

WaBoLu **Hefte**

Institut für
Wasser-,
Boden- und
Lufthygiene

WaBoLu

4

96

ISSN

0175-4211

Umwelt-Survey 1990/91
Band IV:

Personengebundene
Exposition gegenüber
flüchtigen organischen
Verbindungen in den
alten Bundesländern

Umwelt
Bundes
Amt

WaBoLu

4

96

ISSN
0175-4211

**Umwelt-Survey 1990/91
Band IV:**

**Personengebundene
Exposition gegenüber
flüchtigen organischen
Verbindungen in den
alten Bundesländern**

VON

**K. Hoffmann, R. Schwabe, C. Krause,
G. Schulz, B. Seifert, D. Ullrich**

Die diesem Berichtsband zugrunde liegenden Arbeiten wurden im Rahmen der vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten Forschungsvorhaben "Umwelt-Survey in der Bundesrepublik Deutschland" (F+B 116 06 088) durchgeführt.

Diese WaBoLu-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von 15,- DM
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **WaBoLu-Hefte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Herausgeber: Umweltbundesamt -
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285

Redaktion: Fachgebiet V 4.3
Dr. Christian Krause

Berlin, September 1996

K. Hoffmann, R. Schwabe, C. Krause, C. Schulz, B. Seifert, D. Ullrich

Umwelt-Survey 1990/91

Band IV:

Personengebundene Exposition gegenüber flüchtigen organischen Verbindungen in den alten Bundesländern

im Auftrag des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

- Durchführung: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes,
Corrensplatz 1, 14195 Berlin,
Robert Koch-Institut - Bundesinstitut für Infektionskrankheiten
und nicht übertragbare Krankheiten -,
Infratest Gesundheitsforschung, München
- Auftraggeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
- Projektleitung: Dr. C. Krause
- Berichtersteller: K. Hoffmann, R. Schwabe, C. Krause, C. Schulz, B. Seifert, D. Ullrich
- unter weiterer Mitarbeit von: K. Becker, W. Bernigau, L. Donner, D. Helm, C. Leu, R. Nagel, R. Nagorka,
P. Nöllke, M. Sciwert,
Feldteams der Gesundheits-Surveys,
Infratest Gesundheitsforschung, Epidemiologische Forschung Berlin
- Sachverständige, die dem Projekt begleitend zur Seite gestanden haben:
Prof. Dr. J. Bortz (Institut für Psychologie der TU Berlin)
Prof. Dr. U. Ewers (Hygieneinstitut des Ruhrgebiets Gelsenkirchen,
Abt. Umweltmedizin und Umwelttoxikologie)
Prof. Dr. K.H. Jöckel (Institut für medizinische Informatik, Biometrie
und Epidemiologie, Universitätsklinikum Essen)
Dr. D. Eis (Hygieneinstitut der Universität Heidelberg,
Fachgebiet Umweltmedizin)
- Danksagung: Wir möchten an dieser Stelle allen Beteiligten an dieser Studie und den Bürgern,
die an dieser zeitintensiven Untersuchung teilgenommen haben, sowie den
Mitarbeitern der örtlichen Gesundheits- und Umweltämter, Krankenhäuser,
Rathäuser usw., die uns bei der Durchführung unterstützt haben, unseren
herzlichen Dank aussprechen.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Zusammenfassung und Übersichtstabellen _____	3
Summary and summary statistics _____	11
Vorwort _____	19
1 Einleitung _____	20
2 Studiendesign und Analytik _____	23
2.1 Stichprobe _____	23
2.2 Erhebungsinstrumente _____	24
2.3 Probenahme und Probenaufbereitung _____	24
2.4 Geräte _____	25
2.5 Qualitätssicherung _____	26
3 Statistische Methoden und Auswertungsschritte _____	27
3.1 Vorausgehende Stichprobenuntersuchungen _____	27
3.2 Ermittlung von Gruppen hoch korrelierter FOV _____	28
3.3 Auswahl der Gliederungsmerkmale _____	29
3.4 Multivariate Prädiktorenermittlung _____	31
3.5 Datenanalyse hoch belasteter Personen _____	33
3.6 Gegenüberstellung beider Surveys _____	33
4 Alkane, einschließlich Cycloalkane _____	34
4.1 C6-Alkane _____	35
4.2 C7-Alkane _____	40
4.3 C8-Alkane _____	44
4.4 C9- bis C13-Alkane _____	47
4.5 C14- und C15-Alkane _____	51
5 Aromaten _____	54
5.1 Benzol _____	54
5.2 Toluol _____	62
5.3 C8-Aromaten _____	65
5.4 C9-Aromaten _____	76
5.5 Andere Aromaten _____	84
6 Chlorierte Kohlenwasserstoffe _____	90
6.1 1,1,1-Trichlorethan _____	91
6.2 Trichlorethen _____	93
6.3 Tetrachlorethen (PER) _____	94

7	Terpene _____	97
7.1	Pinen-Caren-Gruppe _____	97
7.2	Andere Terpene _____	101
8	Sauerstoff enthaltende Verbindungen _____	104
9	Diskussion und Schlussfolgerungen _____	110
10	Literatur _____	113
11	Verzeichnisse _____	119
11.1	Abkürzungs- und Symbolverzeichnis _____	119
11.2	Tabellenverzeichnis _____	121
11.3	Abbildungsverzeichnis _____	123
12	Anhang _____	124
12.1	Übersicht über Ergebnisse der Regressionsanalyse _____	124
12.2	Konfidenzintervalle für die Parameter der Regressionsmodelle _____	127
12.3	Übersicht über die verwendeten Gliederungsmerkmale _____	129
12.4	Fragebogen zum personenbezogenen Sammler _____	135

Zusammenfassung

Der vorliegende Berichtsband basiert auf den Untersuchungen des Erweiterungsprogramms „Flüchtige organische Verbindungen“, die im Rahmen des 2. Umwelt-Surveys 1990/91 in den alten Bundesländern durchgeführt wurden. Er enthält die statistische Auswertung der Gehalte von 74 flüchtigen organischen Verbindungen in der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft. Flüchtige organische Verbindungen (FOV) stellen neben anderen Verbindungen, wie Kohlendioxid und Stickstoffoxide, einen wesentlichen Teil der Innenraumluftverunreinigung dar. Die Toxizität und die weite Verbreitung einzelner FOV erfordern eine Abschätzung der menschlichen Exposition, wofür als erster Schritt quantitative Untersuchungen zum Vorkommen dieser Stoffe und zum Einfluß von Emissionsquellen, Umgebungsbedingungen und individuellen Verhaltensweisen auf die menschliche Exposition notwendig sind.

Die meisten bisher bekannten Untersuchungen, in denen eine größere Zahl von FOV analysiert wurde, beziehen sich auf stationäre Messungen entweder der Innen- oder der Außenluft. Im 2. Umwelt-Survey hingegen wurde wie in der amerikanischen TEAM-Studie (Wallace et al. 1987b, 1988, 1991) die Methode des „personal sampling“ ausgewählt, um die tatsächliche individuelle Belastung durch viele FOV möglichst genau zu erfassen, wobei im 2. Umwelt-Survey etwa dreimal so viele Verbindungen wie in der TEAM-Studie analysiert wurden. Beim „personal sampling“ wird die Luft in der unmittelbaren Umgebung einer Person mit Hilfe eines am Körper getragenen Gerätes (personal sampler, PS) untersucht. Bei den hier benutzten Geräten handelte es sich um Passivsammler, deren Verwendung den Probanden die mit einer aktiven Probenahme verbundene Unhandlichkeit des Gerätes sowie die Lärmbelästigung durch Pumpengeräusche erspart.

Insgesamt 113 Probanden trugen eine Woche lang einen PS und protokollierten gleichzeitig Aufenthaltszeiten, Raummerkmale und spezifische Belastungen, wie z.B. Renovierungsarbeiten. Neben einem speziellen FOV-Fragebogen standen für die statistische Auswertung noch der allgemeine Fragebogen des Umwelt-Surveys u.a. mit Angaben zur beruflichen Belastung, ein von den Interviewern ausgefüllter Dokumentationsbogen sowie der Basis-Fragebogen des Gesundheits-Surveys zur Verfügung. Die Auswertung der vorliegenden Daten erfolgte sowohl mittels deskriptiver als auch mittels inferenzstatistischer Methoden.

Neben der ausführlichen Deskription aller 74 analysierten Verbindungen in Übersichtstabellen (Tabellen Ü1-Ü6) wurden zusätzlich gegliederte Deskriptionen für einzelne FOV bzw. FOV-Gruppen durchgeführt. Dabei wurden von 400 zuvor ausgewählten Fragebogen-Variablen nur die zur Gliederung verwendet, die für die jeweilige Verbindung bzw. Verbindungsgruppe sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant sind. Die gemeinsame statistische Auswertung für alle Verbindungen einer FOV-Gruppe kann dadurch gerechtfertigt werden, dass die gebildeten Gruppen Verbindungen mit ähnlichen Summen- und Strukturformeln enthalten, deren Konzentrationen in der Luft hoch korreliert sind.

Für die Mehrheit der organischen Verbindungen kann festgestellt werden, dass die berufliche Belastung die dominierende Komponente der Exposition ist. Farben, Lacke und Lösungsmittel am

Arbeitsplatz sowie eine lange tägliche Aufenthaltsdauer in Werkstätten und Werkhallen führen zu hohen FOV-Konzentrationen, vor allem von C8/C9-Aromaten, C9- bis C13-Alkanen und bestimmten Terpenen (α - und β -Pinen, 3-Caren). Dieses Hauptresultat unterscheidet sich von den Ergebnissen der TEAM-Studie (Wallace et al. 1987b, 1988, 1991), wo berufliche Belastungen nicht explizit erfasst und damit die Wirkungen anderer Expositionsponenten überbewertet wurden.

Neben der beruflichen Belastung spielen spezifische Belastungen im Untersuchungszeitraum, wie Renovierungsarbeiten, Verwendung von Farben und Lacken bei Hobbyarbeiten sowie häufiges Lesen von Zeitungen und Zeitschriften eine wichtige Rolle für die Höhe der Konzentration von bestimmten FOV, insbesondere von verschiedenen Aromaten, in der Umgebungsluft. Wie erwartet, führen die Verwendung von lösungsmittelhaltigen Büromaterialien und lange Büroaufenthaltszeiten zu signifikant höheren Werten von 1,1,1-Trichlorethan. Der Besuch von chemischen Reinigungen und das Tragen bzw. Aufbewahren frisch chemisch gereinigter Kleidung haben einen nachweisbaren Anstieg der Tetrachlorethen-Konzentration zur Folge.

Auch eine Reihe von Umgebungsbedingungen beeinflussen die Exposition, so z.B. die Bebauungsdichte, die Art des Wohngebietes und die Häufigkeit von Industrie- und Gewerbebetrieben in der Wohnumgebung. Diese Umgebungsparameter sind mitbestimmend für die FOV-Konzentration in der Außenluft der Wohngegend, die beim Aufenthalt im Freien die Umgebungsluft des Probanden darstellt.

Das Rauchen, auch wenn es von der absoluten Menge der emittierten FOV her im Vergleich zu industriellen Emissionsquellen vernachlässigbar scheint, hat für den Menschen aus der Sicht der Exposition eine herausragende Bedeutung. Vor allem die Konzentrationen von Benzol, Styrol und C9-Aromaten nehmen sowohl durch aktives Rauchen als auch durch den Aufenthalt in rauchbelasteten Räumen entscheidend zu.

Der Kfz-Verkehr hat einen nachweisbaren Einfluss auf die Benzolkonzentration sowie auf die Konzentration der C6- und C8-Alkane. Lange Fahrzeiten in Kraftfahrzeugen, die Verwendung von Super oder Super plus als Kraftstoff des selbst genutzten Pkws, das Arbeiten an Kraftfahrzeugen und das Betanken eines Kraftfahrzeugs bewirken einen signifikanten Anstieg der Benzolkonzentration in der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft.

Um den multivariaten statistischen Zusammenhang zwischen der Konzentration einer Verbindung in der Luft und den 400 ausgewählten Fragebogen-Variablen zu untersuchen, wurden Regressionsanalysen durchgeführt. Für Benzol, die C8-Aromaten und die C9-Aromaten wurden Regressionsmodelle hergeleitet, die sich auf wenige, gut interpretierbare Prädiktoren stützen und zugleich große Varianzanteile erklären.

Das Regressionsmodell für Benzol enthält drei Variablen, die die Einflussgröße „Kfz-Verkehr/Wohngegend“ beschreiben und zwei Rauchvariablen. Die beiden Rauchvariablen erklären

zusammen 20 % der Varianz, d.h. etwa genauso viel wie die drei anderen Variablen zusammen, so dass das Modell rund 40 % der Varianz aufklärt.

Die Modelle für die C8-Aromaten enthalten drei Variablen der beruflichen Belastung, wovon zwei sich auf die Präsenz von Farben/Lacken am Arbeitsplatz beziehen und eine die Aufenthaltsdauer in Werkstätten/Werkhallen betrifft, sowie zwei Variablen, die die Einflussgröße „Druckerei und Druckereierzeugnisse“ beschreiben. Den Variablen der beruflichen Belastung kann ein Varianzanteil von rund 44 % zugeordnet werden, während etwa 16 % der Varianz durch die zwei anderen Variablen erklärt wird. Damit erzielen die Modelle der C8-Aromaten Varianzaufklärungsraten von rund 60 %.

Die Modelle für die einzelnen C9-Aromaten unterscheiden sich geringfügig und enthalten drei bis vier Prädiktoren. Die Prädiktoren erfassen sowohl berufliche Belastungen (Aufenthaltsdauer in Werkstätten/Werkhallen, Farben/Lacke am Arbeitsplatz) als auch besondere individuelle Belastungen (Rauchen, Renovieren/Hobby-Tätigkeiten und Blockbebauung in der Wohngegend). Die Aufklärungsraten für die verschiedenen C9-Aromaten liegen über 40 %; für die Summe der C9-Aromaten kann sogar fast 50 % der Variation erklärt werden.

Übersichtstabellen

Personengebundene 7 Tage -Exposition gegenüber FOV bei 25- bis 69jährigen

- Umwelt-Survey 1990/91 -

[N = 113 , Bestimmungsgrenze: 1 µg/m³]

Tab. Ü1: **Alkane, einschließlich Cycloalkane (µg/m³)**

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
V1 n-Hexan	0	6	9	20	40	87	104	13,4	10,3	9,2 - 11,5
V2 n-Heptan	0	3	5	22	49	261	279	14,7	6,1	5,1 - 7,3
V3 n-Octan	26	<1	2	8	20	34	92	4,3	2,1	1,7 - 2,5
V4 n-Nonan	9	1	3	14	26	32	78	6,0	3,3	2,7 - 4,0
V5 n-Decan	3	2	5	23	41	77	109	9,7	5,2	4,3 - 6,3
V6 n-Undecan	1	2	4	21	29	75	179	9,9	5,2	4,4 - 6,2
V7 n-Dodecan	2	3	5	12	21	51	94	8,0	5,6	4,9 - 6,5
V8 n-Tridecan	12	<1	2	6	10	23	35	3,2	2,2	1,9 - 2,5
V9 n-Tetradecan	0	2	3	5	7	8	17	3,6	3,3	3,1 - 3,5
V10 n-Pentadecan	0	2	3	5	5	7	14	3,5	3,4	3,2 - 3,5
V11 2-Methylpentan	0	7	13	39	150	281	323	29,2	16,3	13,9 - 19,1
V12 3-Methylpentan	5	2	6	30	53	86	142	11,6	6,3	5,2 - 7,6
V13 2,3-Dimethylpentan	2	2	4	11	41	93	122	8,1	4,1	3,4 - 4,8
V14 2-Methylhexan	34	<1	2	6	19	64	85	4,3	1,7	1,4 - 2,1
V15 3-Methylhexan	1	2	4	14	45	139	170	10,3	4,8	4,0 - 5,7
V16 2-Methylheptan	60	<1	<1	4	9	18	35	2,2	1,3	1,1 - 1,5
V17 3-Methylheptan	71	<1	<1	3	7	15	24	1,7	1,1	1,0 - 1,2
V18 4-Methylheptan	78	<1	<1	2	3	9	12	1,2	0,9	0,8 - 1,0
V19 1,2,5-Trimethylhexan	104	<1	<1	<1	2	4	5	0,9	0,8	0,7 - 0,8
V20 Isononan I	8	1	2	4	6	11	13	2,4	2,0	1,7 - 2,2
V21 Isononan II	62	<1	<1	3	5	10	12	1,5	1,1	1,0 - 1,3
V22 Methylcyclopentan	0	2	3	8	23	36	47	5,6	3,9	3,5 - 4,5
V23 Cyclohexan	0	2	3	11	20	542	971	20,4	3,8	3,1 - 4,6
V24 Methylcyclohexan	2	2	3	20	54	148	239	11,5	4,4	3,6 - 5,4

Anmerkungen: N = Stichprobenumfang; n<BG = Anzahl Werte unter BG (Bestimmungsgrenze); 10, 50, 90, 95, 98 = Perzentile;

MAX = Maximalwert; AM = arithmetisches Mittel; GM = geometrisches Mittel;

KI GM = approximatives 95%-Konfidenzintervall für GM; Werte unter BG sind als 0,7*BG berücksichtigt;

/ = keine BG definiert; V.. = Einzelverbindungsnummer; S.. = Summennummer;

Isononan I = Isoalkan mit Retentionsindex auf Ultra 1 von 862.1 und auf RTX 1701 von 863.7 ;

Isononan II = Isoalkan mit Retentionsindex auf Ultra 1 von 864.9 und auf RTX 1701 von 863.7

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Tab. Ü1 (Fortsetzung):

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
S1 n-Alkane (V1+...+V10)	/	26	50	146	228	496	583	76,2	56,3	50,0 - 63,3
S2 Isohexane (V11 + V12)	/	10	20	65	194	362	461	40,8	23,2	19,7 - 27,2
S3 Isoheptane (V13+...+V15)	/	5	9	30	102	304	362	22,7	10,7	9,0 - 12,7
S4 Isooctane (V16+...+V18)	/	2	2	8	19	42	71	5,1	3,3	2,9 - 3,8
S5 Isononane (V19+...+V21)	/	3	3	8	12	21	29	4,8	4,0	3,7 - 4,4
S6 Isoalkane (S2+...+S5)	/	21	39	174	348	599	806	73,3	44,7	38,7 - 51,7
S7 Cycloalkane (V22+...+V24)	/	6	10	44	106	662	1128	37,5	13,6	11,4 - 16,2
S8 C6-Alkane (V1 + S2 + V22)	/	17	34	103	302	415	504	59,7	38,4	33,2 - 44,4
S9 C7-Alkane (V2 + S3 + V24)	/	10	17	76	210	713	880	48,8	21,9	18,3 - 26,1
S10 C8-Alkane (V3 + S4)	/	3	4	15	40	76	162	9,4	5,6	4,8 - 6,4
S11 C9 bis C13-Alkane (V4+...+V8+S5)	/	12	22	82	145	214	443	41,6	28,2	24,6 - 32,3
S12 C14/C15-Alkane (V9+V10)	/	5	7	10	11	13	31	7,1	6,7	6,4 - 7,0
S13 Alkane (V1+...+V24)	/	56	107	336	641	1521	2307	187,0	121,5	105,4 - 140,0

Anmerkungen: N = Stichprobenumfang; n<BG = Anzahl Werte unter BG (Bestimmungsgrenze); 10, 50, 90, 95, 98 = Perzentile;

MAX = Maximalwert; AM = arithmetisches Mittel; GM = geometrisches Mittel;

KI GM = approximatives 95%-Konfidenzintervall für GM; Werte unter BG sind als 0,7*BG berücksichtigt;

/ = keine BG definiert; V.. = Einzelverbindungsnummer; S.. = Summennummer

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Tab. Ü2: **Aromaten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)**

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
V25 Benzol	0	5	11	21	32	80	98	13,5	10,5	9,3 - 11,9
V26 Toluol	0	32	69	208	382	711	3193	130,2	73,9	62,7 - 87,0
V27 Ethylbenzol	0	3	7	21	106	417	698	24,0	8,5	7,1 - 10,2
V28 m- und p-Xylol	0	7	16	55	283	617	1205	50,5	19,9	16,4 - 24,1
V29 o-Xylol	1	2	5	17	67	147	291	13,6	6,5	5,4 - 7,7
V30 Isopropylbenzol	75	<1	<1	3	4	11	13	1,4	1,0	0,9 - 1,2
V31 n-Propylbenzol	12	<1	2	6	8	21	32	3,1	2,2	1,9 - 2,5
V32 2-Ethyltoluol	79	<1	<1	4	7	11	33	1,8	1,1	0,9 - 1,3
V33 3- und 4-Ethyltoluol	1	3	8	21	35	78	145	12,5	8,3	7,2 - 9,7
V34 1,2,3-Trimethylbenzol	5	2	4	8	12	30	37	4,9	3,8	3,4 - 4,3
V35 1,2,4-Trimethylbenzol	0	3	7	22	44	77	142	11,8	7,3	6,2 - 8,5
V36 1,3,5-Trimethylbenzol	2	2	3	7	13	21	51	4,8	3,7	3,2 - 4,1
V37 Styrol	24	<1	2	7	8	10	275	5,1	2,1	1,8 - 2,5
V38 Naphthalin	4	1	2	3	4	7	9	2,3	2,1	2,0 - 2,3
V39 4-Phenylcyclohexen	0	3	5	6	7	8	10	4,8	4,7	4,4 - 4,9
V40 1,2,4,5-Tetramethylbenzol	84	<1	<1	2	2	9	14	1,1	0,9	0,8 - 1,0
V41 Tetralin	99	<1	<1	1	2	4	19	1,0	0,8	0,7 - 0,9
S14 Iso- u. n-Propylbenzol (V30+V31)	/	1	3	8	12	28	33	4,6	3,5	3,1 - 3,9
S15 C8-Aromaten (V27+...+V29)	/	12	29	90	472	1308	2016	88,1	35,2	29,3 - 42,2
S16 C9-Aromaten (V30+...+V36)	/	13	26	68	117	262	401	40,4	28,8	25,3 - 32,7
S17 Aromaten (V25+...+V41)	/	78	150	608	944	2029	4825	286,4	179,5	154,5 - 208,4

Anmerkungen: N = Stichprobenumfang; n<BG = Anzahl Werte unter BG (Bestimmungsgrenze); 10, 50, 90, 95, 98 = Perzentile;

MAX = Maximalwert; AM = arithmetisches Mittel; GM = geometrisches Mittel;

