniger als 5 t/a an VOC aus Feuerungsanlagen emittiert.

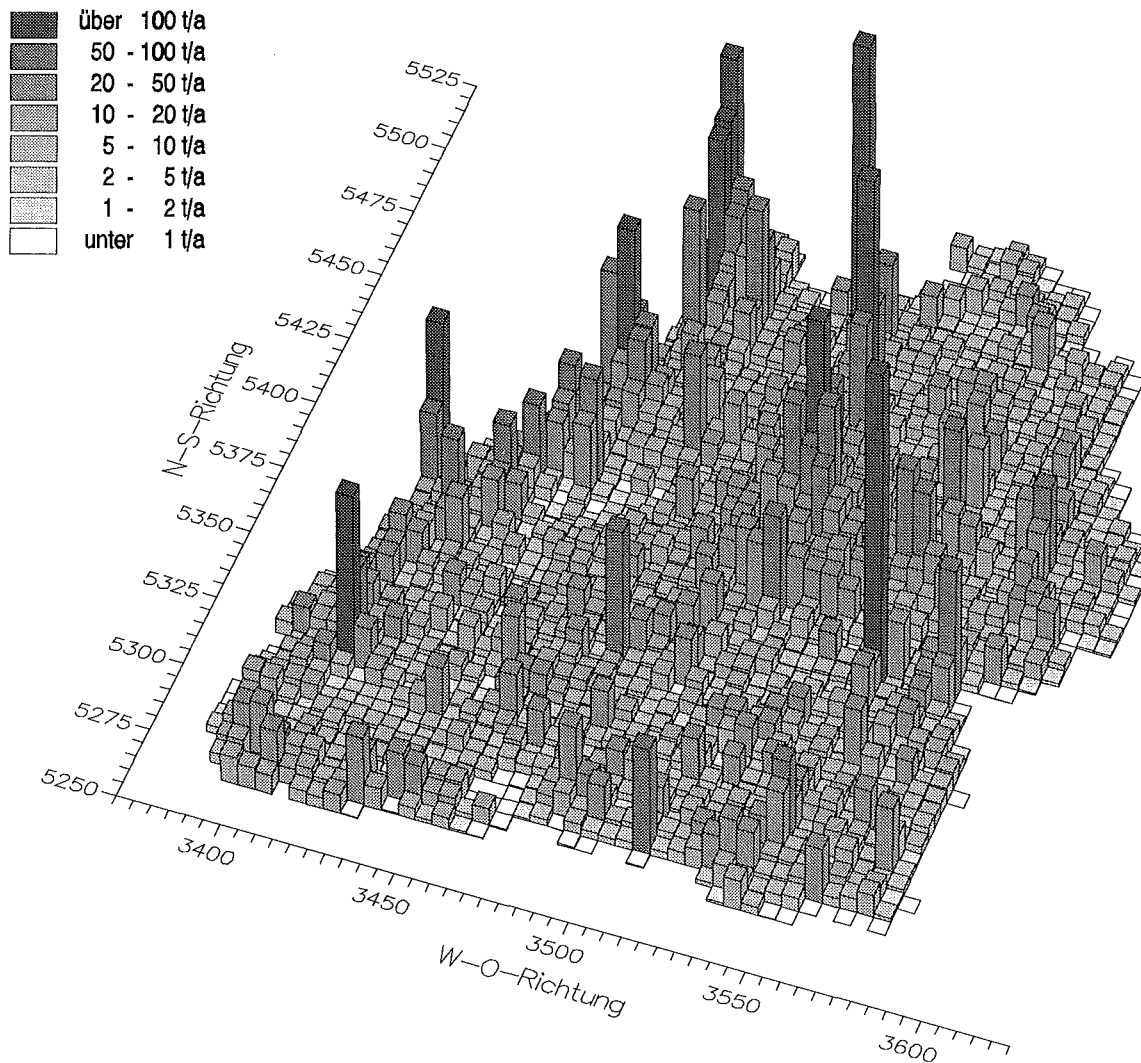


Bild 6.6: Räumliche Verteilung der jährlichen VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Die räumliche Verteilung der jährlichen BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen (vgl. Bild 6.7) ist durch eine geringe Zahl von Rasterzellen mit Emissionen über 10 kg/a geprägt. In einigen Fällen handelt es sich dabei um Rasterzellen, in denen sich Industriebetriebe befinden, die Motorprüfstände betreiben. Beispiele findet man in der Umgebung von Stuttgart und Heilbronn.

Daneben tritt eine Vielzahl von Rasterzellen mit Emissionen zwischen 1 kg/a und 10 kg/a hervor. Dieses vergleichsweise hohe Emissionsniveau wird nicht nur in dicht besiedelten Gebieten erreicht, sondern auch in dünn besiedelten Gebieten, in denen überdurchschnittlich viel Brennholz zur Raumwärmebereitstellung, zur Warmwasserbereitstellung oder zum Kochen eingesetzt wird.

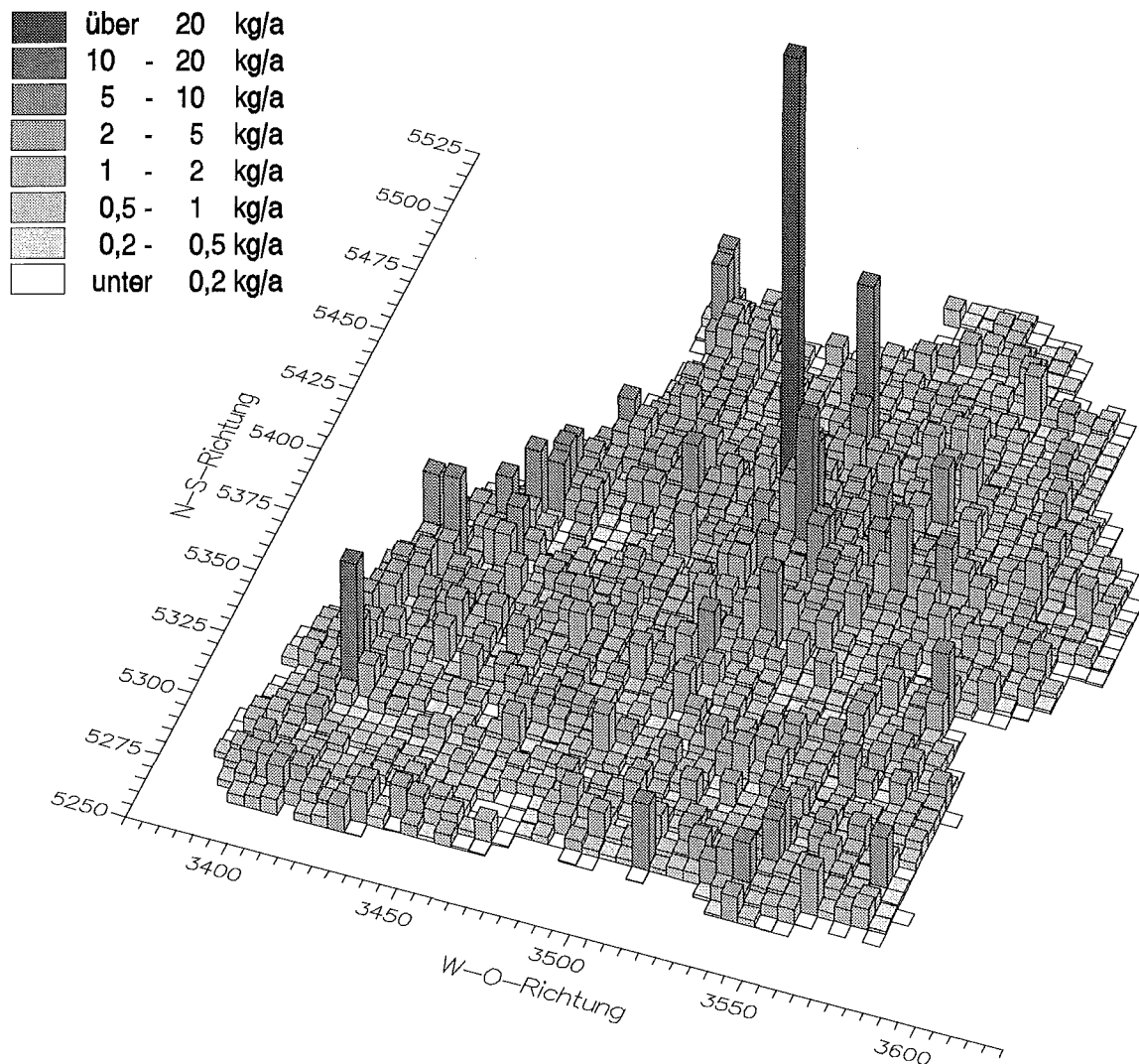


Bild 6.7: Räumliche Verteilung der jährlichen BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Durch die regionalen Unterschiede in der Verwendung von Holz als Brennstoff weicht die räumliche Verteilung der BaP-Emissionen pro Rasterzelle erheblich von der räumlichen Verteilung der Einwohnerzahl ab. Dadurch ist der Quotient aus den BaP-Emissionen pro Rasterzelle und der Einwohnerzahl pro Rasterzelle erheblichen räumlichen Variationen unterworfen. Dies zeigt Bild 6.8, in dem für jede Rasterzelle die auf die Einwohnerzahl bezogenen BaP-Emissionen doppellogarithmisch gegen die Einwohnerzahl pro Rasterzelle aufgetragen sind.

Die Einwohnerzahl pro Rasterzelle liegt zwischen 10^2 und 10^5 Einwohnern pro Rasterzelle mit einer deutlichen Häufung im Bereich zwischen 10^3 und 10^4 Einwohnern pro Rasterzelle. Die einwohnerbezogenen BaP-Emissionen in den Rasterzellen liegen mit einigen Ausnahmen zwischen 10^{-3} kg/a pro Einwohner und 10^{-4} kg/a pro Einwohner. Dabei läßt sich

eine Degression der BaP-Emissionen pro Einwohner mit der Einwohnerzahl pro Rasterzelle feststellen. Sie ist darauf zurückzuführen, daß in dicht besiedelten Gebieten anteilmäßig weniger Gebäude mit Festbrennstoffen beheizt werden als in dünn besiedelten Gebieten.

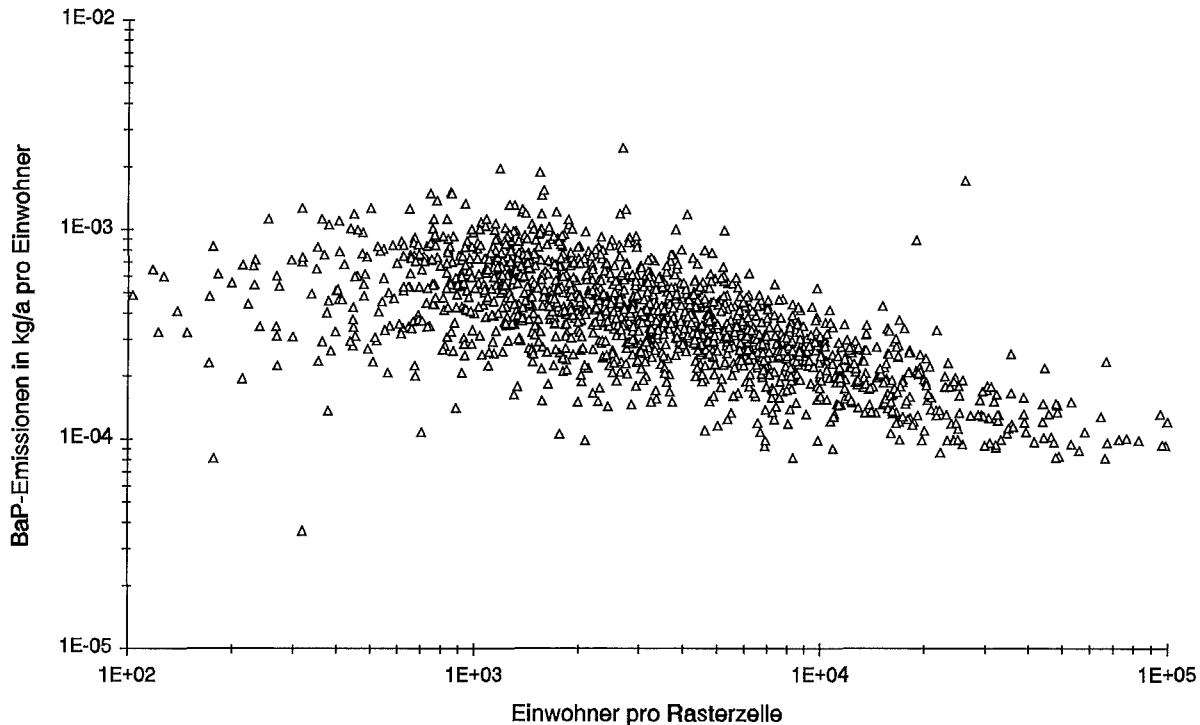


Bild 6.8: Jährliche BaP-Emissionen pro Einwohner in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl pro Rasterzelle

Um die prinzipiellen Unterschiede in den räumlichen Verteilungen zwischen den Schadstoffen NO_x , SO_2 und Hg auf der einen Seite und CO, VOC und BaP auf der anderen Seite zu verdeutlichen, ist in Bild 6.9 eine Summenhäufigkeitsverteilung für CO, VOC und BaP dargestellt. Die Bedeutung und die Erstellung einer Summenhäufigkeitsverteilung für die Emissionen pro Rasterzelle wurden bereits im Zusammenhang mit Bild 6.4 (Summenhäufigkeitsverteilungen für NO_x , SO_2 und Hg) erläutert.

Die CO-, VOC- und BaP-Emissionen pro Rasterzelle erreichen nach Bild 6.9 maximal das 0,03-fache der Gesamtemissionen. Dieser Wert liegt erheblich unter dem Vergleichswert für SO_2 , NO_x und Hg von 0,15. In dem breiten Bereich zwischen den ersten und den letzten 10 % der Rasterfläche ($0,1 < x < 0,9$) nehmen die Summenhäufigkeitsverteilungen für CO, VOC und BaP dagegen höhere Werte an als die Summenhäufigkeitsverteilungen für SO_2 , NO_x und Hg. Hier sind die CO-, VOC- und BaP-Emissionen pro Rasterzelle im Verhältnis zu den Gesamtemissionen größer als die SO_2 , NO_x und Hg-Emissionen.

Der unterschiedliche Verlauf der Summenhäufigkeitsverteilungen für SO_2 , NO_x und Hg auf der einen Seite (Bild 6.4) und für CO, VOC und BaP auf der anderen Seite (Bild 6.9) ist eine Folge der unterschiedlichen Quellspektren. Die Schadstoffe CO, VOC und BaP

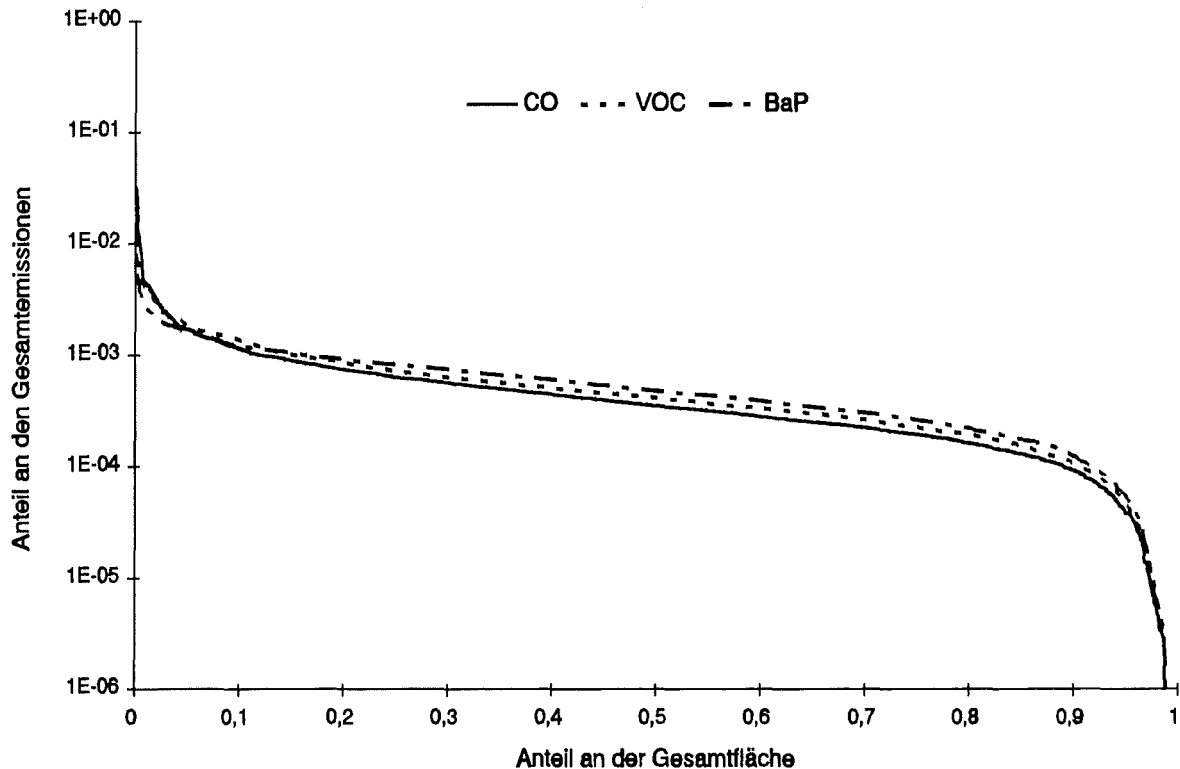


Bild 6.9: Summenhäufigkeitsverteilung der auf die Gesamtemissionen bezogenen CO, VOC und BaP-Emissionen pro Rasterzelle

werden zu einem erheblichen Teil aus Flächenquellen freigesetzt, SO_2 , NO_x und Hg dagegen überwiegend aus Punktquellen.

6.3 Darstellung und Analyse der zeitlichen Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen

Für die Schädigung der Umwelt durch Luftschadstoffe ist neben der Frage nach der freigesetzten Menge und der räumlichen Verteilung der Emissionen auch die zeitliche Verteilung der Emissionen von Bedeutung. Die zeitliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen wird in den folgenden Abschnitten am Beispiel der Schadstoffe NO_x und BaP dargestellt und analysiert. Der Schadstoff NO_x dient als Beispiel für die Gruppe der Schadstoffe, die zu einem erheblichen Anteil aus Punktquellen freigesetzt werden, die in vielen Fällen einen relativ ausgeglichenen Energiebedarf haben. Der Schadstoff BaP dient als Beispiel für die Schadstoffe, die zum größten Teil von Flächenquellen freigesetzt werden. Hier schwanken der Energiebedarf und die Emissionen erheblich stärker.

Die Diskussion der zeitlichen Verteilung der Emissionen erfolgt in zwei Schritten. Zunächst werden saisonal und tagtypbedingte Schwankungen der Emissionen auf der Basis täglicher Emissionen im Jahr 1992 diskutiert. Die Emissionen beziehen sich auf das gesamte Gebiet Baden-Württembergs. Anschließend werden tageszeitlich bedingte Schwankungen am

Beispiel stündlicher Emissionen während einer Woche im September und einer Woche im Januar untersucht. In einem Beispiel wird außerdem der zeitliche Verlauf der NO_x -Emissionen in zwei Städten mit sehr unterschiedlicher Emittentenstruktur besitzen.

6.3.1 Saisonal und tagtypbedingte Schwankungen der Emissionen

Der zeitliche Verlauf der täglichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen ist in Bild 6.10 und Bild 6.11 dargestellt. Bild 6.10 ermöglicht dabei einen Vergleich des zeitlichen Verlaufs der NO_x -Emissionen der Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke, während Bild 6.11 die Summe der Emissionen dieser 4 Sektoren wiedergibt.

Wie in Bild 6.10 deutlich wird, weisen die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Industrie die geringsten saisonalen Schwankungen auf. Dieser Effekt läßt sich auf den hohen Anteil der NO_x -Emissionen der Grundstoffindustrie zurückführen, die nur geringfügig durch die Jahreszeit beeinflußt werden.

Den saisonalen Schwankungen überlagert sich der Einfluß der Wochentage, der sich in einem periodischen Rückgang der Emissionen am Wochenende äußert. Infolge der Überlagerung der Einflüsse der Jahreszeit und der Wochentage schwanken die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Industrie zwischen 122.500 kg/d und 66.700 kg/d.

Im Vergleich dazu sind die saisonalen und tagtypbedingten Schwankungen der täglichen NO_x -Emissionen des Sektors öffentliche Kraftwerke stärker ausgeprägt. Während im Winter bis zu 72.200 kg/d an NO_x emittiert werden, betragen die Emissionen an Wochenenden im Sommer nur 17.100 kg/d. Die saisonalen Schwankungen der NO_x -Emissionen spiegeln die Abhängigkeit des Strom- und Fernwärmebedarfs von der Außentemperatur wider.

Die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Kleinverbraucher werden wesentlich durch die Aktivitäten im Baugewerbe und in der Landwirtschaft geprägt. Die Aktivitäten im Baugewerbe weisen im August ein Minimum auf und nehmen im September und Oktober stark zu. Dadurch erreichen die NO_x -Emissionen der im Baugewerbe betriebenen Dieselfahrzeuge im September und Oktober ein Maximum. In der Landwirtschaft werden während der Ernteperiode von Juli bis September und während des Pflügens im Oktober und November die höchsten täglichen NO_x -Emissionen verursacht. Die maximalen täglichen NO_x -Emissionen im Sektor Kleinverbraucher werden an einem Oktobertag erreicht. Sie betragen 76.800 kg/d.

Während der restlichen Zeit des Jahres zeigt sich die Abhängigkeit der täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Kleinverbraucher von der Jahreszeit und vom Wochentag. Die niedrigsten täglichen NO_x -Emissionen werden an einem Sonntag im Sommer verursacht. An diesem Sonntag werden 5.700 kg/d an NO_x freigesetzt.

Größere saisonale Schwankungen als bei den bisher diskutierten Sektoren treten bei den NO_x -Emissionen des Sektors Haushalte auf. Am Verlauf der täglichen NO_x -Emissionen erkennt man deutlich die Lage der Kälteperioden im Januar, Februar und Dezember (zum

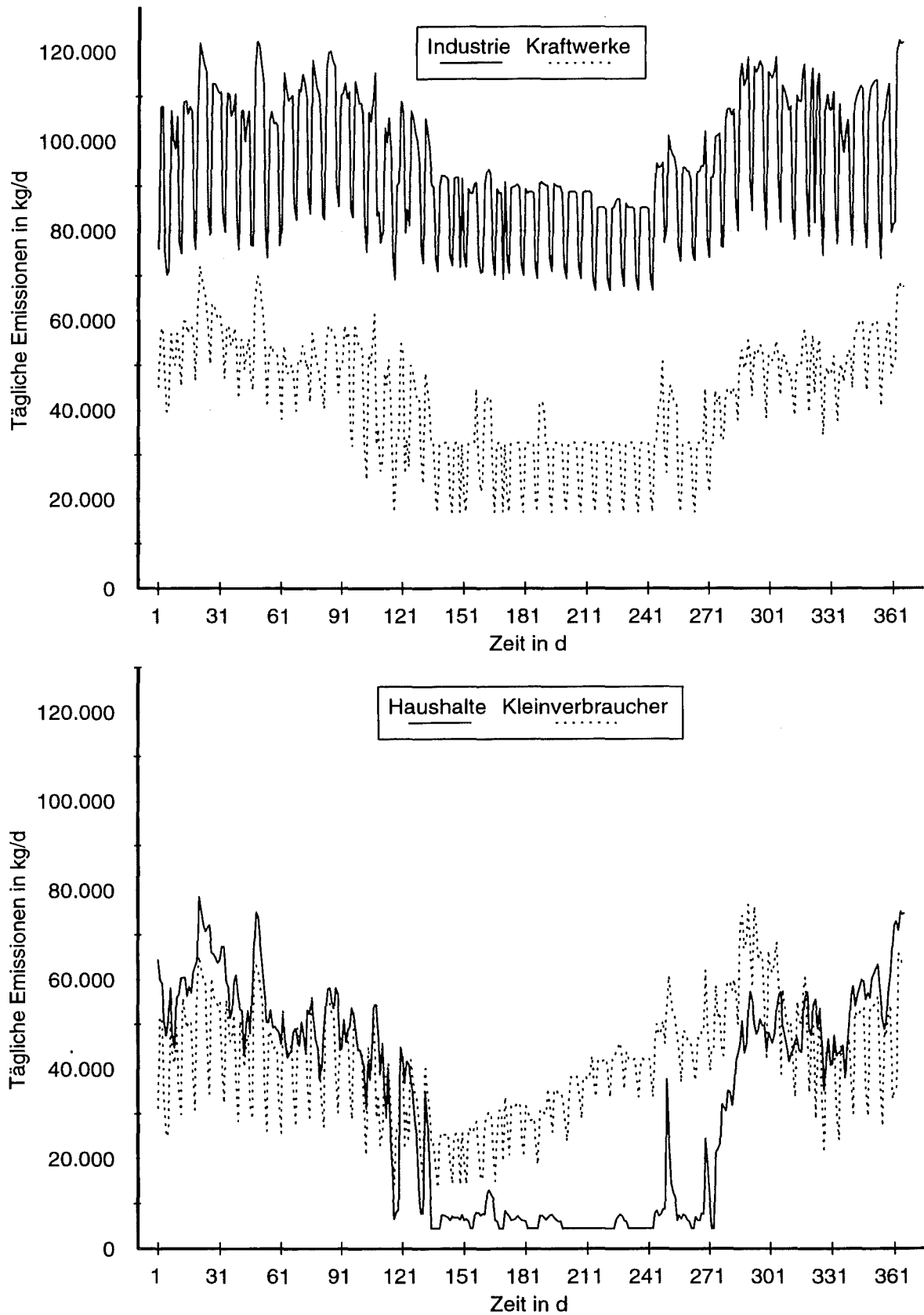


Bild 6.10: Tägliche NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Verlauf der tagesmittleren Außentemperatur vgl. Bild 4.4). In den Kälteperioden können pro Tag bis zu 78.500 kg/d an NO_x emittiert werden. Damit liegen die täglichen NO_x -Emissionen der Haushalte in Kälteperioden über den täglichen NO_x -Emissionen öffentlicher Kraftwerke.

Im Sommer nehmen die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Haushalte dagegen auf sehr niedrige Werte von ca. 4.500 kg/d ab, die durch Anlagen zur Warmwassererzeugung und Gasherde bzw. Herde für Festbrennstoffe verursacht werden. In dieser Jahreszeit liegen sowohl die Werte für die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Kleinverbraucher als auch die Werte für die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors öffentliche Kraftwerke erheblich über den Werten für die täglichen NO_x -Emissionen des Sektors Haushalte.

In der Summe über die Sektoren Industrie, öffentliche Kraftwerke, Haushalte und Kleinverbraucher schwanken die täglichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen zwischen einem Maximalwert von 337.900 kg/d und einem Minimalwert von 106.100 kg/d (vgl. Bild 6.11). Das Verhältnis zwischen Maximal- und Minimalwert beträgt damit 3,2:1.

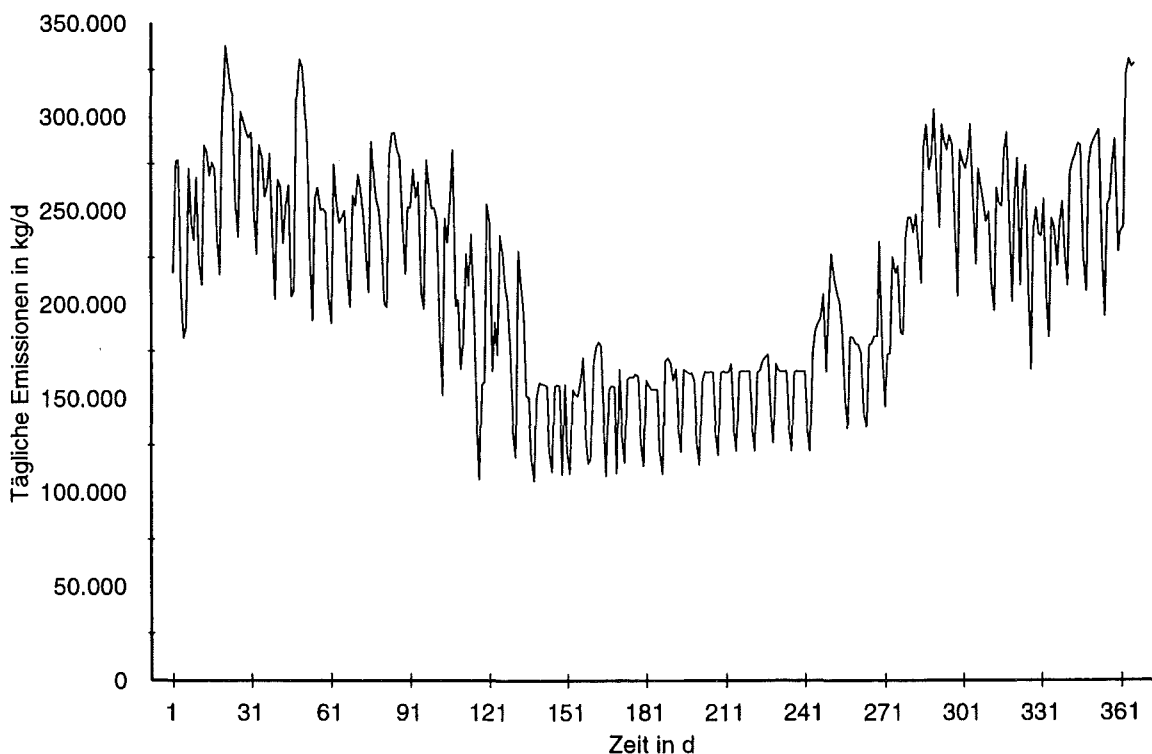


Bild 6.11: Summe der täglichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992; sektoraufgelöste Werte siehe Bild 6.10

Der zeitliche Verlauf der täglichen BaP-Emissionen der Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie ist in Bild 6.12 dargestellt. Dieser Schadstoff wird im Vergleich zu den anderen in dieser Arbeit untersuchten Schadstoffen mit dem höchsten Anteil aus Kleinfeuerungen freigesetzt, deren Energieeinsatz zeitlich stark variiert. Daher weisen die BaP-

Emissionen die stärksten zeitlichen Schwankungen auf. Nicht berücksichtigt werden dabei zusätzliche Emissionsspitzen durch Anfahrvorgänge.

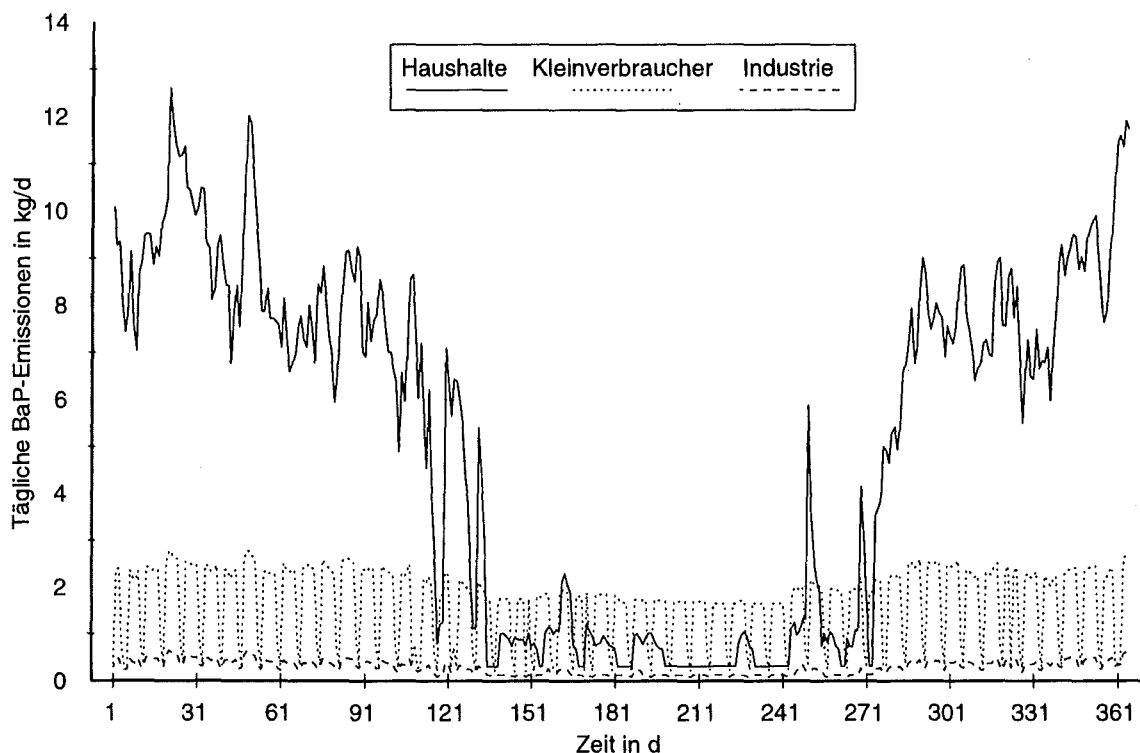


Bild 6.12: Tägliche BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie in Baden-Württemberg im Jahr 1992

Durch private Haushalte können im Winter bis zu 12,6 kg/d an BaP freigesetzt werden. In dieser Jahreszeit und in der Übergangsjahreszeit liegen die täglichen BaP-Emissionen privater Haushalte mit großem Abstand über den Werten für die anderen Sektoren. Im Sommer nehmen die täglichen BaP-Emissionen privater Haushalte auf 0,33 kg/d und damit auf weniger als ein Vierzigstel des Maximalwertes im Winter ab.

Die täglichen BaP-Emissionen des Sektors Kleinverbraucher schwanken zwischen 2,7 kg/d und 0,19 kg/d. Die Schwankungen sind zum größeren Teil auf den Wechsel von Werktagen und Wochenenden und zum kleineren Teil auf die Temperaturabhängigkeit des Energiebedarfs zurückzuführen. An Sommerwerktagen sind die täglichen BaP-Emissionen des Sektors Kleinverbraucher höher als die täglichen BaP-Emissionen des Sektors Haushalte.

Während des ganzen Jahres sehr niedrige Emissionen verursacht der Sektor Industrie. Die täglichen Werte schwanken hier zwischen 0,6 kg/d und 0,09 kg/d.

In der Summe über die Sektoren Haushalte, Industrie und Kleinverbraucher variieren die täglichen BaP-Emissionen zwischen 16,1 kg/d und 0,6 kg/d. Das Verhältnis der maximalen zu den minimalen BaP-Emissionen pro Tag liegt damit bei 27:1 und damit erheblich über dem Wert, der sich für NO_x ergibt.

6.3.2 Stündliche Emissionen in zwei ausgewählten Wochen

Der zeitliche Verlauf der stündlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen wird in dieser Arbeit am Beispiel der NO_x - und BaP-Emissionen in der Winterwoche von Montag, dem 20.1.1992 bis Sonntag, dem 26.1.1992 und in der Spätsommerwoche von Montag, dem 14.9.1992 bis Sonntag, dem 20.9.1992 untersucht. Bei der Winterwoche handelt es sich um die kälteste Woche des Jahres 1992 (vgl. Bild 4.4), in der die höchsten stündlichen Emissionen des Jahres auftreten. In der Septemberwoche wird die Temperatur von $15\text{ }^\circ\text{C}$, unterhalb der die Gradtagszahl positive Werte annimmt, an einigen Tagen unterschritten. Dies führt in der Klimazone 4, in der die Temperatur von $15\text{ }^\circ\text{C}$ an 4 aufeinanderfolgenden Tagen unterschritten wird, zu einem Heizenergiebedarf. In den anderen 3 Klimazonen wird in dieser Woche im Rahmen der Modellannahmen nicht geheizt.

Bild 6.13 zeigt den zeitlichen Verlauf der stündlichen NO_x -Emissionen pro Sektor in Baden-Württemberg in der Winterwoche in kumulierter Darstellung. Stunde 1 bezeichnet dabei den Zeitraum von 0 Uhr bis 1 Uhr, Stunde 13 den Zeitraum von 12 Uhr bis 13 Uhr usw.. Insgesamt schwanken die stündlichen NO_x -Emissionen zwischen fast 19.000 kg/h und 7.100 kg/h , was einem Verhältnis von 2,6:1 entspricht. Insbesondere an den Werktagen ist eine ausgeprägte Morgenspitze im Verlauf der stündlichen NO_x -Emissionen erkennbar, die durch das Anfahren von Feuerungsanlagen in Industriebetrieben, Einrichtungen der Kleinverbraucher, Haushalten und Mittellastkraftwerken verursacht wird. Nach der Morgenspitze fallen die Emissionen bis ca. 22 Uhr langsam ab. Danach gehen die Emissionen schnell auf ein nächtliches Niveau zurück, das überwiegend durch Betriebe der Grundstoffindustrie und Grundlastkraftwerke erzeugt wird. Die unterschiedliche Höhe der morgendlichen Emissionsmaxima an den 5 Werktagen wird durch Schwankungen der Außentemperatur verursacht.

Am Wochenende erreichen die stündlichen NO_x -Emissionen ein weiteres Maximum in den Abendstunden, das durch den zu dieser Zeit steigenden Energiebedarf privater Haushalte verursacht wird. An Werktagen steigt der abendliche Energiebedarf des Sektors Haushalte zwar ebenfalls, der Anstieg wird aber durch den Abfall des Energiebedarfs der anderen Sektoren kompensiert, die an Werktagen einen erheblich größeren Energiebedarf als am Wochenende besitzen. Deutlich verändert gegenüber Werktagen ist der Verlauf der stündlichen NO_x -Emissionen des Sektors Industrie am Wochenende. Die am Wochenende geringeren Schwankungen lassen sich auf das im Vergleich zu Werktagen gestiegene relative Gewicht der Emissionen der Grundstoffindustrie zurückführen.

In der Spätsommerwoche schwanken die stündlichen NO_x -Emissionen zwischen 9.800 kg/h und 3.400 kg/h (vgl. Bild 6.14). Die NO_x -Emissionen des Sektors öffentliche Kraftwerke für diesen Zeitraum sind den Ergebnissen einer selbst durchgeführten Umfrage entnommen. Sie werden in Abschnitt 7.3.2 näher untersucht.

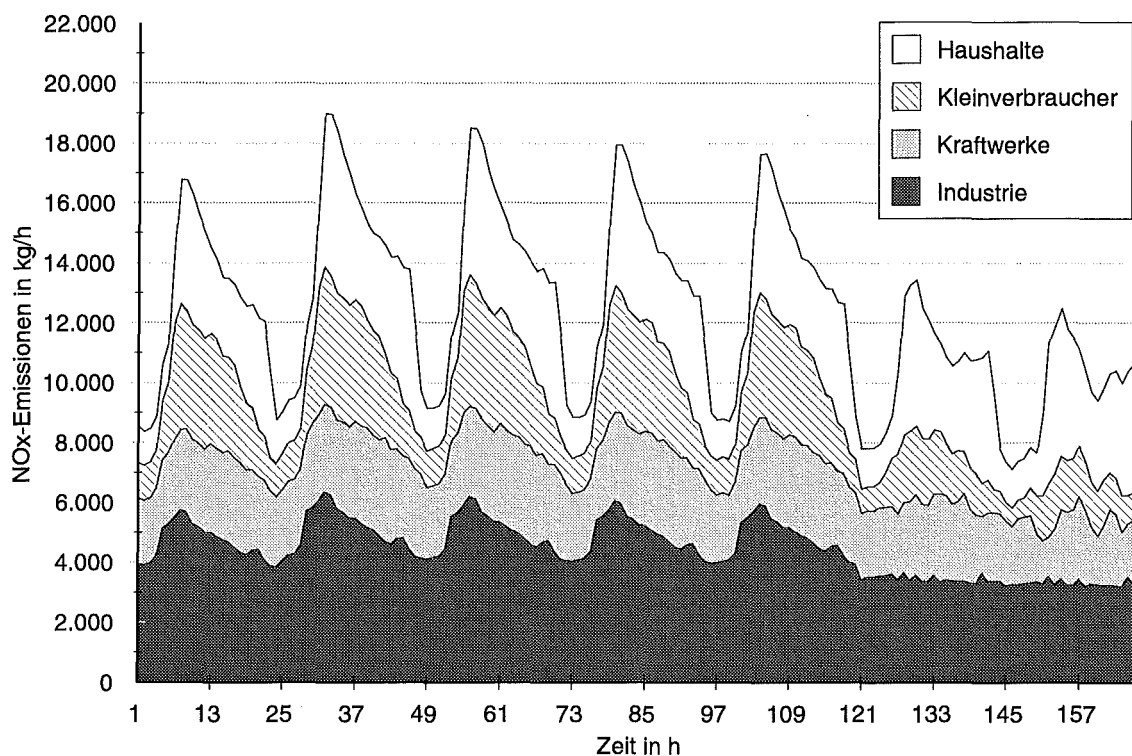


Bild 6.13: Stündliche NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke in Baden-Württemberg in der Woche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992

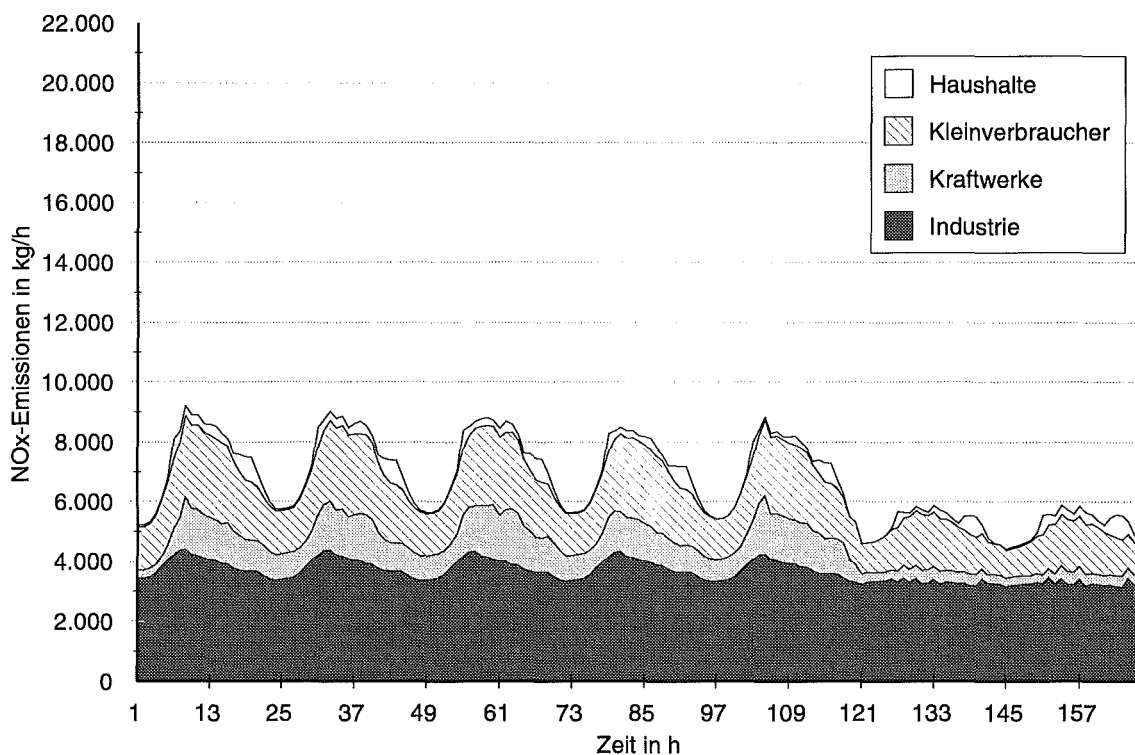


Bild 6.14: Stündliche NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher, Industrie und öffentliche Kraftwerke in Baden-Württemberg in der Woche vom 14.9.1992 bis zum 20.9.1992

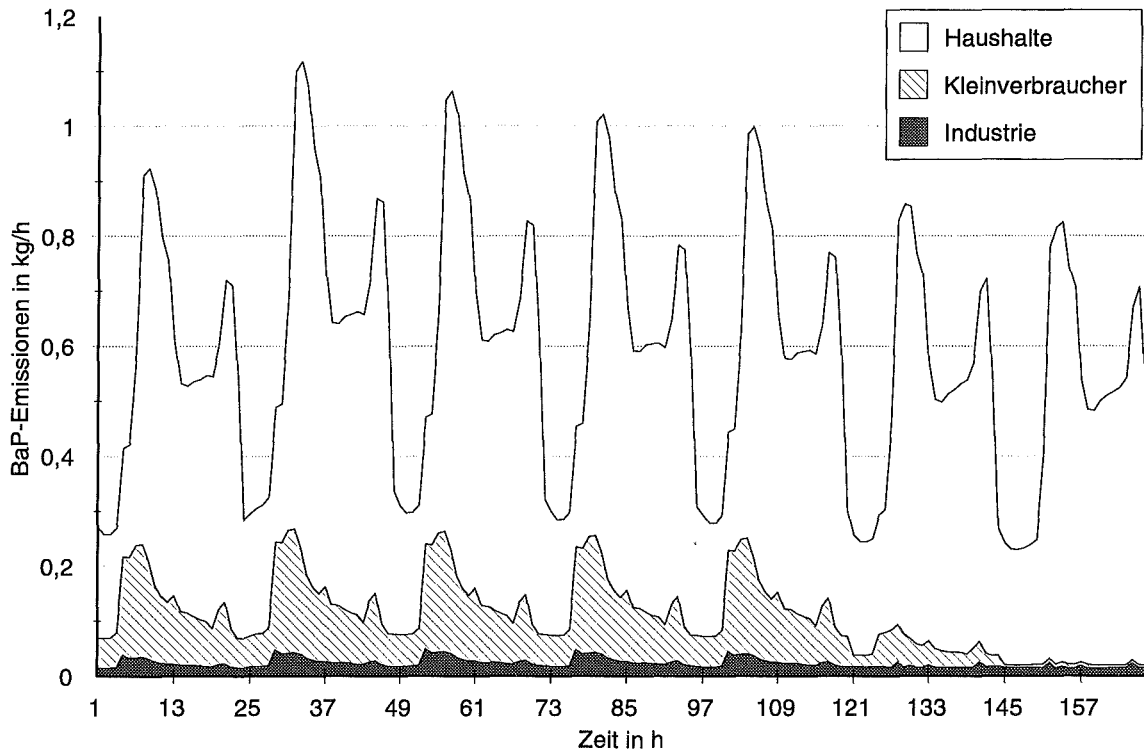


Bild 6.15: Stündliche BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie in Baden-Württemberg in der Woche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992

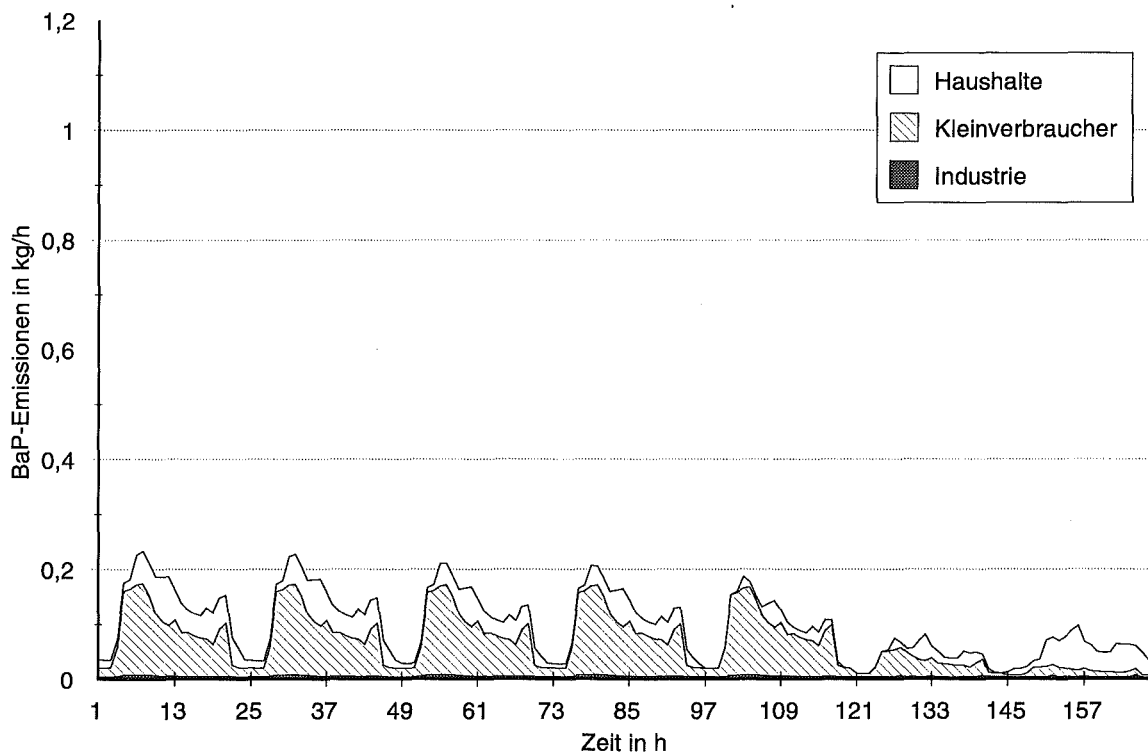


Bild 6.16: Stündliche BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen in den Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie in Baden-Württemberg in der Woche vom 14.9.1992 bis zum 20.9.1992

Das Verhältnis zwischen dem Maximalwert und dem Minimalwert der stündlichen NO_x -Emissionen liegt für die Spätsommerwoche mit ca. 2,9:1 geringfügig über dem Wert für die Winterwoche. Das für diese Jahreszeit hohe Emissionsniveau wird zu einem erheblich größeren Teil als im Winter durch den Sektor Industrie verursacht. Die stündlichen Emissionen dieses Sektors sind vergleichsweise geringen Schwankungen unterworfen.

Der zeitliche Verlauf der stündlichen BaP-Emissionen in der Januarwoche, der in Bild 6.15 gezeigt wird, wird zum großen Teil durch den stark schwankenden Energiebedarf privater Haushalte geprägt. Infolgedessen treten an jedem Tag ein Maximum am Morgen und ein weiteres Maximum am Abend auf. In den Morgenstunden werden dabei bis zu 1,1 kg/h an BaP freigesetzt, während das abendliche Maximum Werte von 0,9 kg/h nicht überschreitet.

An Werktagen liefern zusätzlich zu den Haushaltsfeuerungen auch Kleinfeuerungen in Betrieben des holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes einen erheblichen Beitrag zu den hohen BaP-Emissionen in den Morgenstunden. Am Wochenende nimmt der Beitrag dieser Anlagen deutlich ab. Das Minimum der BaP-Emissionen wird in der Nacht von Samstag auf Sonntag erreicht und beträgt ca. 0,22 kg/h. Damit ergibt sich ein Verhältnis von 5:1 zwischen dem Maximum und dem Minimum der stündlichen BaP-Emissionen in der Januarwoche.

Da in der Septemberwoche vom 14.9.1992 bis zum 20.9.1992 im Rahmen der Modellannahmen nur in Klimazone 4 geheizt wird, sind die BaP-Emissionen in dieser Woche insgesamt um 83 % niedriger als in der Januarwoche (vgl. Bild 6.16). Maximal erreichen die stündlichen BaP-Emissionen einen Wert von 0,23 kg/h. In den Nachtstunden gehen sie auf Werte nahe 0 zurück. Im Gegensatz zur Situation im Januar wird der größte Teil der Emissionen im September durch Betriebe des holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes verursacht, die zum Sektor Kleinverbraucher gehören. Lediglich am Sonntag liefern die Haushalte einen größeren Beitrag zu den BaP-Emissionen als die Kleinverbraucher.