KI GM = approximatives 95%-Konfidenzintervall für GM; Werte unter BG sind als $0,7 \cdot \text{BG}$ berücksichtigt;

/ = keine BG definiert; V.. = Einzelverbindungsnummer; S.. = Summennummer

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Tab. Ü3: Halogenierte Kohlenwasserstoffe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
V42 1,1,1-Trichlorethan	39	<1	1	15	20	93	168	6,6	2,1	1,7 - 2,7
V43 Trichlorethen	75	<1	<1	6	8	40	57	2,7	1,2	1,0 - 1,4
V44 Tetrachlorethen	33	<1	2	6	22	31	31	3,8	2,0	1,7 - 2,4
V45 1,4-Dichlorbenzol	92	<1	<1	5	9	19	26	1,9	1,0	0,9 - 1,2
V46 Trichlormethan	100	<1	<1	2	9	40	71	2,4	0,9	0,8 - 1,1
V47 Tetrachlormethan	105	<1	<1	<1	1	2	3	0,8	0,7	0,7 - 0,8
V48 Bromdichlormethan	113	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1 - <1
V49 1,1,2-Trichlorethan	113	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1 - <1
V50 Chlordibrommethan	112	<1	<1	<1	<1	<1	1,5	<1	<1	<1 - <1
V51 Tribrommethan	112	<1	<1	<1	<1	<1	1,7	<1	<1	<1 - <1
S18 Halogenierte KW. (V42+...+V51)	/	7	13	38	68	112	179	21,1	15,5	13,6 - 17,6

Tab. Ü4: Terpene ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
V52 α-Pinen	1	2	5	34	74	197	479	18,3	6,7	5,4 - 8,3
V53 β-Pinen	3	3	4	12	20	65	213	8,1	4,6	4,0 - 5,4
V54 3-Caren	12	<1	3	17	30	140	321	9,8	3,4	2,8 - 4,2
V55 Limonen	0	10	32	124	155	260	480	53,5	34,1	28,7 - 40,6
V56 α-Terpinen	99	<1	<1	3	5	10	15	1,3	0,9	0,8 - 1,0
V57 Terpinen-Artefakt	22	<1	3	9	15	35	59	5,0	3,0	2,5 - 3,6
V58 γ-Terpinen	25	<1	2	5	6	11	19	2,5	1,9	1,7 - 2,2
S19 Pinene-Caren (V52+...+V54)	/	6	13	62	137	276	1013	36,1	16,0	13,4 - 19,1
S20 Terpinene (V56+...+V58)	/	3	6	16	30	45	63	8,8	6,5	5,7 - 7,4
S21 Terpene (V52+...+V58)	/	23	57	188	303	516	1122	98,4	64,1	54,7 - 75,1

Anmerkungen: N = Stichprobenumfang; n<BG = Anzahl Werte unter BG (Bestimmungsgrenze); 10, 50, 90, 95, 98 = Perzentile;

MAX = Maximalwert; AM = arithmetisches Mittel; GM = geometrisches Mittel;

KI GM = approximatives 95%-Konfidenzintervall für GM; Werte unter BG sind als 0,7*BG berücksichtigt;

/ = keine BG definiert; V.. = Einzelverbindungsnummer; S.. = Summenummer

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Tab. Ü5: Sauerstoff enthaltende Verbindungen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<BG	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
V59 Ethylacetat	1	5	12	46	180	1811	2759	69,8	15,4	12,4 - 19,1
V60 n-Butylacetat	29	<1	4	31	135	302	1934	35,3	4,4	3,2 - 5,9
V61 Isobutylacetat	85	<1	<1	6	20	305	4676	48,0	1,3	1,0 - 1,7
V62 Methylethylketon	16	<1	4	44	92	165	1141	24,1	5,1	3,9 - 6,7
V63 4-Methyl-2-Pentanon	109	<1	<1	<1	<1	12	40	1,2	0,8	0,7 - 0,8
V64 Hexanal	84	<1	<1	4	6	8	25	1,6	1,1	0,9 - 1,2
V65 2-Methoxyethylacetat	99	<1	<1	4	8	17	27	1,6	0,9	0,8 - 1,1
V66 3-Heptanon	60	<1	<1	4	6	9	12	1,7	1,2	1,1 - 1,4
V67 2-Ethoxyethylacetat	86	<1	<1	7	8	11	11	2,1	1,2	1,0 - 1,5
V68 Methylbenzoat	35	<1	2	5	7	29	62	3,1	1,8	1,6 - 2,1
V69 n-Butanol	60	<1	<1	15	31	51	221	6,9	2,0	1,5 - 2,5
V70 Isobutanol	67	<1	<1	7	23	117	1945	22,0	1,6	1,3 - 2,1
V71 Isoamylalkohol	60	<1	<1	2	3	7	21	1,4	1,1	1,0 - 1,2
V72 2-Ethylhexanol	25	<1	4	8	14	19	23	4,4	3,0	2,5 - 3,5
V73 2-Propanol	1	7	40	188	326	496	676	80,0	39,1	30,8 - 49,6
V74 Methyl-tert-butylether	57	<1	<1	7	16	72	79	4,7	1,8	1,4 - 2,2
S22 Carbonyle (V59+...+V68)	/	17	36	261	383	2204	10182	188,6	47,9	39,1 - 58,7
S23 Alkohole (V69+...+V73)	/	14	55	253	335	644	2576	114,7	58,0	47,9 - 70,1
S24 O-enth. Verbind. (V59+...+V74)	/	44	106	438	739	2329	12836	307,9	126,5	105,4 - 151,8

Tab. Ü6: Gesamtübersicht (Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	KI GM
Alkane	56	107	336	641	1521	2307	187,0	121,5	105,4 - 140,0
Aromaten	78	150	608	944	2029	4825	286,4	179,5	154,5 - 208,4
Halogen. Kohlenwasserstoffe	7	13	38	68	112	179	21,1	15,5	13,6 - 17,6
Terpene	23	57	188	303	516	1122	98,4	64,1	54,7 - 75,1
Sauerstoff enthalt. Verbind.	44	106	438	739	2329	12836	307,9	126,5	105,4 - 151,8
Summe aller FOV	275	511	1478	2813	3368	20055	900,8	584,1	508,5 - 670,9

Anmerkungen: N = Stichprobenumfang; n<BG = Anzahl Werte unter BG (Bestimmungsgrenze); 10, 50, 90, 95, 98 = Perzentile;

MAX = Maximalwert; AM = arithmetisches Mittel; GM = geometrisches Mittel;

KI GM = approximatives 95%-Konfidenzintervall für GM; Werte unter BG sind als $0,7 \cdot \text{BG}$ berücksichtigt;

/ = keine BG definiert; V.. = Einzelverbindungsnummer; S.. = Summennummer

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Summary

This report is based on the extended program „Volatile organic compounds“ of the 2nd Environmental Survey conducted in the old Länder of Germany in 1990/91. It presents a statistical evaluation of the contents of 74 volatile organic compounds in personal environment air samples. Volatile organic compounds (VOC) are major sources of indoor air pollution besides other compounds like carbon dioxide and nitrogen oxides. Toxicity of individual VOC and their far-reaching distribution require an assessment of human exposure, for which quantitative investigations on the occurrence of these substances and on the influence of emission sources, environmental conditions and individual reactions on human exposure are necessary first steps.

Most of the hitherto known investigations, in which a larger number of VOC was analysed, refer to local measurements of either indoor or outdoor air. However, in the 2nd Environmental Survey the personal sampling method was chosen analogous to the TEAM study (Wallace et al. 1987b, 1988, 1991) in order to collect information on the actual, individual exposure to many VOC as exactly as possible. The number of VOC analysed in the 2nd Environmental Survey is three times larger than in the TEAM study. With the personal sampling method the ambient air of a person is investigated with the help of a passive sampler (PS), a device worn directly by the person. The devices used here are passive samplers which save the subjects from wearing inconvenient devices and bearing the noise caused by the pumps necessary during active sampling.

For one week a total of 113 subjects wore passive samplers and simultaneously documented time of stay in a room, room characteristics and specific exposure as e.g. caused by renovation measures. Besides a special VOC questionnaire also the general questionnaire of the Environmental Survey, a documentation list filled in by the interviewer as well as the basic questionnaire of the Survey "Environment and Health" were available for statistical evaluation. The evaluation of the data was performed with descriptive as well as with inference-statistical methods.

Besides the comprehensive description of all 74 analysed compounds in overview tables (Tables SS1 - SS6) additionally subdivided descriptions were carried out for individual VOC or groups of VOC. From previously selected 400 questionnaire-variables only those are used for subdivision which are both relevant and statistically significant for the respective compound or group of compounds. The simultaneous statistical evaluation for all compounds of a VOC group can be justified by the fact that compounds belonging to one group have similar sum- and structure formulas and highly correlated concentrations in the air.

It was realised that for the majority of organic compounds the occupational exposure is the dominating component of exposition. Paints, lacquers and solvents at the workplace as well as a long daily presence in workshops and factory buildings cause high VOC concentrations, especially of C8/C9-aromatics, C9- to C13-alkanes and certain terpenes (α - and β -pinene, 3-carene). This main result differs from the results of the TEAM study (Wallace et al. 1987b, 1988, 1991) since in

the TEAM study the occupational exposure was not explicitly determined and, therefore, other components of exposition are been overestimated.

Besides the occupational exposure also other specific exposures during the time of investigation, e.g. renovating measures, use of paints and lacquers when doing hobby work as well as frequent reading of newspapers and journals play an important role for the concentration level of definite VOC, especially of various aromatics in the surrounding air. As expected, the use of solvent containing office material and longer presence in offices lead to significantly higher values of 1,1,1-trichloroethane. Contacts with dry cleaners' shops and wearing or hanging up clothes which have just come from the dry cleaners' have caused an evident increase in tetrachloroethylene concentrations.

Also a number of environmental conditions influence human exposure, as e.g. density of houses, characteristics of the residential area and the presence of industry in the near of residential areas. These environmental parameters have an influence on VOC concentrations in the outdoor air of a residential area which is the surrounding air of the subjects when they stay outdoors.

Smoking, even if it seems to constitute a minute fraction of the VOC emissions as compared to the emission sources due to industries, is of significant importance for human exposure. Above all the concentrations of benzene, styrene and C9-aromatics are increasing decisively because of both active and passive smoking.

Vehicle traffic has a provable influence on the benzene concentration as well as on the concentration of C6 and C8-alkanes. Long stays in vehicles, the use of super and super plus fuel in the car, vehicle repair and filling a gas tank cause a significant increase of benzene concentration in personal environmental air samples.

In order to investigate the multivariate statistical relationship between the concentration of a compound in the air and the 400 selected questionnaire-variables regression analyses were made. For benzene, the C8-aromatics and the C9-aromatics regression models were derived which explain large part of the variances and which have few, interpretable predictors.

The benzene model contains three variables, which describe the parameter "vehicle traffic/residential area" and two variables for smoking. The two smoking variables together explain 20 % of the variance, i.e. it is nearly the same as for the three other variables together. Thus the model explains 40 % of the variance.

The models of the C8-aromatics have three variables of occupational exposure which refer to the presence of paints and lacquers at the workplace and the duration of stay in workshops and factory building, as well as two variables describing the parameter "printers and printed material". The variables of occupational exposure is given a variance part of 44 % while 16 % of the variation is explained by the two other variables. Thus the models of the C8-aromatics achieve a variance explanation rate of 60 %.

The models for the individual C9-aromatics differ slightly and contain three to four predictors. The predictors comprise occupational exposure (duration of stay in workshops and factory buildings, paints and lacquers at the workplace) as well as definite individual exposure (smoking, renovation measures/ hobby work, modern blocks of flats). The explained percentage for various C9-aromatics are above 40 %, for the sum of C9-aromatics they are even nearly 50 %.

Summary statistics

7-day Personal Exposure to VOC of persons aged 25 to 69 years

- Environmental Survey 1990/91 -

[N = 113 , quantification limit: 1 µg/m³]

Tab. SS1: **Alkanes, including cycloalkanes (µg/m³)**

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
V1 n-Hexane	0	6	9	20	40	87	104	13.4	10.3	9.2 - 11.5
V2 n-Heptane	0	3	5	22	49	261	279	14.7	6.1	5.1 - 7.3
V3 n-Octane	26	<1	2	8	20	34	92	4.3	2.1	1.7 - 2.5
V4 n-Nonane	9	1	3	14	26	32	78	6.0	3.3	2.7 - 4.0
V5 n-Decane	3	2	5	23	41	77	109	9.7	5.2	4.3 - 6.3
V6 n-Undecane	1	2	4	21	29	75	179	9.9	5.2	4.4 - 6.2
V7 n-Dodecane	2	3	5	12	21	51	94	8.0	5.6	4.9 - 6.5
V8 n-Tridecane	12	<1	2	6	10	23	35	3.2	2.2	1.9 - 2.5
V9 n-Tetradecane	0	2	3	5	7	8	17	3.6	3.3	3.1 - 3.5
V10 n-Pentadecane	0	2	3	5	5	7	14	3.5	3.4	3.2 - 3.5
V11 2-Methylpentane	0	7	13	39	150	281	323	29.2	16.3	13.9 - 19.1
V12 3-Methylpentane	5	2	6	30	53	86	142	11.6	6.3	5.2 - 7.6
V13 2,3-Dimethylpentane	2	2	4	11	41	93	122	8.1	4.1	3.4 - 4.8
V14 2-Methylhexane	34	<1	2	6	19	64	85	4.3	1.7	1.4 - 2.1
V15 3-Methylhexane	1	2	4	14	45	139	170	10.3	4.8	4.0 - 5.7
V16 2-Methylheptane	60	<1	<1	4	9	18	35	2.2	1.3	1.1 - 1.5
V17 3-Methylheptane	71	<1	<1	3	7	15	24	1.7	1.1	1.0 - 1.2
V18 4-Methylheptane	78	<1	<1	2	3	9	12	1.2	0.9	0.8 - 1.0
V19 1,2,5-Trimethylhexane	104	<1	<1	<1	2	4	5	0.9	0.8	0.7 - 0.8
V20 Isononane I	8	1	2	4	6	11	13	2.4	2.0	1.7 - 2.2
V21 Isononane II	62	<1	<1	3	5	10	12	1.5	1.1	1.0 - 1.3
V22 Methylcyclopentane	0	2	3	8	23	36	47	5.6	3.9	3.5 - 4.5
V23 Cyclohexane	0	2	3	11	20	542	971	20.4	3.8	3.1 - 4.6
V24 Methylcyclohexane	2	2	3	20	54	148	239	11.5	4.4	3.6 - 5.4

Notes: N = sample size; n<QL = number of values below QL (quantification limit); 10, 50, 90, 95, 98 = percentiles;
 MAX = maximal value; AM = arithmetic mean; GM = geometric mean;
 CI GM = approximate 95%-confidence interval for GM; values below QL are set to 0,7*QL for calculation purposes;
 / = no QL is defined; V.. = number of the organic compound; S.. = number of the sum

Source: UBA, WaBoLu, Environmental Survey 1990/91, Federal Republic of Germany

Tab. SS1 (Continuation):

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
S1 n-Alkanes (V1+...+V10)	/	26	50	146	228	496	583	76.2	56.3	50.0 - 63.3
S2 Iso-hexanes (V11 + V12)	/	10	20	65	194	362	461	40.8	23.2	19.7 - 27.2
S3 Iso-heptanes (V13+...+V15)	/	5	9	30	102	304	362	22.7	10.7	9.0 - 12.7
S4 Iso-octanes (V16+...+V18)	/	2	2	8	19	42	71	5.1	3.3	2.9 - 3.8
S5 Iso-nonanes (V19+...+V21)	/	3	3	8	12	21	29	4.8	4.0	3.7 - 4.4
S6 Iso-alkanes (S2+...+S5)	/	21	39	174	348	599	806	73.3	44.7	38.7 - 51.7
S7 Cycloalkanes (V22+...+V24)	/	6	10	44	106	662	1128	37.5	13.6	11.4 - 16.2
S8 C6-Alkanes (V1 + S2 + V22)	/	17	34	103	302	415	504	59.7	38.4	33.2 - 44.4
S9 C7-Alkanes (V2 + S3 + V24)	/	10	17	76	210	713	880	48.8	21.9	18.3 - 26.1
S10 C8-Alkanes (V3 + S4)	/	3	4	15	40	76	162	9.4	5.6	4.8 - 6.4
S11 C9 - C13-Alkanes (V4+...+V8+S5)	/	12	22	82	145	214	443	41.6	28.2	24.6 - 32.3
S12 C14 + C15-Alkanes (V9+V10)	/	5	7	10	11	13	31	7.1	6.7	6.4 - 7.0
S13 Alkanes (V1+...+V24)	/	56	107	336	641	1521	2307	187.0	121.5	105.4 - 140.0

Notes: N = sample size; n<QL = number of values below QL (quantification limit); 10, 50, 90, 95, 98 = percentiles;
 MAX = maximal value; AM = arithmetic mean; GM = geometric mean;
 CI GM = approximate 95%-confidence interval for GM; values below QL are set to 0,7*QL for calculation purposes;
 /= no QL is defined; V.. = number of the organic compound; S.. = number of the sum

Source: UBA, WaBoLu, Environmental Survey 1990/91, Federal Republic of Germany

Tab. SS2: Aromatic Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
V25 Benzene	0	5	11	21	32	80	98	13.5	10.5	9.3 - 11.9
V26 Toluene	0	32	69	208	382	711	3193	130.2	73.9	62.7 - 87.0
V27 Ethylbenzene	0	3	7	21	106	417	698	24.0	8.5	7.1 - 10.2
V28 m + p-Xylene	0	7	16	55	283	617	1205	50.5	19.9	16.4 - 24.1
V29 o-Xylene	1	2	5	17	67	147	291	13.6	6.5	5.4 - 7.7
V30 Isopropylbenzene	75	<1	<1	3	4	11	13	1.4	1.0	0.9 - 1.2
V31 n-Propylbenzene	12	<1	2	6	8	21	32	3.1	2.2	1.9 - 2.5
V32 2-Ethyltoluene	79	<1	<1	4	7	11	33	1.8	1.1	0.9 - 1.3
V33 3- + 4-Ethyltoluene	1	3	8	21	35	78	145	12.5	8.3	7.2 - 9.7
V34 1,2,3-Trimethylbenzene	5	2	4	8	12	30	37	4.9	3.8	3.4 - 4.3
V35 1,2,4-Trimethylbenzene	0	3	7	22	44	77	142	11.8	7.3	6.2 - 8.5
V36 1,3,5-Trimethylbenzene	2	2	3	7	13	21	51	4.8	3.7	3.2 - 4.1
V37 Styrene	24	<1	2	7	8	10	275	5.1	2.1	1.8 - 2.5
V38 Naphthalene	4	1	2	3	4	7	9	2.3	2.1	2.0 - 2.3
V39 4-Phenylcyclohexene	0	3	5	6	7	8	10	4.8	4.7	4.4 - 4.9
V40 1,2,4,5-Tetramethylbenzene	84	<1	<1	2	2	9	14	1.1	0.9	0.8 - 1.0
V41 Tetraline	99	<1	<1	1	2	4	19	1.0	0.8	0.7 - 0.9
S14 Iso + n-Propylbenzene (V30+V31)	/	1	3	8	12	28	33	4.6	3.5	3.1 - 3.9
S15 C8-Aromatics (V27+...+V29)	/	12	29	90	472	1308	2016	88.1	35.2	29.3 - 42.2
S16 C9-Aromatics (V30+...+V36)	/	13	26	68	117	262	401	40.4	28.8	25.3 - 32.7
S17 Aromatics (V25+...+V41)	/	78	150	608	944	2029	4825	286.4	179.5	154.5 - 208.4

Notes: N = sample size; n<QL = number of values below QL (quantification limit); 10, 50, 90, 95, 98 = percentiles;
 MAX = maximal value; AM = arithmetic mean; GM = geometric mean;
 CI GM = approximate 95%-confidence interval for GM; values below QL are set to 0,7*QL for calculation purposes;
 / = no QL is defined; V.. = number of the organic compound; S.. = number of the sum

Source: UBA, WaBoLu, Environmental Survey 1990/91, Federal Republic of Germany

Tab. SS3: Halogenated Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
V42 1,1,1-Trichloroethane	39	<1	1	15	20	93	168	6.6	2.1	1.7 - 2.7
V43 Trichloroethylene	75	<1	<1	6	8	40	57	2.7	1.2	1.0 - 1.4
V44 Tetrachloroethylene	33	<1	2	6	22	31	31	3.8	2.0	1.7 - 2.4
V45 1,4-Dichlorobenzene	92	<1	<1	5	9	19	26	1.9	1.0	0.9 - 1.2
V46 Trichloromethane	100	<1	<1	2	9	40	71	2.4	0.9	0.8 - 1.1
V47 Tetrachloromethane	105	<1	<1	<1	1	2	3	0.8	0.7	0.7 - 0.8
V48 Bromodichloromethane	113	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1 - <1
V49 1,1,2-Trichloroethane	113	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1 - <1
V50 Chlorodibromomethane	112	<1	<1	<1	<1	<1	1,5	<1	<1	<1 - <1
V51 Tribromomethane	112	<1	<1	<1	<1	<1	1,7	<1	<1	<1 - <1
S18 Halogenated Compounds(V42+...+V51)	/	7	13	38	68	112	179	21.1	15.5	13.6 - 17.6

Tab. SS4: Terpenes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
V52 α-Pinene	1	2	5	34	74	197	479	18.3	6.7	5.4 - 8.3
V53 β-Pinene	3	3	4	12	20	65	213	8.1	4.6	4.0 - 5.4
V54 3-Carene	12	<1	3	17	30	140	321	9.8	3.4	2.8 - 4.2
V55 Limonene	0	10	32	124	155	260	480	53.5	34.1	28.7 - 40.6
V56 α-Terpinene	99	<1	<1	3	5	10	15	1.3	0.9	0.8 - 1.0
V57 Terpinene-artefakt	22	<1	3	9	15	35	59	5.0	3.0	2.5 - 3.6
V58 γ-Terpinene	25	<1	2	5	6	11	19	2.5	1.9	1.7 - 2.2
S19 Pinenes-Carene (V52+...+V54)	/	6	13	62	137	276	1013	36.1	16.0	13.4 - 19.1
S20 Terpinenes (V56+...+V58)	/	3	6	16	30	45	63	8.8	6.5	5.7 - 7.4
S21 Terpenes (V52+...+V58)	/	23	57	188	303	516	1122	98.4	64.1	54.7 - 75.1

Notes: N = sample size; n<QL = number of values below QL (quantification limit); 10, 50, 90, 95, 98 = percentiles;
 MAX = maximal value; AM = arithmetic mean; GM = geometric mean;
 CI GM = approximate 95%-confidence interval for GM; values below QL are set to 0,7*QL for calculation purposes;
 / = no QL is defined; V.. = number of the organic compound; S.. = number of the sum

Source: UBA, WaBoLu, Environmental Survey 1990/91, Federal Republic of Germany

Tab. SS5: Oxygen containing Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n<QL	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
V59 Ethylacetate	1	5	12	46	180	1811	2759	69.8	15.4	12.4 - 19.1
V60 n-Butylacetate	29	<1	4	31	135	302	1934	35.3	4.4	3.2 - 5.9
V61 i-Butylacetate	85	<1	<1	6	20	305	4676	48.0	1.3	1.0 - 1.7
V62 Methyl ethyl ketone	16	<1	4	44	92	165	1141	24.1	5.1	3.9 - 6.7
V63 4-Methyl-2-pentanone	109	<1	<1	<1	<1	12	40	1.2	0.8	0.7 - 0.8
V64 Hexanal	84	<1	<1	4	6	8	25	1.6	1.1	0.9 - 1.2
V65 2-Methoxyethylacetate	99	<1	<1	4	8	17	27	1.6	0.9	0.8 - 1.1
V66 3-Heptanone	60	<1	<1	4	6	9	12	1.7	1.2	1.1 - 1.4
V67 2-Ethoxyethylacetate	86	<1	<1	7	8	11	11	2.1	1.2	1.0 - 1.5
V68 Methyl benzoate	35	<1	2	5	7	29	62	3.1	1.8	1.6 - 2.1
V69 n-Butanol	60	<1	<1	15	31	51	221	6.9	2.0	1.5 - 2.5
V70 i-Butanol	67	<1	<1	7	23	117	1945	22.0	1.6	1.3 - 2.1
V71 i-Amylalcohol	60	<1	<1	2	3	7	21	1.4	1.1	1.0 - 1.2
V72 2-Ethyl -1-hexanol	25	<1	4	8	14	19	23	4.4	3.0	2.5 - 3.5
V73 2-Propanol	1	7	40	188	326	496	676	80.0	39.1	30.8 - 49.6
V74 tert. butyl methylether	57	<1	<1	7	16	72	79	4.7	1.8	1.4 - 2.2
S22 Carbonyl Compounds (V59+...+V68)	/	17	36	261	383	2204	10182	188.6	47.9	39.1 - 58.7
S23 Alcohols (V69+...+V73)	/	14	55	253	335	644	2576	114.7	58.0	47.9 - 70.1
S24 O-containing Compounds(V59+...+V74)	/	44	106	438	739	2329	12836	307.9	126.5	105.4 - 151.8

Tab. SS6: Overview (All concentrations in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	10	50	90	95	98	MAX	AM	GM	CI GM
Alkanes, including cycloalkanes	56	107	336	641	1521	2307	187.0	121.5	105.4 - 140.0
Aromatic Compounds	78	150	608	944	2029	4825	286.4	179.5	154.5 - 208.4
Halogenated Compounds	7	13	38	68	112	179	21.1	15.5	13.6 - 17.6
Terpenes	23	57	188	303	516	1122	98.4	64.1	54.7 - 75.1
Oxygen containing Compounds	44	106	438	739	2329	12836	307.9	126.5	105.4 - 151.8
Total volatile organic compounds	275	511	1478	2813	3368	20055	900.8	584.1	508.5 - 670.9

Notes: N = sample size; n<QL = number of values below QL (quantification limit); 10, 50, 90, 95, 98 = percentiles;

MAX = maximal value; AM = arithmetic mean; GM = geometric mean;

CI GM = approximate 95%-confidence interval for GM; values below QL are set to 0,7*QL for calculation purposes;

/ = no QL is defined; V.. = number of the organic compound; S.. = number of the sum Source: UBA, WaBoLu,

Environmental Survey 1990/91, Federal Republic of Germany

Vorwort

Der Umwelt-Survey ist ein Instrument zur Ermittlung und Aktualisierung von Vergleichs- und Referenzwerten zum Human-Biomonitoring und zu Schadstoffgehalten des häuslichen Bereichs bei der Allgemeinbevölkerung (25 bis 69 Jahre) und bei im Haushalt lebenden Kindern (6 bis 14 Jahre) in der Bundesrepublik Deutschland an repräsentativen Querschnittsproben. Die wichtigsten Erhebungsinstrumente sind Blut-, Urin- und Kopfhhaarproben der Probanden, Hausstaub- und Trinkwasserproben aus ihren Haushalten, ein umweltbezogener Fragebogen „Umwelt und Gesundheit in Deutschland“ und ein mehr gesundheitlich und am Lebensstil orientierter Fragebogen „Leben und Gesundheit in Deutschland“. Die Auswertungen und Darstellungen des sehr umfangreichen und vielschichtigen Datenmaterials erfolgt aus systematischen und praktikablen Gründen in mehreren Bänden dieser Veröffentlichungsreihe:

- Band Ia: Umwelt-Survey 1990/92. Studienbeschreibung und Human-Biomonitoring: Deskription der Spurenelementgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland
- Band Ib: Umwelt-Survey 1990/92. Human-Biomonitoring: Deskription der Spurenelementgehalte im Haar der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland
- Band IIa: Umwelt-Survey 1990/91 - ein Vergleich 1985/86 mit 1990/91. Fragebogenerhebung zur Exposition der Bevölkerung im häuslichen Bereich und zu ausgewählten Problemen des Umweltschutzes in den alten Bundesländern
- Band IIb: Umwelt-Survey 1990/92. Fragebogenerhebung zur Exposition der Bevölkerung im häuslichen Bereich und zu ausgewählten Problemen des Umweltschutzes in der Bundesrepublik Deutschland
- Band IIc: Umwelt-Survey 1991/92. Bewertung der Exposition am Arbeitsplatz in den neuen Bundesländern
- Band III: Umwelt-Survey 1990/91. Zufuhr von Spurenelementen und Schadstoffen mit der Nahrung (Duplikate und Diet History) in den alten Bundesländern
- Band IV: Umwelt-Survey 1990/91. Personengebundene Exposition gegenüber flüchtigen organischen Verbindungen in den alten Bundesländern**
- Band V: Umwelt-Survey 1990/92. Trinkwasser, Deskription der Spurenelementgehalte im Haushalts- und Wasserwerks-Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland
- Band VI: Umwelt-Survey 1990/92. Hausstaub, Deskription der Spurenelementgehalte im Staub (Staubniederschlag, Konzentrationen im Hausstaub) der Haushalte in der Bundesrepublik Deutschland
- Band VII: Umwelt-Survey 1990/92. Quecksilber - Zusammenhangsanalyse
- Band VIII: Umwelt-Survey 1990/92. Arsen - Zusammenhangsanalyse
- Band IX: Umwelt-Survey 1990/92. Cadmium - Zusammenhangsanalyse
- Band X: Umwelt-Survey 1990/92. Blei - Zusammenhangsanalyse

Der vorliegende Berichtsband stellt den vierten Band dar und basiert auf den Daten des Umwelt-Surveys, die zusätzlich im Rahmen des Erweiterungsprogramms „FOV“ 1990/91 in den alten Bundesländern erhoben wurden. Er beinhaltet die Auswertungen zum Belastungspfad Luft.

1 Einleitung

Der vorliegende Berichtsband basiert auf den Untersuchungen des Erweiterungsprogramms „Flüchtige organische Verbindungen“, die im Rahmen des 2. Umwelt-Surveys* 1990/91 in den alten Bundesländern durchgeführt wurden. Er enthält die statistische Auswertung der Gehalte von 74 flüchtigen organischen Verbindungen in der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft. Flüchtige organische Verbindungen (FOV) stellen neben anderen Verbindungen, wie Kohlendioxid und Stickstoffoxide, einen wesentlichen Teil der Innenraumluftverunreinigung dar. Die Toxizität und die weite Verbreitung einzelner FOV erfordern eine Abschätzung der menschlichen Exposition, wofür als erster Schritt quantitative Untersuchungen zum Vorkommen dieser Stoffe und zum Einfluß von Emissionsquellen, Umgebungsbedingungen und individuellen Verhaltensweisen auf die menschliche Exposition notwendig sind.

Die meisten bisher bekannten Untersuchungen, in denen eine größere Zahl von FOV analysiert wurde, beziehen sich entweder auf stationäre Messungen der Innen- oder der Außenluft. Um die tatsächliche individuelle Belastung durch viele FOV möglichst genau zu erfassen, wurde die Methode des „personal sampling“ ausgewählt. Dabei wird die Luft in der unmittelbaren Umgebung einer Person mit Hilfe eines am Körper getragenen Gerätes (personal sampler, PS) untersucht. Bei den hier benutzten Geräten handelte es sich um Passivsammler, deren Verwendung den Probanden die mit einer aktiven Probenahme verbundene Unhandlichkeit des Gerätes sowie die Lärmbelästigung durch Pumpengeräusche erspart.

Aufgrund des limitierten Finanzrahmens und der organisatorischen Gegebenheiten konnte nur eine relativ kleine Unterstichprobe von 113 Probanden aus dem am 2. Umwelt-Survey 1990/91 teilnehmenden Personenkreis für die Untersuchung der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft ausgewählt werden. Im Zeitraum Januar-Mai 1991 wurden die ausgewählten Probanden gebeten, eine Woche lang einen PS ständig bei sich zu tragen. Gleichzeitig wurde ihnen ein spezieller Fragebogen (vgl. Anhang 12.4) übergeben, in den sie Aufenthaltszeiten, Raummerkmale und spezifische Belastungen, wie z.B. Renovierungsarbeiten, eintragen sollten. Neben diesem speziellen FOV-Fragebogen standen für die statistische Auswertung noch der interviewgesteuerte Fragebogen „Umwelt und Gesundheit in Deutschland“ und der Dokumentationsbogen des Umwelt-Surveys sowie der Selbstausfüllfragebogen „Leben und Gesundheit in Deutschland“ des Gesundheits-Surveys zur Verfügung.

* Der Umwelt-Survey wurde in Anbindung an den Nationalen Gesundheits-Survey der Deutschen-Herz-Kreislauf-Präventionsstudie (DHP) durchgeführt. Die DHP ist ein multizentrisches Projekt, in dessen Rahmen die praktische Anwendbarkeit wissenschaftlich begründeter primär präventiver Maßnahmen und Programme zur Bekämpfung ischämischer Herzkrankheiten und der Herzinfarkte/Schlaganfälle in ausgewählten Studiengemeinden nachgewiesen werden soll (Kreuter et al. 1995). Die Probanden des Gesundheits-Surveys dienen hierbei als Referenzkollektiv, auf dessen Basis der interventive Erfolg der DHP beurteilt wird (Hoffmeister et al. 1992).

Aus diesen Fragebögen wurden insbesondere soziodemographische Daten, Angaben zu beruflichen Belastungen sowie Informationen über Verhaltensweisen und Wohnumgebung der Probanden für die statistische Auswertung genutzt.

Neben der Bestimmung der FOV-Konzentrationen in der personenbezogenen Umgebungsluft war geplant, auch die Konzentrationen ausgewählter FOV im Blut der Probanden zu messen und beide Datenpotentiale gemeinsam auszuwerten, um den Expositionspfad „Luft“ für die korporale Belastung näher zu untersuchen. Diese Aufgabenstellung konnte leider nicht realisiert werden, da die Blutproben durch die Verschlussstopfen der Blutnahmeröhrchen kontaminiert wurden und damit die Validität der Blutmesswerte nicht gegeben war.

Der vorliegende Band soll im Wesentlichen drei Zielsetzungen erfüllen:

- 1. Deskription der Konzentrationen zahlreicher flüchtiger organischer Verbindungen in der personenbezogenen Umgebungsluft*
- 2. Bestimmung der wesentlichen Einflussgrößen auf die personenbezogene Exposition gegenüber FOV*
- 3. Gegenüberstellung der 1990/91 personengebunden und der im 1. Umwelt-Survey 1985/86 durch stationäre Untersuchung der Innenraumluft ermittelten Konzentrationswerte.*

Im Hinblick auf die 1. Zielsetzung enthalten die Seiten 6-10 dieses Berichtsbandes ausführliche Übersichtstabellen (Tabellen Ü1-Ü6), in denen alle 74 gemessenen Einzelverbindungen sowie verschiedene Teilsummen von FOV deskribiert werden. In den Übersichtstabellen sind die Anzahl von unter der Bestimmungsgrenze liegenden Werten ($n < BG$), das 10., 50., 90., 95. und 98. Perzentil der Stichprobe, der Maximalwert, das arithmetische Mittel (AM), das geometrische Mittel (GM) sowie ein approximatives 95%-Konfidenzintervall für das geometrische Mittel (KI GM) angegeben.

Um der 2. Zielsetzung gerecht zu werden, wurden für jede flüchtige organische Verbindung Regressionsrechnungen durchgeführt. Sofern diese Rechnungen zu stabilen Regressionsmodellen führten, sind die ermittelten wesentlichen Prädiktoren im Anhang 12.1 genannt. In speziellen Fällen, wo ein im Sinne der Varianzaufklärung gutes Regressionsmodell verfügbar ist, wird darüber hinaus im Text die Modellgleichung angegeben und ihre Anwendung exemplarisch aufgezeigt.

Eine Kopplung der beiden erstgenannten Ziele wird durch die im Berichtsband aufgenommene Deskription nach Gliederungsmerkmalen erreicht. Anstelle einheitlicher Gliederungsmerkmale für alle FOV analog zur Auswertung des 1. Umwelt-Surveys wird jede einzelne Verbindung nur nach den Merkmalen tabelliert, die sowohl einen inhaltlichen Bezug haben als auch einen starken bivariaten statistischen Zusammenhang mit der jeweiligen FOV-Konzentration in der Luft aufweisen. Die im ersten Auswahlschritt berücksichtigten inhaltlichen Gesichtspunkte sind vor allem Kenntnisse über Emissionsquellen und in der Literatur diskutierte Hypothesen, während im zweiten Auswahlschritt ein statistischer Zusammenhang durch Signifikanzangaben bei Anwendung geeigneter statistischer Tests nachzuweisen ist. Ein Überblick über die verwendeten Gliederungsmerkmale ist im Anhang 12.3 zu finden.

Aufgrund dieser Vorgehensweise sind in den Deskriptionstabellen genau alle die Fragebogen-Merkmale erfasst, die für die individuelle Exposition gegenüber der jeweiligen FOV relevant sind. Das heißt, es kann auch im Umkehrschluss aus der Nichtverwendung eines Fragebogen-Items als Gliederungsmerkmal auf eine geringe Expositionsrelevanz geschlossen werden. Sofern es sich bei nicht verwendeten Fragebogen-Merkmalen um vermutete bzw. in der Literatur diskutierte Einflussgrößen handelt, wird dieser Sachverhalt explizit im Text erwähnt.

Der dritten Zielsetzung Rechnung tragend, werden in jedem Kapitel die Lage- und Streuungsmaße des 1. und 2. Umwelt-Surveys gegenübergestellt und Auffälligkeiten diskutiert.

Um nicht für jede einzelne organische Verbindung eine separate gegliederte Deskriptionstabelle erstellen zu müssen, werden FOV, die miteinander hoch korreliert sind und zugleich ähnliche Summen- und Strukturformeln besitzen, in Gruppen zusammengefasst. Die gleichzeitige Deskription der FOV einer Gruppe gibt Anhaltspunkte über relevante gemeinsame Emissionsquellen und über Umgebungsbedingungen, die die Exposition gegenüber der gesamten Gruppe beeinflussen.

Die Kapitel 4 bis 8 beginnen - soweit vorhanden - mit Angaben zum Vorkommen und zur hauptsächlichlichen Verwendung der FOV, woran sich Informationen über die gesundheitliche Bedeutung der Verbindungen anschließen. Es werden die von der DFG 1994 festgelegten MAK-Werte zur groben Orientierung angegeben, auch wenn eine kurzzeitig hohe Arbeitsplatzkonzentration nicht mit einer über eine Woche gemessenen durchschnittlichen Umgebungsluftkonzentration vergleichbar ist. Die Maximalwerte des Surveys liegen erwartungsgemäß stets deutlich unter den MAK-Werten. Zur Einordnung der Survey-Daten werden in den einzelnen Kapiteln typische Messwertbereiche der Innenraum- und Umgebungsluftkonzentrationen aus der Literatur wiedergegeben. Die sich daran anschließende statistische Auswertung ist in Auswertungsschritten unterteilt, die in Kapitel 3 ausführlich beschrieben sind und die stets in der gleichen Abfolge behandelt werden, wobei das Auslassen einzelner Schritte möglich ist.

Jeder Leser sollte möglichst zuerst die Kapitel 1 bis 3 lesen. Die folgenden Kapitel 4 bis 8 sind weitgehend selbständig und können wahlweise und in beliebiger Reihenfolge gelesen werden. Zur Gewährleistung der Selbständigkeit dieser Kapitel wurden die einzelnen Schritte der Auswertung und der inhaltlichen Einordnung in jedem Kapitel ähnlich und mit gleichbleibender Ausführlichkeit dargestellt. Wir bitten deshalb um Verständnis für sich wiederholende gleichartige Formulierungen in den Kapiteln.

Die Literaturverweise, soweit sie empirische Untersuchungen betreffen, sind nach Möglichkeit so gewählt worden, dass ihr zeitlicher Bezug nicht wesentlich vom Untersuchungszeitraum 1990/91 des 2. Umwelt-Surveys abweicht. In Fällen, wo sehr umfangreiche ausländische empirische Studien vorliegen, wurde auch auf diese verwiesen, wenngleich Angaben über Emissionsquellen oder prozentuale FOV-Anteile nicht ohne weiteres auf Deutschland übertragbar sind.

2 Studiendesign und Analytik

2.1 Stichprobe

Für die Erfassung von flüchtigen organischen Verbindungen (FOV) unter Verwendung von Passivsammlern wurde wegen des erheblichen Kostenaufwandes einer derartigen Untersuchung ein Unterkollektiv aus der Stichprobe des 2. Umwelt-Surveys in den alten Bundesländern 1990/91 ausgewählt.

Da die Genehmigung zur Durchführung der Arbeiten durch den Auftraggeber und die Bereitstellung der Mittel erst während der Felderhebung der Basisuntersuchung des Umwelt-Surveys erfolgten, konnte die FOV-Untersuchung nicht in allen 100, sondern nur noch in den verbleibenden 36 Erhebungspunkten durchgeführt werden. Dadurch konnten zwei von sieben Gemeindegrößenklassen (Gemeinden mit 2 000 bis 5 000 Einwohnern sowie Gemeinden mit 50 000 bis 100 000 Einwohnern) in der Teilstichprobe nicht repräsentiert werden und der Untersuchungszeitraum war auf die Monate Januar bis Mai (07.01.91 bis 18.05.91) eingeschränkt.

Die Stichprobe wurde so angelegt, dass aus jedem der 36 Erhebungspunkte mindestens drei Probanden in die Untersuchung einbezogen werden sollten. Bei der Probandenauswahl sollte durch bewusste Orientierung auf die Populationsproportionen eine Stichprobenstruktur gesichert werden, die hinsichtlich Geschlechts- und Altersklassenverteilung der Populationsstruktur nahe kommt. Die Bereitschaft zur Teilnahme an der sehr zeitaufwendigen Untersuchung war jedoch in den einzelnen Geschlechts- und Altersklassen unterschiedlich ausgeprägt. Ein vollständiger Datensatz (gemessene FOV-Konzentrationen in der Umgebungsluft, ausgefüllter FOV-Fragebogen, ausgefüllte Fragebögen „Leben und Gesundheit in Deutschland“ und „Umwelt und Gesundheit in Deutschland“) lag schließlich bei 113 Probanden vor. Die Verteilung dieser 113 Probanden nach Geschlecht und Alter im Vergleich zur Grundgesamtheit gemäß Mikrozensus 1991 zeigt Tabelle 2.1.

Tab. 2.1: Geschlechts- und Altersklassenverteilung in der Grundgesamtheit (alte Bundesländer, 25 bis 69 Jahre) und in der Stichprobe zur FOV-Untersuchung (n=113)

Merkmal	Ausprägung	Mikrozensus 1991	Umwelt-Survey 1990/91
		Alte Bundesländer	Alte Bundesländer
Geschlecht	Frauen	51,0 %	48,7 %
	Männer	49,0 %	51,3 %
Lebensalter	25 bis 29 Jahre	13,6 %	15,9 %
	30 bis 39 Jahre	23,2 %	24,8 %
	40 bis 49 Jahre	20,8 %	22,1 %
	50 bis 59 Jahre	23,5 %	19,5 %
	60 bis 69 Jahre	18,9 %	17,7 %

Durch das Fehlen zweier Gemeindegrößenklassen sind andere Gemeindegrößenklassen überproportional in der Stichprobe vertreten, insbesondere die Klasse mit Gemeinden von 100 000 bis 500 000 Einwohnern. Die sich hieraus ergebenden Auswirkungen auf die statistische Auswertung der Daten werden in Kapitel 9 diskutiert.

2.2 Erhebungsinstrumente

Zur Erfassung von FOV wurden zwei Erhebungsinstrumente eingesetzt:

- Tragen eines Passivsammlers für die Dauer von 7 Tagen
- Ausfüllen eines speziellen Fragebogens.

Die Schulung der Interviewer zur Anwendung des Passivsammlers erfolgte durch Mitarbeiter des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (WaBoLu) und zum Ausfüllen des Fragebogens durch Mitarbeiter der Epidemiologischen Forschung Berlin (EFB).

Als Probenahmegerät wurde der Passivsammler OVM-3500 (Fa. 3M Company, St. Paul; bezogen über Suppelco, Deisenhofen) eingesetzt. Dieser nach dem Diffusionsprinzip arbeitende Passivsammler wurde eingehend in der Literatur beschrieben (z.B. Seifert et al. 1989a, Berlin et al. 1986, Ullrich 1992).