Die bisherige Analyse der Zeitgänge für die NO_x - und BaP-Emissionen bezog sich auf die Menge an Luftschadstoffen, die aus Feuerungsanlagen im gesamten Gebiet Baden-Württembergs freigesetzt werden. Konzentriert man sich auf einzelne Gemeinden, lassen sich für den zeitlichen Verlauf der Emissionen erhebliche Unterschiede zu den bisherigen Ergebnissen feststellen. Dies wird beispielhaft in Bild 6.17 gezeigt, in dem die stündlichen NO_x -Emissionen in Stuttgart und Karlsruhe in der Januarwoche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992 gegenübergestellt werden.

Bedingt durch die in Karlsruhe ansässigen Raffinerien und einige Großfeuerungsanlagen der Grundstoffindustrie sowie das an Werktagen ganztägig betriebene Rheinhardendampfkraftwerk erreichen die NO_x -Emissionen in der Januarwoche mehr als das Doppelte der Emissionen in Stuttgart. Die tageszeitbedingten Schwankungen sind nur schwach ausgeprägt. An Werktagen beträgt die Schwankungsbreite ca. 200 kg/h. Da das Rheinhardendampfkraftwerk am Wochenende nicht ganztägig mit voller Leistung betrieben wird, treten am Samstag und am Sonntag dagegen größere Schwankungen der stündlichen NO_x -Emissionen auf.

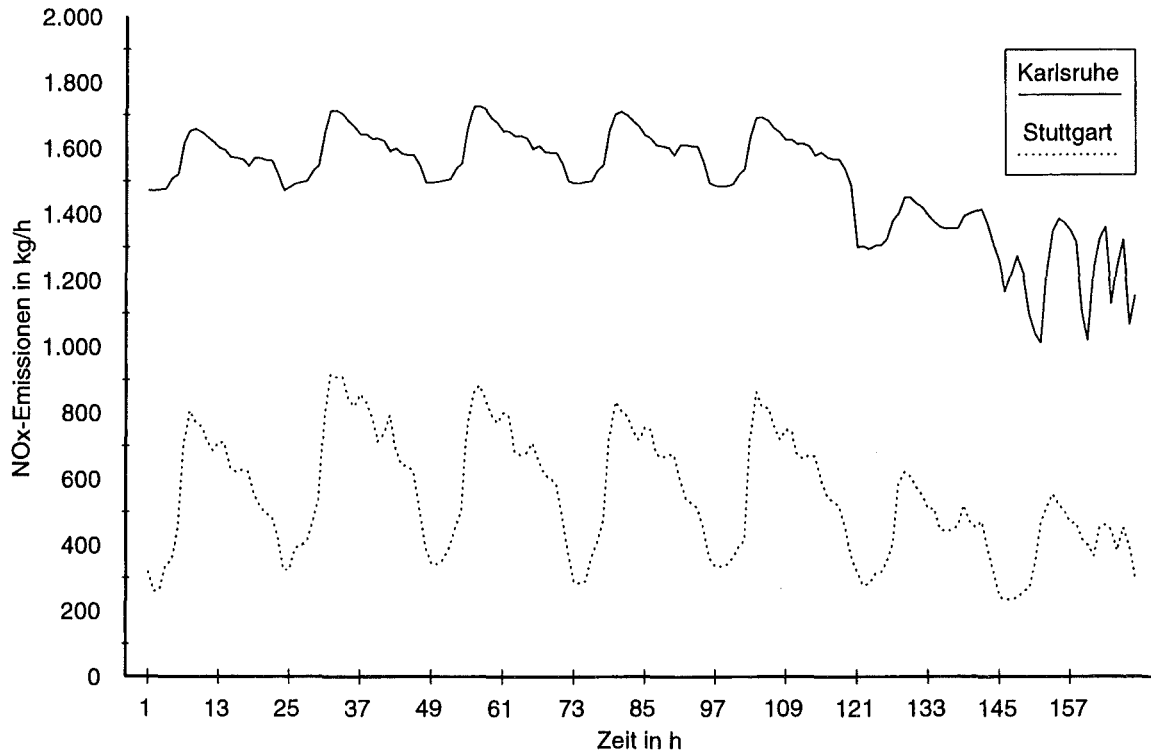


Bild 6.17: Vergleich der stündlichen NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Stuttgart und Karlsruhe in der Woche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992

Die NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Stuttgart werden zum größten Teil durch Betriebe der Investitionsgüterindustrie und der Verbrauchsgüterindustrie sowie durch zwei Kraftwerke verursacht, die vorzugsweise in der Mittellast betrieben werden. Dadurch variieren die stündlichen NO_x -Emissionen in Stuttgart stärker als in Karlsruhe. Insbesondere zeigt sich deutlich eine Spitze der stündlichen NO_x -Emissionen in den Morgenstunden, die sich auf den morgens stark steigenden Energiebedarf zurückführen läßt.

6.4 Emissionen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung

Die räumliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen wurde bisher am Beispiel jährlicher Emissionen für ein Raster mit einer Zellengröße von $5 \times 5 \text{ km}^2$ diskutiert. Zeitliche Variationen der räumlichen Verteilung wurden dabei nicht berücksichtigt. Dieser Aspekt wird nachfolgend am Beispiel der räumlichen Verteilung der NO_x - und BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen in einer Stunde am Tag und einer Stunde in der Nacht untersucht.

In Bild 6.18 werden die räumliche Verteilung der NO_x -Emissionen am 20.1.1992 zwischen 23 Uhr und 24 Uhr und am 21.1.1992 zwischen 8 Uhr und 9 Uhr gegenübergestellt. In der Nachtstunde wird die Emissionssituation durch eine geringe Zahl von Punktquellen dominiert, die ganztägig große Schadstoffmengen freisetzen. Die Emissionen in den restlichen Rasterzellen sind dagegen sehr gering. In der Morgenstunde gewinnen Punktquellen mit aus-

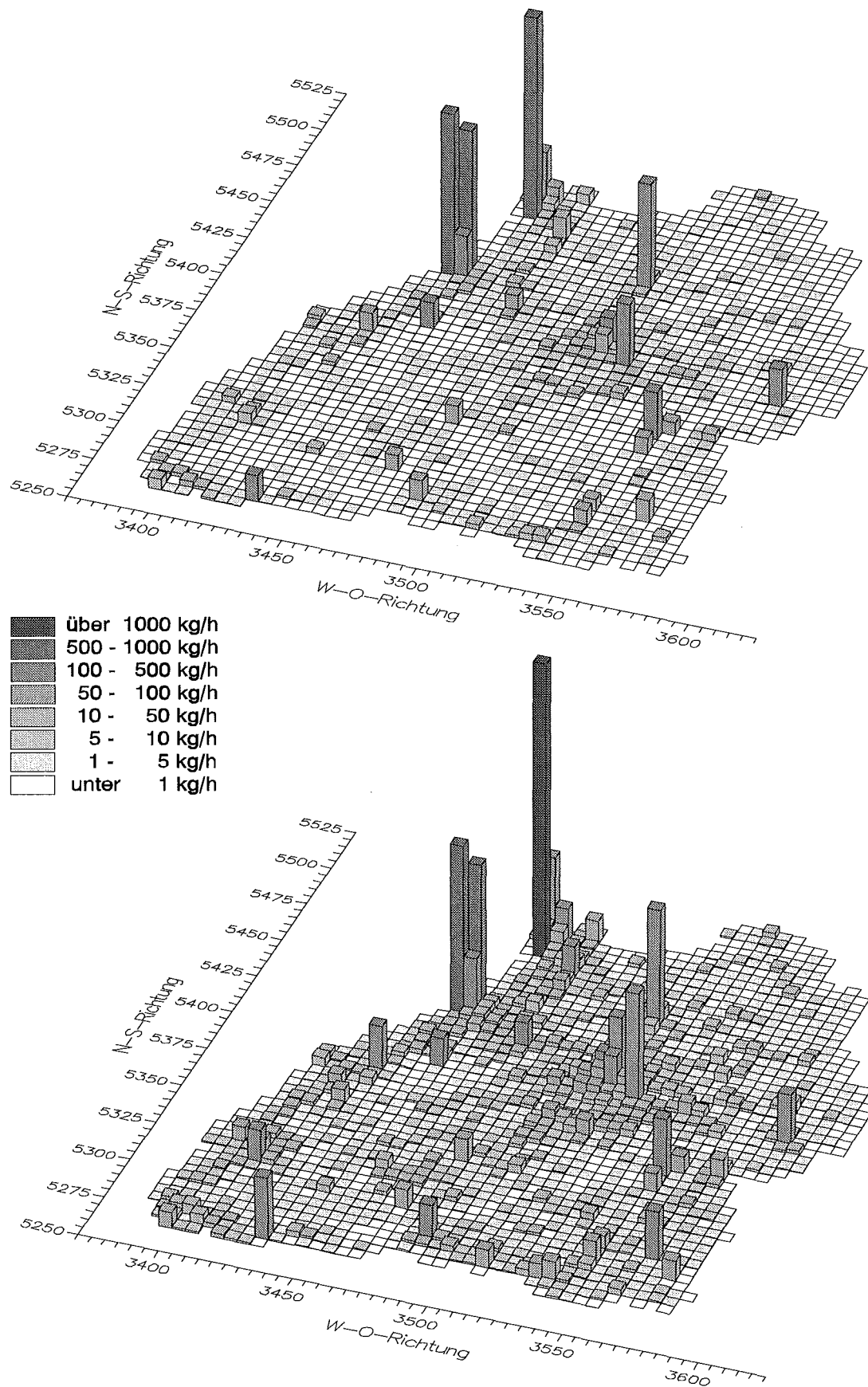


Bild 6.18: Räumliche Verteilung der NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen am 20.1.1992 zwischen 23 Uhr und 24 Uhr (oben) und am 21.1.1992 zwischen 8 Uhr und 9 Uhr (unten)

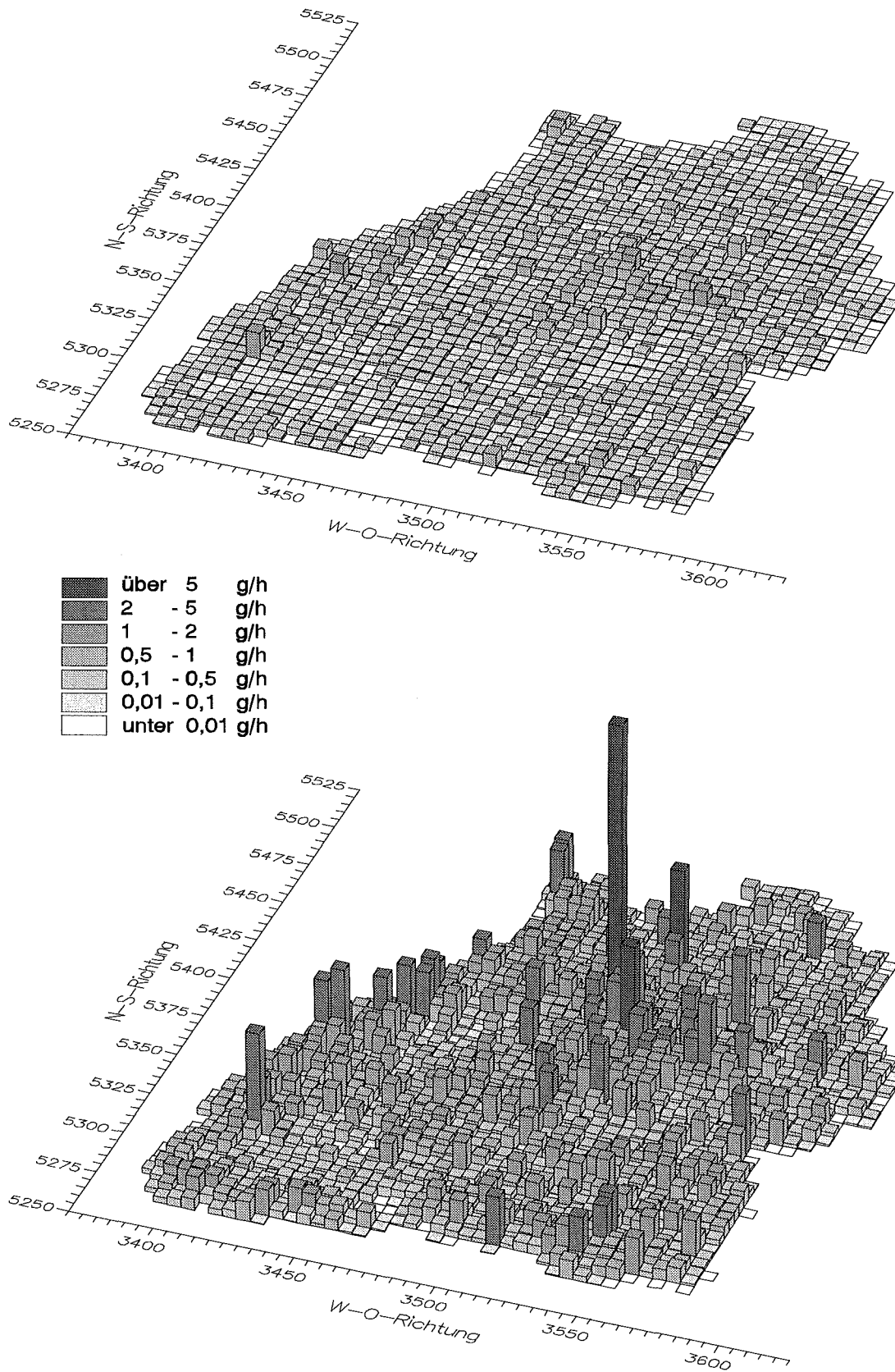


Bild 6.19: Räumliche Verteilung der BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen am 20.1.1992 zwischen 23 Uhr und 24 Uhr (oben) und am 21.1.1992 zwischen 8 Uhr und 9 Uhr (unten)

geprägtem Tagesgang sowie Flächenquellen an Bedeutung für die Emissionssituation. Dies zeigt sich zum einen darin, daß auch in Rasterzellen, in denen nachts keine oder nur sehr geringe (< 1 kg/h) Emissionen auftreten, tagsüber Emissionen von mehr als 5 kg/h auftreten. Zum anderen verschieben sich einige Emissionsschwerpunkte. Beispielsweise treten nachts die höchsten Emissionen am Standort der Raffinerien in Karlsruhe auf, tagsüber dagegen am Standort des Großkraftwerks Mannheim, dessen Blöcke teilweise in der Mittellast und teilweise in der Grundlast eingesetzt werden.

Eine erheblich stärkere Veränderung der räumlichen Verteilung der Emissionen am Tag und in der Nacht zeigt sich beim Schadstoff BaP (vgl. Bild 6.19). In der Nacht sind die BaP-Emissionen in ganz Baden-Württemberg sehr niedrig. Im Verteilungsmuster ist keine Struktur zu erkennen. In der Stunde zwischen 8 Uhr und 9 Uhr treten dagegen dicht besiedelte Gebiete sowie Gebiete, in denen überdurchschnittlich viel Brennholz eingesetzt wird, deutlich hervor. Ferner werden in der Nähe von Stuttgart und Heilbronn die Standorte einiger Betriebe sichtbar, in denen tagsüber Motorprüfstände betrieben werden.

In Bild 6.20 wird der Einfluß der unterschiedlichen Temperaturen in den verschiedenen Klimazonen in Baden-Württemberg auf die räumliche Verteilung der BaP-Emissionen verdeutlicht. Dargestellt ist die räumliche Verteilung der BaP-Emissionen am Sonntag, den 20.9.1992, zwischen 8 Uhr und 9 Uhr. An diesem Tag wurde - im Rahmen der Modellannahmen - nur in Klimazone 4 geheizt. Dies führt dazu, daß man trotz der insgesamt niedrigen BaP-Emissionen in der betrachteten Stunde die Lage des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb und einiger östlicher Landesteile, die ebenfalls zur Klimazone 4 gehören, deutlich an den erhöhten Emissionen erkennen kann. In den Gebieten der Klimazonen 1 bis 3, in denen im Rahmen der Modellannahmen nicht geheizt wird, sind die Emissionen dagegen sehr niedrig.

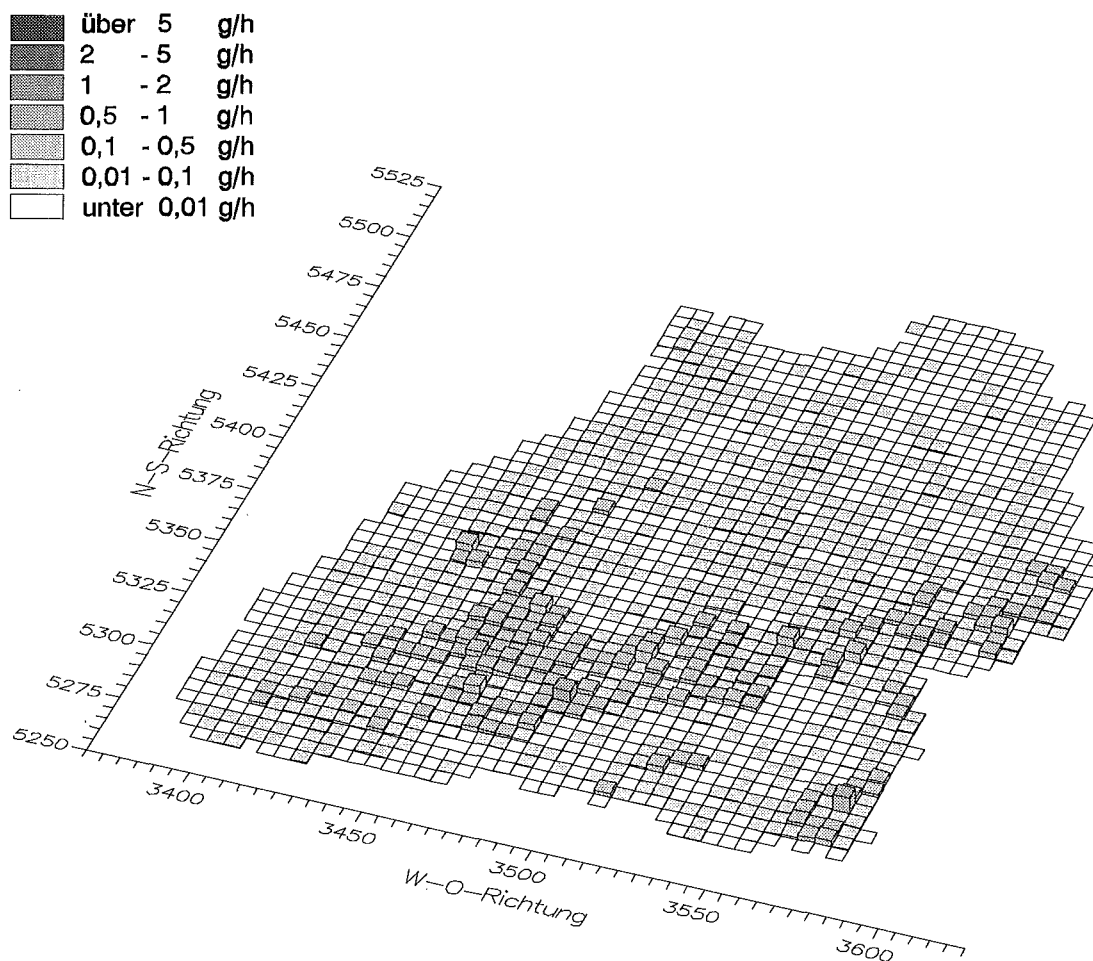


Bild 6.20: Räumliche Verteilung der BaP-Emissionen aus Feuerungsanlagen am 20.9.1992 zwischen 8 Uhr und 9 Uhr

6.5 Quellgruppenbezogene Darstellung der jährlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005

Nachdem in den letzten 4 Teilkapiteln die Emissionssituation in Baden-Württemberg im Jahr 1992 ausführlich dargestellt und analysiert wurde, wird im folgenden auf die Ergebnisse der Szenariorechnungen für das Jahr 2005 eingegangen. In Tab. 6.2 werden die Emissionen der Schadstoffe NO_x , SO_2 , CO, VOC und Hg, die sich im Trendszenario und im Szenario weiterführender Maßnahmen (SWM) für die Quellgruppe der Feuerungsanlagen ergeben, für die einzelnen Sektoren gegenübergestellt. In Bild 6.21 wird der relative Rückgang der Emissionen graphisch dargestellt. Die linke Säulengruppe zeigt den prozentualen Rückgang der Emissionen im Trendszenario gegenüber den Emissionen im Jahr 1992, die mittlere Säulengruppe den prozentualen Rückgang im SWM. Die rechte Säulengruppe gibt an, um wieviel Prozentpunkte die Emissionen im SWM weiter abnehmen als Trendszenario. Der Brennstoff-

einsatz im Jahr 2005, der den Emissionsberechnungen zugrunde liegt, kann Bild 5.1 und Bild 5.2 entnommen werden.

Tab. 6.2: Jährliche Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Trendszenario und im Szenario weiterführender Maßnahmen (SWM) für das Jahr 2005

		NO _x [kt/a]	SO ₂ [kt/a]	CO [kt/a]	VOC [kt/a]	Hg [kg/a]
Trend- szenario	Haushalte	6,1	8,0	25,1	3,5	16,2
	Kleinverbraucher	12,8	3,6	18,4	7,4	47,6
	Industrie	23,7	26,2	23,4	1,8	223,2
	Kraftwerke	9,9	8,3	1,4	0,4	223,1
	Feuerungen gesamt	52,5	46,1	68,3	12,9	510,1
SWM	Haushalte	5,3	3,0	20,1	2,7	16,2
	Kleinverbraucher	10,5	1,5	14,5	6,0	47,6
	Industrie	18	14,5	22,9	1,8	168,2
	Kraftwerke	7,1	5,5	1,4	0,4	210,1
	Feuerungen gesamt	40,9	24,5	58,9	10,7	442,1

Der stärkste Rückgang der Emissionen ist bei Hg zu verzeichnen. Im Trendszenario nehmen die Emissionen aus Feuerungsanlagen um 53,3 % gegenüber dem Stand von 1992 ab und betragen 510,1 kg/a. Im SWM nehmen sie auf 442,1 kg/a ab. Der Rückgang der Hg-Emissionen ist zum einen eine Folge des abnehmenden Einsatzes an Kohle und Heizöl S, zum anderen eine Folge der zu installierenden Rauchgasentschwefelungsanlagen.

Die SO₂-Emissionen nehmen im Trendszenario von 80,6 kt/a auf 46,1 kt/a ab. Die größte Minderung wird dabei im Sektor Industrie erreicht. Hier gehen die Emissionen von 41,9 kt/a im Jahr 1992 auf 26,2 kt/a zurück. Durch die weitergehenden Maßnahmen zur Emissionsminderung im SWM ist ein weiterer Rückgang der SO₂-Emissionen aus Feuerungsanlagen auf einen Wert von 14,5 kt/a möglich, was einem Verhältnis von ca. 1:3 bezogen auf den Stand von 1992 entspricht. Wesentliche Beiträge zu dieser weitgehenden SO₂-Minderung liefern sekundäre Maßnahmen zur Entschwefelung hinter industriellen Großfeuerungsanlagen und die Reduzierung des Schwefelgehaltes von Heizöl EL auf 0,05 %.

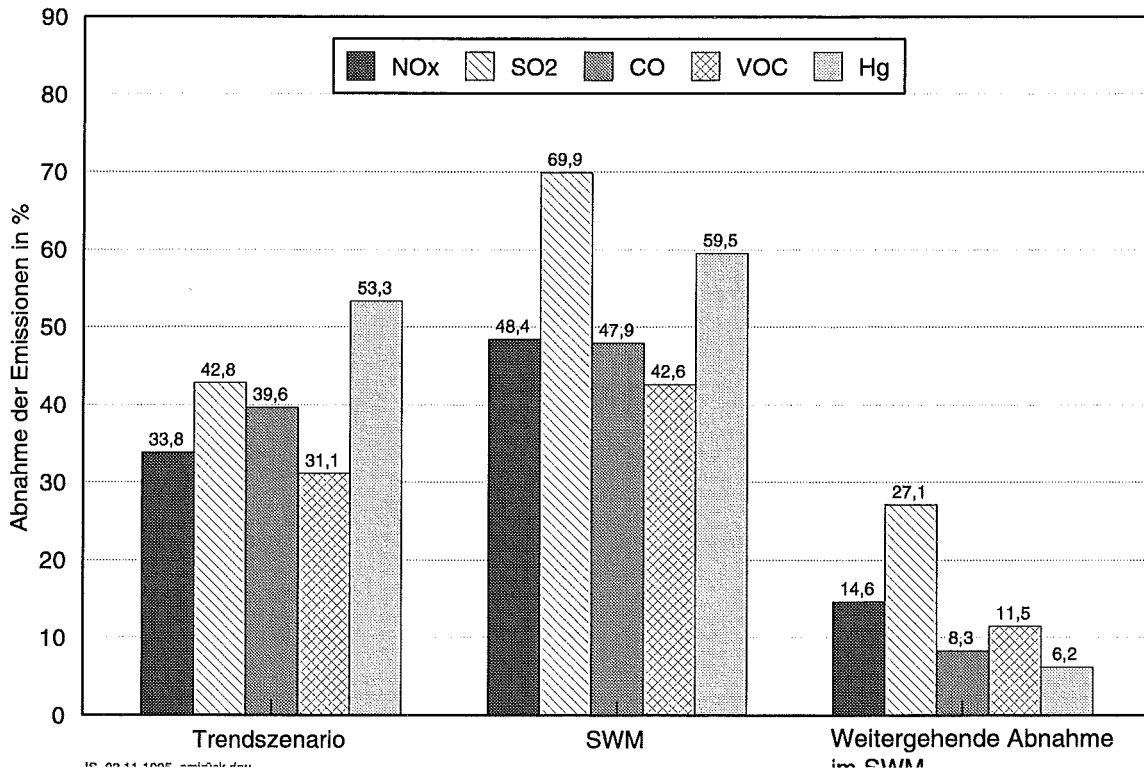


Bild 6.21: Relativer Rückgang der Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Trendszenario und im SWM gegenüber dem Stand von 1992

Die CO- und VOC-Emissionen nehmen im Trendszenario auf 68,3 kt/a und 12,9 kt/a ab. Im SWM gehen sie auf 58,9 kt/a und 10,7 kt/a zurück. Das entspricht einer Minderung um fast 48 % beim CO und um 43 % bei den VOC. Der Rückgang der Emissionen wird zum größten Teil durch die Verbesserung der Verbrennungstechnik bei Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe erreicht. Daher nehmen die Emissionen im Sektor Haushalte überdurchschnittlich ab. Im Trendszenario gehen die CO-Emissionen um mehr als 55 % und die VOC-Emissionen um 55 % zurück. Im SWM beträgt die relative Abnahme der CO- und VOC-Emissionen im Sektor Haushalte je 66 %. Zusätzlich wird ein deutlicher Rückgang der CO- und VOC-Emissionen im Sektor Kleinverbraucher erreicht, der auf die motortecnischen Maßnahmen an Dieselfahrzeugen in der Landwirtschaft und im Baugewerbe zurückzuführen ist.

Für NO_x erhält man im Trendszenario einen Rückgang der Emissionen von 79,3 kt/a auf 52,5 kt/a. Die NO_x-Emissionen des Sektors öffentliche Kraftwerke nehmen dabei um 43 % von 17,3 kt/a auf 9,9 kt/a ab. Die Abnahme der Emissionen ist fast ausschließlich auf die Veränderung der Struktur des Brennstoffeinsatzes zurückzuführen, da primäre und sekundäre Minderungsmaßnahmen in Kraftwerken nur in geringem Umfang neu installiert werden.

Im Gegensatz dazu tragen zum Rückgang der NO_x-Emissionen der Industrie von 34,6 kt/a auf 23,7 kt/a im Trendszenario neben dem sinkenden Kohleeinsatz auch die primären und sekundären Minderungsmaßnahmen bei. Eine bezogen auf das Ausgangsniveau weitgehende Minderung der NO_x-Emissionen wird außerdem im Sektor Haushalte erreicht.

Als Folge einer verbesserten Brennertechnologie nehmen die Emissionen dieses Sektors von 12,2 kt/a auf 6,1 kt/a ab.

Im SWM gehen die NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen auf 40,9 kt/a zurück. Zu der im Vergleich zum Trendszenario weiteren Abnahme um 11,4 kt/a trägt insbesondere der verstärkte Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen auch an industriellen Prozeßfeuerungen bei. Daneben gehen im SWM die NO_x-Emissionen des Sektors Kleinverbraucher durch die motortechnischen Maßnahmen an Dieselfahrzeugen erheblich zurück.

6.6 Räumliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005

Im letzten Teilkapitel wurden die Ergebnisse für die Emissionen in Baden-Württemberg im Trendszenario und im SWM untergliedert nach Quellgruppen dargestellt und mit den Werten für 1992 verglichen. Zum Teil konnte dabei ein erheblicher Rückgang der Emissionen festgestellt werden. In diesem Teilkapitel wird exemplarisch für die Schadstoffe NO_x und VOC auf die räumliche Verteilung der verbleibenden Emissionen eingegangen.

In Bild 6.22 werden die räumliche Verteilung der jährlichen NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen im Trendszenario und im SWM gegenübergestellt. Die Veränderung der Emissionssituation gegenüber dem Stand von 1992 (vgl. dazu Bild 6.1) zeigt sich besonders in Rasterzellen mit bedeutenden Punktquellen. Insbesondere an den Kraftwerksstandorten in Mannheim, Karlsruhe, Heilbronn, Stuttgart und Altbach sowie an den Standorten der Raffinerien in Karlsruhe und einiger Papier- und Zellstoffwerke gehen die Emissionen in beiden Szenarien erheblich stärker zurück, als es der NO_x-Minderung in den Sektoren öffentliche Kraftwerke und Industrie im Mittel entspricht.

Die räumliche Verteilung der VOC-Emissionen in den beiden Szenarien ist in Bild 6.23 dargestellt (zum Vergleich mit der Emissionssituation 1992 siehe Bild 6.6). Im Gegensatz zur Situation beim NO_x gehen die VOC-Emissionen gleichmäßig verteilt über Baden-Württemberg zurück. Dieses Ergebnis läßt sich darauf zurückführen, daß die größte Minderung im Sektor Haushalte erreicht wird. Die zusätzliche Minderung im SWM, die zu einem wesentlichen Teil durch motortechnische Maßnahmen an in der Landwirtschaft und im Baugewerbe betriebenen Dieselfahrzeugen erreicht wird, trägt ebenfalls zu einer gleichmäßigen Abnahme der VOC-Emissionen bei. Die räumliche Verteilung der VOC-Emissionen in den beiden Szenarien ist in Bild 6.23 dargestellt (zum Vergleich mit der Emissionssituation 1992 siehe Bild 6.6). Im Gegensatz zur Situation beim NO_x gehen die VOC-Emissionen gleichmäßig verteilt über Baden-Württemberg zurück. Dieses Ergebnis läßt sich darauf zurückführen, daß die größte Minderung im Sektor Haushalte erreicht wird. Die zusätzliche Minderung im SWM, die zu einem wesentlichen Teil durch motortechnische Maßnahmen an in der Landwirtschaft und im Baugewerbe betriebenen Dieselfahrzeugen erreicht wird, trägt ebenfalls zu einer gleichmäßigen Abnahme der VOC-Emissionen bei.

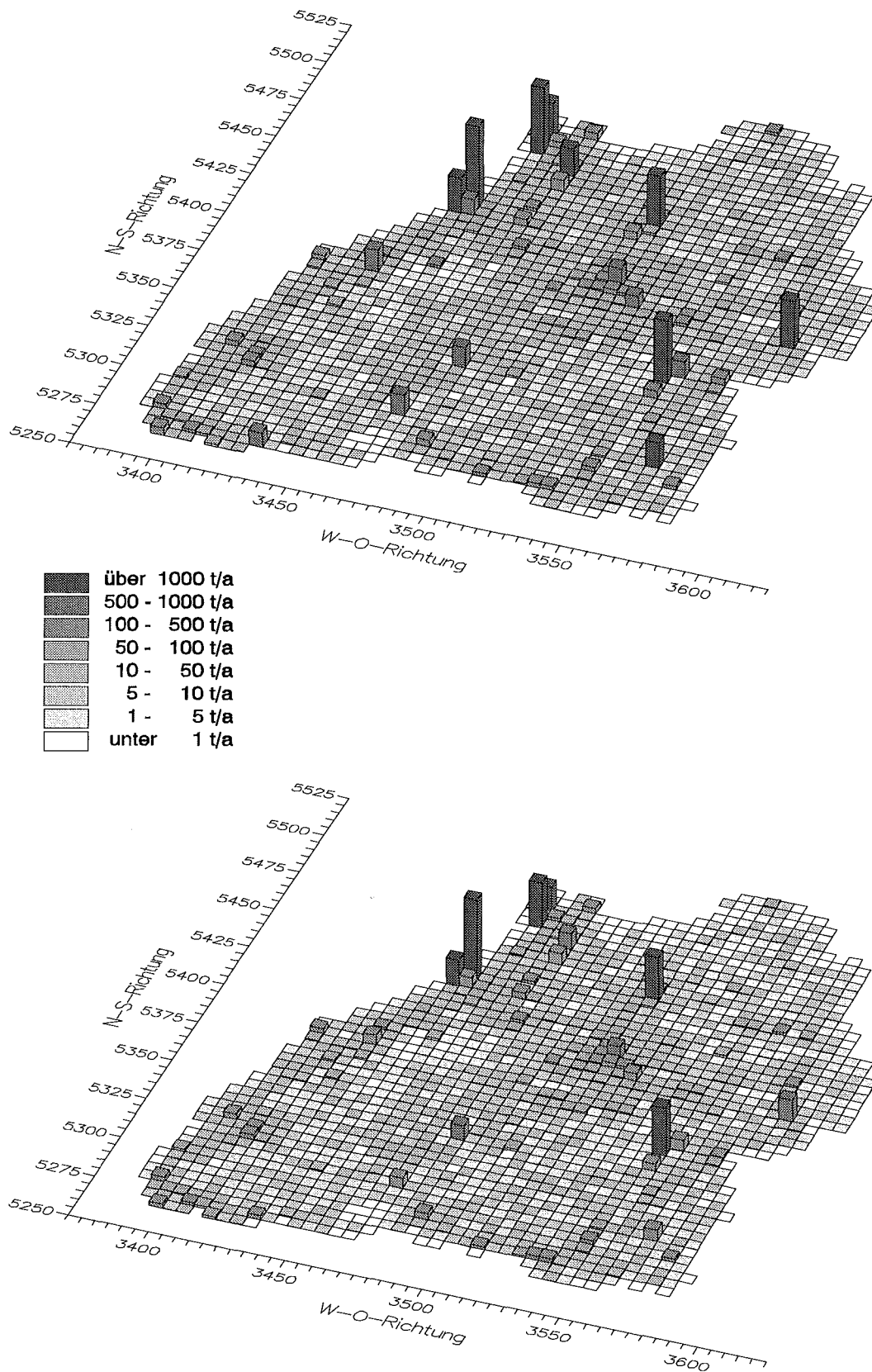


Bild 6.22: Räumliche Verteilung der jährlichen NO_x-Emissionen aus Feuerungsanlagen im Trend-szenario (oben) und im SWM (unten) für das Jahr 2005

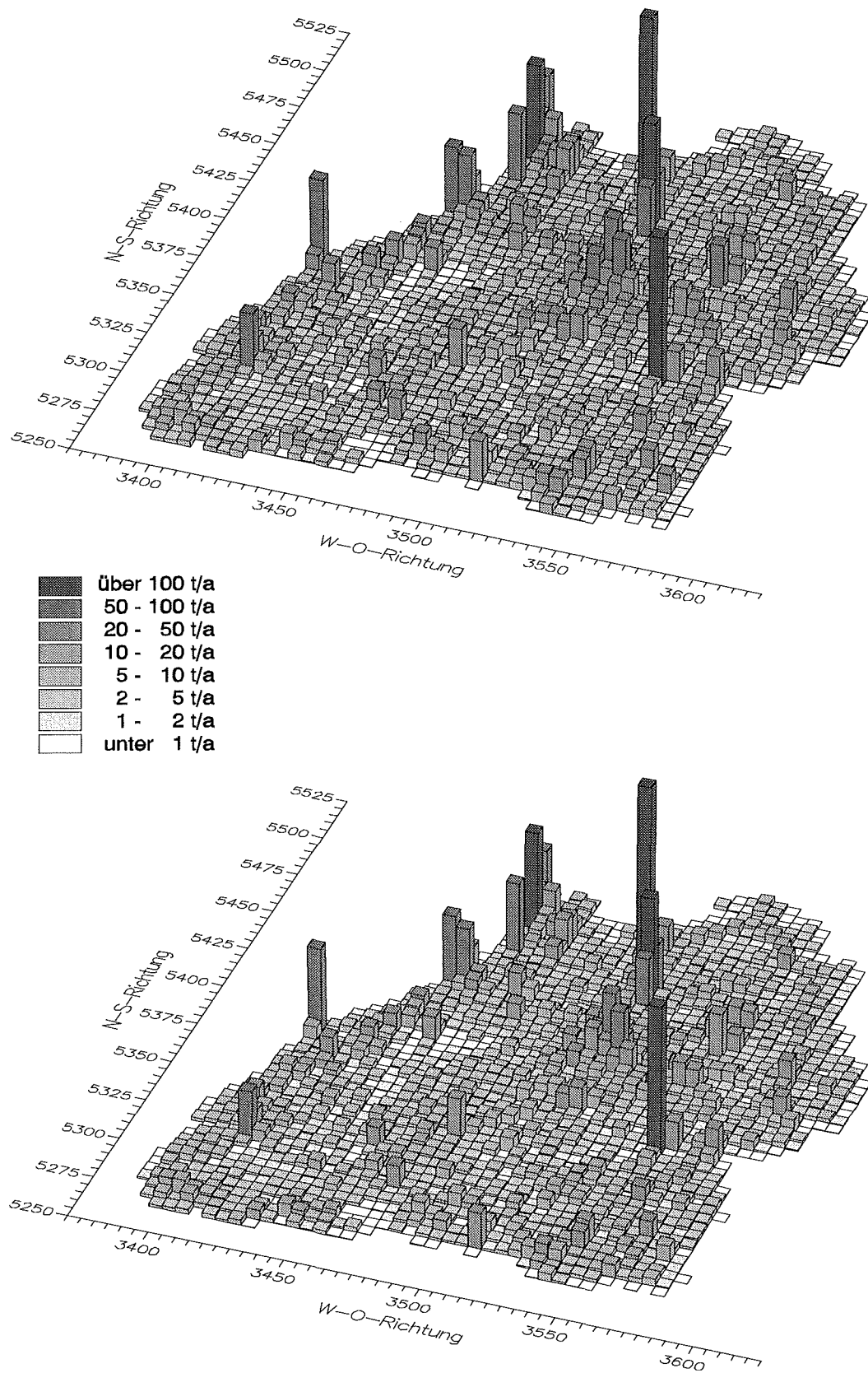


Bild 6.23: Räumliche Verteilung der jährlichen VOC-Emissionen aus Feuerungsanlagen im Trend-szenario (oben) und im SWM (unten) für das Jahr 2005

6.7 Zeitliche Verteilung der Emissionen aus Feuerungsanlagen im Jahr 2005

Die zeitliche Verteilung der Emissionen im Trendszenario und im SWM wird am Beispiel der stündlichen NO_x -Emissionen in der Januarwoche von Montag, dem 17.1.2005, bis Sonntag, dem 23.1.2005 diskutiert. Um eine Vergleichbarkeit mit den zeitlich aufgelösten Emissionsdaten für 1992 zu ermöglichen, werden die Temperaturdaten für 1992 sinngemäß auf das Jahr 2005 übertragen. Dabei wird für die Woche vom 17.1.2005 bis zum 23.1.2005 der gleiche Temperaturverlauf wie für die Woche vom 20.1.1992 bis zum 26.1.1992 angenommen. Die Ergebnisse für die stündlichen NO_x -Emissionen in den beiden Szenarien werden in Bild 6.24 den Ergebnissen für die Januarwoche im Jahr 1992 gegenübergestellt.

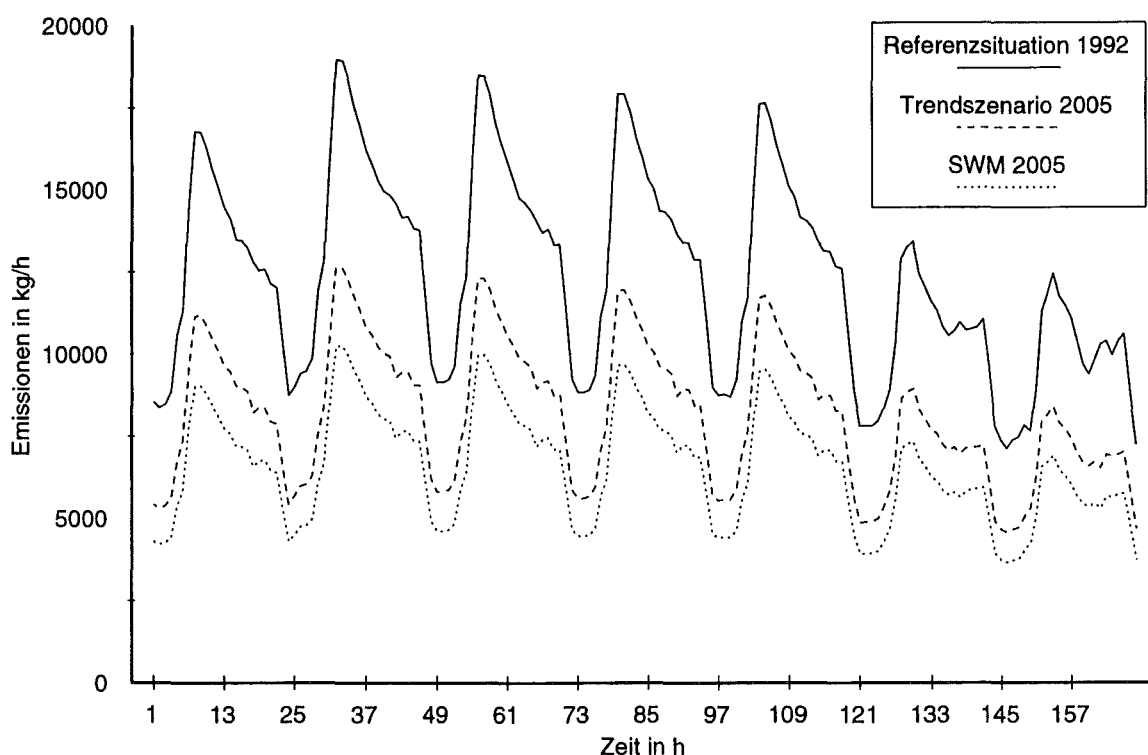


Bild 6.24: Stündliche NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg in der Woche vom 20.1.1992 bis zum 27.1.1992 sowie in der Woche vom 17.1.2005 bis zum 23.1.2005

Das Maximum der stündlichen NO_x -Emissionen im Jahr 1992 von ca. 19.000 kg/h nimmt im Trendszenario auf 12.600 kg/h und im SWM auf 10.300 kg/h ab. Die minimalen stündlichen NO_x -Emissionen in der Januarwoche im Jahr 1992 betragen 7.120 kg/h. Im Trendszenario nehmen die minimalen Emissionen pro Stunde auf 4.575 kg/h und im SWM auf 3.653 kg/h ab. Die relative Abnahme der stündlichen NO_x -Emissionen im Trendszenario schwankt bezogen auf die Werte für 1992 zwischen 30 % und 38 %, ist also symmetrisch um die jahresmittlere Abnahme der NO_x -Emissionen von fast 34 % im Trendszenario verteilt

(vgl. Bild 6.21). Im SWM ergeben sich Minderungen zwischen 42 % und 50 %. Der Jahresmittelwert im SWM beträgt 48,4 % (vgl. Bild 6.21).

Da die relative Abnahme der stündlichen NO_x -Emissionen bezogen auf die stündlichen Emissionen für 1992 in einer relativ geringen Bandbreite variiert, bleibt der charakteristische Verlauf der stündlichen Emissionen an Werktagen erhalten. So erkennt man z. B. in beiden Szenarien wie im Referenzfall für 1992 an Werktagen eine ausgeprägte Morgenspitze der stündlichen Emissionen, einen langsamen Rückgang der stündlichen Emissionen bis ca. 22 Uhr sowie einen steilen Abfall auf ein vergleichsweise hohes nächtliches Grundniveau.

7 Unsicherheiten der Emissionsdaten

Die flächendeckende Bestimmung stündlicher Emissionen für ein Gebiet der Größe Baden-Württembergs ist praktisch nur durch die Verwendung von Modellen möglich, wie sie in dieser Arbeit für die Quellgruppe der Feuerungsanlagen entwickelt werden. Da Modelle prinzipiell eine Vereinfachung der realen Zusammenhänge darstellen, sind die Ergebnisse von Modellrechnungen stets mit Unsicherheiten behaftet. Weitere Unsicherheiten entstehen durch die Unsicherheiten der Eingangsdaten, die sich in den Modellergebnissen fortpflanzen.

Im folgenden Teilkapitel werden prinzipielle Methoden zur Verifizierung von Emissionsdaten und zur Einschätzung der Datenqualität diskutiert. Davon ausgehend werden in Teilkapitel 7.2 die Unsicherheiten der Emissionsdaten, die in dieser Arbeit berechnet werden, qualitativ analysiert. Soweit möglich, wird auch die Bandbreite der Unsicherheiten angegeben. Abschließend wird in Teilkapitel 7.3, soweit möglich und sinnvoll, ein Vergleich der in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse mit den Ergebnissen anderer Autoren bzw. mit Meßergebnissen vorgenommen.

7.1 Möglichkeiten zur Verifizierung von Emissionsdaten

Zur Abschätzung bzw. Verdeutlichung der Unsicherheiten von Emissionsdaten, die mit Hilfe von Modellrechnungen ermittelt werden, sind prinzipiell drei Vorgehensweisen denkbar (vgl. auch /McInnes 1996/):

- Messungen der Emissionen an den Schadstoffquellen,
- Immissionsmessungen in geringer Entfernung von den Emittenten und
- theoretische Betrachtungen und Berechnungen.

Gleichzeitig kann die Anwendung dieser Methoden teilweise dazu beitragen, die Unsicherheiten der Emissionsdaten zu verkleinern und auf diese Weise die Datenqualität zu erhöhen. Die Vor- und Nachteile der Methoden werden nachfolgend kurz skizziert.

7.1.1 Messung der Emissionen an den Schadstoffquellen

Die auf den ersten Blick einfachste Möglichkeit zur Verifizierung der Unsicherheiten modellmäßig ermittelter Emissionsdaten besteht darin, die Modellergebnisse mit gemessenen Werten zu vergleichen. Zur Beurteilung der Anwendbarkeit dieser Methode muß zwischen genehmigungsbedürftigen und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen unterschieden werden, die von den Emissionsmodellen als Punkt- bzw. Flächenquellen behandelt werden.

Die Emissionen von Punktquellen werden aus Meßergebnissen abgeleitet und in die Modellrechnungen integriert. Die Bestimmung der Emissionen von Anlagen im Geltungsbereich der TA Luft erfolgt durch die Multiplikation der gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Abgas für verschiedene Betriebszustände mit dem stündlichen Abgasvolumenstrom während der entsprechenden Betriebszustände und der Stundenzahl pro Jahr, während der die Anlage in diesem Betriebszustand betrieben wird. Insbesondere die jährliche Betriebsstundenzahl für bestimmte Betriebszustände ist aber oft auch dem Anlagenbetreiber nicht genau bekannt. Folglich sind die für Punktquellen angegebenen Emissionsdaten mit Unsicherheiten behaftet. Daraus ergibt sich, daß eine Verbesserung der Emissionskataster durch eine sorgfältigere Erfassung der Betriebsstundenzahl pro Betriebszustand möglich wäre.

Die Emissionen von Flächenquellen werden unter Verwendung sektortypischer Emissionsfaktoren berechnet. Eine direkte Messung der Emissionen an Feuerungsanlagen, die als Flächenquellen behandelt werden, würde eine Verifizierung der Modellergebnisse erlauben. Hier muß allerdings die Vielzahl der Anlagen berücksichtigt werden. Zwar ist die genaue Zahl nicht genehmigungsbedürftiger Anlagen in Baden-Württemberg nicht bekannt, sie dürfte aber mehrere Millionen betragen. Um mit vertretbarem Aufwand Messungen vornehmen zu können, müssen einzelne Anlagen herausgegriffen werden, die repräsentativ für den Anlagenbestand in Baden-Württemberg sind.

Der wesentliche Vorteil dieser Methode ist darin zu sehen, daß durch Messungen die Datenbasis für Emissionsfaktoren verbessert wird. Die damit berechneten Emissionsdaten hätten eine höhere Qualität als die bisherigen Ergebnisse. Dadurch könnten die Unsicherheiten der bisherigen Ergebnisse im Vergleich zu den verbesserten Ergebnissen bestimmt werden. Eine Verbesserung der Datenbasis für Emissionsfaktoren ist besonders wünschenswert für den Schadstoff BaP, da hier nur wenige zuverlässige Werte vorliegen.

Die Ermittlung verbesserter Emissionsfaktoren könnte u. a. im Zusammenhang mit verbindlichen Typprüfungen für neu entwickelte Kleinfeuerungen stattfinden. Dieses gesetzgeberische Mittel zur Umsetzung eines angestrebten Emissionsminderungsziels umfaßt die verbindliche Forderung, daß eine neu entwickelte Feuerungsanlage erst dann zum Verkauf zugelassen wird, wenn exemplarisch für eine Anlage dieses Typs nachgewiesen wird, daß ihre Emissionsfaktoren bestimmte Grenzwerte nicht überschreiten.

Durch Typprüfungen würden allerdings nur die Emissionsfaktoren von Neuanlagen erfaßt. Um verbesserte Emissionsfaktoren für den derzeitigen Anlagenbestand zu erhalten, müssen Feldmessungen der Art wie von /Struschka et al. 1996/, /Hübner et al. 1996/ oder /ÖVGW 1994/ an heute verbreiteten Anlagen durchgeführt werden. Weitere Ergebnisse werden von einem zur Zeit in Bearbeitung befindlichen Forschungsvorhaben für das Umweltbundesamt (vgl. /Pfeiffer et al. 1997/) erwartet.

7.1.2 Immissionsmessungen

Eine durchaus praktische Bedeutung kommt dem Vergleich berechneter und gemessener Immissionen zu. Der Vergleich gemessener und berechneter Immissionen in größeren Gebieten dient allerdings in erster Linie zur Kalibrierung der Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle. Hingegen wird durch die Beschränkung auf lokale Untersuchungsgebiete auch die Beurteilung von Emissionsdaten möglich.

In einem Forschungsvorhaben verschiedener Institute der Universität Stuttgart, das in absehbarer Zeit begonnen wird, werden die Massenströme von Schadstoffen im Luv und im Lee der Stadt Augsburg gemessen (vgl. /Friedrich, Baumbach 1997/). Gleichzeitig werden hochaufgelöste Emissionskataster erstellt und Ausbreitungsrechnungen vorgenommen. Dadurch wird ein Vergleich der berechneten und der gemessenen Schadstoffmassenströme aus Augsburg heraus möglich. Dadurch kann man auf den Gesamtfehler der Emissionskataster schließen. Bezieht man zusätzlich das Zeitmuster der Schadstoffmassenströme mit ein, kann man auf die Fehler der Emissionsdaten für einzelne Quellgruppen schließen.