Um eine inhaltliche Bewertung und Interpretation der Messergebnisse zu ermöglichen, wurde ein aus zwei Teilen bestehender Fragebogen (siehe Anhang 12.4) eingesetzt. Der erste Teil des Fragebogens, ein Aufenthaltsprotokoll für sieben Tage, umfasst Fragen zu Aufenthaltsorten, -zeiten und -umgebungen. Der zweite Teil enthält Fragen zur Raumausstattung (z.B. nach dem Alter des Wandbelags) und Fragen zur Raumumgebung (z.B. nach dem Vorhandensein einer Tankstelle im Umkreis von 50 Metern) für die drei Räume, in denen sich der Proband am längsten aufhält. Ferner gehören zum zweiten Teil Fragen nach expositionsrelevanten Tätigkeiten innerhalb der sieben Tage (z.B. nach der Verwendung von Klebstoffen).

Zusätzlich standen die Daten aus den Fragebögen „Leben und Gesundheit in Deutschland“ und „Umwelt und Gesundheit in Deutschland“ zur Verfügung.

2.3 Probenahme und Probenaufbereitung

Den Probanden wurde die Handhabung des Passivsammlers von den Interviewern an einem Muster erklärt. Zusätzlich erhielten die Probanden eine schriftliche Anweisung. Danach sollte jeder Proband den Passivsammler während des gesamten Zeitraums tagsüber so tragen, dass die den Passivsammler umgebende Luft weitgehend der Atemluft des Probanden entspricht. Nachts konnte der Sammler auf den Nachttisch gelegt werden.

Nachdem der Interviewer dem Probanden den Passivsammler an seiner Kleidung befestigt hatte, füllte er gemeinsam mit dem Probanden beispielhaft ein Aufenthaltsprotokoll aus, wobei meist der vorangegangene Tag als Bezug gewählt wurde. Der Proband wurde dann gebeten, die Aufenthaltsprotokolle für die nächsten sieben Tage täglich auszufüllen, während die Fragen aus dem zweiten Teil des Fragebogens erst nach den sieben Tagen beantwortet werden sollten.

Der Proband wurde ferner gebeten, nach einer Probenahmezeit von sieben Tagen den Sammler zu verschließen, ihn in Aluminiumfolie einzuwickeln und ihn zusammen mit dem ausgefüllten Fragebogen an das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zu schicken. Jedem zehnten Sammler wurde zur Qualitätskontrolle ein Feldblindwert-Sammler zwecks Überprüfung des Transports und der Lagerung beigelegt.

Die Passivsammler wurden in Anlehnung an die VDI-Methoden 3482, Blatt 4, und 3864, Blatt 1, „Probenahme durch Anreicherung an Aktivkohle, Desorption mit Lösemittel“ aufbereitet. Vor der Analyse wurden Cyclooctan und 1,2,3-Trichlorpropan als interne Standards (je 50-100 µg in 50 µl Schwefelkohlenstoff) auf die Aktivkohle-Adsorptionsschicht des Sammlers gegeben. Anschließend erfolgte die Elution der FOV mit 2 ml Schwefelkohlenstoff.

2.4 Geräte

Die Eluate wurden gaschromatographisch mit den folgenden Geräten und Methoden untersucht.

Gaschromatograph:

Hewlett-Packard 5890 mit FID und ECD,

50 m Kapillartrennsäule mit Methylsilikon (HP Ultra 1),

Probenaufgabe in splitless-Modus über einen Autosampler,

Tieftemperaturzusatz, um ein Temperaturprogramm ab 0° C zu ermöglichen,

Pascal ChemStation zur Gerätesteuerung, Datenaufnahme und Integration.

Zur Verifikation wurde die folgende Gerätekonfiguration eingesetzt.

Gaschromatograph:

Hewlett-Packard 5890 mit FID,

50 m Kapillartrennsäule mit Methyl-Phenyl-Cyanopropylsilikon (RTX 1701),

Probenaufgabe im splitless-Modus über einen Autosampler,

Tieftemperaturzusatz, um ein Temperaturprogramm ab 0° C zu ermöglichen,

Pascal ChemStation zur Gerätesteuerung, Datenaufnahme und Integration.

Eine eindeutige qualitative Zuordnung der 74 kalibrierten flüchtigen organischen Verbindungen (FOV) erfolgte über eine Retentionsindexberechnung beider GC-Läufe im angeschlossenen Labor- datensystem; die quantitative Bestimmung wurde mit der Methode des inneren Standards durchgeführt.

2.5 Qualitätssicherung

Zusammen mit den exponierten Passivsammlern wurden die zeitgleich genommenen Feldblindwert-Proben und zusätzliche Laborblindwert-Proben analysiert. In einem Fall konnten in den Feldblindwerten Störkomponenten ermittelt werden, die deutlich über den Laborblindwerten lagen. Die Komponenten wurden aus den Ergebnissen der zeitgleich genommenen Personal-Sampler-Proben eliminiert.

Allgemein ist für die Vergleichsstandardabweichung der OVM-3500-Passivsammler mit einem Wert von $\pm 30\%$ zu rechnen (De Bortoli et al. 1986b). Für die unmittelbare Verfolgbarkeit der Analysenergebnisse wurden zugleich Versuche mit Prüfgaskammern durchgeführt. Mit einem Prüfgasgenerator wurde durch Permeation für unterschiedliche Komponenten (Benzol, Toluol, m-Xylol, n-Hexan und n-Heptan) ein Prüfgas erzeugt, das mit Verdünnungsluft auf eine genau bekannte Konzentration zwischen ca. 5 und 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eingestellt und über längere Zeit (ca. sechs Monate) in die Prüfgaskammer eingeleitet wurde. In der Prüfgaskammer wurden OVM-3500-Passivsammler exponiert; parallel dazu wurden Proben aktiv gezogen und nach VDI 3482, Blatt 4, analysiert. Die Abweichungen zwischen aktiver und passiver Probenahme lagen zwischen 5 und 17 % (Ullrich 1992). Die aktive Probenahme und Analyse nach VDI 3482, Blatt 4, wurde als Referenzmethode eingesetzt, die im Rahmen von externen Ringversuchen für Benzol, Toluol und Xylol verifiziert wurde. Der im Januar 1990 durchgeführte erste Ringversuch im Rahmen einer Zertifizierung für das Büro für Referenzmaterialien der Kommission der Europäischen Gemeinschaft (BCR) ergab Abweichungen für Benzol, Toluol und m-Xylol von 13 %, 12 % und 6 %. Diese Abweichungen sind in der letzten Ringversuchsrunde (1994) auf 0,6 %, 0,7 % und 2 % zurückgegangen. Aus den vorliegenden Ergebnissen kann die mittlere Abweichung der Passivsammlerwerte von der vorgegebenen Konzentration über dem gesamten Konzentrationsbereich je nach Verbindung auf 10 bis 30 % geschätzt werden.

3 Statistische Methoden und Auswertungsschritte

Im Folgenden werden kurz die einzelnen Schritte der statistischen Auswertung beschrieben, wobei zugleich die angewendeten statistischen Methoden skizziert werden und die Aussagekraft der möglichen Resultate erläutert wird. Die statistischen Berechnungen wurden mit der Statistik-Software SPSS durchgeführt.

3.1 Vorausgehende Stichprobenuntersuchungen

Eine Reihe von statistischen Verfahren und Methoden erfordern eine Annahme über die Populationsverteilung, die mit Hilfe der vorhandenen Stichprobe überprüft werden kann. Häufig wird eine Normalverteilung für die Population angenommen. Bei den vorliegenden Zielvariablen, die stets Konzentrationen darstellen, ist eine Normalverteilung jedoch keine günstige Approximation, da die Messwerte grundsätzlich positiv sein müssen und die empirische Dichtefunktion in der Regel eine starke Asymmetrie aufweist. Anstelle dessen wird bei zahlreichen Anwendungen in der Medizin, Biologie, Ökologie, Chemie und angrenzenden Gebieten eine logarithmische Normalverteilung zur Modellierung von Konzentrationsmerkmalen angesetzt. Neben der statistischen Überprüfbarkeit in empirischen Studien hat Ott (1990) auch eine theoretische Begründung für diese Verteilungsannahme gefunden.

Auch für die vorliegenden Konzentrationsmerkmale wurde die Hypothese der Log-Normalität geprüft. Bis auf wenige Ausnahmen, bei denen der Anteil von unter der Bestimmungsgrenze liegenden Werte sehr hoch ist, gab es keine signifikante Ablehnung der Hypothese. Graphische Darstellungen in Form von Histogrammen zeigen deutliche "Lognormal-Konturen". Aus diesem Grund werden alle inferenzstatistischen Aussagen auf der Basis der logarithmierten Konzentrationen durchgeführt. Zugleich liefert die logarithmische Normalverteilung der Konzentrationsmerkmale eine Begründung für die Verwendung des geometrischen Mittels als Lagemaß, denn das geometrische Mittel stellt das zurücktransformierte arithmetische Mittel der logarithmierten Daten dar und hat unter logarithmischer Normalverteilung somit die gleichen guten Eigenschaften wie das arithmetische Mittel unter Normalverteilung.

Eine weitere vorab zu entscheidende Frage ist die nach der Gewichtung der Stichprobe. Eine Datengewichtung wird häufig dann eingesetzt, wenn durch Probandenausfälle entstehende Disproportionen in den Ziehungsmerkmalen ausgeglichen werden sollen. Die vorliegende Unterstichprobe von 113 Probanden kann im Sinne der Ziehungsmerkmale Alter und Geschlecht als repräsentativ angesehen werden, jedoch nicht bezüglich dem dritten Ziehungsmerkmal, der Gemeindegröße. Da zwei Gemeindegrößenklassen in der Unterstichprobe nicht vertreten sind, ist eine Behebung der Disproportionen durch Einführung von Fall-Gewichten nicht möglich. Weil die vorliegende Auswertung zudem auf eine Reihe von inferenzstatistischen Verfahren zurückgreift, für die die Datengewichtung generell nicht rechtfertigbar ist, wird stets mit ungewichteten Daten gerechnet.

3.2 Ermittlung von Gruppen hoch korrelierter FOV

Haben mehrere FOV paarweise hohe positive Korrelationen, so bedeutet dies, dass sie häufig zusammen auftreten und dass der Konzentrationsanstieg einer Verbindung meist mit einem Konzentrationsanstieg der anderen Verbindungen verbunden ist. Es ist davon auszugehen, dass hoch korrelierte FOV gleiche Emissionsquellen besitzen und, da die Korrelationen mit den logarithmierten Konzentrationen berechnet werden, dass gleichzeitig die proportionale Zusammensetzung der durch die Emissionsquellen freigesetzten FOV annähernd stabil ist.

Unter einer hohen Korrelation zwischen zwei Kriterien (FOV) wird im Folgenden ein Wert von über 0,7 verstanden. Dies entspricht einer quadrierten Korrelation von über 0,5, so dass die Varianz der einen Verbindung mindestens zur Hälfte durch die Variation der anderen Verbindung erklärt werden kann. Die Bezeichnung „hohe Korrelation“ steht auch im Einklang mit dem später in 3.3 eingeführten Begriff „hoch signifikant“, da bei einer Korrelation von über 0,7 und $n=113$ die Hypothese der Unkorreliertheit hoch signifikant ($p \leq 0,001$) abgelehnt wird. Eine Verbindung wurde zu einer Gruppe hinzugenommen, wenn sie mit der Mehrheit der anderen FOV der Gruppe einen Korrelationskoeffizienten von über 0,7 hat. Folgende Gruppen von hoch korrelierten FOV lassen sich bilden:

- C6-Alkane (*n*-Hexan, Isohexane, Methylcyclopentan, Cyclohexan)
- C7-Alkane (*n*-Heptan, Isoheptane, Methylcyclohexan)
- C8-Alkane (*n*-Octan, Isooctane)
- C9- bis C13-Alkane (*n*-Nonan, Isononane, *n*-Decan, *n*-Undecan, *n*-Dodecan, *n*-Tridecan)
- C14- und C15-Alkane (*n*-Tetradecan, *n*-Pentadecan)
- C8-Aromaten (Ethylbenzol, *m*- und *p*-Xylol, *o*-Xylol)
- C9-Aromaten (Iso- und *n*-Propylbenzol, 2-Ethyltoluol, 3- und 4-Ethyltoluol, 1,2,3-Trimethylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol, 1,3,5-Trimethylbenzol)
- ausgewählte Terpene (α -Pinen, β -Pinen, 3-Caren).

Die obigen Gruppen zeichnen sich durch hohe Intra-Korrelationen und vergleichsweise geringe Inter-Korrelationen aus. Zugleich vereinen die einzelnen Gruppen chemische Verbindungen, die ähnliche Summen- und Strukturformeln aufweisen. Zur Vervollständigung der Gruppen aus chemischer Sicht wurden auch noch Verbindungen mit geringerer Korrelationsbindung den entsprechenden Gruppen zugeordnet. Dies betrifft die Verbindungen Cyclohexan, *n*-Dodecan, *n*-Tridecan und 2-Ethyltoluol. Eine durchgeführte Faktorenanalyse führte zu einer ähnlichen Gruppeneinteilung.

Nach den allgemeinen Angaben zu den FOV (Vorkommen, gesundheitliche Bedeutung, typische Meßbereiche) werden in den einzelnen Kapiteln 4 bis 8 die Intra-Korrelationen, d.h. die Korrelationskoeffizienten innerhalb der Gruppen, wiedergegeben, wodurch man einen groben Eindruck über die Stärke der Abhängigkeiten und über die innere Abhängigkeitsstruktur erhält. Um die erhaltenen Aussagen über die Abhängigkeitsstruktur zu prüfen, wurde das umfangreichere Datenmaterial des 1. Umwelt-Surveys 1985/86, einer stationären Messung in 479 Wohnräumen,

herangezogen. Es zeigt sich, dass in den Wohnräumen die gleichen Verbindungen wie in der personenbezogenen Umgebungsluft miteinander hoch korreliert sind, was eine gewisse „Allgemeingültigkeit“ der vorgenommenen Gruppenbildung belegt. Die entsprechenden Tabellen, die das Komprimat zweier Korrelationsmatrizen darstellen, enthalten oberhalb der Diagonalen die Korrelationen der Studie 1990/91 und unterhalb der Diagonalen die entsprechenden Korrelationen der Studie 1985/86.

Die höchsten Intra-Korrelationen treten bei der Gruppe der C8-Aromaten auf, d.h. die C8-Aromaten kommen recht stabil in den gleichen Proportionen vor. In Kapitel 5.3 sind diese Proportionen mit dazugehörigen 95%-Toleranzintervallen angegeben. Für andere Gruppen wurden ebenfalls solche Toleranzintervalle berechnet, die jedoch weitaus breiter sind und deshalb nicht in den Band aufgenommen wurden.

3.3 Auswahl der Gliederungsmerkmale

Als potentielle Gliederungsmerkmale werden alle die Fragebogen-Variablen angesehen, die im weitesten Sinne einen inhaltlichen Bezug zu den jeweiligen FOV haben könnten. Insbesondere werden hypothesengeleitet solche Variablen gesucht, die Nähe, Stärke oder Expositionszeit in Bezug auf bekannte bzw. vermutete Emissionsquellen beschreiben. Nach Bestimmung der potentiellen Gliederungsmerkmale aufgrund inhaltlicher Aspekte im 1. Auswahlschritt wird anschließend im 2. Schritt ein statistisches Auswahlkriterium für die Gliederungsmerkmale angewendet, das im Folgenden dargestellt wird.

Da in den gegliederten Tabellen ausschließlich die geometrischen Mittel der Konzentrationen angegeben werden, was in Kapitel 3.1 mit der logarithmischen Normalverteilung von Konzentrationsmerkmalen begründet wurde, ist es naheliegend, ein nominales oder ordinales Merkmal nur dann zur Tabellengliederung heranzuziehen, wenn signifikante Unterschiede zwischen den geometrischen Mitteln der durch das Merkmal definierten Teilgruppen auftreten. Zur Signifikanzprüfung eignet sich der klassische F-Test der einfachen Varianzanalyse, wenn man ihn auf die logarithmierten Daten anwendet, da hier die Normalverteilungsannahme nicht abgelehnt wird und die auf die geometrischen Mittel bezogene Nullhypothese auch wirklich getestet wird.

Es sei darauf hingewiesen, dass sich das eben definierte Auswahlkriterium nicht einfach auf stetige metrische Merkmale, wie z.B. auf verschiedene die Aufenthaltsdauer betreffende Zeitangaben, übertragen lässt. Zwar kann man immer das stetige Merkmal diskretisieren und anschließend den F-Test der einfachen Varianzanalyse auf das diskretisierte Merkmal anwenden, doch geht bei der Diskretisierung in der Regel viel „Information“ verloren. Außerdem unterliegt die mit der Diskretisierung verbundene Klassenbildung stets einer gewissen Willkür. Deshalb wird bei stetigen Merkmalen alternativ die Hypothese geprüft, ob die Korrelation (in der Population) zwischen dem originalen Merkmal und der betreffenden logarithmierten FOV-Konzentration signifikant von Null abweicht, d.h. ob eine signifikante lineare Abhängigkeit besteht. Hierfür wird der t-Test der Korrelationsanalyse angewendet.

Um graduelle Aussagen über den bivariaten Zusammenhang „Gliederungsmerkmal - FOV-Konzentration“ treffen zu können, werden in den entsprechenden Tabellen Signifikanzstufen angegeben, die mit *, ** bzw. *** gekennzeichnet werden. Ihre Bedeutung ist nachstehender Tabelle zu entnehmen.

Tab. 3.1: Definition der Signifikanzstufen

Signifikanzsymbol	verbale Beschreibung	Bedingung für die beobachtete Irrtumswahrscheinlichkeit p
-	nicht signifikant	$0,05 < p$
*	signifikant	$0,01 < p \leq 0,05$
**	sehr signifikant	$0,001 < p \leq 0,01$
***	hoch signifikant	$p \leq 0,001$

Für stetige Gliederungsmerkmale entspricht bei vorliegender Stichprobe (n=113) die *-Stufe einer Korrelation von über 0,22 bis 0,25, die **-Stufe einer Korrelation von über 0,25 bis 0,30 sowie die ***-Stufe einer Korrelation von über 0,30.

In den Gruppen hoch korrelierter FOV (vgl. Kapitel 3.2) werden stets einheitlich die gleichen Gliederungsmerkmale zur Deskription verwendet. Ein Merkmal wird zur Tabellengliederung bei einer Gruppe von FOV benutzt, wenn das Merkmal für mindestens die Hälfte der FOV (inklusive Gruppensumme der FOV) signifikant, sehr signifikant oder hoch signifikant im Sinne der einfachen Varianzanalyse bzw. der Korrelationsanalyse ist.

Alle im Berichtsband mindestens einmal verwendeten Gliederungsmerkmale sind im Anhang 12.3 enthalten und werden dort ausführlich beschrieben. Um eine größere Übersichtlichkeit in den Tabellen zu erreichen, werden die Gliederungsmerkmale in die sechs Bereiche

Berufliche Belastungen
Spezifische Belastungen
Umgebungsbedingungen
Rauchmerkmale
Kfz-bezogene Variablen
Sonstige Variablen

unterteilt, die stets in dieser Reihenfolge statistisch geprüft und gegebenenfalls tabelliert wurden. Die Zuordnung eines Gliederungsmerkmals zu einem der sechs Bereiche ist nur als „typische“ Interpretation des Merkmals zu verstehen und nicht für alle Einzelfälle zutreffend. So ist z.B. das Merkmal Büroaufenthalt als berufliche Belastung eingestuft worden, obwohl auch außerberufliche Büroaufenthaltszeiten mitgerechnet werden.

Die Ausprägungen der Gliederungsmerkmale wurden so gewählt, dass sich zum einen eine große Differenzierung in den geometrischen Mitteln der untersuchten Konzentration ergibt (kleine Irrtumswahrscheinlichkeit p bei Ablehnung der Hypothese auf Gleichheit der Mittelwerte) und zum anderen die für die einzelnen Ausprägungen zutreffenden Fallzahlen nicht zu klein sind. Daraus

ergibt sich die Notwendigkeit von Vergrößerungen. So wurden z.B. alle Aufenthaltszeiten in Fahrzeugen des Straßenverkehrs im Merkmal „Fahrzeit mit Kfz“ zusammengefasst und im Merkmal „Werkstättenaufenthalt“ wurde auf eine Differenzierung nach Branchen verzichtet. Die wünschenswerte Formulierung einer Ausprägung, die der Expositionsstufe „Null“ entspricht, war gleichfalls wegen geringer Fallzahlen bzw. geringer Mittelwertunterschiede nicht immer möglich bzw. sinnvoll. So gab es nur sieben Personen, die sich nicht in Fahrzeugen des Straßenverkehrs aufgehalten haben und gar keine Person, die im Untersuchungszeitraum nur innerhalb ihrer Wohnung war.

Andererseits erwiesen sich sehr starke Vergrößerungen, wie die Zusammenfassung der Merkmale „Farben und Lacke am Arbeitsplatz“ und „Farben und Lacke beim Hobby“ aufgrund unterschiedlich abgefragter Graduierungen und offenbar unterschiedlicher Expositionsstärken als nicht günstig.

3.4 Multivariate Prädiktorenermittlung

In Kapitel 3.3 wurde dargestellt, wie aus inhaltlicher und statistischer Sicht die besten Merkmale zur Tabellengliederung bestimmt werden. Kritisch zu bemerken ist, dass man aus den Tabellen nicht erkennen kann, inwieweit einzelne Gliederungsmerkmale voneinander abhängen, wie stark der Einfluss auf die FOV-Konzentration bei Zusammenführung der Gliederungsmerkmale ist und welche Merkmale zur Beschreibung des realen multivariaten Zusammenhanges ausgewählt werden sollten.

Um die Auswahl der aus multivariater Sicht wichtigsten Merkmale (Prädiktoren; Einflußgrößen) zu treffen, werden durchgängig Regressionsanalysen durchgeführt. Als potentielle Prädiktoren werden analog zu Kapitel 3.3 alle die Fragebogen-Variablen angesehen, die im weitesten Sinne einen inhaltlichen Bezug zur jeweiligen Verbindung besitzen, wobei alle aus der Literatur bekannten Hypothesen und Resultate berücksichtigt werden. Damit stehen etwa 400 Variablen für die Modellbildung zur Verfügung. Ausgehend von diesen Variablen wird mittels schrittweiser Regression ein „maximales“ Modell abgeleitet (unter Nutzung der Prozedur „Regression“ von SPSS mit der Methode „stepwise“ und den Standardeinstellungen PIN=0,05 und POUT=0,1 für die Aufnahme bzw. Herausnahme einer Variablen). Parallel dazu wird für jede einzelne Verbindung eine weitere spezifische Variablenreduktion unter Berücksichtigung der für die jeweilige Verbindung vorhandenen Kenntnisse über Emissionsquellen und expositionsrelevanten Verhaltensweisen und Umgebungsbedingungen durchgeführt und anschließend ein kleineres „hypothesengeleitetes“ Modell mittels schrittweiser Regression bestimmt. Die Ergebnisse beider Regressionsansätze sind im Anhang 12.1 gegenübergestellt.