Von den Ergebnissen dieses Forschungsprojektes wird erwartet, daß sie einen wesentlichen Beitrag zur quantitativen Erfassung der Unsicherheiten von Emissionsdaten leisten. Gleichzeitig soll eine Verbesserung der bestehenden Berechnungsmethoden erreicht werden.

7.1.3 Theoretische Betrachtungen zur Unsicherheit von Emissionsdaten

Mit Hilfe theoretischer Betrachtungen kann man z. B. die Unsicherheiten von Emissionsdaten ermitteln, die sich aus der Streuung der Eingangsdaten ergeben. Dazu kann z. B. das Fehlerfortpflanzungsgesetz von Gauß angewendet werden.

Voraussetzung zur Anwendung dieses Verfahrens ist, daß zuverlässige Werte für die Streuung der Eingangsdaten vorliegen. Hier bestehen aber erhebliche Lücken. Insbesondere über die Streuung der gemessenen Emissionsfaktoren, die zur Bildung sektortypischer Mittelwerte herangezogen werden, liegen zur Zeit nur wenige Angaben vor. Erste aus Feldmessungen abgeleitete Ergebnisse über die Streubereiche der Emissionsfaktoren von Ölfeuerungen werden von /Hübner et al. 1996/ vorgestellt. Die Streuung der Emissionsfaktoren von Gasfeuerungen im Kleinanlagenbereich kann man z. B. aus Daten von /ÖVGW 1994/ und /ÖVGW 1994 b/ ableiten. Die Streuung der Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen kann man aus Meßergebnissen von /Angerer et al. 1995/ berechnen.

Um die Sensitivität von Emissionsmodellen zu testen, kann man z. B. die Emissionen einer Quellgruppe unter Verwendung von Emissionsfaktoren unterschiedlicher Herkunft ermitteln, die sich in erheblichem Maße unterscheiden können (vgl. auch Tab. 7.1). Auf die Anwendung dieser Methode wird in der vorliegenden Arbeit verzichtet, da die Emissionsfaktoren unterschiedlicher Herkunft oft voneinander abweichende Gültigkeitsbereiche auf-

weisen und unter nicht vergleichbaren experimentellen Bedingungen gemessen wurden. Häufig werden die experimentellen Bedingungen auch nicht genannt. Darüber hinaus wird in dieser Arbeit bei der Auswahl der zur Emissionsberechnung verwendeten Emissionsfaktoren darauf geachtet, daß ihr Gültigkeitsbereich am besten der Struktur des Anlagenbestandes in Baden-Württemberg im Jahr 1992 entspricht. Die Berechnung der Emissionen mit anderen Emissionsfaktoren würde daher tendenziell Ergebnisse mit höheren Unsicherheiten liefern.

Eine Methode, die darauf abzielt, die Plausibilität berechneter Emissionsdaten zu testen, besteht darin, die selbst ermittelten Daten mit den Ergebnissen anderer Autoren zu vergleichen. Diese Methode kann allerdings nur dann sinnvoll angewendet werden, wenn entsprechende Daten vorliegen *und* diese als zuverlässig eingestuft werden können. Dieser Ansatz wird in Teilkapitel 7.3 verfolgt. Dort werden die selbst berechneten jährlichen SO₂- und NO_x-Emissionen mit Ergebnissen aus /Stala 1995/ für Feuerungsanlagen verglichen.

Eine Methode, die zumindest eine qualitative Beurteilung der Zuverlässigkeit von Emissionsdaten ermöglicht, besteht in einer Zusammenstellung der wichtigsten Ursachen von Unsicherheiten, die während der einzelnen Schritte der Emissionsberechnung auftreten. Diese Methode wird im folgenden Teilkapitel auf die in dieser Arbeit entwickelten Emissionsmodelle angewendet. Soweit es die verfügbare Datengrundlage zuläßt, wird die Unsicherheit der Emissionsdaten auch quantifiziert.

Parallel zur Analyse der Unsicherheiten werden konkrete Vorschläge zur Verbesserung der Qualität der Emissionsdaten gemacht. Die Umsetzung dieser Vorschläge erfordert allerdings in den meisten Fällen Datenmaterial, das nicht verfügbar ist. Zum Teil wird entsprechendes Datenmaterial aber in absehbarer Zeit zur Verfügung stehen.

In /McInnes 1996/ wird vorgeschlagen, die Qualität der Emissionsdaten relativ anzugeben, indem ein „ranking“ der Daten erstellt wird. Dies erfolgt in Teilkapitel 7.2 nach den Gesichtspunkten Aggregationsniveau und Schadstoff. Weiterhin werden in /McInnes 1996/ einige Methoden zur Abschätzung der Unsicherheiten durch theoretische Betrachtungen aufgeführt, die aber auf den Bereich der Feuerungsanlagen nicht anwendbar sind. Beispielsweise wird vorgeschlagen, die Emissionen einer Quellgruppe mit verschiedenen Methoden zu berechnen, z. B. über Einsatzmengen und Emissionsfaktoren, die auf die Einsatzmengen bezogen sind, und über Produktmengen und entsprechende Emissionsfaktoren. In der Literatur herrscht aber Übereinstimmung darüber, daß die Berechnung der Emissionen aus Feuerungsanlagen am besten über den Brennstoffeinsatz erfolgt.

7.2 Ursachen und qualitative Beurteilung der Unsicherheiten

Die Unsicherheiten der in dieser Arbeit berechneten Emissionsdaten hängen maßgeblich davon ab, ob jährliche Emissionsdaten für das gesamte Gebiet Baden-Württembergs, räumlich aufgelöste Werte oder zeitlich aufgelöste Werte betrachtet werden. Daher orientiert sich die

folgende Diskussion der Ursachen von Unsicherheiten am Aggregationsniveau der Emissionsdaten. Eine tabellarische Zusammenfassung der Ursachen von Unsicherheiten findet sich in Abschnitt 7.2.4.

7.2.1 Unsicherheiten jährlicher Emissionsdaten für Baden-Württemberg

Unsicherheiten bei der Berechnung jährlicher Emissionen aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg können durch eine falsche Einschätzung des Brennstoffeinsatzes oder der Emissionsfaktoren verursacht werden. Die Fehler des Brennstoffeinsatzes sind als gering einzustufen, da der Verbrauch kommerzieller Energieträger vom Wirtschaftsministerium auf der Grundlage der durch den Handel mit Energieträgern eingenommenen Steuern routinemäßig erfaßt und in der Energiebilanz veröffentlicht wird (vgl. /MWMT 1993/). Dabei wird jedoch davon ausgegangen, daß die in einem Jahr erworbene Menge an Brennstoff im gleichen Jahr verfeuert wird. Bestandsänderungen werden dabei nicht berücksichtigt.

Schätzungen über die durch Bestandsänderungen verursachte Differenz zwischen den Angaben in der Energiebilanz und dem tatsächlichen Brennstoffeinsatz werden auf Bundesebene vom Arbeitskreis Nutzenergiebilanzen der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke angestellt (/Nickel 1996/). Für das Jahr 1992 wird eine Abweichung von 10 % angegeben. Mit diesem Wert kann die Unsicherheit des Brennstoffeinsatzes in Baden-Württemberg für die Sektoren Haushalte und Kleinverbraucher für die meisten Brennstoffe abgeschätzt werden.

Größere Unsicherheiten bestehen allerdings für den Brennholzeinsatz. Die in der Energiebilanz für Haushalte ausgewiesene Menge wird um die Menge unterschätzt, die privaten Waldbeständen entnommen wird. Daher wird in dieser Arbeit die Gebäudetypenmethode dazu verwendet, die insgesamt von privaten Haushalten verfeuerte Menge an Brennholz abzuschätzen. Bei dieser Vorgehensweise ist zwar mit Fehlern gegenüber dem tatsächlichen Wert zu rechnen. Dieser Fehler ist aber als geringer einzustufen, als der Fehler, der entstehen würde, wenn man den nicht-kommerziellen Holzeinsatz vernachlässigen würde.

Zur Erfassung des Brennstoffeinsatzes des Sektors Industrie wird in wesentlichen Teilen auf die in /Stala 1992/ veröffentlichten Ergebnisse der Industrieberichterstattung zurückgegriffen. Diese Werte sind als genau anzusehen, da sie auf Betreiberangaben basieren. Unsicherheiten bestehen lediglich für Branchen, deren Brennstoffeinsatz aus Gründen des Datenschutzes nicht veröffentlicht wird. In diesen Fällen wird auf bundesdeutsche Mittelwerte für den Brennstoffeinsatz pro Beschäftigtem zurückgegriffen. Daraus wird ersatzweise der Brennstoffeinsatz der betroffenen Branchen in Baden-Württemberg ermittelt.

Brennstoffe, die primär mit dem Ziel der Abfallbeseitigung verfeuert werden, werden in der Energiebilanz und in der Industrieberichterstattung nicht vollständig erfaßt. Zur Quantifizierung der Abfallmengen, die in Industriebetrieben mit mehr als 20 Beschäftigten verfeuert

werden, stehen Daten in /Stala 1993/ zur Verfügung. Bei diesen Daten ist insofern mit Unsicherheiten zu rechnen, als daß die Masse der verfeuerten Abfallmengen nur geschätzt wird.

Der aus /Stala 1993/ abgeleitete Einsatz an Holzabfällen pro Beschäftigtem wird auf Beschäftigte in einigen Kleinverbrauchergruppen übertragen. Man kann davon ausgehen, daß mit dieser Näherung die tatsächlich verfeuerte Menge an Holzabfällen besser erfaßt wird, als wenn die Verfeuerung von Holzabfällen durch Kleinverbraucher vernachlässigt würde.

Größere Unsicherheiten bei der Emissionsberechnung sind durch die Unsicherheiten der Emissionsfaktoren zu erwarten. Dabei muß zwischen Schadstoffen aus Brennstoffverunreinigungen und Schadstoffen unterschieden werden, die als unerwünschte Nebenprodukte während des Verbrennungsprozesses entstehen. Die Emissionsfaktoren für Schadstoffe aus Brennstoffverunreinigungen hängen nicht oder nur unwesentlich von der Feuerungstechnik ab, werden allerdings durch den Minderungsgrad eventuell eingesetzter Emissionsminderungsmaßnahmen beeinflusst. Die Emissionsfaktoren für Nebenprodukte des Verbrennungsprozesses hängen dagegen in starkem Maße von der Feuerungstechnik sowie von den Betriebsbedingungen ab. Dies führt bei der Emissionsberechnung zu Unsicherheiten, da die Verbreitung einzelner Feuerungstechniken im Anlagenbestand teilweise nur unzureichend bekannt ist. Gleiches gilt für die in der Praxis anzutreffenden Betriebsbedingungen.

Infolge der unterschiedlichen Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Feuerungstechnik und von den Betriebsbedingungen lassen sich die Emissionsdaten für unterschiedliche Schadstoffe in eine Rangfolge („ranking“) bringen. Eine wichtige Rolle spielt dabei der Anteil der Emissionen von Punktquellen an den Emissionen eines Schadstoffs. Die Emissionen von Punktquellen können als relativ genau angesehen werden.

Nach diesen Kriterien sind die Emissionsdaten für SO_2 als vergleichsweise zuverlässig einzustufen. Fast 70 % der jährlichen SO_2 -Emissionen aus Feuerungsanlagen stammen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen, für die Punktquellendaten vorliegen. Dadurch wird insbesondere die durch Entschwefelungsmaßnahmen erreichte SO_2 -Minderung berücksichtigt.

Einschränkungen der Qualität der SO_2 -Emissionsdaten entstehen dadurch, daß in einer nicht vernachlässigbaren Zahl von Emissionserklärungen unplausible Angaben gemacht werden. Dies zeigt sich, wenn man die angegebenen Emissionen durch den angegebenen Brennstoffeinsatz dividiert und die Quotienten mit sektortypischen Emissionsfaktoren vergleicht. In einigen Fällen treten Unterschiede von mehreren Größenordnungen auf.

Eine Verbesserung der Datenqualität kann in Zukunft durch eine verschärfte Plausibilitätskontrolle der Angaben in den Emissionserklärungen durch die zuständige Landesbehörde erreicht werden, die ggf. mit einer Korrektur der Angaben durch den Anlagenbetreiber verbunden werden muß. Die Plausibilitätskontrolle darf nicht nur die Emissionsdaten umfassen, sondern muß u. a. auch die Angaben zum jährlichen Brennstoffeinsatz einbeziehen, da der Brennstoffeinsatz für den Abgleich zwischen Punkt- und Flächenquellen benötigt wird.

Die Berechnung der Hg-Emissionen erfordert für Feuerungsanlagen mit nachgeschalteten Abgaswäschern die Kenntnis der Schaltung der gesamten Abgasreinigungsanlage. Diese Informationen sowie der jährliche Brennstoffeinsatz gehen für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen, die den größten Teil der Hg-Emissionen verursachen, aus den Emissionserklärungen hervor. Daher kann die Qualität der Emissionsdaten für Hg auf die gleiche Weise wie die Qualität der Emissionsdaten für SO_2 verbessert werden. Darüber hinaus kann die Datenqualität durch weitere Messungen der Hg-Abscheidung in Abgaswäschern verbessert werden. Da neben Kohlefeuerungen auch Feuerungsanlagen für Heizöl S wichtige Hg-Quellen sind, müssen diese Anlagen verstärkt in die Messungen einbezogen werden. Weiterhin sind einige Arten von Prozeßfeuerungen, z. B. Zementwerke, bedeutende Hg-Emittenten und sollten daher näher untersucht werden.

Größere Unsicherheiten als bei den bisher genannten Schadstoffen sind bei den Emissionsdaten für NO_x zu erwarten, da die Emissionsfaktoren für NO_x stark von der Verbrennungstechnik beeinflusst werden. Dies wirkt sich vor allem auf die Unsicherheit der Emissionen von Flächenquellen aus. Der größere Teil der NO_x -Emissionen wird allerdings durch Punktquellen verursacht (63 % der gesamten NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen), für die relativ genaue Emissionsdaten vorliegen, die auf der Grundlage kontinuierlicher Emissionsmessungen oder mit Hilfe anlagenbezogener Emissionsfaktoren ermittelt werden.

Erste Ansätze zur Ermittlung der Streuung von Emissionsfaktoren finden sich bei /Hübner et al. 1996/. Dort werden Meßergebnisse von 290 Ölfeuerungen vorgestellt, die in Haushalten und bei Kleinverbrauchern verbreitet sind. Die statistische Auswertung der Daten liefert für NO_x eine Streuung von 26 %. Für Gasfeuerungen im Kleinanlagenbereich kann man aus den Ergebnissen von Feldmessungen von /ÖVGW 1994/ und /ÖVGW 1994 b/ eine Streuung der NO_x -Emissionsfaktoren von 40 % ableiten.

Mit diesen Streubereichen für die NO_x -Emissionsfaktoren und der von /Nickel 1996/ abgeschätzten Unsicherheit für die Angaben aus der Energiebilanz kann das Gaußsche Fehlerfortpflanzungsgesetz angewendet werden. Es liefert für die Unsicherheit der NO_x -Emissionen flächenhaft erfaßter Emittenten, die Heizöl EL oder Gas verfeuern, einen Wert von 23 %.

Betrachtet man die Produkte unvollständiger Verbrennung, so ist von höheren Unsicherheiten auszugehen als bei NO_x . Im Bereich der Feuerungsanlagen stellen Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe die wichtigste Quellgruppe dar. Für diese Quellgruppe wird durch die Einbeziehung der Ergebnisse von /Angerer et al. 1995/ und /Stami 1995/ eine erhebliche Verbesserung der Qualität der CO- und VOC-Emissionsdaten erreicht. In diesen Arbeiten werden zum ersten Mal die Emissionsfaktoren einer großen Zahl von Holzfeuerungen unterschiedlicher Bauarten gegenübergestellt. Die Streuung der Emissionsfaktoren ergibt sich aus den Meßergebnissen zu 80 % für CO und zu 170 % für VOC.

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Qualität der Emissionsdaten würde darin bestehen, den Bestand an Holzfeuerungen nach Bauarten aufzuschlüsseln. Die Unterglieder

rung müßte dabei der Aufschlüsselung der Emissionsfaktoren folgen. Bisher liegt allerdings kein geeignetes Datenmaterial über die Struktur des Anlagenbestandes vor.

Am höchsten ist die Unsicherheit der BaP-Emissionen einzustufen. Bei diesem Schadstoff kommt zu einer ausgeprägten Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Verbrennungstechnik und vom Betriebszustand der Feuerungsanlage hinzu, daß der Nachweis von BaP im Abgas noch erhebliche Schwierigkeiten bereitet. Aufgrund der verschiedenen Fehlerquellen weisen die in der Literatur verfügbaren Angaben über BaP-Emissionsfaktoren eine erhebliche Bandbreite auf. Dies wird in Tab. 7.1 am Beispiel der Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen, die die wichtigste Quellgruppe für BaP darstellen, dokumentiert.

Tab. 7.1: Vergleich energiebezogener BaP-Emissionsfaktoren verschiedener Herkunft für Holzfeuerungen

Emissionsfaktor [kg/TJ _{Br}]	Anlagenleistung	Herkunft
$0,5 \cdot 10^{-3} - 0,3$	10 - 30 kW _{th}	/Vesterinen 1984/
0,01 - 1	10 - 300 kW _{th}	/Januten 1983/
$0,9 \cdot 10^{-3} - 0,014$	1 MW _{th}	/Straberger 1986/
0,001	10 MW _{th}	/Januten 1983/
$0,06 \cdot 10^{-3} - 3 \cdot 10^{-3}$	5 - 20 MW _{th}	/Straberger 1986/
0,129	Kleinfeuerungen	/Wörth 1995/
0,014	Industriefeuerungen	/Orthofer, Vesely 1992/

Bei einem Vergleich der Werte muß berücksichtigt werden, daß viele Emissionsfaktoren nicht repräsentativ für den Anlagenbestand in Baden-Württemberg sind. Am ehesten ist eine Übereinstimmung des Gültigkeitsbereiches der Emissionsfaktoren von /Wörth 1995/ und /Orthofer, Vesely 1992/ mit dem Anlagenbestand in Baden-Württemberg gewährleistet. Daher bilden diese Emissionsfaktoren die Grundlage zur Berechnung der BaP-Emissionen in dieser Arbeit. Eine Verbesserung der Qualität der Emissionsdaten für BaP würde eine systematische Messung der BaP-Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen verbreiteter Bauarten erfordern.

7.2.2 Unsicherheiten räumlich verteilter Werte

Zur Beurteilung der zusätzlichen Unsicherheiten, die bei der Ermittlung regionalisierter Emissionsdaten entstehen, muß man zwischen dem Beitrag der Punkt- und der Flächenquellen unterscheiden. Die räumliche Zuordnung der Emissionen von Punktquellen ist bei Vernach-

lässigung des Mündungsdurchmessers punktgenau über die Koordinaten der Kamine möglich. Unplausible Angaben der Koordinaten können i. a. durch einen Vergleich der Koordinaten mit der räumlichen Lage der Gemeinden behoben werden, in der sich die Anlagen befinden.

Zur Berechnung regionalisierter Emissionsdaten für Flächenquellen wird zunächst der Energieeinsatz pro Gemeinde ermittelt. Dazu werden die Gebäudetypenmethode und der lineare Indikatoransatz verwendet. Um mit diesen Methoden möglichst genaue Ergebnisse auf Gemeindeebene zu erzielen, werden die Sektoren Haushalte, Kleinverbraucher und Industrie weiter untergliedert. Dennoch sind im Vergleich zu den Gesamtergebnissen für Baden-Württemberg zusätzliche Unsicherheiten zu erwarten.

Unsicherheiten durch die Verwendung der Gebäudetypenmethode können dadurch entstehen, daß bei der Annahme eines konstanten Energieeinsatzes pro m^2 bewohnter Fläche in einem bestimmten Gebäudetyp unterschiedliche Heizgewohnheiten verschiedener Nutzer vernachlässigt werden. Die Unsicherheiten der Ergebnisse der Gebäudetypenmethode können durch einen Vergleich mit den Ergebnissen der wesentlich aufwendigeren Methoden abgeschätzt werden, die zur Erstellung der Emissionskataster für Untersuchungsgebiete verwendet werden (vgl. Teilkapitel 3.5). Aus /UM 1990/, /UM 1990 b/ und /UM 1990 c/ geht der Energieeinsatz privater Haushalte in rund 40 Gemeinden in Baden-Württemberg hervor. Dabei werden sowohl kleine Gemeinden mit einigen hundert Einwohnern als auch Großstädte wie Stuttgart, Mannheim und Karlsruhe erfaßt. Diese Daten müssen allerdings noch an das Bezugsjahr 1992 angepaßt werden. Vergleicht man den Energieeinsatz privater Haushalte, der mit der Gebäudetypenmethode berechnet wird, mit dem an das Bezugsjahr 1992 angepaßten Energieeinsatz aus /UM 1990/, /UM 1990 b/ und /UM 1990 c/, so erhält man im Mittel über 40 Gemeinden eine Abweichung von 17 %.

Größere Unsicherheiten sind für den Sektor Kleinverbraucher zu erwarten. Der Energieeinsatz pro Gemeinde wird hier mit dem linearen Indikatoransatz berechnet. Zum einen stellt die Annahme eines konstanten Energieeinsatzes pro Indikatoreinheit in einer bestimmten Verbrauchergruppe eine Vereinfachung dar, zum anderen kann bei der Auswahl einer Indikatorgröße für eine Verbrauchergruppe nicht immer die Größe gewählt werden, die sich in bester Näherung proportional zum Energieeinsatz verhält. Als Beispiel für die Unsicherheit, die durch den zweitgenannten Punkt verursacht wird, diene die Verbrauchergruppe der Krankenhäuser. Der Energieeinsatz von Krankenhäusern verhält sich in bester Näherung proportional zur beheizten Fläche. Aus Daten über den Energieeinsatz einer Reihe von Krankenhäusern in /MWMT 1991/ geht hierfür eine Korrelation mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,984 hervor. Da die beheizte Fläche in Krankenhäusern aber nicht gemeindeweise verfügbar ist, wird die gemeindeweise verfügbare Bettenzahl als Indikatorgröße verwendet. Hier beträgt das Bestimmtheitsmaß der Korrelation mit dem Energieeinsatz nur 0,903.

Die Unsicherheiten durch die Regionalisierung des Brennstoffeinsatzes flächenhaft erfaßter industrieller Emittenten ist ebenfalls höher einzustufen als im Falle der Haushalte, da

auch für den Sektor Industrie der lineare Indikatoransatz gewählt wird. Im Sektor Industrie entfällt allerdings der weitaus größte Teil des Brennstoffeinsatzes auf genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen, die als Punktquellen behandelt werden. Der Brennstoffeinsatz und die Emissionen der Punktquellen liegen mit relativ hoher Genauigkeit vor. Daher ist insgesamt davon auszugehen, daß die Regionalisierung des Brennstoffeinsatzes bzw. der Emissionen des Sektors Industrie nur geringe zusätzliche Unsicherheiten verursacht.

Der Bestimmung des Energieeinsatzes auf Gemeindeebene folgt die Multiplikation mit sektortypischen Emissionsfaktoren. Bei diesem Rechenschritt können dadurch Unsicherheiten entstehen, daß der Anlagenbestand in einer Gemeinde in seiner Struktur nicht dem Anlagenbestand entspricht, der bei der Bestimmung sektortypischer Emissionsfaktoren zugrunde gelegt wurde. Diese Fehlerquelle wirkt sich insbesondere auf die Zuverlässigkeit der Emissionsdaten für kleine Gemeinden aus.

Der Ermittlung gemeindebezogener Emissionen schließt sich die Rasterung der Emissionen an. Im Vergleich zur homogenen Verteilung der Emissionen der Gemeinden auf ihre Siedlungsflächen wird eine erhebliche methodische Verbesserung erreicht, indem für jede Rasterzelle ein Bebauungsgrad abgeleitet wird, der aus Landnutzungsdaten gewonnen wird. Er gibt allerdings nur über die Dichte des Gebäudebestandes pro Rasterzelle Auskunft, berücksichtigt aber z. B. nicht die Altersstruktur und die Heizungsstruktur des Gebäudebestandes pro Rasterzelle. Daher sind die Emissionen pro Rasterzelle tendenziell mit höheren Unsicherheiten behaftet als die Emissionen pro Gemeinde.

Diese Einschränkung trifft allerdings nicht auf die Rasterzellen mit den höchsten Emissionsbelastungen zu, da sich in diesen Rasterzellen i. a. große Einzelemittenten befinden, für die Punktquellendaten vorliegen.

In absehbarer Zeit wird eine Verbesserung der Methode zur Rasterung der gemeindebezogenen Emissionen durch die Nutzung digitalisierter topographisch-kartographischer Daten aus /ATKIS 1989/ möglich. Mit diesen Daten wird eine eindeutige Unterscheidung zwischen Industrie- und Gewerbeflächen auf der einen Seite und dicht besiedelten Wohngebieten auf der anderen Seite möglich sein. Mit der derzeit verfügbaren Datengrundlage ist eine solche Unterscheidung ausgeschlossen.

Ferner können für einige Verbrauchergruppen Daten aus /ATKIS 1989/ direkt als Indikatorgröße zur räumlichen Verteilung der Emissionen bzw. des Brennstoffeinsatzes verwendet werden. Beispielsweise gehen aus den Daten Lage und Fläche sämtlicher Gewächshäuser in Baden-Württemberg hervor. Dadurch wird die räumliche Verteilung der Emissionen bzw. des Brennstoffeinsatzes der Verbrauchergruppe Unterglasanbau auf Rasterzellen ohne den Umweg über die Berechnung gemeindebezogener Werte möglich.

Die in diesem Abschnitt angesprochenen Ursachen von Unsicherheiten bei der Ermittlung regionalisierter Emissionsdaten besitzen die Gemeinsamkeit, daß sie auf die Verwendung von Mittelwerten für unterschiedliche physikalische Größen zurückzuführen

sind. Die Streuung der Größen wird dabei vernachlässigt. Daher ist davon auszugehen, daß die berechnete räumliche Verteilung der Emissionen tendenziell zu gleichmäßig ist.

7.2.3 Unsicherheiten zeitlich aufgelöster Werte

Die zeitliche Verteilung von Emissionen stellt eine weitere Disaggregation der ursprünglich berechneten Jahreswerte dar. Daher ist von einer erhöhten Unsicherheit zeitlich aufgelöster Emissionen auszugehen, die in verschiedenen Sektoren unterschiedlich ausgeprägt sein kann.

Die Berechnung *täglicher Emissionen* erfolgt für die Sektoren *Haushalte*, *Kleinverbraucher* und *Industrie* durch die Multiplikation der jährlichen Emissionen mit Jahregängen des Energiebedarfs in täglicher Auflösung. Die Jahregänge für den Sektor Haushalte sind als vergleichsweise zuverlässig einzustufen, da sich der Raumwärmebedarf, der einen hohen Anteil am gesamten Energiebedarf hat, gut mit Hilfe der Gradtagszahl modellieren läßt. Durch die Annahme, daß der tägliche Energiebedarf zur Warmwasserbereitstellung und zum Kochen konstant ist, ist ebenfalls nicht mit großen Fehlern zu rechnen.

Größere Unsicherheiten sind bei den Jahregängen für die Kleinverbrauchergruppen und Industriebranchen zu erwarten, die durch einen hohen Anteil der Prozeßwärme am gesamten Wärmebedarf gekennzeichnet sind. Zur Modellierung des Energiebedarfs zur Bereitstellung von Prozeßwärme wird eine lineare Abhängigkeit von der Produktion angenommen, über deren zeitlichen Verlauf nur Angaben auf monatlicher Basis verfügbar sind.

Für den Sektor Industrie werden die Koeffizienten α_B , β_B und γ_B , die zur Berechnung von Jahregängen benötigt werden, aus einer Regressionsanalyse des (nicht-elektrischen) Energieverbrauchs mit quartalsmittleren Gradtagszahlen und Produktionsindizes hergeleitet. Dabei ist mit Unsicherheiten zu rechnen, da die Gefahr einer zufälligen Korrelation nicht ausgeschlossen werden kann und von Quartalswerten auf tägliche Werte geschlossen wird.

Um diese Schwachpunkte zu beseitigen, erscheint es auf den ersten Blick sinnvoll, die Angaben in den Emissionserklärungen über die monatliche Betriebsstundenzahl pro Anlage auszuwerten. Derzeit sind die Angaben in vielen Fällen jedoch unplausibel. Eine Überprüfung der Angaben in den Emissionserklärungen für 1992 zeigt, daß häufig auch dann eine monatlich konstante Betriebsstundenzahl angegeben wird, wenn dies als unwahrscheinlich anzusehen ist. Aus diesem Grunde ist die Verwendung der Angaben zur monatlichen Betriebsstundenzahl erst sinnvoll, nachdem umfangreiche Plausibilitätskontrollen durch die zuständige Landesbehörde erfolgt und unplausible Angaben durch die Betreiber korrigiert worden sind.

Die Bestimmung *stündlicher Emissionen* aus den Tageswerten erfolgt mit Hilfe von Tagesgängen des Energiebedarfs in stündlicher Auflösung. Unsicherheiten entstehen dadurch, daß für einige Industriebranchen und Kleinverbrauchergruppen kein empirisch gewonnenes Datenmaterial zur Herleitung branchenbezogener Tagesgänge vorliegt. In diesen Fällen wird

auf gemittelte Tagesgänge für die Wirtschaftshauptgruppen bzw. auf Tagesgänge von Kleinverbrauchergruppen mit ähnlicher Energieverbrauchsstruktur zurückgegriffen.

Eine Verbesserung der Qualität der Tagesgänge könnte durch weitere Umfragen erreicht werden, mit denen stündliche Werte für den Brennstoffeinsatz oder die Emissionen ermittelt werden. Alternativ könnten Messungen in typischen Industriebetrieben oder Einrichtungen von Kleinverbrauchern vorgenommen werden. Beide Methoden sind allerdings mit einem erheblichen Aufwand verbunden, der den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

Methodisch bedingte Unsicherheiten entstehen dadurch, daß für sämtliche Industriebetriebe einer Branche und für sämtliche Einrichtungen einer Kleinverbrauchergruppe jeweils gleiche Jahres- und Tagesgänge verwendet werden. Eine tiefere Unterscheidung der Jahres- oder Tagesgänge nach weiteren Merkmalen ist auf der Grundlage der verfügbaren Datenbasis auch nicht sinnvoll. Hierzu ist die vorherige Beschaffung weiterer Zeitgänge durch Umfragen erforderlich.

Die Klassifizierung der Zeitgänge nach relativ wenigen Merkmalen dürfte vor allem die Unsicherheiten der stündlichen Emissionen kleiner Gemeinden oder einzelner Punktquellen erhöhen. Betrachtet man dagegen den zeitlichen Verlauf der Emissionen im gesamten Gebiet Baden-Württembergs, dürften sich die lokalen Unterschiede zum größten Teil herausmitteln.

Zur Bestimmung stündlicher Emissionen *öffentlicher Kraftwerke* wird zunächst die stündliche Strom- und Fernwärmeerzeugung mit den Modellen SIESTA von /Wiese 1994/ und MEFISTA berechnet. In die Berechnung der stündlichen Stromerzeugung gehen Gradtagszahlen und Produktionsindizes sowie mittlere Jahres- und Tagesgänge für den Strombedarf in der Bundesrepublik Deutschland ein. Bestimmt man mit SIESTA die Stromerzeugung einzelner EVU, ist mit Unsicherheiten zu rechnen. Diese ließen sich nur durch eine Erhebung vermeiden, da sektoral untergliederte Jahres- und Tagesgänge für einzelne EVU nicht zur Verfügung stehen.

Bei der Simulation der stündlichen Fernwärmeerzeugung mit dem Modell MEFISTA wird auf typische Zeitgänge zurückgegriffen, die sich auf die Standorte der einzelnen Fernwärmeerzeugungsanlagen beziehen. Daher ist hier von geringeren Unsicherheiten auszugehen als bei der stündlichen Stromerzeugung.

Im nächsten Schritt wird mit dem Modell PROFAKO die kostenoptimale Fahrweise der Kraftwerksblöcke bestimmt. Ob aber die EVU diese Fahrweise wählen oder ob nicht abgebildete Präferenzen eine andere Fahrweise nahe legen, bleibt offen. Es kann nicht sichergestellt werden, daß sämtliche relevanten Rahmenbedingungen in die Optimierungsrechnung einbezogen werden, da es sich zum Teil um Betriebsgeheimnisse handelt.

Eine Quelle für Unsicherheiten zeitlich aufgelöster Emissionsdaten, die die Ergebnisse sämtlicher Sektoren betrifft, besteht in der auch für kleine Zeiträume angenommenen Proportionalität zwischen dem Brennstoffeinsatz und den Emissionen. Dadurch werden die erhöhten Emissionen während der An- und Abfahrvorgänge, die bei den Schadstoffen VOC, CO und

BaP sehr stark ausgeprägt sein können, über den gesamten Betriebszeitraum verteilt. Das hat zur Folge, daß die berechnete zeitliche Verteilung der Emissionen tendenziell zu gleichmäßig ist. In der Realität dürften insbesondere die durch das morgendliche Anfahren von Feuerungsanlagen verursachten Emissionsspitzen stärker ausgeprägt sein, als berechnet wird. Des weiteren dürften die Emissionen nach der morgendlichen Anfahrspitze stärker abfallen. Eine Quantifizierung dieses Effektes ist allerdings nicht möglich, da fast alle verfügbaren Emissionsfaktoren Mittelwerte über die Betriebszustände Anfahrbetrieb, stationärer Betrieb und Abfahrbetrieb darstellen.

7.2.4 Zusammenfassende Darstellung der Ursachen von Unsicherheiten

In der folgenden Tabelle werden die wichtigsten Ursachen für Unsicherheiten, die in den letzten drei Abschnitten diskutiert wurden, zusammenfassend dargestellt.

Tab. 7.2: Ursachen von Unsicherheiten bei der Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster Emissionen

Berechnungsschritt	Ursache für Unsicherheiten	Möglichkeit zur Verbesserung der Datenqualität
Bestimmung jährlicher Emissionen	<p>nur kommerzieller Brennstoffeinsatz vollständig erfaßt</p> <p>unsichere Emissionsfaktoren</p> <p>Punktquellendaten teilweise unplausibel</p>	<p>Verbesserung bzw. Ausweitung der offiziellen Statistiken</p> <p>Messungen der Emissionsfaktoren, insbesondere für BaP; Messung der Hg-Abscheidung in Abgaswäschern; Aufspaltung des Bestandes an Kleinf Feuerungen nach Bauarten Messungen an repräsentativen Anlagen im Bestand unter Praxisbedingungen</p> <p>erweiterte Plausibilitätskontrolle der Emissionserklärungen durch zuständige Landesbehörde, Korrektur unplausibler Angaben durch den Betreiber</p>
Bestimmung räumlich aufgelöster Emissionen	<p>Bestimmung des Brennstoffeinsatzes von Flächenquellen pro Gemeinde</p>	<p>Indikatorgrößen korrelieren teilweise nicht optimal mit dem Energieeinsatz</p>
		<p>Für einige Verbrauchergruppen in Zukunft Verbesserung möglich durch Einbeziehung topographisch-kartographischer Daten aus /ATKIS 1989/</p>

<p>Bestimmung der Emissionen von Flächenquellen pro Gemeinde</p> <p>Verteilung der Emissionen von Flächenquellen auf Rasterzellen</p>	<p>Emissionsfaktoren werden als Mittelwert für größeren Anlagenbestand angegeben. Der Anlagenbestand besonders in kleinen Gemeinden kann abweichend strukturiert sein.</p> <p>Industriegebiete und Wohngebiete können derzeit nicht eindeutig unterschieden werden</p> <p>Strukturdaten wie die Wohnfläche pro Gebäudetyp oder die Beschäftigtenzahl stehen nicht pro Rasterzelle, sondern nur pro Gemeinde zur Verfügung</p>	<p>In Zukunft Verwendung topographisch-kartographischer Daten aus /ATKIS 1989/</p>
<p>Bestimmung zeitlich aufgelöster Emissionen</p> <p>Bestimmung von Tageswerten</p> <p>Bestimmung stündlicher Emissionen</p> <p>Bestimmung der stündlichen Stromerzeugung</p> <p>Bestimmung der Fahrweise der Kraftwerke</p> <p>Verwendung der Zeitgänge des Energiebedarfs für Emissionen</p>	<p>Daten über die industrielle Produktion liegen nur monatsweise vor</p> <p>bei der Regressionsanalyse des Energiebedarfs der Industrie kann eine zufällige Korrelation nicht ausgeschlossen werden</p> <p>nicht für alle Industriebranchen und Kleinverbrauchergruppen sind Tagesgänge verfügbar</p> <p>Stromlastgänge sind bundesweite Mittelwerte</p> <p>Bestimmende Größen sind zum Teil Betriebsgeheimnisse</p> <p>Erhöhte Emissionen während der An- und Abfahrvorgänge</p>	<p>Auswertung der Angaben in den Emissionserklärungen über die monatliche Betriebsstundenzahl der Anlagen; vorher sind allerdings umfangreiche Plausibilitätskontrollen und Korrekturen der Angaben durch Anlagenbetreiber nötig</p> <p>Weitere Umfragen oder Messungen zur Erhebung von Tagesgängen</p> <p>Umfragen unter den EVU zur Erhebung sektoral untergliederter Lastgänge bzw. der Lastgänge für einzelne Kraftwerke</p> <p>Emissionsfaktoren untergliedern nach Betriebszuständen (An-, Abfahrbetrieb, stationärer Betrieb)</p>

7.3 Vergleich von Emissionsdaten verschiedener Herkunft

Während im letzten Teilkapitel die Ursachen der Unsicherheiten der in dieser Arbeit berechneten Emissionen analysiert und, soweit möglich, auch quantifiziert wurden, wird im folgen-

den auf die Plausibilität der Emissionsdaten eingegangen. Dazu werden die selbst berechneten Emissionsdaten mit anderweitig gewonnenen Emissionsdaten verglichen, bei denen man von einer relativ hohen Genauigkeit ausgehen kann. In den Vergleich werden zum einen die in /Stala 1995/ veröffentlichten kreisbezogenen SO_2 - und NO_x -Emissionen für Baden-Württemberg im Jahr 1992 einbezogen. Zum anderen werden die Ergebnisse der Berechnung stündlicher NO_x -Emissionen öffentlicher Kraftwerke für eine Septemberwoche mit den Ergebnissen der selbst durchgeführten Umfrage verglichen.

7.3.1 Vergleich kreisbezogener Jahreswerte für SO_2 und NO_x

In /Stala 1995/ werden relativ zuverlässige Kreisergebnisse für die SO_2 - und NO_x -Emissionen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 veröffentlicht (zur Berechnungsmethode siehe auch Abschnitt 3.7). Als Emissionsfaktoren für Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der TA Luft dienen mittlere Emissionsfaktoren für diese Anlagenart aus /LfU 1994/. Für Großfeuerungsanlagen werden anlagenbezogene Emissionsfaktoren aus /LfU 1994 b/ verwendet. Der Brennstoffeinsatz der Anlagen liegt dem Statistischen Landesamt aus Betreiberangaben vor.

Für den Bereich der nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen werden sektortypische Emissionsfaktoren verwendet. Der regionalisierte Brennstoffeinsatz wird z. B. über die Anzahl an Wohngebäuden und die Beheizungsstruktur pro Kreis berechnet.

Damit sind die in /Stala 1995/ verwendeten Methoden zur Bestimmung räumlich aufgelöster Emissionen in vielen Punkten vergleichbar mit den Methoden, die in dieser Arbeit vorgestellt werden. Methodische Unterschiede bestehen z. B. darin, daß mit den selbst entwickelten Modellen auch gemeindebezogene Emissionen und Emissionen pro Rasterzelle von $1 \times 1 \text{ km}^2$ ermittelt werden können und daß die Emissionserklärungen für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen ausgewertet werden. Ferner werden in /Stala 1995/ nur Jahreswerte angegeben, während in dieser Arbeit neben Jahres- auch Tages- und Stundenwerte berechnet und diskutiert werden.

Aufgrund der vergleichbaren Vorgehensweise bei der Ermittlung jährlicher Emissionen aus Feuerungsanlagen in räumlicher Auflösung stellen die Ergebnisse in /Stala 1995/ eine sinnvolle Vergleichsmöglichkeit zu den selbst berechneten Emissionen dar. In Bild 7.1 sind die Kreisergebnisse aus /Stala 1995/ für den Bereich der Feuerungsanlagen auf der y-Achse und die selbst berechneten Ergebnisse auf der x-Achse abgetragen. Für die eingezeichneten Regressionsgeraden wird die Steigung und das Bestimmtheitsmaß R^2 angegeben. Die Ergebnisse für die Stadtkreise Mannheim und Karlsruhe sind in Bild 7.1 nicht enthalten, da sie außerhalb des Wertebereichs der Graphik liegen.

Generell zeigen die in Bild 7.1 eingezeichneten Punkte ein durchaus gute Übereinstimmung der Kreisergebnisse. Dieser Eindruck bestätigt sich für die nicht eingezeichneten Ergebnisse für die Stadtkreise Mannheim und Karlsruhe. Die gute Übereinstimmung der

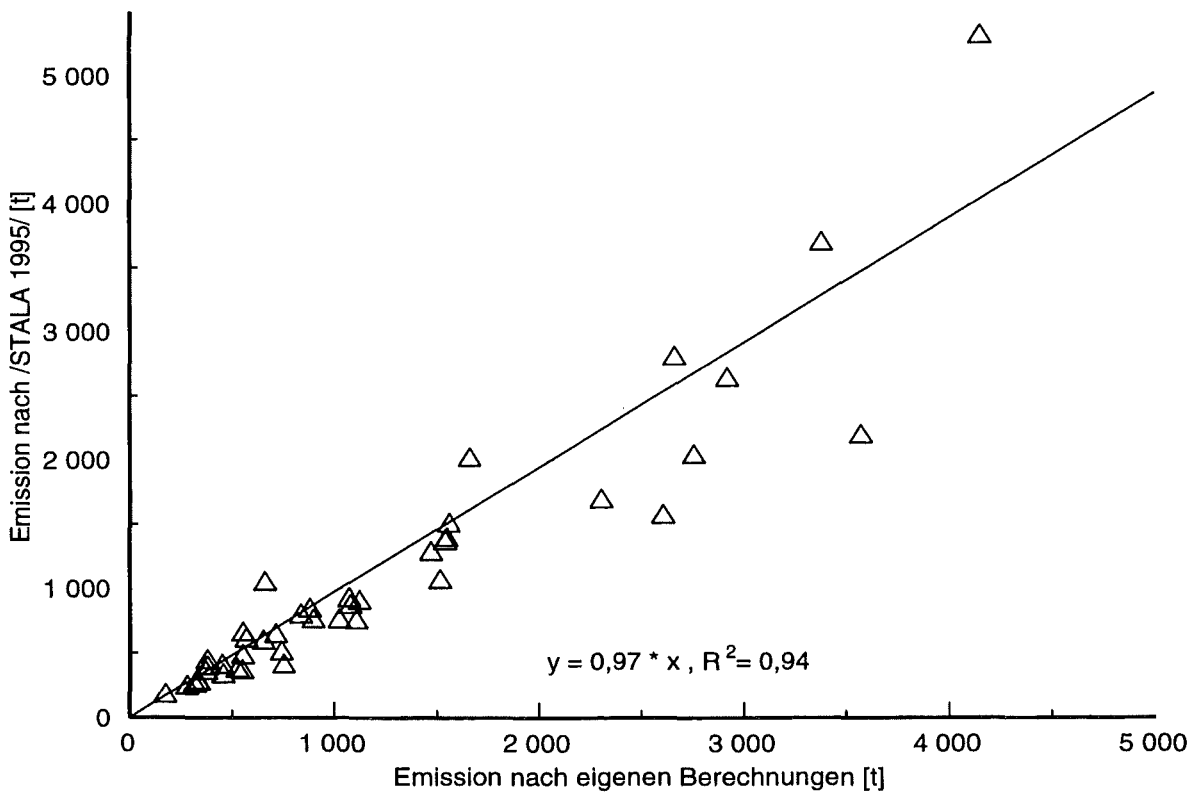
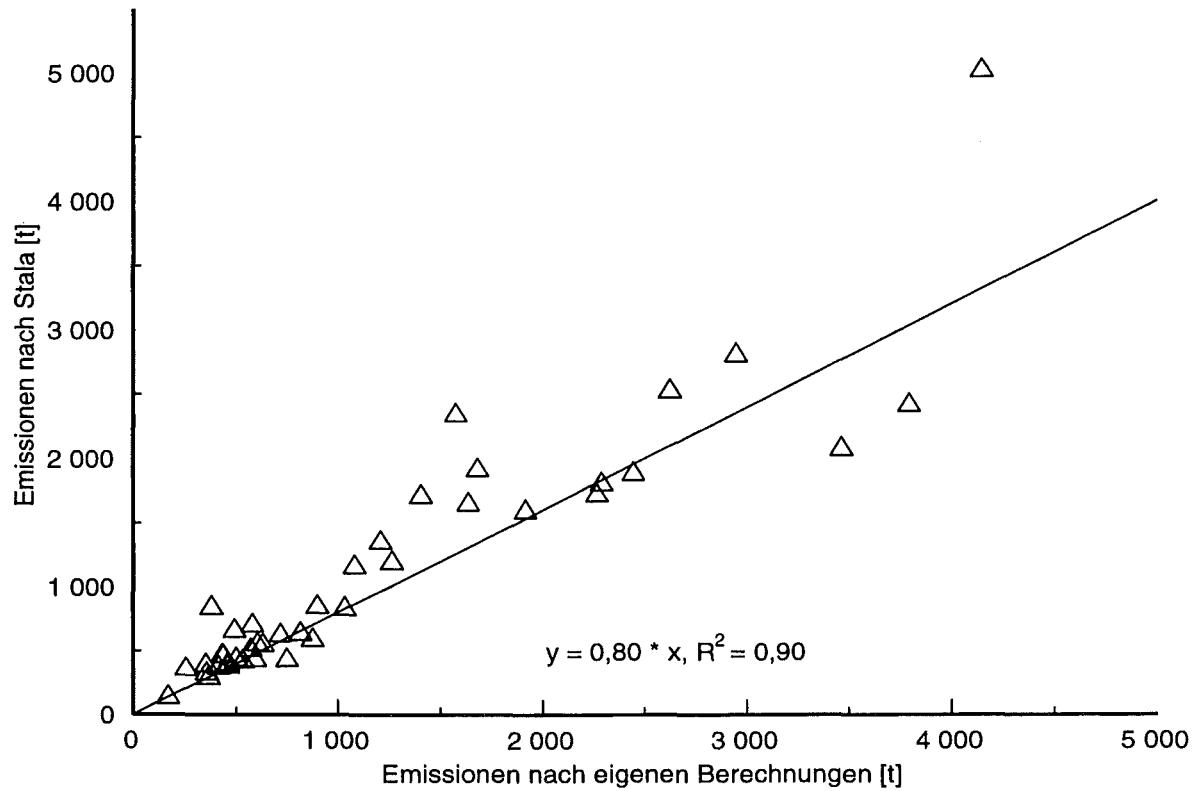


Bild 7.1: Vergleich von Kreisergebnissen für die SO₂- (oben) und NO_x-Emissionen (unten) aus Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1992 nach eigenen Berechnungen und nach /Stala 1995/

Kreisergebnisse wird dadurch bestätigt, daß die Bestimmtheitsmaße mit 0,90 und 0,94 relativ hoch liegen. Dennoch lassen sich einige Abweichungen zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Berechnungsmethoden feststellen. Tendenziell liegen die selbst berechneten Emissionsdaten etwas über den Ergebnissen aus /Stala 1995/, weshalb die Steigungen der Regressionsgeraden kleiner als 1 sind. Diese Tendenz läßt sich darauf zurückführen, daß einige sehr emissionsrelevante Punktquellen überdurchschnittlich hohe Emissionsfaktoren besitzen. Dies trifft insbesondere auf große Prozeßfeuerungen wie z. B. Zementwerke zu. Bedingt durch die Vorgehensweise des Statistischen Landesamtes werden die Emissionen dieser Anlagen in /Stala 1995/ unterschätzt.

Weitere Abweichungen zwischen den Emissionsdaten lassen sich damit erklären, daß zur Berechnung der Emissionen von Flächenquellen unterschiedliche Emissionsfaktoren verwendet werden und daß die Methoden zur Regionalisierung des Brennstoffeinsatzes im Detail Unterschiede aufweisen.

7.3.2 Vergleich zeitlich aufgelöster Werte

Für den Sektor öffentliche Kraftwerke können Modellergebnisse, die mit der in Teilkapitel 4.7 dargestellten Methode für die Woche von Montag, dem 14.9.1992, bis Sonntag, dem 20.9.1992, erzielt werden, mit Meßergebnissen verglichen werden. Die Meßergebnisse wurden aus einer Umfrage unter den Anlagenbetreibern gewonnen. In Bild 7.2 werden die gemessenen NO_x -Emissionen den Modellergebnissen gegenübergestellt.

Für die Werktage erkennt man eine gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Meßergebnissen. Kleinere Abweichungen ergeben sich z. B. durch Anfahrvorgänge von Kraftwerksblöcken, die zu ausgeprägten Spitzen in den Emissionen führen können. Weiterhin ist den gemessenen Daten eine überdurchschnittliche Mittagsspitze am Mittwoch und eine unterdurchschnittliche Mittagsspitze am Donnerstag zu entnehmen. Die Modellergebnisse zeigen dagegen Mittagsspitzen von fast gleicher Höhe. Diese Vereinfachung der Realität durch Modellrechnungen muß in Kauf genommen werden, da eine Erfassung sämtlicher Parameter, die den zeitlichen Verlauf der Emissionen beeinflussen, mit vertretbarem Aufwand ausgeschlossen ist.

Im Vergleich zur Situation an Werktagen ist die Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Meßergebnissen am Wochenende deutlich schlechter. Zwar ist in beiden Fällen ein Rückgang der Emissionen festzustellen. Die gemessenen Emissionen gehen aber am Wochenende erheblich stärker zurück als die berechneten Werte. Der starke Rückgang der gemessenen Emissionen ist darauf zurückzuführen, daß mehrere große Kraftwerksblöcke am Wochenende nicht zur Stromerzeugung eingesetzt werden. Dies kann darauf zurückzuführen sein, daß der Strombedarf am Wochenende stärker zurückgeht, als von SIESTA ermittelt wird. Zum anderen könnte am Wochenende in stärkerem Maße Strom von EVU außerhalb

Baden-Württembergs bezogen werden, als für die Modellierung des blockweisen Brennstoffeinsatzes mit PROFAKO angenommen wird.