Die Güte der ausgewählten Prädiktoren in ihrer gemeinsamen Wirkung auf die betrachtete organische Verbindung kann durch die Varianzaufklärungsrate beschrieben werden. Sie lässt sich berechnen nach der Formel $R^2 \cdot 100$, wobei R die multiple Korrelation zwischen der durch das Modell vorhergesagten und der gemessenen Konzentration ist. Eine Varianzaufklärungsrate von z.B. 20 % besagt, dass 20 % der Varianz der organischen Verbindung, d.h. der Variation ihrer Konzentration in der Luft, durch die Veränderung der Prädiktoren erklärt werden kann, während der

Rest von 80 % unaufgeklärt bleibt. Je mehr Prädiktoren in das Regressionsmodell aufgenommen werden, desto höher wird die Varianzaufklärungsrate bei gleichzeitiger Verschlechterung der Schätzgenauigkeit im Modell. Wegen der Gegenläufigkeit von Modell- und Schätzfehler und wegen des geringen Stichprobenumfangs von $n=113$ wurde nach einem Modell mit möglichst wenig Prädiktoren gesucht, das trotzdem noch zu einer akzeptablen Varianzaufklärung führt.

Für die einzelnen organischen Verbindungen werden „hypothesengeleitete“ Regressionsmodelle mit maximal fünf Prädiktoren gesucht. Liegt der Anteil an erklärbarer Varianz im hergeleiteten Modell unter 40 %, so werden nur die Prädiktoren aufgeführt (vgl. Anhang 12.1), während das Regressionsmodell nicht explizit wiedergegeben wird. Wenn eine höhere Varianzaufklärung erzielt wird, wird außerdem die Regressionsfunktion und die Güte der einzelnen Prädiktoren angegeben. In einem solchen Fall kann man davon ausgehen, dass die durch die Fragebögen erfassten Informationen wesentliche Emissionsquellen und Umgebungsbedingungen gut beschreiben. Die Festlegung einer geringeren Mindestvarianzaufklärung als 40 % hätte zudem den Umfang des Berichtsbandes deutlich erhöht. Im vorliegenden Band sind Regressionsmodelle für Benzol (Varianzaufklärung knapp unter 40 %), für die Gruppe der C8-Aromaten und für die Gruppe der C9-Aromaten enthalten. Von sehr guter Qualität sind dabei die Modelle der C8-Aromaten, die Varianzaufklärungsraten von rund 60 % erreichen.

In den Tabellen zu den Regressionsmodellen (Tabellen 5.2, 5.9 und 5.15) sind neben R^2 auch für jeden Prädiktor der standardisierte Regressionskoeffizient β und die Korrelation r enthalten. β beschreibt die Wirkung des Prädiktors im Modell und r die Stärke des bivariaten Zusammenhangs zur organischen Verbindung. Ferner ist das Produkt βr berechnet worden, welches als dem Prädiktor zuzuordnender Varianzanteil interpretiert werden kann. Das heißt, die aufgeklärte Varianz (R^2) wird zerlegt in Varianzanteile (βr), die in ihrer Summe wieder R^2 ergeben. Auf diese Weise kann man erkennen, welche Prädiktoren besonders einflussstark sind und welche weniger. In den Tabellen zu den Regressionsmodellen ist ferner ein korrigiertes R^2 angegeben, da R^2 bei kleinen Stichproben eine zu optimistische Vorhersage für die Varianzaufklärung in der Population darstellt. Bei dem Stichprobenumfang von $n=113$ führt die Korrektur meist zu einem Abzug von 1 bis 2 %.

Um einschätzen zu können, wie gut die Parameterschätzungen in den abgeleiteten Modellen sind, werden im Anhang 12.2 für die Modellparameter 95%-Konfidenzintervalle angegeben. Da die Prädiktoren durchgängig so kodiert sind, dass ihre Wertzunahme eine erhöhte FOV-Belastung nach sich zieht, sind die unteren Intervallgrenzen gut interpretierbar. Sie geben die Mindestzunahme der Belastung durch Werterhöhung des Prädiktors um 1 an, deren Überschreitung mit einer Wahrscheinlichkeit von 97,5 % abgesichert werden kann (der Prozentsatz von 97,5 % ergibt sich aus dem Übergang zu einem rechtsseitig offenen Halbintervall bei obiger Fragestellung).

Multivariate statistische Auswertungen von verschiedenen FOV-Konzentrationen mittels schrittweiser Regression wurden bereits im Rahmen anderer Studien durchgeführt (vgl. Wallace et al. 1988, Heavner et al. 1995, Wilson et al. 1995). Die Varianzaufklärungsraten der im Berichtsband angegebenen Regressionsmodelle sind höher als die von den in der Literatur angegebenen Modellen, sofern Konzentrationen anderer Verbindungen nicht als Prädiktoren zugelassen werden.

3.5 Datenanalyse hoch belasteter Personen

Im Kapitel 5.3 werden die durch Emissionen der C8-Aromaten extrem belasteten Personen näher betrachtet (Tabelle 5.10). Es zeigt sich, dass die gefundenen Prädiktoren für C8-Aromaten-Konzentrationen auch bei diesen Probanden von großer Bedeutung sind. In anderen Kapiteln wurde auf eine Analyse hoch belasteter Personen verzichtet, da es sich in der Regel um wenige Probanden mit stark voneinander abweichenden Verhaltensweisen und beruflichen Tätigkeiten handelt und somit keine haltbaren Verallgemeinerungen möglich sind.

Zu erwähnen ist, dass eine Person aus der Stichprobe extrem hohe FOV-Konzentrationen aufweist (Summe der gemessenen FOV-Konzentrationen ist über $20\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$). Insbesondere ist dieser Proband, der als Schreiner tätig ist, sehr hohen Carbonyl- und Alkohol-Konzentrationen ausgesetzt (die entsprechende Teilsumme liegt bei knapp $13\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$). Da ein derart starker Ausreißer im Datenmaterial die statistische Auswertung des Surveys nicht unwesentlich beeinflusst und Artefakte erzeugen kann, wurde dieser Datensatz aus der gegliederten Deskription der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen in Kapitel 8 herausgenommen.

3.6 Gegenüberstellung beider Surveys

In jedem Kapitel werden die aus den personengebundenen Messungen 1990/91 erhaltenen Konzentrationen denen aus den stationären Wohnraummessungen 1985/86 gegenübergestellt (vgl. Kap. 9 zur Diskussion der Gegenüberstellung). Dabei werden die geometrischen Mittel GM als Lagemaße und die Standardabweichungen \bar{s} als Streuungsmaße zur Gegenüberstellung herangezogen.

Die in den Tabellen zur Gegenüberstellung der Surveys ausgewiesene Standardabweichung \bar{s} dient der Beschreibung der Variation der Konzentrationen. Sie wird berechnet durch Exponentieren der zu den logarithmierten Werten gehörenden Standardabweichung. (Das Symbol \bar{s} wird zur Unterscheidung zur sonst üblichen Bezeichnung s für die Standardabweichung der Originalwerte verwendet.) Der Wert von \bar{s} ist stets größer oder gleich 1, wobei das Minimum 1 angenommen wird, wenn die Stichprobenwerte nicht variieren. Im 2. Umwelt-Survey 1990/91 weisen die einzelnen FOV recht unterschiedliche \bar{s} -Werte auf. So beträgt die Standardabweichung bei 4-Phenylcyclohexen nur 1,3, während sie bei n-Butylacetat einen Wert von 5,2 aufweist. Wenn man um das geometrische Mittel ein 95%-Toleranz- oder Prognoseintervall für die Konzentration in der Grundgesamtheit legt, so ergibt sich die obere Intervallgrenze aus der unteren durch Multiplikation mit \bar{s} zur vierten Potenz (exakt 3,92). Demzufolge bewegt sich der Quotient der Intervallgrenzen, der bei logarithmischer Normalverteilung ein besseres Maß für die Ungenauigkeit darstellt als die Differenz, im 2. Survey zwischen 3 (4-Phenylcyclohexen) und 640 (n-Butylacetat).

4 Alkane, einschließlich Cycloalkane

Unter Normalbedingungen sind die Alkane mit ein bis vier C-Atomen Gase, diejenigen mit 5 bis 16 C-Atomen Flüssigkeiten und diejenigen mit einer höheren Anzahl an C-Atomen Festkörper. In der Natur kommen die Kohlenwasserstoffe in Erdöl und Erdgas vor. In dem aus Erdöl gewonnenen Rohöl sind die n-, Iso- und Cycloalkane die wesentlichen Komponenten neben den Aromaten. Beim Aufbereitungsprozeß wird das Rohöl durch fraktionierte Destillation in verschiedenen hoch siedende Kohlenwasserstoff-Gemische zerlegt. Cycloalkane kommen in bestimmbar Mengen nur mit 5 bis 7 Kohlenstoffatomen vor, während von den n- und Isoalkanen auch längerkettige Verbindungen in den höher siedenden Gemischen auftreten. Die einzelnen Kohlenstoff-Gemische finden je nach Zusammensetzung unterschiedliche Verwendung, z.B. als Lösungsmittel, Rohbenzin, Kerosin oder Dieselöl.

In hohen Konzentrationen (im g/m^3 -Bereich) können Alkane unter anderem zu Reizungen der Augen, der Schleimhäute und der Atemwege führen. Daten zur Belastung der Innenraumluft und der personenbezogenen Umgebungsluft durch einzelne Alkane wie auch Angaben, die eine Abschätzung der gesundheitlichen Bedeutung einzelner Alkane ermöglichen, werden, soweit bekannt, in den entsprechenden Kapiteln 4.1 bis 4.5 angegeben.

Im Umwelt-Survey 1990/91 wurden über 20 verschiedene Alkane gemessen. Die analysierten Alkane haben zwischen 6 und 15 C-Atome, sind somit unter Normalbedingungen Flüssigkeiten. Bei der Auswertung der Daten wurde zwischen den einzelnen Isohexanen, Isoheptanen, Isooctanen bzw. Isononanen nicht unterschieden und stattdessen mit der jeweiligen Summe gerechnet. Damit standen insgesamt die Konzentrationen von 15 Alkanen bzw. Alkanensummen für die statistische Auswertung zur Verfügung.

Aufgrund der Zerlegung in verschiedenen hoch siedende Kohlenwasserstoff-Gemische beim Aufbereitungsprozeß des Rohöls ist zu vermuten, dass Alkane mit gleicher bzw. fast gleicher Anzahl von C-Atomen häufig zusammen in der Luft vorkommen. Es ist anzunehmen, dass sie unter ähnlichen Umgebungsbedingungen emittieren und mehrere gemeinsame Emissionsquellen besitzen. Diese Hypothese wurde durch statistische Voruntersuchungen erhärtet, d.h. explizit kann folgende Aussage getroffen werden:

Im Rahmen der durchgeführten Korrelationsanalyse zeigte sich deutlich, dass Alkane mit gleicher Anzahl von C-Atomen hoch korreliert sind und dass die Korrelation zwischen den Alkanen abnimmt, je stärker die C-Zahl differiert.

Unter hoher Korrelation wird dabei ein Korrelationskoeffizient von mindestens 0,7 verstanden (Begründung siehe Kapitel 3.2). Es lassen sich innerhalb der Alkane die folgenden fünf relativ homogenen Teilgruppen bilden, die sich durch hohe Intra-Korrelationen und vergleichsweise geringe Inter-Korrelationen auszeichnen und die sich durch die Anzahl von C-Atomen gut beschreiben lassen:

- C6-Alkane (*n*-Hexan, Isohexane, Methylcyclopentan, Cyclohexan)
- C7-Alkane (*n*-Heptan, Isoheptane, Methylcyclohexan)
- C8-Alkane (*n*-Octan, Isooctane)
- C9- bis C13-Alkane (*n*-Nonan, Isononane, *n*-Decan, *n*-Undecan, *n*-Dodecan, *n*-Tridecan)
- C14- und C15-Alkane (*n*-Tetradecan, *n*-Pentadecan).

Im weiteren werden alle Deskriptionen und inferenzstatistischen Auswertungen auf der Ebene der Teilgruppen durchgeführt, weil hier eine hohe Einheitlichkeit zu erwarten ist, d.h. dass gleiche Gliederungsmerkmale verwendet werden können und gegebenenfalls in Regressionsmodellen gleiche Prädiktoren abgeleitet werden können.

4.1 C6-Alkane

Die C6-Alkane kommen im Vergaserkraftstoff vor. Mehrere Autoren, wie Gruden et al. (1988) und Zajontz et al. (1992), quantifizierten einen Anteil von über 9 % C6-Alkanen in Kraftstoffen, bezogen auf die Summe aller FOV. Messungen bei Abgasemissionen und Benzinverdampfungsemissionen führten nach Scheff et al. (1989) zu C6-Alkane-Anteilen von etwa 6 %. Etwas höhere prozentuale Angaben machen Wadden et al. (1986), die allerdings weniger Verbindungen bestimmten. Zum Vergleich und zur Einordnung sei erwähnt, dass auch Benzol etwa in der Größenordnung 6 % in Abgasemissionen und etwas weniger in Benzinverdampfungsemissionen vorkommt (Scheff et al. 1989, Wadden et al. 1986).

C6-Alkane werden auch als Lösungsmittel für Kleber und Lacke verwendet. Sack et al. (1992) stellten fest, dass über 25 % aller untersuchten Klebstoffe Methylcyclopentan und Cyclohexan enthalten. Desweiteren findet *n*-Hexan Verwendung zur Extraktion von pflanzlichen Ölen (z.B. aus Sojabohnen und Leinsamen) und als spezielles Lösungsmittel in der Polymerchemie.

Die chronische Exposition gegenüber *n*-Hexan kann Nervenschäden bewirken (Altenkirch et al. 1978). Eine periodische Exposition gegenüber *n*-Hexan von bis zu 669 mg/m^3 während eines 8-Stunden-Tages kann zu Neuropathien führen, bei einer periodischen Exposition von weniger als 352 mg/m^3 sind bereits Effekte im subklinischen Bereich feststellbar (WHO EHC 122, 1991). Schon die kurzzeitige Inhalation (10 Minuten) sehr hoher Konzentrationen von *n*-Hexan ($17\ 600 \text{ mg/m}^3$) kann zu Schwindelgefühlen führen (WHO EHC 122, 1991). Sowohl Methylcyclopentan als auch Cyclohexan können in hohen Konzentrationen zu Reizungen von Augen, Haut und Schleimhäuten führen. Bei hohen Konzentrationen von Cyclohexan sind auch Leber- und Nierenschäden möglich (Falbe und Reglitz 1992).

Für *n*-Hexan gilt eine Maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) von 180 mg/m^3 (DFG 1994). Werte bis zu 416 mg/m^3 wurden von Mutti et al. (1993) in einer italienischen Schuhfabrik festgestellt. Die durchschnittliche Konzentration von *n*-Hexan während eines Tankvorganges ist nach Römmelt et al. (1989) $18,4 \text{ mg/m}^3$ und beträgt damit etwa 10 % des MAK-Wertes.

In der Außenluft ländlicher Gebiete wurden von Ahrens et al. (1991) für n-Hexan geringe Konzentrationen unterhalb von $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt, während in der Außenluft von Ballungsgebieten Konzentrationen bis zu $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n-Hexan gemessen wurden (Umweltministerium Schleswig-Holstein 1992). Zu Verkehrsspitzenzeiten steigen die Konzentrationen von n-Hexan in der Außenluft auf Werte um $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an (Seifert et al. 1986b). An Verkehrskreuzungen wurden Werte über $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt (Löfgren und Petersson 1992).

Für die Luft im Wohnraum ergaben sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) zentrale Messwertbereiche (Intervalle vom 10. bis zum 90. Perzentil) für n-Hexan von $4\text{-}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, für die Summe der Isohexane von $5\text{-}16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Methylcyclopentan von $1\text{-}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für Cyclohexan von $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Von Lebret et al. (1986), Fellin und Otson (1993) und Schreiber et al. (1993) wurden für n-Hexan etwas geringere Konzentrationen in Wohnräumen festgestellt.

Aufgrund der bisher vorhandenen Kenntnisse hinsichtlich des Vorkommens und der Verwendung von C6-Alkanen ist zu erwarten, dass die Konzentrationen der C6-Alkane in der Luft durch mehrere gemeinsame Emissionsquellen und ähnliche Umgebungsbedingungen beeinflusst werden und deshalb stark voneinander abhängen werden. Die folgende Tabelle der Korrelationen der logarithmierten Messwerte bestätigt diese Vermutung, und es ist deshalb sinnvoll und effektiv, eine gemeinsame statistische Auswertung vorzunehmen.

Tab. 4.1: Intra-Korrelationen der C6-Alkane

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u>	n-Hexan	Isohexane	Methylcyclopentan	Cyclohexan
<i>Stationäre Wohnraummessung 1985/86</i>				
n-Hexan		0,84	0,93	0,54
Isohexane	0,70		0,75	0,54
Methylcyclopentan	0,73	0,65		0,59
Cyclohexan	0,40	0,34	0,50	

Zur Bestätigung der hohen Abhängigkeiten wurden in Tabelle 4.1 unterhalb der Diagonalen die Korrelationskoeffizienten aus dem Umwelt-Survey 1985/86 hinzugefügt. Man erkennt deutlich, dass Cyclohexan eine gewisse Sonderrolle spielt, da seine Korrelationen mit den anderen C6-Alkanen schwächer sind. Dies lässt auf separate Emissionsquellen schließen.

Gemäß der in Kapitel 3.3 beschriebenen Vorgehensweise werden nun die Fragebogen-Variablen bestimmt, die sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant für die Gruppe der C6-Alkane sind. In Tabelle 4.2 sind diese für die gegliederte Deskription vorgesehenen Merkmale einschließlich ihrer Signifikanzen zusammengestellt. Die angegebenen Merkmale erwiesen sich durchgängig als nicht signifikante Faktoren für Cyclohexan, so dass Cyclohexan aus der Deskription herausgenommen wird.

Tab. 4.2: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C6-Alkane (ohne Cyclohexan) mit Signifikanzangaben

Merkmale	FOV Signifikanzstufen	n-Hexan	Isohexane	Methylcyclo- pentan	Summe C6-Alkane (ohne Cyclohexan)
Berufliche Belastungen					
<i>Werkstättenaufenthalt</i>		**	**	**	**
Umgebungsbedingungen					
Bebauungsdichte		*	*	*	*
Kfz-bezogene Variablen					
Pkw-Nutzung		**	*	**	*
Arbeit am Kfz		**	-	**	*
<i>Fahrzeit mit Kfz</i>		**	*	**	**
verwendeter Kraftstoff		*	*	*	*
Sonstige Variablen					
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>		***	***	***	***

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1)

Bezugsebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Zur Definition der Variablen sei auf den Anhang 12.3 verwiesen. Wie zu vermuten war, bezieht sich die Mehrzahl der in Tabelle 4.2 enthaltenen signifikanten Merkmale auf den Kraftfahrzeugbereich. Auch die Bebauungsdichte kann im weiteren Sinne als Gradmesser für die örtliche Kfz-Belastung aufgefasst werden. Somit stellen Abgase und Benzinverdampfungen nicht nur wesentliche Emissionskomponenten dar, sondern spielen auch für die personenbezogene Exposition gegenüber C6-Alkanen, vor allem gegenüber n-Hexan und Methylcyclopentan, eine wichtige Rolle.

Die Emissionen der in Klebstoffen und Lacken enthaltenen Lösungsmittel haben für die Exposition gegenüber C6-Alkanen eine nicht ganz so große Bedeutung wie der Kfz-Bereich. Allerdings sind Personen, die sich beruflich lange in Werkstätten und Werkhallen aufhalten, stärker exponiert. Verfügbare Fragebogen-Merkmale, die sich explizit auf die Gegenwart von Farben und Lacken am Arbeitsplatz bzw. auf das Verwenden von Klebstoffen im Untersuchungszeitraum beziehen, erwiesen sich nicht als signifikant.

Das in Tabelle 4.2 zuletzt angegebene Merkmal beinhaltet die durchschnittliche tägliche Aufenthaltsdauer außerhalb der Wohnung. Es ist für alle aufgeführten C6-Alkane hoch signifikant. Dies lässt sich damit erklären, dass bei der Aufenthaltsdauer außerhalb der Wohnung sowohl die durch den Kfz-Verkehr verursachten Außenluftbelastungen als auch die berufsbedingten Innenraumbelastungen Berücksichtigung finden.

Die in der Tabelle 4.2 aufgeführten Merkmale werden nun für die gegliederte Deskription der C6-Alkane verwendet. Dazu werden die stetigen Variablen Werkstättenaufenthalt, Fahrzeit mit Kfz und Aufenthalt außerhalb Wohnung in geeigneter Weise diskretisiert.

Tab. 4.3: Deskription der C6-Alkane (ohne Cyclohexan) nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n-Hexan GM	Isohexane GM	Methylcyclo- pentan : GM	Summe C6-Alkane (ohne Cyclohexan) : GM
Gesamt	113	10,3	23,2	3,9	38,4
Berufliche Belastungen					
<i>Werkstättenaufenthalt</i>					
bis 3 Stunden	100	9,9	21,6	3,8	36,2
über 3 Stunden	13	13,4	40,3	5,3	61,1
Umgebungsbedingungen					
<i>Bebauungsdichte</i>					
1-u.2-Familienhäuser/Villen	62	9,1	20,4	3,6	33,6
Blockbeb. mit Grün/ aufgel.	42	11,4	24,8	4,2	41,8
Blockbebauung ohne Grün	9	14,4	41,2	6,3	64,8
Kfz-bezogene Variablen					
<i>Pkw-Nutzung</i>					
nein	29	8,0	17,7	2,9	29,4
ja	84	11,2	25,4	4,4	42,2
<i>Arbeit am Kfz</i>					
nein	95	9,5	21,9	3,6	36,1
ja	18	15,1	31,5	6,4	53,5
<i>Fahrzeit mit Kfz</i>					
bis 20 Minuten	31	8,2	16,4	3,1	27,9
über 20 bis 60 Minuten	45	10,8	25,4	4,1	42,1
über 60 Minuten	37	11,6	27,8	4,6	45,0
<i>verwendeter Kraftstoff</i>					
Normalbenzin bleifrei	31	9,1	18,8	3,5	31,8
Diesel	11	9,8	25,5	4,0	42,0
Super oder Superplus	41	13,5	31,9	5,3	52,2

Tab. 4.3 (Fortsetzung):

	Anzahl	n-Hexan GM	Isohexane GM	Methylcyclo- pentan : GM	Summe C6-Alkane (ohne Cyclohexan) : GM
Sonstige Variablen					
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>					
bis 7 Stunden	29	7,8	14,7	2,9	25,6
über 7 bis 10 Stunden	44	9,9	25,3	4,0	40,3
über 10 Stunden	40	13,0	29,3	4,9	49,0

Die Tabelle 4.3 zeigt deutlich erkennbare Unterschiede in den geometrischen Mittelwerten der C6-Alkane zwischen den einzelnen Ausprägungen der Gliederungsmerkmale. Viele signifikante bivariate Zusammenhänge deuten zwar auf die Möglichkeit einer guten multivariaten Modellierung hin, doch sind die in Tabelle 4.3 benutzten sieben Gliederungsmerkmale untereinander stark korreliert. Dies ist auch die Erklärung dafür, dass „hypothesegeleitete“ Regressionsmodelle für n-Hexan und Methylcyclopentan nur etwa 20 % der Varianz aufklären und die Varianzaufklärung für Isohexane und Cyclohexan noch geringer ist (siehe Anhang 12.1).