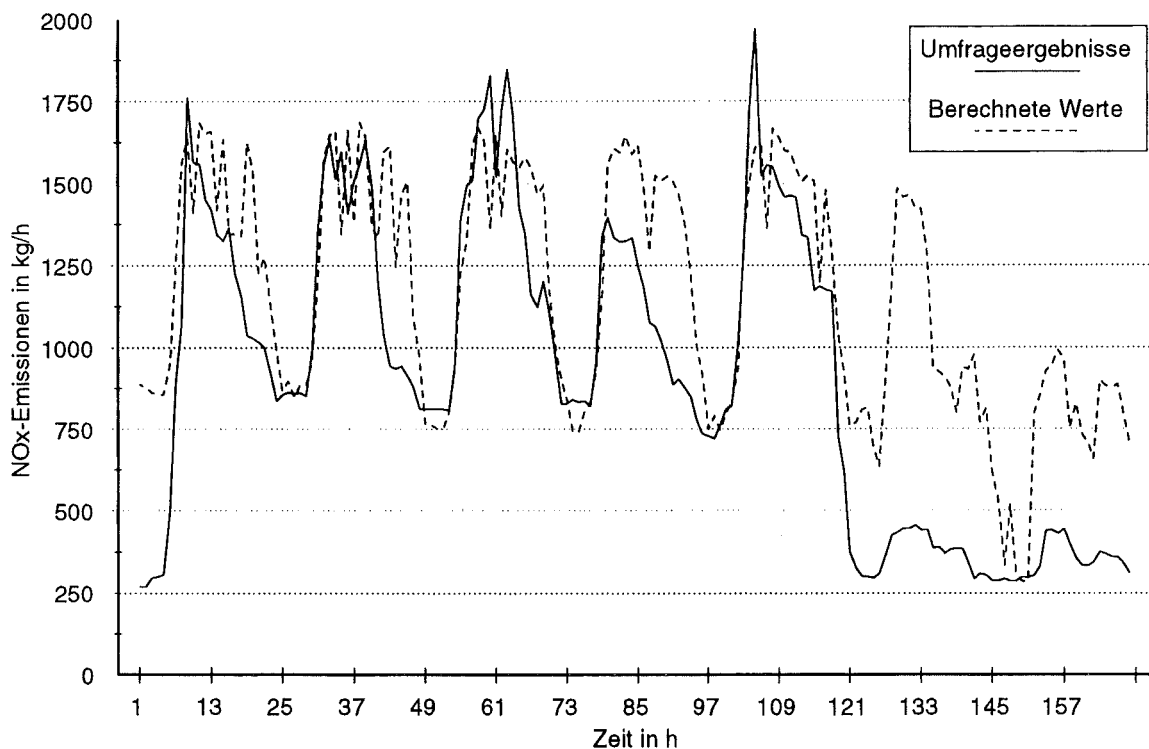


Bild 7.2: Stündliche NO_x -Emissionen öffentlicher Kraftwerke in Baden-Württemberg: Umfrageergebnisse und Modellergebnisse für die Woche vom 14.9.1992 bis zum 20.9.1992

Eine weitergehende Analyse der Ursachen für die Abweichungen zwischen den gemessenen und den modellierten Emissionen öffentlicher Kraftwerke ist nur möglich, indem für ausgewählte Perioden sowohl stündliche Emissionen und der stündliche Brennstoffeinsatz als auch Lastgänge der Strom- und Fernwärmeerzeugung ermittelt werden. Diese Daten werden nicht veröffentlicht und können nur durch eine Umfrage unter den EVU in Baden-Württemberg beschafft werden. Eine solche Umfrage könnte im Rahmen eines Forschungsprojektes der Art des in /John et al. 1997/ vorgestellten geplant und durchgeführt werden. Es kann allerdings nicht sicher davon ausgegangen werden, daß dadurch verwertbare Daten beschafft werden können, da die Teilnahme der EVU an einer solchen Umfrage freiwillig wäre und zum Teil Betriebsgeheimnisse berührt werden.

Die starken Abweichungen der gemessenen und der berechneten Emissionswerte für die Wochenendtage legen allerdings eine entsprechende Umfrageaktion nahe. Wichtig ist dabei, die Lastgänge der einzelnen EVU in sektoraler Untergliederung zu erfragen. Dadurch könnte man das Modell SIESTA von /Wiese 1994/ an die speziellen Verhältnisse in den Versorgungsgebieten der einzelnen EVU anpassen und zuverlässigere Ergebnisse erzielen.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Verbrennung fossiler oder biogener Energieträger in Feuerungsanlagen wird ein breites Spektrum an Luftschadstoffen freigesetzt. Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung und Anwendung von Modellen zur Ermittlung der durch Feuerungsanlagen verursachten Emissionen an SO_2 , NO_x , CO, VOC, BaP und Hg in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung. Emissionsdaten in dieser Detaillierung werden als Eingangsdaten für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle benötigt, mit denen die Immissionen in den untersuchten Gebieten flächendeckend bestimmt werden können.

Neben der aktuellen Emissionssituation werden verschiedene Szenarien zur zukünftigen Entwicklung der Emissionen untersucht. Dazu werden verschiedene Annahmen über den Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen gemacht und die Emissionen bestimmt, die sich unter diesen Annahmen ergeben. Setzt man diese Emissionsdaten in Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle ein, kann man die Wirksamkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität bestimmen.

Wegen der hohen Bedeutung hochaufgelöster Emissionsdaten zur Unterstützung von Entscheidungsfindungsprozessen in der Luftreinhaltepolitik wurden bereits von verschiedenen Seiten Berechnungsmodelle entwickelt. Von /Pacyna, Jörß 1991/, /Buitjes 1992/ und /McInnes 1996/ werden z. B. Modelle vorgestellt, die die Emissionsberechnung in internationalem Maßstab erlauben. Die Ergebnisse weisen allerdings nicht die für β -mesoskalige Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle benötigte hohe räumliche und zeitliche Auflösung auf. Ferner werden die Emissionen nicht in der erforderlichen stofflichen Aufgliederung ermittelt. Ein weiteres Defizit besteht darin, daß nur sehr einfache Methoden zur räumlichen und zeitlichen Auflösung verwendet werden. Daher ist zu vermuten, daß die Emissionsdaten mit hohen Fehlern behaftet sind.

Auf nationaler Ebene liegen einige Ansätze vor, die die Berechnung von Emissionsdaten in hoher räumlicher Auflösung ermöglichen (/UM 1990/, /Orthofer et al. 1991/, /Stala 1995/). In diesen Arbeiten wird allerdings keine zeitliche Auflösung der Emissionen vorgenommen. Ferner wird nur ein kleines Schadstoffspektrum berücksichtigt.

Von /Müller 1994/ werden Modelle zur Berechnung räumlich und zeitlich hochaufgelöster SO_2 - und NO_x -Emissionen für Baden-Württemberg im Jahr 1985 vorgestellt. Eine Betrachtung der Modelle im Detail zeigt aber, daß sie vom heutigen Standpunkt aus als veraltet bezeichnet werden müssen. Da die Modelle starr an die für Baden-Württemberg im Jahr 1985 verfügbare Datengrundlage gekoppelt sind, können die mittlerweile verfügbaren Ergebnisse der Großzählungen von 1987 und die Emissionserklärungen für genehmigungsbedürftige Anlagen nicht zur Emissionsberechnung verwendet werden. Darüber hinaus lassen sich mit den Modellen von /Müller 1994/ die Emissionen anderer Schadstoffe als SO_2 und NO_x auch dann nicht zuverlässig berechnen, wenn entsprechende Emissionsfaktoren bereitgestellt werden.

Ein entscheidender Schwachpunkt sämtlicher verfügbaren Emissionsmodelle besteht darin, daß eine systematische Untersuchung verschiedener Emissionsminderungsszenarien nicht möglich ist.

Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel dieser Arbeit in der Entwicklung und Anwendung von Modellen zur Ermittlung der Emissionen aus Feuerungsanlagen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung für variable Untersuchungsgebiete und -zeiträume. Dabei soll ein breites Schadstoffspektrum betrachtet werden können. Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf der Untersuchung verschiedener Emissionsminderungsszenarien.

Soweit möglich und sinnvoll werden die verfügbaren Ansätze zur Emissionsberechnung bei der Entwicklung eigener Modelle berücksichtigt. Um den Anforderungen β -mesoskaliger Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle an die Emissionsdaten zu entsprechen, sind aber zahlreiche Verbesserungen der Modelle zur Emissionsberechnung erforderlich. Einige besondere Fortschritte der eigenen Emissionsmodelle sind im folgenden zusammengestellt.

- Mit den selbst entwickelten Modellen können die Emissionen eines breiten Schadstoffspektrums bestimmt werden. Konkret werden in dieser Arbeit SO_2 , NO_x , CO , die Schadstoffgruppe der VOC in hoher stofflicher Aufgliederung, Hg und BaP untersucht. Da einige Schadstoffe überwiegend aus Feuerungsanlagen im mittleren und oberen Leistungsbereich emittiert werden, andere Schadstoffe dagegen überwiegend aus Kleinf Feuerungen, werden sämtliche Leistungsbereiche sehr detailliert untersucht.
- Neben Kesselfeuerungen und Lufterhitzern, auf deren Betrachtung sich viele Arbeiten zur Emissionsberechnung beschränken, werden Prozeßfeuerungen, Abfallverbrennungsanlagen, stationäre Verbrennungsmotoren und Gasturbinen betrachtet. Darüber hinaus werden die in der Landwirtschaft und im Baugewerbe betriebenen Dieselfahrzeuge in die Emissionsberechnung einbezogen.
- Zur Bestimmung der Hg-Emissionen werden für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen unter Verwendung von Informationen über die Schaltung der Abgasreinigungsanlagen anlagenabhängige Emissionsfaktoren bestimmt.
- Zur Bestimmung der CO -, VOC- und BaP-Emissionen wird der Brennholzeinsatz in Kleinf Feuerungen, der über den in offiziellen Statistiken angegebenen Wert deutlich hinausgeht, anderweitig abgeschätzt. Für den Sektor Haushalte wird hierzu die Gebäudetypenmethode verwendet. Für die Industrie wird auf die Abfallerhebung für das Produzierende Gewerbe /Stala 1993/ zurückgegriffen, deren Ergebnisse sinngemäß auf einige Kleinverbraucher übertragen werden.
- Die Regionalisierung des Brennstoffeinsatzes bzw. der Emissionen erfolgt im Vergleich zu früheren Arbeiten mit verfeinerten Methoden, indem z. B. iterative

Verfahren gewählt werden und die durch die Großzählungen von 1987 und die Emissionserklärungen erheblich verbesserte Datengrundlage einbezogen wird.

- Zur Verteilung der Emissionen von Flächenquellen auf Rasterzellen werden Landnutzungsdaten verwendet. Unterschiedliche Landnutzungsklassen werden dabei unterschiedlich gewichtet.
- Zur Berechnung der stündlichen Emissionen des Sektors Industrie werden Jahres- und Tagesgänge verwendet, die aus den Ergebnissen einer selbst durchgeführten Umfrage abgeleitet werden.
- Für den Sektor Kleinverbraucher werden hochaufgelöste Zeitgänge verwendet, die aus gemessenen Daten der Münchener Forschungsstelle für Energiewirtschaft abgeleitet werden. Damit wird eine im Vergleich zu früheren Arbeiten sehr detaillierte Zeitauflösung erreicht.
- Zur Berechnung der stündlichen Emissionen öffentlicher Kraftwerke wird das Modell PROFAKO eingesetzt, das eine Verteilung der Stromerzeugung auf Grund-, Mittel- und Spitzenlastkraftwerke erlaubt. Dadurch wird die unterschiedliche Fahrweise verschiedener Kraftwerkstypen für die Emissionsberechnung berücksichtigt.

Mit den in dieser Arbeit entwickelten Emissionsmodellen wird eine hochaufgelöste Emissionsdatenbasis für Baden-Württemberg im Jahr 1992 erstellt. Die wesentlichen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im Jahr 1992 werden aus Feuerungsanlagen 80 kt/a an NO_x , 81 kt/a an SO_2 , 113 kt/a an CO, 19 kt/a an VOC, 1.100 kg/a an Hg und 2.600 kg/a an BaP emittiert (gerundete Werte). Der relative Anteil der Emissionen aus Feuerungsanlagen an den gesamten Emissionen schwankt zwischen über 90 % bei BaP und weniger als 6 % bei den VOC. Beim SO_2 erreichen Feuerungsanlagen einen Anteil von 89 %, beim Hg einen Anteil von 70 %, beim NO_x einen Anteil von 31 % und beim CO einen Anteil von 17 %. Der Anteil der Emissionen aus Feuerungsanlagen an den gesamten Emissionen kann bei einzelnen Stoffen aus der Gruppe der VOC höher liegen als bei der gesamten Stoffgruppe. Beispielsweise verursachen Feuerungsanlagen 20 % der Benzol- und 28 % der Aldehyd-Emissionen.
- Den größten Anteil an den SO_2 - und NO_x -Emissionen aus Feuerungsanlagen hat der Sektor Industrie. Die CO- und VOC-Emissionen werden dagegen überwiegend durch Kleinf Feuerungen für Festbrennstoffe sowie durch die in der Landwirtschaft und im Baugewerbe betriebenen Dieselfahrzeuge verursacht. Zu den BaP-Emissionen tragen überwiegend Holzfeuerungen im unteren Leistungsbereich bei, die in privaten Haushalten und Gewerbebetrieben verbreitet sind. Hg wird zum größten

Teil aus Feuerungsanlagen für Kohle und Heizöl S bzw. Petrolkoks freigesetzt (inkl. Prozeßfeuerungen). Abfallverbrennungsanlagen folgen an dritter Stelle.

- An der räumlichen Verteilung der jährlichen Emissionen aus Feuerungsanlagen spiegelt sich das Quellenspektrum wider. So treten die NO_x -, SO_2 - und Hg-Emissionen größtenteils an den Standorten von großen Kraftwerksblöcken und Industriebetrieben auf. Die räumliche Verteilung der CO -, VOC- und BaP-Emissionen weist zwar auch Maxima an den Standorten bedeutender Punktquellen für diese Schadstoffe auf. Daneben sind aber auch dicht besiedelte Gebiete mit entsprechend vielen Kleinf Feuerungen als Emissionsschwerpunkte zu erkennen. An den BaP-Emissionen wird deutlich, daß in ländlichen Gebieten, in denen Holzfeuerungen eine überdurchschnittliche Verbreitung haben, hohe Emissionen auftreten können.
- Die räumliche Verteilung der Emissionen kann erheblichen zeitlichen Änderungen unterworfen sein. Betrachtet man z. B. die räumliche Verteilung der BaP-Emissionen auf der Basis stündlicher Werte, erkennt man während der Tagstunden deutlich die Siedlungsschwerpunkte in Baden-Württemberg sowie ländliche Gebiete mit einer überdurchschnittlichen Verbreitung von Holzfeuerungen. In den Nachtstunden ist dagegen keine Struktur im Verteilungsmuster der Emissionen zu erkennen. Verglichen mit der Situation beim BaP ändert sich die räumliche Verteilung der NO_x -Emissionen zwischen Tag und Nacht nur geringfügig.
- Die größten Schwankungen der täglichen Emissionen findet man beim Schadstoff BaP. Die BaP-Emissionen an einem Wintertag können bis zu 27 mal so hoch sein wie an einem Sommertag. Beim NO_x beträgt das Verhältnis zwischen den maximalen und den minimalen täglichen Emissionen dagegen nur 3,2:1. Der Verlauf der täglichen BaP-Emissionen wird vom Verlauf der tagesmittleren Außentemperatur geprägt. Am Verlauf der täglichen NO_x -Emissionen wird zusätzlich der Wechsel zwischen Werktagen und Wochenenden deutlich, an denen die täglichen Emissionen, bedingt durch den Rückgang des Energiebedarfs von Industrie und Kleinverbrauchern, zurückgehen.
- Die stündlichen NO_x -Emissionen weisen an Wintertagen eine ausgeprägte morgendliche Spitze von bis zu 19 t/h auf. Danach fallen sie bis ca. 22 Uhr langsam ab und gehen anschließend schnell auf ein nächtliches Niveau von ca. 9 t/a zurück. Das Minimum wird nachts am Wochenende erreicht und beträgt 7,1 t/h. An Sommertagen schwanken die NO_x -Emissionen zwischen ca. 10 t/h (morgens) und 3,4 t/h (nachts).
- Die stündlichen BaP-Emissionen weisen an Wintertagen ein morgendliches Maximum von bis zu 1,1 kg/h und ein abendliches Nebenmaximum von bis zu 0,9 kg/h auf. Nachts nehmen die BaP-Emissionen auf Werte zwischen 0,2 kg/h und

0,3 kg/h ab. An Sommertagen überschreiten die stündlichen BaP-Emissionen nur selten Werte von 0,2 kg/h. Nachts gehen sie fast auf Null zurück. Im Vergleich zum Winter tritt eine Verschiebung des Quellenspektrums auf. Während im Winter der weitaus größte Teil der BaP-Emissionen durch Haushalte verursacht wird, sind im Sommer Kleinverbraucherbetriebe des Holzbe- und -verarbeitenden Gewerbes für den größeren Teil der Emissionen verantwortlich.

Ausgehend vom Stand der Emissionsminderungstechnik werden zwei Emissionsszenarien für das Jahr 2005 entworfen. Im Trendszenario wird davon ausgegangen, daß die derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen zur Emissionsminderung bei Feuerungsanlagen soweit verschärft werden, wie heute bereits beschlossen oder absehbar ist. Im Szenario weiterführender Maßnahmen (SWM) wird von zusätzlichen Initiativen des Gesetzgebers und der Behörden ausgegangen, die darauf abzielen, eine verstärkte Implementierung primärer und sekundärer Minderungsmaßnahmen zu erreichen.

Um Emissionsfaktoren für die beiden Emissionsszenarien abzuleiten, wird der derzeitige Stand der Minderungstechnik für Feuerungsanlagen dargestellt und analysiert. Zum einen wird auf bereits heute verbreitete Techniken zur SO_2 - und NO_x -Minderung eingegangen. Zum anderen werden neue Entwicklungen im Bereich NO_x -armer Brenner und der NO_x -Minderung an Prozeßfeuerungen dargestellt. Darüber hinaus werden Möglichkeiten zur Verbesserung der Verbrennungstechnik von Kleinf Feuerungen vorgestellt, die die Minderung der Produkte der unvollständigen Verbrennung zum Ziel haben. Die Szenariorechnungen liefern folgende Ergebnisse:

- Im Trendszenario gehen die Emissionen aus Feuerungsanlagen um 53 % beim Hg, 43 % beim SO_2 , 40 % beim CO, 34 % beim NO_x und 31 % bei den VOC zurück (gerundete Werte, bezogen auf den Stand von 1992). Zur Quantifizierung der Minderung der BaP-Emissionen liegt kein geeignetes Datenmaterial vor.
- Der Rückgang der Emissionen ist sektoral sehr unterschiedlich ausgeprägt. Beispielsweise wird die größte SO_2 -Minderung im Sektor Industrie erreicht, die größte NO_x -Minderung im Sektor öffentliche Kraftwerke und die größte VOC-Minderung im Sektor Haushalte.
- Durch die zum Teil erheblichen Anstrengungen zur Emissionsminderung wird im SWM eine SO_2 -Minderung erreicht, die um 27 Prozentpunkte über die Minderung im Trendszenario hinausgeht. Für VOC erhält man einen weiteren Rückgang der Emissionen um ca. 12 Prozentpunkte und für NO_x um ca. 15 Prozentpunkte. Die weitergehende Minderung bei CO und Hg ist dagegen auf weniger als 10 Prozentpunkte beschränkt (alle Werte bezogen auf die Emissionen im Jahr 1992).

- Der Rückgang der NO_x-Emissionen in den beiden Szenarien zeigt sich in erster Linie an den Standorten großer Einzelemittenten. Vergleicht man dagegen die räumliche Verteilung der VOC-Emissionen in den beiden Szenarien mit der Situation von 1992, stellt man einen gleichmäßigen Rückgang der Emissionen fest.
- Die in den Szenarien ermittelte Emissionsminderung führt zu einer relativ gleichmäßigen Abnahme der stündlichen Emissionen. Dies wird am Beispiel der stündlichen NO_x-Emissionen in einer Winterwoche im Jahr 1992 bzw. im Jahr 2005 deutlich gemacht. Der für 1992 festgestellte charakteristische Verlauf der NO_x-Emissionen bleibt auch im Jahr 2005 erhalten.

Der Darstellung der Ergebnisse schließt sich eine Diskussion der Unsicherheiten der berechneten Emissionsdaten an. Im ersten Schritt wird eine Analyse der Ursachen der Unsicherheiten vorgenommen. Dabei werden die Emissionsdaten nach ihrer Zuverlässigkeit in eine Rangfolge („ranking“) gebracht. Soweit es die verfügbaren Daten zulassen, werden die Unsicherheitsbereiche quantifiziert.

Die Emissionsdaten für SO₂ sind als vergleichsweise genau anzusehen, da sie zu 70 % aus Punktquellendaten hervorgehen. In eingeschränktem Maße gilt dies auch für Hg, da hierfür anlagenbezogene Werte für den Brennstoffeinsatz von Punktquellen verwendet werden können, die den größten Teil der Hg-Emissionen verursachen. Mit wachsenden Unsicherheiten ist bei NO_x zu rechnen. Zwar gehen auch hier über 60 % der Emissionen aus Punktquellendaten hervor. Die restlichen Emissionen sind aber infolge der Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Verbrennungstechnik und der teilweise unzureichenden Kenntnis der Verbreitung einzelner Techniken mit Unsicherheiten behaftet. Für flächenhaft erfaßte Öl- und Gasfeuerungen betragen die Unsicherheiten der NO_x-Emissionen z. B. 23 %. Die Unsicherheiten der Emissionsdaten für CO und VOC liegen höher. Für die wichtige Quellgruppe der kleinen Holzfeuerungen betragen sie z. B. 80 % (CO) bzw. 170 % (VOC). Von den höchsten Unsicherheiten ist bei den Ergebnissen für BaP auszugehen, da hier die Messung der Emissionsfaktoren noch mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist.

Um die Plausibilität der Emissionsdaten zu überprüfen, werden die selbst berechneten jährlichen SO₂- und NO_x-Emissionen Ergebnissen des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg gegenübergestellt, die in /Stala 1995/ veröffentlicht wurden. Dazu werden die selbst berechneten Emissionsdaten, die auf der Ebene von Gemeindewerten vorliegen, zu Kreiswerten zusammengefaßt. Der Vergleich zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung. Zur Überprüfung der Ergebnisse der zeitlichen Auflösung werden berechnete Werte für die stündlichen NO_x-Emissionen öffentlicher Kraftwerke gemessenen Werten gegenübergestellt, die durch eine Umfrage ermittelt wurden. Hierbei zeigt sich eine gute Übereinstimmung an Werktagen. Am Wochenende ist die Übereinstimmung dagegen nicht gegeben.

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Modelle wurden und werden in einer Reihe von Forschungsprojekten eingesetzt (vgl. /Obermeier et al. 1995/, /Obermeier et al. 1996/, /Seier et al. 1996/). Ziel der Projekte ist die Untersuchung der Emissionssituation in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen und dem Elsaß in den Jahren 1990 und 1992. Darüber hinaus werden zum Teil Strategien zur Minderung bodennaher Ozonkonzentrationen entwickelt.

Das Modell MEFISTA zur zeitlichen Verteilung jährlicher Emissionen auf die Stunden eines Jahres wird in modifizierter Form zur zeitlichen Verteilung des jährlichen Energiebedarfs von Schulen, Verwaltungen oder Krankenhäusern eingesetzt, für die der mögliche Einsatz von Blockheizkraftwerken oder anderer KWK-Anlagen untersucht werden soll.

Künftige Ziele der Forschung sollten darin bestehen, mögliche Verbesserungen der Emissionsmodelle durch die Einbeziehung topographisch-kartographischer Daten aus /ATKIS 1989/ umzusetzen. Diese Daten werden in absehbarer Zeit zur Verfügung stehen. Eine erhebliche Verbesserung der Modelle ist außerdem durch erweiterte Umfragen zu erwarten. Aus den Ergebnissen der Umfragen könnten verbesserte Zeitgänge gewonnen werden. Ein Schwerpunkt sollte darauf liegen, durch Umfragen unter den EVU sektoral untergliederte Lastgänge der Stromerzeugung zu ermitteln. Der Aufwand zur Planung, Durchführung und Auswertung der Umfragen ist allerdings als sehr hoch einzustufen.

Weitere Modellverbesserungen könnten darin bestehen, die Emissionsfaktoren nach Betriebszuständen zu unterscheiden. Da dies in den meisten Datenbasen, die Emissionsfaktoren enthalten, nicht vorgesehen ist, ist hierzu eine Zusammenarbeit mit Institutionen erforderlich, die selbst Messungen zur Bestimmung von Emissionsfaktoren vornehmen.

Weiterer Forschungsbedarf besteht im Bereich der Verifizierung der Modellrechnungen und der Quantifizierung der Unsicherheiten von Emissionsdaten. Zu beiden Themen wurde zur Zeit mit der Bearbeitung von Forschungsprojekte begonnen.

Literaturverzeichnis

/Angerer et al. 1990/

Angerer, G. ; Böhm, E. ; Schön, M. ; Tötsch, W.: Möglichkeiten und Ausmaß der Minderung luftgängiger Emissionen durch neue Umweltschutztechnologien. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe 1990.

/Angerer et al. 1995/

Angerer, M. ; Baumbach, G. ; Zuberbühler, U.: Schadstoffemissionen gewerblicher und industrieller Holzfeuerungen; Ermittlung der Schadstoffemissionen und Verfahren zur Emissionsminderung - Ergebnisse eines Feldmeßprogramms. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Stuttgart 1995.

/Angerer, Baumbach 1993/

Angerer, M. ; Baumbach, G.: Schadstoffemissionen gewerblicher und industrieller Holzverbrennung; Erfassung des Standes der Technik und Möglichkeiten zur Emissionsminderung. Forschungsbericht KfK-PEF 103, Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe 1993.

/ATKIS 1989/

Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.): Amtliches Topographisches-Kartographisches Informationssystem (ATKIS). Druck und Vertrieb: Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bonn 1989.

/Baum 1988/

Baum, F.: Luftreinhaltung in der Praxis. Oldenbourg Verlag, München 1988. ISBN 3-486-26256-4

/Baumbach 1993/

Baumbach, G.: Luftreinhaltung: Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen; Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 3. Auflage. Berlin, Springer-Verlag 1993. ISBN 3-540-52677-3.