Die folgende Tabelle 4.4 stellt die geometrischen Mittel und die Standardabweichungen der vorliegenden Studie denen des 1. Umwelt-Surveys 1985/86 mit stationären Messungen in Innenräumen gegenüber.

Tab. 4.4: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C6-Alkane

Survey	Anzahl N	n-Hexan		Isohexane		Methylcyclo- pentan		Cyclohexan	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Station. Wohnraummess. 1985/86	479	7,8	1,8	8,8	1,8	2,5	1,9	4,9	2,6
Personal Sampling 1990/91	113	10,3	1,9	23,2	2,4	3,9	2,0	3,8	2,9

Mit Ausnahme des Cyclohexans, das bereits in der Tabelle 4.1 eine Sonderrolle einnahm, sind die mittleren Gehalte der C6-Alkane 1990/91 höher als beim 1. Umwelt-Survey. Dies kommt nicht überraschend, da die personengebundene Messung Kfz-bedingte Immissionen stärker erfasst und gemäß Tabelle 4.3 die Konzentrationen im Mittel zunehmen, je länger der Proband sich mit dem Messgerät außerhalb der Wohnung aufhält.

Die etwas größeren Standardabweichungen 1990/91 sind insofern plausibel als wesentliche Emissionsquellen außerhalb der Wohnräume expositionsrelevant sind und die FOV-Konzentration in der

Atemluft durch sich stark unterscheidende individuelle Belastungen und Verhaltensweisen stärker variiert als die FOV-Konzentration in der Nähe eines fest angebrachten Passivsammlers in einem Wohnraum.

Im Unterschied zu den anderen C6-Alkanen wird Cyclohexan offenbar nicht so stark vom Kfz-Verkehr beeinflusst, da die Kfz-bezogenen Variablen aus Tabelle 4.2 für Cyclohexan nicht signifikant sind. Trotzdem scheint der Kfz-Verkehr noch einen schwachen Einfluss auszuüben, da alle Korrelationen der Kfz-bezogenen Variablen zu Cyclohexan positiv sind und teilweise das Signifikanzniveau 0,05 nur knapp verfehlen. Merkmale, die sich auf vermutete Innenraumquellen von Cyclohexan beziehen, wie die Verwendung von Klebstoffen oder Lacken, wurden geprüft und erwiesen sich durchgängig als nicht signifikant.

4.2 C7-Alkane

n-Heptan ist im Vergaserkraftstoff vorhanden und wird als Lösungsmittel verwendet. In der Natur kommt es in ätherischen Ölen einiger Kiefern und in den auf den Philippinen verbreiteten Petroleumnüssen vor. Methylcyclohexan findet vorwiegend als Lösungsmittel Verwendung. Die Anteile von C7-Alkanen in Abgasemissionen und Benzinverdampfungsemissionen sind geringer als die der C6-Alkane und werden in der Literatur (Scheff et al. 1989, Wadden et al. 1986) nicht quantifiziert.

Die Exposition gegenüber C7-Alkanen infolge von Lösungsmittel-Emissionen ist möglicherweise von größerer Bedeutung als der Belastungspfad über den Kfz-Verkehr. Sack et al. (1992) haben bei der Analyse von 1040 ausgewählten Haushaltsprodukten festgestellt, dass mehr als 14 % der Produkte Methylcyclohexan emittieren. Insbesondere bei Klebstoffen (ca. 20 %) und bei Stoff- und Lederbehandlungsmitteln (ca. 15 %) wurden häufig Emissionen von Methylcyclohexan festgestellt (Sack et al. 1992).

n-Heptan kann in hohen Konzentrationen zu Reizungen der Atemwege führen und narkotisch wirken (Windholz et al. 1983). Am Arbeitsplatz ist für n-Heptan ein MAK-Wert von 2000 mg/m³ gültig (DFG 1994), der wohl kaum überschritten wird. Relativ hohe Konzentrationen werden in Schuhfabriken gemessen (Werte über 20 mg/m³ nach Cardona et al. (1993)). Römmelt et al. (1989) gibt die durchschnittliche Konzentration von Heptan beim Tankvorgang mit 1,48 mg/m³ an, was etwa nur 8 % der Konzentration von Hexan entspricht. Die Dämpfe von Methylcyclohexan können in hohen Konzentrationen zu Reizungen der Augen und der Atemwege (Falbe und Reglitz 1992) führen.

Beim 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) lagen etwa 80 % der in Wohnräumen bestimmten Meßwerte (in µg/m³) von n-Heptan zwischen 3 und 12, von der Summe der Isoheptane zwischen 3 und 16 und von Methylcyclohexan zwischen 2 und 11. Lebet et al. (1986) und Heinzow et al. (1994) fanden in Wohnräumen bzw. in Schulen und Kindergärten durchschnittlich etwas geringere Werte für n-Heptan.

Da die einzelnen C7-Alkane gemeinsame Emissionsquellen (Lösungsmittel, Vergaserkraftstoff) besitzen und unter ähnlichen Umgebungsbedingungen, zu denen z.B. die Umgebungstemperatur gehört, emittiert werden, ist eine hohe Abhängigkeit zwischen den C7-Alkane-Gehalten in der Luft zu erwarten. Diese Erwartung wird durch Tabelle 4.5 bestätigt, wo Korrelationen angegeben sind, die noch höher sind als die Inter-Korrelationen der C6-Alkane aus dem vorhergehenden Kapitel 4.1. Zur Bestätigung der Korrelationsstruktur sind unterhalb der Diagonalen gespiegelt die entsprechenden Korrelationskoeffizienten der Wohnraummessung des 1. Umwelt-Surveys hinzugefügt.

Tab. 4.5: Intra-Korrelationen der C7-Alkane

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u>	n-Heptan	Isoheptane	Methylcyclo- hexan
<i>Stationäre Wohnraummessung 1985/86</i>			
n-Heptan		0,94	0,94
Isoheptane	0,85		0,82
Methylcyclohexan	0,90	0,80	

Unter Berücksichtigung inhaltlicher Gesichtspunkte, wie der Bezug zu bekannten oder vermuteten Emissionsquellen, und statistischer Aspekte, wie Signifikanz des bivariaten Zusammenhanges, wurden die Fragebogen-Merkmale ausgewählt, die für die C7-Alkane am wichtigsten sind. Sie sind in Tabelle 4.6 zusammengestellt.

Tab. 4.6: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C7-Alkane mit Signifikanzangaben

FOV Signifikanzstufen	n-Heptan	Isoheptane	Methylcyclo- hexan	Summe C7-Alkane
Merkmale				
Berufliche Belastungen				
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	**	**	**	**
Farben und Lacke am AP (2-stufig)	*	*	-	*
Lösungsmittel am AP (2-stufig)	**	**	-	**
Chemikalien am AP (2-stufig)	*	*	-	*
Umgebungsbedingungen				
Bebauungsdichte	*	*	-	*
Sonstige Variablen				
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>	*	*	-	*

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP = Arbeitsplatz
Bezugsebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Eine ausführliche Beschreibung der Gliederungsmerkmale findet man im Anhang 12.3. Aus Tabelle 4.6 wird klar ersichtlich, dass die beruflichen Belastungen eine zentrale Rolle für die C7-Alkane, vor allem für n-Heptan und die Isoheptane, spielen. Insbesondere der Kontakt mit Lösungsmitteln am Arbeitsplatz, verbunden mit einer langen Aufenthaltszeit in Werkstätten oder Werkhallen, beeinflusst die Konzentrationen von n-Heptan und den Isoheptanen in der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft.

Etwas überraschend ist, dass alle Kfz-bezogenen Merkmale für die C7-Alkane nicht signifikant sind. Der Kfz-Verkehr, als Emissionsquelle in der Literatur genannt, hat offenbar aus Sicht der Exposition geringere Bedeutung. Allerdings könnten die beiden letztgenannten Merkmale „Bebauungsdichte“ und „Aufenthalt außerhalb Wohnung“ den Belastungspfad Kfz-Verkehr involvieren.

Vergleicht man die signifikanten Gliederungsmerkmale der C7-Alkane mit denen der C6-Alkane (Tabelle 4.2), so erkennt man, dass sich die Hauptkomponenten der Exposition offenbar unterscheiden. Für C6-Alkane ist die Hauptkomponente der Kfz-Bereich; für C7-Alkane sind es berufliche Belastungen (Farben, Lacke, Lösungsmittel und Chemikalien am Arbeitsplatz).

Spezielle Vermutungen, z.B. dass der Gebrauch von Klebstoffen oder von Schuhpflegemitteln für Methylcyclohexan expositionsrelevant ist, wurden mit den entsprechenden Fragebogen-Merkmalen geprüft und konnten nicht bestätigt werden.

Tab. 4.7: Deskription der C7-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n-Heptan GM	Isoheptane GM	Methylcyclo- hexan : GM	Summe C7- Alkane : GM
Gesamt	113	6,1	10,7	4,4	21,9
Berufliche Belastungen					
<i>Werkstättenaufenthalt</i>					
bis 3 Stunden	100	5,7	10,1	4,1	20,6
über 3 Stunden	13	9,7	17,3	6,9	34,0
Farben und Lacke am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	98	5,6	9,9	4,1	20,3
ja	15	10,1	18,2	7,0	35,6
Lösungsmittel am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	92	5,4	9,5	4,0	19,6
ja	21	9,9	18,1	6,4	34,9
Chemikalien am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	93	5,5	9,7	4,0	19,9
ja	20	9,6	16,7	6,6	34,0

Tab. 4.7 (Fortsetzung):

	Anzahl	n-Heptan GM	Isoheptane GM	Methylcyclo- hexan : GM	Summe C7- Alkane : GM
Umgebungsbedingungen					
Bebauungsdichte					
1-u.2-Familienhäuser/Villen	62	5,1	9,2	3,8	18,7
Blockbeb. mit Grün/ aufgel.	42	6,8	11,4	5,0	24,0
Blockbebauung ohne Grün	9	11,2	22,4	6,9	41,4
Sonstige Variablen					
Aufenthalt außerhalb Wohnung					
bis 7 Stunden	29	4,6	7,5	3,4	16,1
über 7 bis 10 Stunden	44	6,0	11,2	4,6	22,2
über 10 Stunden	40	7,6	13,1	5,1	26,8

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass einige Merkmale, insbesondere die Arbeitsplatz-Variablen, nicht unwesentlich untereinander korreliert sind. Für die kleine Stichprobe ist es jedoch nicht möglich, etwa den Einfluss von Lösungsmitteln unter Ausschluss der Wirkung von Farben und Lacken gut zu bestimmen. Auch ein regressionsanalytischer Ansatz war nicht erfolgreich, um herauszufinden, ob nun die Anwendung von Lacken und Farben oder Lösungsmitteln oder sonstigen Chemikalien eigene Beiträge zur Varianzaufklärung liefern. Insgesamt muss leider festgestellt werden, dass die Varianzaufklärungsraten für alle C7-Alkane unter 20 % liegen (vgl. Anhang 12.1).

Die Tatsache, dass bei der personengebundenen Messung 1990/91 gleichmäßig höhere Korrelationen als bei der stationären Wohnraummessung 1985/86 vorliegen (vgl. Tabelle 4.5), könnte darauf hindeuten, dass außerhalb der Wohnung vorkommende gemeinsame Emissionsquellen dominieren. Für Isoheptane wird diese Vermutung durch Tabelle 4.8 erhärtet. Bei den anderen C7-Alkanen sind die Unterschiede in den geometrischen Mittelwerten beider Surveys gering, so dass keine plausible Interpretation möglich scheint.

Tab. 4.8: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C7-Alkane

Survey	Anzahl N	n-Heptan		Isoheptane		Methylcyclo- hexan	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	6,0	2,0	7,4	2,0	4,8	2,3
Personal Sampling 1990/91	113	6,1	2,7	10,7	2,5	4,4	3,0

4.3 C8-Alkane

n-Octan ist ein Bestandteil des Vergaserkraftstoffs und wird auch als Lösungsmittel verwendet. Der Expositionspfad über Emissionen aus verschiedenen Haushaltsprodukten, bei denen n-Octan als Lösungsmittel eingesetzt wird, ist möglicherweise von großer Bedeutung. So fanden Sack et al. (1992) bei ihren umfangreichen Studien, dass über 25 % der untersuchten Farbprodukte und über 7 % der Klebstoffe n-Octan emittierten.

Sehr hohe Konzentrationen können zu Augen- und Hautreizungen führen, das Auftreten von Herzrhythmusstörungen ist möglich (Falbe und Reglitz 1992). Am Arbeitsplatz gilt für n-Octan ein MAK-Wert von 2350 mg/m^3 (DFG 1994).

Beim 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) lagen etwa 80 % der in Wohnräumen bestimmten Meßwerte (in $\mu\text{g/m}^3$) von n-Octan zwischen 2 und 9 und von der Summe der Isooctane zwischen 1 und 11. Wallace et al. (1991) gaben ähnliche mittlere Konzentrationen für n-Octan an, während die von Lebret et al. (1986) und Heinzow et al. (1994) in Wohnräumen bzw. in Schulen und Kindergärten bestimmten Werte für n-Octan durchschnittlich etwas niedriger ausfallen.

Im Rahmen der TEAM-Studie ermittelten Wallace et al. (1991) in der personenbezogenen Umgebungsluft von Probanden Konzentrationen von 4 bis $9 \mu\text{g/m}^3$ n-Octan. In der Umgebungsluft von Nichtraucherinnen wurde von Proctor et al. (1991) mit $11,8 \mu\text{g/m}^3$ für n-Octan ein relativ hoher Mittelwert angegeben.

Gemeinsame Emissionsquellen und die gleichzeitige Anwesenheit von Isooctanen und n-Octan in Kohlenstoffgemischen nach der fraktionierten Destillation bei der Rohölgewinnung lassen vermuten, dass C8-Alkane häufig zusammen in der Luft vorkommen. Die Intra-Korrelationen (Tabelle 4.9) belegen diese Annahme.

Tab. 4.9: Intra-Korrelationen der C8-Alkane

Personal Sampling 1990/91		n-Octan	Isooctane
<u>Korrelationen</u>			
<i>Stationäre Wohnraummessung 1985/86</i>			
n-Octan			0,89
Isooctane		0,81	

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, werden als Gliederungsmerkmale nur die Fragebogen-Variablen berücksichtigt, die für die Octane sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant sind. Dieses Vorgehen führt zu der in Tabelle 4.10 genannten Auswahl.

Tab. 4.10: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C8-Alkane mit Signifikanzangaben

Signifikanzstufen	FOV	n-Octan	Isooctane	Summe C8-Alkane
Merkmale				
Berufliche Belastungen				
<i>Werkstättenaufenthalt</i>		***	***	***
Farben und Lacke am Arbeitsplatz (2-stufig)		**	**	**
Lösungsmittel am Arbeitsplatz (2-stufig)		**	**	**
Chemikalien am Arbeitsplatz (2-stufig)		**	**	**
Kfz-bezogene Variablen				
Arbeit am Kfz		*	**	**
verwendeter Kraftstoff		-	*	*

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1)

Bezugsebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Die Exposition gegenüber C8-Alkanen wird nach Tabelle 4.10 durch zwei große Komplexe beeinflusst. Zum einen sind es die beruflichen Belastungen, die recht vielschichtig zu sein scheinen, und zum anderen ist es der Kfz-Bereich. Die berufsbezogenen Belastungsmerkmale wirken stärker, erkennbar an den höheren Signifikanzstufen.

Vergleicht man die signifikanten Gliederungsmerkmale, einschließlich der Signifikanzstufen, aus Tabelle 4.10 mit denen der C6-Alkane (Tabelle 4.2) und der C7-Alkane (Tabelle 4.6), so wird deutlich, dass die Bedeutung des Belastungspfades Arbeitsplatz für länger-kettige Alkane zunimmt. Diese Tendenz wird auch durch das folgende Kapitel 4.4 bestätigt.

Spezielle Hypothesen, wie z.B. dass die Verwendung von Klebstoffen expositionsrelevant ist, haben sich nicht bestätigt. Der Einfluss der Außentemperatur, der bei Wohnraummessungen wesentlich ist (vgl. z.B. Krause et al. 1991), hatte bei der personengebundenen Messung 1990/91 keine Bedeutung. Merkmale der Räume, in denen sich der Proband am längsten aufgehalten hat, wie z.B. das Alter des Bodenbelages oder das Alter der Möbel, erwiesen sich als irrelevant. Auch konnte im Unterschied zu Proctor et al. (1991) für Nichtraucher und Nichtraucherinnen kein signifikant höherer mittlerer n-Octanwert festgestellt werden.

Aus Tabelle 4.11 geht hervor, dass jedes Gliederungsmerkmal, bivariat betrachtet, einen erkennbaren Einfluss auf die Konzentration der Octane hat. Bemerkenswert ist, dass bei Verwendung von Super bzw. Superplus als Kraftstoff des selbst genutzten Pkws im Vergleich zu Normalbenzin eine höhere C8-Alkane-Belastung erkennbar ist.

Tab. 4.11: Deskription der C8-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n-Octan GM	Isooctane GM	Summe C8- Alkane : GM
Gesamt	113	2,1	3,3	5,6
Berufliche Belastungen				
<i>Werkstättenaufenthalt</i>				
bis 3 Stunden	100	2,0	3,2	5,3
über 3 Stunden	13	3,8	4,7	8,7
Farben und Lacke am Arbeitsplatz				
nein oder nicht berufstätig	98	1,9	3,1	5,1
ja	15	4,3	5,2	9,8
Lösungsmittel am Arbeitsplatz				
nein oder nicht berufstätig	92	1,8	3,0	5,0
ja	21	3,7	5,2	9,3
Chemikalien am Arbeitsplatz				
nein oder nicht berufstätig	93	1,9	3,0	5,0
ja	20	3,6	5,0	8,9
Kfz-bezogene Variablen				
Arbeit am Kfz				
nein	95	1,9	3,1	5,1
ja	18	3,4	5,0	8,6
verwendeter Kraftstoff				
Normalbenzin bleifrei	31	1,6	2,7	4,3
Diesel	11	2,1	4,1	6,4
Super verbleit, Super bleifrei oder Superplus	41	2,6	4,0	6,8

Multivariate regressionsanalytische Untersuchungen haben zu keinen Modellen geführt, die den in Kapitel 3.4 aufgestellten Anforderungen entsprechen. Die Varianzaufklärungsraten lagen unterhalb von 20 % (vgl. Anhang 12.1).

Bei der Gegenüberstellung in Tabelle 4.12 ist auffällig, dass n-Octan bei der personengebundenen Messung 1990/91 durchschnittlich geringere Konzentrationen aufweist. Eine plausible Erklärung konnte dafür nicht gefunden werden.

Tab. 4.12: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C8-Alkane

Survey	Anzahl	n-Octan		Isooctane	
		GM	\bar{s}	GM	\bar{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	3,5	2,1	3,6	2,5
Personal Sampling 1990/91	113	2,1	2,7	3,3	2,1

4.4 C9- bis C13-Alkane

Die Verbindungen dieser Gruppe werden als Lösungsmittelbestandteile in Reinigungs- und Fußbodenpflegemitteln (Moos und Harpel 1992) sowie in Wachsen, Ölen und Anstrichen eingesetzt (Heisel und Heinzow 1993). Erhöhte Werte von n-Nonan, n-Decan und n-Undecan in der Innenraumluft können auch auf durchgeführte Renovierungsarbeiten hinweisen (Seifert et al. 1987).

C9- bis C13-Alkane können in sehr hohen Konzentrationen zu Reizungen der Atemwege führen. Als messbarer Effekt bei Expositionsversuchen mit n-Decan bei Konzentrationen bis 582 mg/m³ traten nach Kjærgaard et al. (1989) Beeinträchtigungen der Stabilität der Augenflüssigkeit auf. Für die höheren Alkane existieren keine MAK-Werte.

Für die Gehalte in der Wohnraumluft wurden in der Literatur Bereiche von 1 bis 6 µg/m³ für n-Nonan, 2 bis 50 µg/m³ für n-Decan, 2 bis 10 µg/m³ für n-Undecan und 1 bis 4 µg/m³ für Dodecan angegeben (Lebret et al. 1986, Wallace et al. 1991, Fellin und Otsen 1993, Heinzow et al. 1994). Beim 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) lagen etwa 80 % der in Wohnräumen bestimmten Messwerte (in µg/m³) von n-Nonan zwischen 2 und 18, von der Summe der Isononane zwischen 1 und 10, von n-Decan zwischen 3 und 31, von n-Undecan zwischen 3 und 22, von n-Dodecan zwischen 2 und 12 sowie von n-Tridecan zwischen 2 und 9.

In der personenbezogen gemessenen Umgebungsluft sind typische Messbereiche für n-Nonan 8-12 µg/m³, für n-Decan 9-35 µg/m³, für n-Undecan 7-15 µg/m³ und für n-Dodecan 3-6 µg/m³ (Proctor et al. 1991, Wallace et al. 1991).

Da die C9- bis C13-Alkane gemeinsame Emissionsquellen (Reinigungsmittel, Öle, Wachse, Anstriche) besitzen, ist davon auszugehen, dass ihre Gehalte in der Luft voneinander abhängen, d.h. hohe Konzentrationen der einen Verbindung meist mit hohen Konzentrationen der anderen Verbindungen einhergehen. Bestätigt wird diese Vermutung durch die Korrelationstabelle 4.13.

Tab. 4.13: Intra-Korrelationen der C9- bis C13-Alkane

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u>	n-Nonan	Isononane	n-Decan	n-Undecan	n-Dodecan	n-Tridecan
<i>Stat. Wohnraummessung 1985/86</i>						
n-Nonan		0,90	0,93	0,73	0,40	0,43
Isononane	0,91		0,80	0,67	0,42	0,40
n-Decan	0,91	0,79		0,85	0,52	0,52
n-Undecan	0,76	0,67	0,88		0,74	0,74
n-Dodecan	0,53	0,48	0,67	0,85		0,67
n-Tridecan	0,41	0,37	0,50	0,63	0,79	

Zur Bestätigung der hohen Abhängigkeiten wurden in Tabelle 4.13 unterhalb der Diagonalen die Korrelationskoeffizienten aus dem Umwelt-Survey 1985/86 hinzugefügt. Deutlich erkennbar ist: je stärker die C-Atomzahl zweier Alkane voneinander abweicht, desto geringer ist ihre Korrelation. Das n-Undecan spielt dabei als Mittelglied der Gruppe eine zentrale Rolle. Es ist zum einen mit den C9- und C10-Alkanen und zum anderen mit den C12- und C13-Alkanen sehr hoch korreliert.

Gemäß der in Kapitel 3.3 beschriebenen Vorgehensweise werden die Fragebogen-Variablen bestimmt, die sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant für die Gruppe der C9- bis C13-Alkane sind. In Tabelle 4.14 sind diese für die gegliederte Deskription vorgesehenen Merkmale einschließlich ihrer Signifikanzen zusammengestellt.

Tab. 4.14: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C9- bis C13-Alkane mit Signifikanzangaben

FOV	n-Nonan	Iso-nonane	n-Decan	n-Undecan	n-Dodecan	n-Tridecan	Summe C9- bis C13-Alkane
Signifikanzstufen							
Merkmale							
Berufliche Belastungen							
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	***	***	***	***	**	***	***
Farben und Lacke am AP (2-stufig)	***	***	***	***	**	***	***
Lösungsmittel am AP (2-stufig)	***	***	***	***	*	**	***
Chemikalien am AP (2-stufig)	**	***	**	***	**	-	***
Spezifische Belastungen							
Renovieren o. Belastung durch Hobby	**	**	***	***	*	**	***
Kfz-bezogene Variablen							
Arbeit am Kfz	*	**	*	*	*	-	**

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP = Arbeitsplatz
 Bezugs Ebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Eine ausführliche Beschreibung der Merkmale erfolgt im Anhang 12.3. Aus Tabelle 4.14 geht hervor, dass die Exposition gegenüber C9- bis C13-Alkanen durch drei Einflusskomplexe bestimmt wird. Dies sind berufliche Belastungen, spezifische Belastungen im Untersuchungszeitraum und Belastungen durch Emissionen aus dem Kfz-Bereich.

Vorrangige Bedeutung haben Belastungen am Arbeitsplatz. Die Gegenwart von Lacken, Farben, Lösungsmitteln und Chemikalien am Arbeitsplatz sowie eine lange Aufenthaltsdauer in Werkstätten und Werkhallen sind offenbar wesentliche Faktoren für die Exposition gegenüber C9- bis C13-Alkanen, was an den hohen Signifikanzen (***) in Tabelle 4.14 erkennbar ist. Vergleicht man die Signifikanzangaben aus Tabelle 4.14 mit denen der entsprechenden Tabellen der C6- bis C8-Alkane (Tabellen 4.2, 4.6 und 4.10), so wird deutlich, dass der Belastungspfad Arbeitsplatz mit steigender Kettenlänge der Alkane an Bedeutung zunimmt.

Für C9- bis C13-Alkane sind auch außerberufliche Tätigkeiten, wie Renovieren, Tapezieren, Streichen, Lackieren oder Fußbodenbeläge verlegen, expositionsrelevant. Die zusammengefasste Variable „Renovieren oder Belastung durch Hobby“ ist für n-Decan, n-Undecan und für die Gruppensumme sogar hoch signifikant. Der Belastungspfad über Kfz-Emissionen hat dagegen eine etwas geringere Bedeutung.

Die Summe der C9- bis C13-Alkane wird noch stärker von den aufgeführten Merkmalen beeinflusst als die einzelnen Verbindungen. Dies lässt sich damit erklären, dass "Störgrößen" oder gar Messfehler, die einzelne Verbindungen betreffen, bei der Summenbildung häufig kompensiert werden. Die folgende Deskription verdeutlicht, dass die gefundenen Merkmale für einen starken Anstieg der individuellen Belastung verantwortlich sein können.

Tab. 4.15: Deskription der C9- bis C13-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n- Nonan GM	Iso- nonane GM	n- Decan GM	n- Undecan GM	n- Dodecan GM	n- Tridecan GM	Summe C9- C13-Alkane GM
Gesamt	113	3,3	4,0	5,2	5,2	5,6	2,2	28,2
Berufliche Belastungen								
<i>Werkstättenaufenthalt</i>								
bis 3 Stunden	100	2,9	3,7	4,5	4,6	5,3	2,0	25,2
über 3 Stunden	13	9,6	6,9	15,7	15,2	9,4	4,5	67,8
Farben und Lacke am Arbeitsplatz								
nein oder nicht berufstätig	98	2,8	3,7	4,4	4,4	5,3	2,0	24,6
ja	15	8,8	7,1	15,0	15,4	8,8	4,1	69,1

Tab. 4.15 (Fortsetzung):

	Anzahl	n- Nonan GM	Iso- nonane GM	n- Decan GM	n- Undecan GM	n- Dodecan GM	n- Tridecan GM	Summe C9- C13-Alkane GM
Lösungsmittel am Arbeitsplatz								
nein oder nicht berufstätig	92	2,8	3,6	4,3	4,3	5,3	2,0	24,2
ja	21	7,1	6,5	11,5	11,9	7,6	3,4	55,1
Chemikalien am Arbeitsplatz								
nein oder nicht berufstätig	93	2,9	3,7	4,5	4,6	5,2	2,1	25,0
ja	20	6,2	6,0	9,8	9,9	8,4	2,7	49,9
Spezifische Belastungen								
Renovieren oder Belastung durch Hobby								
nein	91	2,9	3,7	4,4	4,5	5,2	2,0	24,7
ja	22	5,9	5,4	10,6	10,1	7,6	3,3	48,9
Kfz-bezogene Variablen								
Arbeit am Kfz								
nein	95	3,0	3,8	4,7	4,8	5,2	2,1	25,8
ja	18	5,7	5,6	8,9	8,5	8,5	2,8	45,3

Auffällig ist, dass vor allem die personengebundene Exposition gegenüber n-Decan und n-Undecan durch die in Farben und Lacken enthaltenen Lösungsmittelanteile beträchtlich ist. Nach Heisel und Heinzow (1993) kommen gerade diese beiden n-Alkane in Lösungsmitteln von Anstrichfarben vor (vgl. auch Seifert et al. 1989a).

Die relativ große Anzahl signifikanter Gliederungsmerkmale lässt vermuten, dass sich mit Hilfe dieser Prädiktoren im Rahmen eines multivariaten Ansatzes große Varianzanteile der betrachteten Alkane erklären lassen. Leider sind jedoch die angegebenen Belastungen am Arbeitsplatz untereinander stark abhängig, so dass ihre Zusammenführung in einem multivariaten Modell zu keiner hohen Varianzaufklärung führt. Am günstigsten erweist sich ein sehr einfaches Regressionsmodell, das nur auf die Merkmale "Werkstättenaufenthalt" und "Farben und Lacke am Arbeitsplatz" zurückgreift. Durch ein solches Modell lässt sich etwa 20 - 25 % der Varianz von n-Nonan, den Isononanen, n-Decan und n-Undecan aufklären. Der Einfluss der beiden angegebenen Merkmale auf die Konzentrationen von n-Dodecan und n-Tridecan ist schwächer (vgl. Anhang 12.1), was auch in der Deskription ersichtlich wird.

Die folgende Tabelle 4.16 stellt die geometrischen Mittel und die Standardabweichungen der Surveys 1985/86 und 1990/91 gegenüber.

Tab. 4.16: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C9- bis C13-Alkane

Survey	Anzahl N	n-Nonan		Isononane		n-Decan		n-Undecan		n-Dodecan		n-Tridecan	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stat. Wohnraumm.1985/86	479	5,8	2,5	3,3	2,5	8,9	2,6	6,8	2,3	4,3	2,2	4,7	2,2
Personal Sampling 1990/91	113	3,3	2,7	4,0	1,7	5,2	2,8	5,2	2,6	5,6	2,1	2,2	2,2

Auffällig ist, dass einige der C9- bis C13-Alkane bei der stationären Messung 1985/86 höhere mittlere Konzentrationen aufweisen als bei der personengebundenen Messung 1990/91. Dies könnte ein Anzeichen dafür sein, dass Wohnraumquellen eine große Bedeutung für die individuelle Belastung haben.

4.5 C14- und C15-Alkane

n-Tetradecan und n-Pentadecan können Lösungsmittelbestandteile sein und finden Verwendung bei organischen Synthesen. In die Innenraumluft gelangen sie als anteiliger Bestandteil von höher siedenden aromatenfreien Kohlenwasserstofflösemitteln.

Gesundheitliche Beeinträchtigungen aufgrund hoher Konzentrationen der C14- und C15-Alkane sind nicht bekannt. Es existieren keine MAK-Werte.

In größeren empirischen Untersuchungen, die zum Erkennen typischer Messwertbereiche geeignet sind, wurden C14- und C15-Alkane bisher nicht analysiert. Dies betrifft auch den 1. Umwelt-Survey 1985/86.

Die Korrelation zwischen beiden Verbindungen in der personenbezogenen Umgebungsluft beträgt auf Basis der Stichprobe 0,76. Wenn man einmal von der Korrelation zwischen n-Tetradecan und dem "benachbarten" n-Tridecan absieht, die 0,65 beträgt, so sind alle anderen Korrelationen zu den übrigen Alkanen vernachlässigbar klein. (Sie liegen zwischen 0,02 und 0,43.)

Die beiden betrachteten Alkane treten durchschnittlich in der gleichen Konzentration (etwa $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf. Es lassen sich drei Fragebogen-Merkmale bestimmen, die statistisch signifikant und inhaltlich plausibel für die C14/C15-Alkane sind.

Tab. 4.17: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C14- und C15-Alkane mit Signifikanzangaben

Signifikanzstufen	FOV	n-Tetradecan	n-Pentadecan	Summe C14/C15- Alkane
Merkmale				
Berufliche Belastungen				
<i>Werkstättenaufenthalt</i>		**	*	**
Farben und Lacke am Arbeitsplatz (2-stufig)		*	*	*
Sonstige Variablen				
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>		-	*	*

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1)

Bezugsebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Die Signifikanz des Merkmals „Aufenthalt außerhalb Wohnung“ ist nicht als Nachweis der Dominanz von Außenraumquellen zu interpretieren, sondern kann auch Quellen in anderen Innenräumen als der Wohnung reflektieren. Es stellt sich heraus, dass dieses Merkmal mit dem an erster Stelle aufgeführten Gliederungsmerkmal "Werkstättenaufenthalt" (signifikant) korreliert ist. Es wird aber trotzdem separat für die Deskription verwendet, weil es in gewissem Sinne den Unterschied zu Wohnraummessungen quantifiziert.

Tab. 4.18: Deskription der C14- und C15-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n-Tetradecan GM	n-Pentadecan GM	Summe C14/C15- Alkane : GM
Gesamt	113	3,3	3,4	6,7
Berufliche Belastungen				
<i>Werkstättenaufenthalt</i>				
bis 3 Stunden	100	3,2	3,3	6,5
über 3 Stunden	13	4,4	3,9	8,4
Farben und Lacke am Arbeitsplatz				
nein oder nicht berufstätig	98	3,2	3,3	6,5
ja	15	4,1	3,9	8,0
Sonstige Variablen				
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>				
bis 7 Stunden	29	3,0	3,0	6,1
über 7 bis 10 Stunden	44	3,3	3,4	6,8
über 10 Stunden	40	3,5	3,6	7,1

Wie bereits wegen der kleinen Anzahl signifikanter Gliederungsmerkmale zu erwarten war, führten regressionsanalytische Untersuchungen nicht zu Modellen, die den in Kapitel 3.4 formulierten Anforderungen entsprechen, da nur ein geringer Varianzanteil aufgeklärt werden konnte (vgl. Anhang 12.1).

Die beiden Verbindungen n-Tetradecan und n-Pentadecan wurden nicht im 1. Umwelt-Survey 1985/86 gemessen, so dass sich eine Gegenüberstellung beider Surveys erübrigt

.

5 Aromaten

Aromaten bilden neben den Alkanen eine wesentliche Komponente des aus Erdöl gewonnenen Rohöls. Fast alle Aromaten werden häufig als Lösungsmittelbestandteil in verschiedenen Haushaltsprodukten, insbesondere in Farben, Lacken und Klebstoffen verwendet. Die Mehrheit der Aromaten tritt in Kfz-Emissionen auf. Einige Aromaten sind Bestandteile des Tabakrauches.

Genauere Angaben zum Vorkommen und zur Verwendung der einzelnen Aromaten sowie Angaben zur gesundheitlichen Bedeutung, zu typischen Messwertbereichen und Literaturverweise erfolgen in den Einzelkapiteln 5.1 bis 5.5.

Im 2. Umwelt-Survey 1990/91 wurden insgesamt 14 verschiedene Aromaten gemessen. Von den untersuchten Verbindungen lassen sich aufgrund sehr hoher Intra-Korrelationen die C8-Aromaten Ethylbenzol, m/p-Xylol und o-Xylol als eine Gruppe und die C9-Aromaten Iso- und n-Propylbenzol, 2-Ethyltoluol, 3- und 4-Ethyltoluol, 1,2,3-Trimethylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol und 1,3,5-Trimethylbenzol als eine andere Gruppe zusammen analysieren und deskribieren. Die sehr wichtigen Aromaten Benzol (C6) und Toluol (C7) lassen sich keiner Gruppe zuordnen und werden ausführlich einzeln behandelt. Gleichfalls zu keiner Gruppe lassen sich die verbleibenden Aromaten Styrol, Naphthalin und 4-Phenylcyclohexen zuordnen, was nicht nur aus statistischer Sicht gilt, sondern auch hinsichtlich ihrer chemischen Strukturformel zutrifft.

5.1 Benzol

Benzol ist eine der besonders häufig in der Fachliteratur behandelten flüchtigen organischen Verbindungen. Der wichtigste Grund dafür ist seine auch beim Menschen nachgewiesene kanzerogene Wirkung, die frühzeitig erkannt wurde (erste Vermutung 1928). Es gibt drei Hauptquellen für die Benzol-Emissionen in der Umwelt:

- a) Kfz-Verkehr
- b) Lagerung und Transport von Kraftstoffen, insbesondere von Otto-Kraftstoffen
- c) Industrie und gewerblicher Bereich, insbesondere Feuerungsanlagen, chemische Industrie und Kokereien.

Der Kfz-Verkehr ist mit etwa 90 % die weitaus stärkste Quelle, was absolut gesehen jährlich einer Emission von 47 000 t in der Bundesrepublik (LAI 1992) entspricht. Der größte Teil hierbei rührt von den Abgasen von Pkws mit Ottomotor und Motorrädern her, aber auch Verdunstungsemissionen spielen eine nicht zu unterschätzende Rolle.

Aus der Sicht der inhalativen Zufuhr von Benzol sind für den Menschen jedoch nicht nur die drei genannten wirtschaftlich bedingten Emissionsquellen von Bedeutung, sondern auch das aktive und passive Rauchen. Obwohl Benzolemissionen durch Tabakrauch nur einen sehr kleinen Teil am Gesamtbenzolaufkommen ausmachen (nach Wallace (1990) beträgt ihr Anteil an der Gesamt-Benzolemission nur 1 %), spielen sie bezogen auf die personengebundene Exposition eine bedeutende Rolle. Während sich nämlich der "Durchschnittsbürger" in der Regel nicht in unmittelbarer Nähe von industriellen Emissionsquellen aufhält und auch der Abstand zu einem Kfz-Auspuff selten unter einem Meter liegt, lässt es sich nicht vermeiden, dass der Raucher zusätzlich zu dem Anteil aus dem Hauptstrom und der in dessen unmittelbarer Nähe sich aufhaltende Nichtraucher den Seitenstrom der gerauchten Zigarette inhaliert, welcher sogar eine höhere Benzolkonzentration als der Hauptstrom hat (Samet et al.1987, Aviado 1988, Hajimiragha et al.1989). Aufgrund der geringeren Temperatur beim Schwelprozeß kann der Benzolgehalt des Seitenstroms um den Faktor 5 bis 10 höher als der des Hauptstroms sein (Wallace et al. 1987a). Zur quantitativen Bewertung sei vermerkt, dass beim Rauchen einer Zigarette 10-100 µg Benzol emittiert werden und dass ein Raucher bei 20 Zigaretten pro Tag etwa 400 µg Benzol aufnimmt (Eikmann et al. 1992).

Hohe, kurzzeitig emittierte Konzentrationen von Benzol (über 65 000 mg/m³) können Depressionen des zentralen Nervensystems, Herzrhythmusstörungen und den Tod bewirken. Benzol ist als humankanzerogen eingestuft. Auf Grundlage epidemiologischer Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass von einer Million benzol-xponierter Personen vier Personen infolge der Benzolexposition sterben (WHO: Air Quality Guidelines 1987). Eine Wirkungsschwelle für Benzol ist nicht bekannt. Anstelle eines MAK-Wertes wurde eine TRK (Technische Richtkonzentration) in Kokereien, in der Mineralölindustrie und bei der Reparatur und Wartung von Benzol bzw. Ottokraftstoff führenden Teilen von 8 mg/m³ festgesetzt, während die TRK in anderen Bereichen 3,2 mg/m³ beträgt.

Beim 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) lagen etwa 80 % der in Wohnräumen bestimmten Benzolkonzentrationen im Bereich von 1,5-17 µg/m³. Ähnliche Messwertbereiche fanden Lebet et al. (1986), Müller (1991), Brown et al. (1993), Crump et al. (1993), Fellin und Otsen (1993) und Heinzow et al. (1994). In der personenbezogenen Umgebungsluft sind die Benzolkonzentrationen höher und liegen nach Proctor et al. (1991) und Wallace et al. (1991) im Bereich von 10-27 µg/m³.

Von den verschiedenen zur Verfügung stehenden Fragebogen-Variablen haben etwa 100 Variablen einen im weitesten Sinne inhaltlichen Bezug zu Benzol. Diese inhaltlich relevanten Merkmale wurden auf statistische Signifikanz geprüft. Die signifikanten Merkmale werden zur gegliederten Deskription des Benzols verwendet. In der Tabelle 5.1 ist angegeben, ob das Gliederungsmerkmal signifikant (*), sehr signifikant (**), oder hoch signifikant (***) ist, wobei dies mit dem F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei stetigen Merkmalen (kursiv gedruckt) mit dem t-Test für Unkorreliertheit geprüft wurde. Die Bedeutung der Signifikanzstufen ist in Tabelle 3.1 zu finden.

Tab. 5.1: Deskription von Benzol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	10,5
Umgebungsbedingungen			
Bebauungsdichte	**		
1- bis 2-Familienhäuser bzw. Villenviertel		62	9,0
Blockbebauung mit Grün/ aufgelockerte Bebauung		42	12,0
Blockbebauung ohne Grün		9	17,2
Wohngebiet	*		
Land/ ländlich		42	8,9
vorstädtisch		32	10,6
städtisch		39	12,7
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis	***		
nicht vorhanden		91	9,4
vorhanden		21	16,9
Rauchmerkmale			
Rauchstatus	***		
Nichtraucher		87	9,2
Raucher, bis 20 Zigaretten, Zigarren etc. täglich		19	15,2
Raucher, über 20 Zigaretten, Zigarren etc. täglich		7	22,0
Häufigkeit des Rauchens im selben Raum	***		
nie		41	7,8
selten		54	10,8
häufig bis sehr häufig		18	19,6
Anzahl der Raucher im Haushalt	***		
keiner		69	8,6
ein Raucher		26	13,6
mindestens zwei Raucher		18	15,6

Tab. 5.1 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Kfz-bezogene Variablen			
Pkw-Nutzung	*		
nein		29	8,1
ja		84	11,5
Kfz betankt	**		
nein		56	8,6
ja		57	12,8
Arbeit am Kfz	**		
nein		95	9,8
ja		18	15,7
Fahrzeit mit Kfz	*		
bis 20 Minuten		31	8,3
über 20 bis 60 Minuten		45	10,4
über 60 Minuten		37	13,0
verwendeter Kraftstoff	**		
Diesel		11	7,8
Normalbenzin bleifrei		31	9,6
Super verbleit, Super bleifrei oder Superplus		41	14,6
Sonstige Variablen			
Aufenthalt außerhalb Wohnung	***		
bis 7 Stunden		29	8,5
über 7 bis 10 Stunden		44	9,8
über 10 Stunden		40	13,2

Zur Definition der Variablen sei auf den Anhang 12.3 verwiesen. Aus der Deskription ist erkennbar, dass zwischen dem Benzolgehalt in der Umgebungsluft und einer Reihe von Merkmalen, die den drei Komplexen Industrie/Umgebung, Rauchen und Kfz-Verkehr zuzuordnen sind, signifikante bivariate Zusammenhänge bestehen.

Die Gliederungsmerkmale sind teilweise stark untereinander korreliert. Einzelne Gliederungsmerkmale haben keinen direkten Einfluss auf die Benzolkonzentration, sondern wirken erst mittelbar über andere Merkmale. Ein Beispiel hierfür ist die Variable „Pkw-Nutzung“, die darüber Auskunft gibt, ob dem Probanden ein Pkw zur hauptsächlichen Nutzung zur Verfügung steht. Die bloße Verfügbarkeit eines Pkws hat sicherlich keinen unmittelbaren Einfluss auf die Benzolkonzentration, sondern erst die damit häufig verbundene höhere tägliche Fahrzeit in Kraftfahrzeugen und vor allem das notwendige Betanken des eigenen Pkws. Deutlich wird dies, wenn man die Teilgruppe der Pkw-Nutzer (n=84) separat betrachtet und nach der Variablen "Kfz betankt" gliedert. Während die Pkw-Nutzer, die im Untersuchungszeitraum nicht Benzin getankt haben, mit $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen geometrischen Mittelwert haben, der nur geringfügig über dem Mittelwert der Personen ohne Pkw-Nutzung liegt, weisen die Pkw-Nutzer, die der Belastung eines Tankvorganges ausgesetzt waren, einen merklich höheren geometrischen Mittelwert von $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Da unter den Pkw-Nutzern relativ weit mehr Personen sind, die Benzin getankt haben, als unter den Personen ohne Pkw-Nutzung, schlägt sich die Wirkung des Tankvorganges auf die Personengruppe der Pkw-Nutzer stärker nieder.