/BGW 1994/

Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e. V. (Hrsg.): 114. Gasstatistik, Bundesrepublik Deutschland, Bezugsjahr 1992. Bonn 1994.

/Bultjes 1992/

Bultjes, P.: The Lotos - Long Term Ozone Simulation-project. Summary report. TNO Environmental and Energy Research, Bericht Nr. 51555, Delft (NL) 1992.

/DFG 1994/

Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): Maximale Arbeitsplatzkonzentration und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. Mitteilung 30 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft 1994.

/DIN 4710/

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.): DIN 4710 - Meteorologische Daten zur Berechnung des Energieverbrauches von heiz- und raumlufthechnischen Anlagen. Beuth-Verlag, Berlin 1982.

/DWD 1992/

Deutscher Wetterdienst (Hrsg.): Monatliche Berichte des Deutschen Wetterdienstes. Offenbach 1992.

/Ebel et al. 1990/

Ebel, W. ; Eicke, W. ; Feist, W. ; Hildebrandt, O. ; Hilpert, H. ; Klien, J. ; Kröning, W. ; Schmidt, H. ; Siepe, B. ; Wullkopf, U.: Energiesparpotentiale im Gebäudebestand. Institut Wohnen und Umwelt, Darmstadt 1990.

/Eckerle et al. 1992/

Eckerle, K. ; Hofer, P. ; Masuhr, K.: Die Entwicklung des Energiebedarfs in der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2010 unter Einbeziehung der neuen Bundesländer. Untersuchung im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft, Basel 1992.

/Englert 1992/

Englert, N.: Wirkung von VOC und ihren Folgeprodukten auf den Menschen. In: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Konzeption zur Minderung der VOC-Emissionen in Baden-Württemberg. Bericht der VOC-Landeskommission. Heft 21 der Reihe Luft, Boden, Abfall. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1993.

/Fahl et al. 1992/

Fahl, U. ; Liebscher, P. ; Schaumann, P. ; Voß, A.: Emissionsminderung von energiebedingten klimarelevanten Spurengasen in der Bundesrepublik Deutschland und in Baden-Württemberg. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1992.

/Fahl et al. 1992 b/

Fahl, U. ; Fishedick, M.; Hanselmann, M. ; Kaltschmitt, M. ; Voß, A. : Abschätzung der technischen und wirtschaftlichen Minderungspotentiale energiebedingter CO₂-Emissionen durch einen verstärkten Erdgaseinsatz in der Elektrizitätsversorgung Baden-Württembergs unter besonderer Berücksichtigung konkurrierender Möglichkeiten. Forschungsbericht des Institutes für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1992.

/Fiedler et al. 1991/

Fiedler, F. ; Adrian, G. ; Bär, M. ; Franck, J. ; Höschele, K. ; Hübschmann, W. ; Nester, K. ; Pfeifer, T. ; Thomas, P. ; Vogel, B. ; Vogt, S. ; Walk, O.: Transport und Umwandlung von Luftschadstoffen im Lande Baden-Württemberg und aus Anrainerstaaten (TULLA). Forschungsbericht KfK-PEF 88, Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe 1991.

/Fischedick 1995/

Fischedick, M.: Erneuerbare Energien und Blockheizkraftwerke im Kraftwerksverbund - Technische Effekte, Kosten, Emissionen. Forschungsbericht Nr. 20 des Institutes für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Stuttgart 1996.

/Flamme, Haep 1994/

Flamme, M. ; Haep, J.: Möglichkeiten zur Minderung der NO_x-Bildung im Bereich der Glasindustrie. Gas-Wärme-International 43 (1994), Heft 9, S. 419.

/Friedrich, Baumbach 1997/

Friedrich, R. ; Baumbach, G.: Evaluierung von Emissionsberechnungsmodellen durch Messung von Emissionsraten aus Stadtgebieten. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Stuttgart 1997.

/Geiger 1994/

Geiger, B.: Persönliche Mitteilung. Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München 1994.

/Geiger 1989/

Geiger, B.: Tages- und Saisonganganalyse des Energiebedarfs. Beitrag in Schaefer, H. (Hrsg.): Leistungs- und Lastbedarfssteuerung. Erschienen im Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg 1989.

/GEMIS 1995/

Fritsche, U. ; Leuchtner, J. ; Matthes, F. C. ; Rausch, L. ; Simon, K.-H.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 2.1. Endbericht im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Darmstadt 1995.

/Gernhardt et al. 1994/

Gernhardt, D. ; Mohr, M. ; Ziolk, A. ; Unger, H.: Thermisch verwertbares Restholz der Holzbe- und -verarbeitenden Betriebe im VEW-Versorgungsgebiet. Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Nukleare und Neue Energiesysteme. RUB E-65, Bochum 1994.

/Gery et al. 1989/

Gery, M. ; Whitten, G. ; Killus, J. ; Dodge, M.: A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modelling. J. of Geophys. Res. 94 (1989), S. 12925

/Gutberlet et al. 1992/

Gutberlet, H. ; Spiesberger, A. ; Kastner, F. ; Tembrink, J.: Zum Verhalten des Spurenelementes Quecksilber in Steinkohlefeuerungen mit Rauchgasreinigungsanlagen. VGB Kraftwerkstechnik 72 (1992), Heft 7, S. 636.

/Hanselmann, Schaal 1994/

Hanselmann, M.; Schaal, D.: Das Einsatzoptimierungsprogramm PROFAKO in der praktischen Anwendung - Erfahrungsbericht. VDI-Tagung: Optimierung in der Energieversorgung: Methoden, praktische Erfahrungen und neue Möglichkeiten, Tagungsband, Stuttgart 1994.

/Hanselmann 1996/

Hanselmann, M.: Entwicklung eines Programmsystems zur Optimierung der Fahrweise von Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen. Dissertation am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1996.

/Hanselmann, Kaltschmitt 1994/

Hanselmann, M.; Kaltschmitt, M.: Kostenreduktion möglich - EDV-gestütztes Planungsinstrument für Kraftwerke. Energie 46 (1994), 4, S. 48 - 53.

/Hartenstein, Mayer 1995/

Hartenstein, A. ; Mayer, A.: SCR-Katalysatorertechnik mit Harnstoff für Industrie- und Heizkraftwerke. VGB Kraftwerkstechnik 75 (1995), Heft 2, S. 110.

/Hartvig, Schvoll 1993/

Hartvig, J. ; Schvoll, H.: Reduktion der Schadstoffe von Ölbrennern im Start und Stopp durch die Anwendung von Komponenten auf Basis neuer Technik. VDI-Berichte 1090, S. 641. Düsseldorf 1993, ISBN 3-18-091090-9.

/Hassel, Weber 1991/

Hassel, R. ; Weber, F.: Ermittlung des Abgas-Emissionsverhaltens von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1988. Berlin : Umweltbundesamt, Berlin, 1991 (Texte 21/91).

/Hauswirth 1992/

Hauswirth, M.: Schadstoffarme Feuerungskonzepte für Industriekessel. Die Industriefeuerung 52 (1992), S. 25.

/Hildebrandt, Angrick 1994/

Hildebrandt, B. ; Angrick, M.: Emissionsminderung in der Zementindustrie. Entsorgungspraxis 11/94, S. 44.

/Hoeness 1987/

Hoeneß, R.: Entwicklung eines Nahwärmekonzeptes für unterschiedlich strukturierte Verbraucher. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik an der Universität München, 1987.

/Hübner et al. 1996/

Hübner, C. ; Herger, M. ; Heger, F. ; Zobl, P. ; Hackl, A.: Emissionen aus Ölheizungen im stationären Betriebszustand. Erdöl, Erdgas, Kohle 112 (1996), Heft 4, S. 170

/Idler 1992/

Idler, R., Abteilung Energiewirtschaft des Amtes für Umweltschutz der Stadt Stuttgart: Persönliche Mitteilung. Stuttgart 1992.

/Jacobs, Sties 1995/

Jacobs, H. ; Sties, M.: Multitemporale Landnutzungsklassifizierung und Analyse der Nutzungsänderung im Oberrheingraben. Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung, Heft 4/1995, S. 160.

/Jäger 1992/

Jäger, H. J.: Die Phytotoxizität von VOC und ihren Folgeprodukten. In: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Konzeption zur Minderung der VOC-Emissionen in Baden-Württemberg. Bericht der VOC-Landeskommission. Heft 21 der Reihe Luft, Boden, Abfall. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1993.

/Januten 1983/

Januten, J.: Problematic emissions of wood combustion compared to other fuels. In: Proceedings of the Finish-Austrian workshop on energy wood, S. 242 - 256. Herausgeber: Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, Wien, November 1983.

/Jockel, Hartje 1991/

Jockel, W. ; Hartje, J. (TÜV Rheinland): Datenerhebung über die Emissionen umweltgefährdender Schwermetalle. Forschungsbericht 91-10402588 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Köln 1991.

/John 1994/

John, Ch.: Entwicklung eines Instrumentariums zur Berechnung der Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs. Diplomarbeit am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Stuttgart 1994.

/John et al. 1997/

John, C. ; Friedrich, R. ; Kühlwein, J. ; Obermeier, A.: Abschätzung und Bewertung der Unsicherheiten hochaufgelöster NO_x- und NMVOC-Emissionsdaten. 13. Statuskolloquium des PEF (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung), Forschungszentrum Karlsruhe, S. 221. Karlsruhe 1997

/John 1998/

John, Ch.: Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr und deren Minderung. Dissertation an der Universität Stuttgart, in Vorbereitung. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1998.

/Keller et al. 1993/

Keller, R. ; Nussbaumer, T. ; Sater, P.: Untersuchung der Luftstufung mit Reduktionskammer als Primärmaßnahme zur NO_x-Minderung bei der Holzverbrennung. VDI-Berichte 1090, S. 167. Düsseldorf 1993, ISBN 3-18-091090-9.

/Kick et al. 1992/

Kick, U. ; Laing, R. ; Seier, J. ; Obermeier, A. ; Trukenmüller, A. ; John, Ch.: Positionspapier der Emissions/Immissions-Arbeits-Gruppe. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1992.

/Koebel, Elsener 1992/

Koebel, M. ; Elsener, M.: Entstickung von Abgasen nach dem SNCR-Verfahren: Ammoniak oder Harnstoff als Reduktionsmittel ? Chemie-Ingenieur-Technik 64 (1992), Nr. 10, S. 934.

/Köhne, Schmitz 1993/

Köhne, H. ; Schmitz, T.: Regelbare Öldruckzerstäuberbrenner kleiner Leistung (5-15 kW). VDI-Berichte 1090, S. 633. Düsseldorf 1993, ISBN 3-18-091090-9.

/Kolb, Sybon 1992/

Kolb, T. ; Sybon, G.: NO_x-Emissionsminderung durch dreistufige Verbrennung: Optimierung der Reduktionsstufe. Brennstoff-Wärme-Kraft 44 (1992), Nr. 11, S. 481.

/KTBL 1994/

Abschätzung des jährlichen Energieeinsatzes in der Landwirtschaft durch das Kuratorium für Technik und Bewertung in der Landwirtschaft (KTBL). Darmstadt und Bonn 1994.

/Labowsky 1994/

Dr. Labowsky, KTBL: Persönliche Mitteilung. Bonn 1994.

/LfU 1994/

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Aktuelle Emissionsfaktoren aus Energieeinsatz für TA Luft-Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1994

/LfU 1994 b/

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Aktuelle Emissionsfaktoren aus Energieeinsatz für Großfeuerungsanlagen in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 1994

/Maier et al. 1992/

Maier, H. ; Dahl, P. ; Gutberlet, H. ; Dieckmann, A.: Schwermetalle in kohlebefeueten Kraftwerken. VGB Kraftwerkstechnik 72 (1992), Heft 5, S. 439.

/McInnes 1996/

McInnes, G. (Editor): Atmospheric Emission Inventory Guidebook 1996. Zu beziehen über: European Environmental Agency, Kopenhagen.

/Mosbeck 1995/

Mosbeck, C.: Umweltfreundliche Verbrennung im Großanlagenbau. Wärmetechnik 2/1995, S. 93.

/Müller 1994/

Müller, T.: Ermittlung der SO₂- und NO_x-Emissionen aus stationären Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung. Dissertation an der Universität Stuttgart. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1994.

/MWMT 1991/

Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie Baden-Württemberg (Hrsg.): Rationelle Energieverwendung im Krankenhaus. Bericht zum Forschungsvorhaben Energierationalisierung im Krankenhaus III. Stuttgart, 1992

/MWMT 1993/

Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie Baden-Württemberg (Hrsg.): Energiebericht '93. Bezugsjahr 1992. Stuttgart 1993.

/Nickel 1996/

Nickel, H., Obmann des Arbeitskreises Nutzenergiebilanzen: Nutzenergiebilanzen 1992 und 1993. Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke, Frankfurt 1996.

/Nöcker 1994/

Nöcker, H. (Umweltbundesamt): Persönliche Mitteilung. Berlin 1994.

/Nöthig, Jeuken 1993/

Nöthig, Z. ; Jeuken, H.: Berechnungsgrundlage und Versuchsergebnisse bei der Entwicklung eines Zerstäubungssystems für kleinste Ölmengen. VDI-Berichte 1090, S. 651. Düsseldorf 1993, ISBN 3-18-091090-9.

/Nussbaumer 1990/

Nussbaumer, T.: Emissionen von Holzfeuerungen. Projektnummer 4.971.0.86.12 des Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung. Institut für Energietechnik, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 2. Auflage 1990.

/Nussbaumer 1993/

Nussbaumer, T.: Sekundärmaßnahmen zur Stickstoffoxidminderung bei Holzfeuerungen. Brennstoff-Wärme-Kraft 45 (1993), Nr. 11, S. 483.

/Obermeier 1993/

Obermeier, A.: Persönliche Mitteilung. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1993

/Obermeier 1995/

Obermeier, A.: Ermittlung und Analyse von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen in Baden-Württemberg. Dissertation an der Universität Stuttgart. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1995.

/Obermeier et al. 1995/

Obermeier, A. ; Friedrich, R. ; John, Ch. ; Seier, J. ; Vogel, H. ; Fiedler, F. ; Vogel, B.: Photosmog - Möglichkeiten und Strategien zur Vermeidung des bodennahen Ozons. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg 1995. ISBN 3-609-65320-5.

/Obermeier et al. 1996/

Obermeier, A. ; Friedrich, R. ; John, Ch. ; Seier, J.: Simulation und Bewertung von Emissionsminderungsmaßnahmen für Ozonvorläufersubstanzen im südlichen Oberrheingraben. 12. Statuskolloquium des PEF (Projekt europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, Forschungszentrum Karlsruhe, S. 229. Karlsruhe 1996.

/Obermeier et al. 1996 b/

Obermeier, A.; Berner, P. ; Friedrich, R. ; John, Ch. ; Seier, J.: Erstellung einer Emissionsdatenbasis für TRACT. Endbericht zu Projekt Nr. 07EU806 des Bundesministeriums für Forschung und Technik. Forschungsbericht Nr. 27 des Institutes für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart. Stuttgart, 1996.

/ÖKO 1988/

Öko-Institut (Hrsg.): Emissionsmatrix für klimarelevante Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Studie im Auftrag der Enquête-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages. Darmstadt 1989.

/ÖVGW 1994/

Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (Hrsg.): Ermittlung von Emissionsfaktoren für Gasgeräte in Österreich, GF 13. Studie der Versuchsanstalt für Brennstoffe, Feuerungsanlagen und Gastechnik an der TU-Wien. Wien 1994

/ÖVGW 1994 b/

Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach (Hrsg.): Ermittlung von Emissionsfaktoren für Gasgeräte in Österreich - Zusammenfassung, GF 14. Studie der Versuchsanstalt für Brennstoffe, Feuerungsanlagen und Gastechnik an der TU-Wien. Wien 1994

/Orlanski 1975/

Orlanski, I.: A rational subdivision of scales atmospheric processes. Bulletin of the American Meteorological Society 56: 527 - 530.

/Orthofer et al. 1991/

Orthofer, R. ; Loibl, W. ; Piechl, T. ; Urban, G.: Flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe in Österreich: Regionalisierte Emissionsinventur und Strategien der Emissionsminderung. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf GmbH, Seibersdorf 1991.

/Orthofer, Vesely 1992/

Orthofer, R. ; Vesely, A.: Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf GmbH. Seibersdorf 1992.

/Pacyna, Jörß 1991/

Pacyna, J. ; Jörß, K. (Hrsg.): Proceedings of the EMEP Workshop on emission inventory techniques, Regensburg, 2-5 July 1991. Zu beziehen über: Norwegian Institute For Air Research. N-2001 Lillestrom, Norway.

/Pfeiffer et al. 1997/

Pfeiffer, F. ; Struschka, M. ; Baumbach, G.: Ermittlung der mittleren Emissionsfaktoren zur Darstellung der Emissionsentwicklung aus Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher. F+E Vorhaben 104 02 364 des Umweltbundesamtes. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Stuttgart 1997.

/Pfitzner, Schäfer 1994/

Pfitzner, G. ; Schäfer, V.: Berechnung von Heizungssystemen in Wohnbauten, konventionelle Wärmeerzeuger. Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien, Teilprojekt 5 „Endenergie: Haushalte und Kleinverbraucher“. Forschungsstelle für Energiewirtschaft, München 1994.

/Rüffler et al. 1996/

Rüffler, W. ; Schuler, A. ; Fahl, U. ; Balandynowicz, H. W. ; Voß, A.: Szenariorechnungen für das Projekt *Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg*. Forschungsbericht Nr. 26 des Institutes für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Stuttgart 1996.

/Sattelmayer et al. 1993/

Sattelmayer, T. ; Knöpfel, H. P. ; Marling, T. ; Peter, H.: Ultra Low NO_x-Vormischverbrennung von Gas und Öl in Kesseln mittlerer Leistung. VDI-Berichte 1090 (1993), S. 147.

/Schäfer 1994/

Schäfer, H. B., Minister für Umwelt des Landes Baden-Württemberg: Rede und Vorwort zum 10. Statuskolloquium des PEF (Projekt europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, Forschungszentrum Karlsruhe, S. 5. Karlsruhe 1994.

/Seier et al. 1996/

Seier, J. ; Berner, P. ; Friedrich, R. ; John, Ch. ; Obermeier, A.: Generation of an emission data base for TRACT. Proceedings of EUROTRAC Symposium '96, S. 312. Computational Mechanics Publications, Southampton 1996.

/Sigler 1992/

Sigler, M.: Energetische Analyse des Heizenergieverbrauchs von Gebäuden mit Hilfe objektorientierter Betriebssimulation. Diplomarbeit IER 0065, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. Stuttgart 1992

/Spliethoff 1993/

Spliethoff, H.: Untersuchung der Stickoxidminderung mit dem Schwerpunkt Brennstoffstufung an einer Schmelzkammerfeuerung. Brennstoff-Wärme-Kraft 45 (1993) Nr. 1/2, S. 51.

/Stabu 1989/

Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Unternehmen und Arbeitsstätten, Heft 1, Einführung in die methodischen und systematischen Grundlagen der nichtlandwirtschaftlichen Arbeitsstättenzählung. Verlag Metzler-Poeschel, Berlin 1989.

/Stabu 1992/

Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch 1992. Verlag Metzler-Poeschel, Berlin 1993.

/Stala 1991/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Diskettenpaket zur Gebäude- und Wohnungszählung 1987. Stuttgart, 1991.

/Stala 1992/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Berichte über das Produzierende Gewerbe. Statistische Berichte Baden-Württemberg, Reihe Produzierendes Gewerbe, Artikel Nr. 3522 92001, Jahrgang 1992. Stuttgart 1993.

/Stala 1992 b/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Index der Nettoproduktion für fachliche Betriebsteile im Verarbeitenden Gewerbe in Baden-Württemberg 1992. Statistische Berichte Baden-Württemberg, Reihe Produzierendes Gewerbe, Artikel Nr. 3516 92001. Stuttgart 1993.

/Stala 1993/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Die gewerbliche Abfallwirtschaft 1990. Band Nr. 469, Artikel Nr. 274 90001. Stuttgart 1993.

/Stala 1993 b/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Emissionen von Schwefeldioxid, Stickoxid, Kohlenmonoxid und Staub in Baden-Württemberg - Landesergebnisse. Statistische Berichte Baden-Württemberg, Reihe Umwelt, Artikel Nr. 3624 93001. Stuttgart 1993.

/Stala 1995/

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.): Emissionen von Schwefeldioxid, Stickoxid, Kohlenmonoxid und Staub in Baden-Württemberg 1992 - Kreisergebnisse. Statistische Berichte Baden-Württemberg, Reihe Umwelt, Artikel Nr. 3624 92003. Stuttgart 1995.

/Stami 1994/

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.): Prüfung des Emissionsverhaltens von Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe und Entwicklung feuerungs- und regelungstechnischer Bauteile zur Verbesserung der Feuerungsqualität. Vorgelegt von der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik, Weihenstephan 1994.

/Stockwell et al. 1990/

Stockwell, W. R. ; Middleton, P. ; Chang, J. S. ; Tang, X.: A second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. J. Geophys. Res. **95** (1990), S. 16343

/Straberger 1986/

Straberger, J.: Emissionen aus größeren Holz- und Strohfeuerungen. Forschungsbericht Nr. 104 03 346. Herausgeber: Umweltbundesamt, Berlin 1986.

/Struschka et al. 1988/

Struschka, M. ; Straub, D. ; Baumbach, G.: Schadstoffemissionen von Kleinfeuerungsanlagen. Derzeitiger Stand - Möglichkeiten zur Schadstoffminderung - Zukünftige Förderschwerpunkte. Forschungsbericht Nr. 11 des Institutes für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Stuttgart 1988.

/Struschka et al. 1996/

Struschka, M. ; Pfeiffer, F. ; Baumbach, G.: N₂O-, VOC- und Dioxin/Furan-Emissionen aus öl- und gasgefeuerten Kleinfeuerungsanlagen. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Stuttgart 1996.

/Suding 1982/

Suding, P.: Strukturen des Energieverbrauchs der Haushalte und Kleinverbraucher. Erschienen in der Schriftenreihe Aktuelle Fragen der Energiewirtschaft, herausgegeben vom Energiewirtschaftlichen Institut an der Universität Köln. Oldenbourg Verlag, München 1982.

/UBA 1993/

Umweltbundesamt (Hrsg.): Jahresbericht 1993. Umweltbundesamt, Berlin 1993.

/UBA 1988/

Umweltbundesamt (Hrsg.): Luftreinhaltung '88 - Tendenzen-Probleme-Lösungen. Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin 1989. ISBN 3-503-02805-6.

/UM 1990/

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Emissionskataster Mittlerer Neckarraum (Großraum Stuttgart). Quellengruppe Hausbrand. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1990.

/UM 1990 b/

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Emissionskataster Karlsruhe. Quellengruppe Hausbrand. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1990.

/UM 1990 c/

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Emissionskataster Mannheim. Quellengruppe Hausbrand. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1990.

/UM 1992/

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Bericht des Arbeitskreises Stand der Technik. Erschienen im Selbstverlag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Stuttgart 1992.

/UM 1992 b/

Umweltministerium Baden-Württemberg: Ausführungserlaß des Umweltministeriums zur weitergehenden Verminderung der Emissionen von Anlagen in Nr. 3.3 der TA Luft (Vollzug der Dynamisierungsklauseln). Gemeinsames Amtsblatt (GABl.) der Länder 1992.

/UM 1994/

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Luftqualitätskonzept des Landes Baden-Württemberg. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart 1994.

/UMEG 1995/

Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen (Hrsg.): Emissionserklärungen der Betreiber nach der 4. BImSchV genehmigungsbedürftiger Anlagen. Zu beziehen über: UMEG mbH, Daimlerstr. 5 b, 76185 Karlsruhe.

/VDEW 1984/

Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (Hrsg.): Charakteristische Tagesbelastungsdiagramme von Verbrauchergruppen. Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke, Arbeitskreis Elektrizitätsanwendung und Stromversorgung, Frankfurt am Main 1984.

/VDEW 1985/

Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (Hrsg.): Ermittlung der Lastganglinien bei der Benutzung elektrischer Energie durch die bundesdeutschen Haushalte während eines Jahres. Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke, Frankfurt am Main 1985.

/VDI 2067/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Berechnung der Kosten von Wärmeversorgungsanlagen: Blockheizkraftwerke. Blatt 7 der VDI-Richtlinie 2067. Beuth-Verlag, Berlin 1988.

/Vesterinen 1984/

Vesterinen, R.: Emissions from the small-scale combustion of wood and peat. In: Proceedings of bioenergy 1984, volume 1, S. 376 - 390. Wien 1984.

/Viessmann 1995/

Viessmann, M.: Robuste Brenner für schadstoffarme Heizungen. Umwelt 25 (1995), Nr. 3, S. 78.

/Vogg 1994/

Vogg, H.: Restmüllverbrennung - Ziele und aktueller Stand der Technik. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 6 (1994), S. 367.

/Voß 1995/

Voß, A. (Hrsg.): Skript zur Vorlesung Energiesysteme I. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 1995.

/Wehowsky et al. 1994/

Wehowsky, P. ; Leidemann, W. ; Lezuo, A. ; Seifritz, W. ; Fishedick, M. ; Herrmann, D.; Pfeifer, T. ; Fahl, U. ; Voß, A. ; Barnert, H. ; Singh, J.: Strom- und wärmeerzeugende Anlagen auf fossiler und nuklearer Grundlage (Teil 1). Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien, Teilprojekt 4 „Umwandlungssektor“. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich 1994.

/Wiese 1994/

Wiese, A.: Simulation und Analyse einer Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in Deutschland. Dissertation an der Universität Stuttgart. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Stuttgart 1994.

/Wörth 1995/

Wörth, H., Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH, Mitglied der Arbeitsgemeinschaft Emissionsfaktoren: Persönliche Mitteilung. Karlsruhe 1995.