Bei dem verwendeten Kraftstoff des zur hauptsächlichen Nutzung verfügbaren Pkws wurden die drei Ausprägungen Super verbleit, Super bleifrei und Superplus bleifrei aufgrund statistischer Aspekte zusammengefasst. Die Zusammenfassung kann aus inhaltlicher Sicht damit begründet werden, dass alle drei Super-Kraftstoffe einheitlich etwa 40-45 % Aromaten enthalten, während im Gegensatz dazu Normalbenzin nur einen Anteil von 35 % Aromaten hat. Die verschiedenen Aromatenanteile sind zugleich die Erklärung für die Abweichungen der Mittelwerte in der Tabelle.

Das Merkmal Wohngebiet spiegelt die unterschiedlichen Benzolkonzentrationen in der Außenluft wider. Nach Eikman (1991) beträgt die Benzolkonzentration in ländlichen Gebieten weniger als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während sie in Ballungsgebieten zwischen $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt.

Um den multivariaten Zusammenhang zwischen den verschiedenen Merkmalen und dem Benzolgehalt zu untersuchen, wurden Regressionsanalysen durchgeführt. Es konnte ein einfaches Modell gefunden werden, das mit nur fünf Prädiktoren 39 % (korrigiert 37 %) der Varianz erklärt (vgl. Tabelle 5.2). Die maximal aufklärbare Varianz beträgt 44 % (vgl. Anhang 12.1).

Die in Tabelle 5.2 enthaltenen Kenngrößen β , r und β_r sind angegeben worden, um die Bedeutung der einzelnen im Modell aufgenommenen Merkmale (Prädiktoren) einschätzen zu können. Die Kenngrößen sind in Kapitel 3.4 erklärt. Zunächst soll die Anwendung der Modellgleichung demonstriert werden, bevor das Modell inhaltlich interpretiert wird.

Tab. 5.2: Regressionsmodell für Benzol

Y = Konzentration von Benzol in $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
X ₁ = Rauchen in den Räumen mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)				
X ₂ = häufiges oder sehr häufiges Rauchen in den Räumen mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)				
X ₃ = durchschnittliche tägliche Fahrzeit mit Pkw, Lkw, Taxi, Bus oder Straßenbahn (in Stunden)				
X ₄ = im Zeitraum von einer Woche mindestens einmal ein Kfz betankt bzw. dabei gewesen (0=nein, 1=ja)				
X ₅ = Bebauungsart der Wohngegend ist Blockbebauung mit oder ohne Grün (0=nein, 1=ja)				
R² = 0,39				
korrigiertes R² = 0,37				
Prädiktor	stand. Regressionskoeff. β	Korrelation r	Varianzkomponente βr	Varianzanteil
X ₁	0,24	0,35	0,08	
X ₂	0,29	0,41	0,12	
Einflußgröße „Rauchen“ (X₁, X₂) :				0,20
X ₃	0,24	0,25	0,06	
X ₄	0,19	0,30	0,06	
X ₅	0,26	0,27	0,07	
Einflußgröße „Kfz-Verkehr / Wohngegend“ (X₃, X₄, X₅) :				0,19
$Y = 5,11 \cdot 1,38^{X_1} \cdot 1,66^{X_2} \cdot 1,21^{X_3} \cdot 1,28^{X_4} \cdot 1,40^{X_5}$				

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Die Modellgleichung kann für die Schätzung des durchschnittlichen Benzolgehalts einer Teilpopulation genutzt werden, wenn alle Prädiktoren bekannt sind. Durch die Festsetzung der Prädiktorenwerte erfolgt in gewissem Sinne eine Typisierung. Beispielsweise kann angenommen werden, dass eine Person, die sich nie in rauchbelasteten Räumen aufhält ($X_1 = 0$, $X_2 = 0$), gewöhnlich nicht mit einem Kraftfahrzeug fährt ($X_3 = 0$) und ein solches auch nicht betankt ($X_4 = 0$) sowie in einer Einfamilienhaus-Siedlung wohnt ($X_5 = 0$), in ihrer Umgebungsluft durchschnittlich einer Benzolkonzentration von $5,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt ist. Die in der Modellgleichung angegebene Konstante 5,11 kann als Basiswert des Modells angesehen werden, die damit verbundene Grundbelastung kann nicht durch die Prädiktoren erklärt werden und muss auf andere im Modell nicht erfasste Einflüsse zurückgeführt werden. Als Beispiel für eine hohe Belastung soll die mittlere Benzol-Umgebungsluftkonzentration von Personen geschätzt werden, die sich häufig in stark rauchbelasteten Räumen aufhalten ($X_1 = 1$, $X_2 = 1$), täglich 1½ Stunden Auto fahren ($X_3 = 1,5$), das Auto wöchentlich betanken ($X_4 = 1$) und in einem dicht besiedelten Neubaugebiet ohne Grünflächen wohnen ($X_5 = 1$). Sie haben in ihrer Umgebungsluft mit einer durchschnittlichen Benzolkonzentration von

$$Y = 5,11 \cdot 1,38 \cdot 1,66 \cdot 1,21^{1,5} \cdot 1,28 \cdot 1,40 \mu\text{g} / \text{m}^3 = 27,9 \mu\text{g} / \text{m}^3$$

zu rechnen, d.h. mit dem 5- bis 6fachen der Grundbelastung.

Auf Grundlage des Modells kann eine Quantifizierung der Expositionsponenten vorgenommen werden (vgl. Abb. 5.1). Dabei ist zu beachten, dass der zu den dargestellten Quellen gehörende Pro-

zentsatz möglicherweise höher sein wird, wenn man mit Hilfe eines besseren Modells einen größeren Varianzanteil aufklärt.

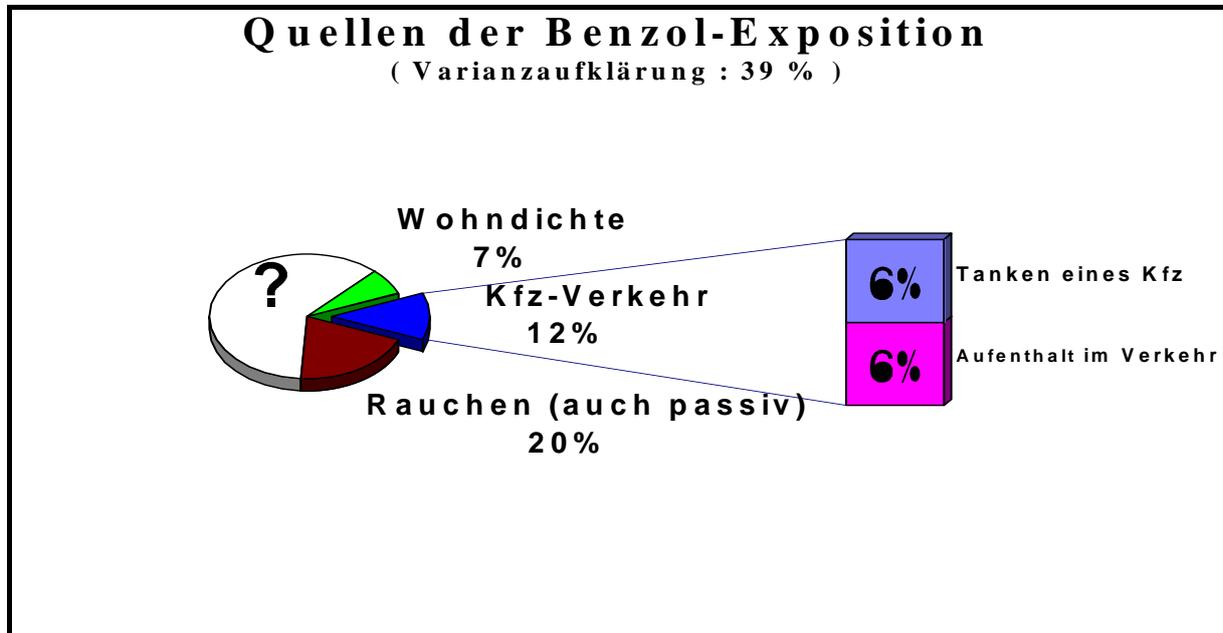


Abb. 5.1: Quellen der Benzol-Exposition

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Im Modell deutlich erkennbar ist, dass das Rauchen mit einem Varianzanteil von 20 % für etwa die Hälfte der erklärten Varianz verantwortlich ist. Die andere Hälfte kann im weitesten Sinne als Einfluss des Kfz-Verkehrs aufgefasst werden. Mit anderen Worten sind aus der Sicht der inhalativen Benzolbelastung die beiden Emissionsquellen "Rauchen" und "Kfz-Verkehr" als gleich stark anzusehen, während die Existenz anderer wesentlicher Einflussfaktoren für den Benzolgehalt der personenbezogenen Umgebungsluft durch die Studie nicht belegbar ist.

Die Wirkung des Kfz-Verkehrs auf die Benzolkonzentration der personenbezogenen Umgebungsluft lässt sich dabei in drei Komponenten zerlegen. Zum einen ist es die aus Sicht der Person passive Kfz-Belastung, die sich aus der Wohnlage ergibt. Die beiden anderen Komponenten wirken erst durch Aktivitäten der Person, nämlich durch das Fahren mit Kraftfahrzeugen und durch das Betanken eines Kraftfahrzeugs. Während das Fahren mit Kraftfahrzeugen eine in der Regel länger andauernde Belastung geringeren Grades darstellt, ist das Betanken eines Kraftfahrzeugs eine nur kurzzeitige Belastung, allerdings mit sehr hoher Intensität (ca. $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach Römmelt et al. (1989)). Im Vergleich dazu ist die Benzolkonzentration im Fahrzeuginnenraum wesentlich geringer (ca. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach Rudolf (1986) bzw. bis $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in städtischen Nahverkehrsmitteln nach Römmelt et al. (1994)), doch ist die durchschnittliche tägliche Belastungszeit weitaus größer. Die Auswertung der Fragebögen ergab im Durchschnitt rund 50 Minuten tägliche Fahrzeit mit Pkw, Lkw, Taxi, Bus oder Straßenbahn.

Natürlich gibt es noch andere Wirkungskomponenten des Kfz-Verkehrs, wie etwa die erfragte Information, ob der Proband während des Untersuchungszeitraumes an einem Kfz gearbeitet oder gebastelt hat. Die hiermit verbundene seltener vorkommende Belastung erwies sich im Modell als nicht stabil, zeigt jedoch in der bivariaten deskriptiven Auswertung (Tabelle 5.1) einen erkennbaren Effekt. Etwas anders verhält es sich mit der verfügbaren Information, ob im 50 m-Umkreis eines der drei Räume, in denen sich der Proband am längsten aufhält, eine Tankstelle ist. Hier ist möglicherweise wegen der geringen Fallzahl von 9 Personen, weder inferenzstatistisch noch deskriptiv ein Effekt feststellbar. In anderen Studien (Heudorf und Hentschel 1995, Laue et al. 1994) allerdings, wo direkt an Tankstellen benachbarte Räume untersucht wurden, konnte eine Verdopplung der Benzolkonzentration konstatiert werden. Es ist anzunehmen, dass der durch Kfz-bezogene Variablen aufklärbare Varianzanteil noch erhöht werden kann, was allerdings größere Stichprobenumfänge voraussetzt, um die selten vorkommenden Belastungen im Modell stabil erfassen zu können. Auf jeden Fall ist der von Wallace (1990) prognostizierte Kfz-bezogene Expositionsanteil von insgesamt 18 % bei voller Varianzaufklärung als zu klein anzusehen. Fromme (1995), der einen etwas anderen methodischen Zugang wählt, ordnet dem Belastungspfad Auto-Innenraum einen Risikoanteil von 30 % zu.

Die abgeleiteten Hauptkomponenten der Benzolexposition, Kfz-Verkehr und Rauchen, sind nicht deckungsgleich mit den eingangs erwähnten Hauptkomponenten der Benzolemission (vorwiegend Kfz-Verkehr, teilweise Industrie) und auch nicht identisch mit den wesentlichen Risikofaktoren für benzolbedingte Leukämiefälle. Lutz et al. (1991) führten, auf die Schweiz bezogen, eine Risikoabschätzung durch, nach der bei 10^6 Benzol-Exponierten etwa 45 zusätzliche Leukämiefälle durch Kfz-Abgase und 500 Leukämiefälle durch Zigarettenrauchen auftreten, während durch Benzolproduktion und industrielle Verwendung des Benzols mit zirka 1800 zusätzlichen Krebserkrankungen zu rechnen sei. Es ist sicher einsichtig, dass ein solcher wirtschaftlicher Bereich wie die Benzolproduktion, obwohl nur für geringe Emissionen insgesamt verantwortlich und für die überwiegende Mehrheit der Menschen auch keine unmittelbare Expositionsquelle darstellend, ein Hauptrisikofaktor für benzolbedingte Leukämien ist, weil die in dieser Branche Beschäftigten über viele Jahre deutlich höheren Benzolkonzentrationen ausgesetzt sind.

Benzol hat mit den C6-Alkanen, den C8-Aromaten (siehe Kapitel 5.3) und mit Methyl-tert-butylether (siehe Kapitel 8) relativ hohe Korrelationen um 0,6. Die starken Abhängigkeiten sind vorwiegend auf das gemeinsame Auftreten der genannten FOV in Kfz-Abgasen (Müller 1991, Scheff et al. 1989) zurückzuführen. Für die C8-Aromaten und Benzol ist auch der Tabakrauch als gemeinsame Emissionsquelle eine mögliche Erklärung.

Abschließend seien die Ergebnisse der Benzolmessungen 1990/91 und 1985/86 gegenübergestellt.

Tab. 5.3: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich Benzol

Survey	Anzahl	Benzol	
		GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	6,2	2,6
Personal Sampling 1990/91	113	10,5	1,9

Man erkennt deutlich, dass der Benzolgehalt in der personenbezogenen Umgebungsluft höher ist als in der Innenraumluft. Dies weist einerseits auf stark wirkende Außenraumquellen hin, von denen nach bisherigem Kenntnisstand sicherlich der Kfz-Verkehr dominiert, andererseits auf den Einfluss des Tabakrauchens. Interessant ist, dass die Variabilität der personengebundenen Messungen geringer ist als die der Wohnraummessungen, obwohl Emissionsquellen hinzukommen. Dies deutet darauf hin, dass die Außenraumquellen, etwa der Kfz-Verkehr, gleichmäßiger auf alle Personen wirken, während Innenraumquellen, etwa das Rauchen, stärker personenbezogen sind.

5.2 Toluol

Toluol ist die flüchtige organische Verbindung mit der durchschnittlich höchsten Konzentration in der Außen- und in der Innenraumluft.

Toluol wird vor allem als Lösungsmittelbestandteil verwendet. Von über 1000 untersuchten Haushaltsprodukten in den USA enthielt nahezu die Hälfte Toluol (Sack et al. 1992). Besonders häufig emittieren nach dieser Studie Farben, Lacke und Farbprodukte (über 80 %) sowie Klebstoffe (über 50 %) Toluol. Zu dem gleichen Ergebnis kommen auch Kumai et al. (1983), die darüber hinaus auch noch speziell Druckfarben untersuchten, welche zu über 60 % Toluol aufwiesen. Seifert et al. (1989a) weisen auf die Bedeutung von Photos, Zeitschriften und anderen Druckerzeugnissen als Emissionsquellen hin. Übereinstimmend zeigen alle Untersuchungen, dass die Konzentration von Toluol in der Dampfphase über toluolhaltigen Produkten sehr hoch ist. Sie liegt zwischen 6 und 18 ppm bei Farbprodukten, Druckfarben und Klebstoffen.

Neben Lösungsmitteln sind noch der Kfz-Verkehr, die Industrie und der gewerbliche Bereich sowie der Tabakrauch als mögliche Quellen für Toluolemissionen anzusehen. Der Toluolanteil in der Außenluft ist etwa zwei- bis dreimal so hoch ist wie der Benzolanteil (vgl. z.B. Buck und Ellermann 1988; Wichmann et al. 1991a). In Kraftstoffen ist Toluol der Aromat mit der höchsten Konzentration und der Toluolanteil kann fünfmal größer als der Benzolanteil sein (Gruden et al. 1988; Zajontz et al. 1992). Im Tabakrauch ist Toluol gleichfalls der Aromat mit der höchsten Konzentration. Ein Raucher inhaliert durchschnittlich 80 bis 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Toluol pro Zigarette (Wallace et al. 1987a, Hajimiragha et al. 1989, Eikmann et al. 1992, Berlin 1985), was etwa der Summe von Benzol und den C8-Aromaten entspricht.

Für Toluol liegt die Geruchsschwelle bei 1 mg/m^3 (WHO: Air Quality Guidelines 1987). Höhere Toluolgehalte (bis 750 mg/m^3) können bei einer Expositionszeit von 8 Stunden zu Schläfrigkeit und Erschöpfung sowie zu leichten Augen- und Rachenreizungen führen. Es gilt ein MAK-Wert von 190 mg/m^3 (DFG 1994).

Für die Luft im Wohnraum ergab sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) ein zentraler Messwertbereich für Toluol von $27\text{-}128 \text{ }\mu\text{g/m}^3$, der etwa 80 % der Messwerte enthält. Etwas niedrigere Messwertbereiche fanden Le Bret et al. (1986), Müller (1991), Brown et al. (1993), Crump et al. (1993) und Heinzow et al. (1994). In der personenbezogenen Umgebungsluft sind die Toluolkonzentrationen höher. Proctor et al. (1991) fanden im Mittel $194 \text{ }\mu\text{g/m}^3$.

Von den verschiedenen zur Verfügung stehenden Fragebogen-Variablen haben etwa 300 Variablen einen im weitesten Sinne inhaltlichen Bezug zu Toluol. Diese inhaltlich relevanten Merkmale wurden auf statistische Signifikanz geprüft. Die signifikanten Merkmale werden zur gegliederten Deskription des Toluols verwendet. In der Deskriptionstabelle 5.4 ist angegeben, ob das Gliederungsmerkmal signifikant (*), sehr signifikant (**), oder hoch signifikant (***) ist, wobei dies mit dem F-Test der einfachen Varianzanalyse geprüft wurde. Die Bedeutung der Signifikanzstufen ist in Tabelle 3.1 zu finden.

Tab. 5.4: Deskription von Toluol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g/m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	73,9
Berufliche Belastungen			
Farben und Lacke am Arbeitsplatz	***		
nein oder nicht berufstätig		98	66,0
ja		15	154,0
Lösungsmittel am Arbeitsplatz	*		
nein oder nicht berufstätig		92	67,5
ja		21	109,5
Spezifische Belastungen			
Renovieren oder Belastung durch Hobby	*		
nein		91	66,6
ja		22	113,4
Klebstoffe selbst verwendet	**		
nein		86	65,3
ja		27	109,5

Tab. 5.4 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Umgebungsbedingungen			
Druckerei im 50m-Umkreis	**		
nicht vorhanden		104	69,2
vorhanden		8	160,0
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis	*		
nicht vorhanden		91	67,2
vorhanden		21	108,0
Rauchmerkmale			
Raucher	*		
nein		88	67,2
ja		24	105,9

Zur Definition der Variablen wird auf den Anhang 12.3 verwiesen. Insgesamt kann man aus Tabelle 5.4 erkennen, dass die Lösungsmittel und Lösungsmittelbestandteile in verschiedenen Produkten, wie Farben, Lacke, Tapetenleim und Klebstoffen, eine wichtige Expositionsponente darstellen, was aus der Kenntnis der Emissionsquellen zu vermuten war. Auch das Rauchen ist in der Belastung deutlich nachweisbar.

Die einzelnen Variablen des Kfz-Verkehrs sind gleichfalls als potentielle Gliederungsmerkmale geprüft worden, waren jedoch nicht signifikant. Der Kfz-Verkehr hat offenbar im Vergleich zur Belastung durch lösungsmittelhaltige Produkte einen geringeren Effekt auf die Toluolkonzentration in der personenbezogenen Umgebungsluft.

Spezielle Vermutungen, z.B. dass das Lesen von Zeitungen und Zeitschriften oder das Verlegen von Bodenbelägen expositionsrelevant sind, wurden mit den entsprechenden Fragebogen-Variablen geprüft und konnten nicht bestätigt werden.

Leider konnte für Toluol kein aussagekräftiges Regressionsmodell hergeleitet werden (vgl. Anhang 12.1), obwohl durch den speziellen Fragebogen zum personenbezogenen Sammler eine Reihe von Informationen zur Verfügung stand (vgl. Anhang 12.4). Die Erklärung hierfür könnte sein, dass die beschriebene Vielzahl von Innen- und Außenraumquellen für Toluol nicht durch wenige Prädiktoren erfasst werden kann und dass ein komplexeres Modell, was den Großteil der wesentlichen Einflussgrößen enthält, mit der verfügbaren kleinen Stichprobe nicht ableitbar ist.

Abschließend seien die Ergebnisse der Toluolmessungen 1990/91 und 1985/86 gegenübergestellt.

Tab. 5.5: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich Toluol

Survey	Anzahl	Toluol	
		GM	\bar{x}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	50,7	3,4
Personal Sampling 1990/91	113	73,9	2,4

Höhere Werte bei den personengebunden ermittelten Toluolkonzentrationen sind insofern plausibel, als der Proband während des Tages mit vielen toluolhaltigen Produkten direkt in Berührung kommen und somit zumindest kurzzeitig hohe Toluolkonzentrationen inhalieren kann, während sich das stationäre Probenahmegerät im allgemeinen weiter entfernt von den Emissionsquellen befindet.

Trotzdem haben die Innenraumwerte überraschenderweise eine etwas höhere Variabilität. Dies ist eventuell damit zu erklären, dass der Mensch täglich einer gewissen Mindestkonzentration ausgesetzt ist, weil Toluol nahezu überall vorkommt, während in Innenräumen sowohl hohe als auch geringe Toluolkonzentrationen vorhanden sein können. Für diese Interpretation spricht, dass die unteren Perzentile im 1. Umwelt-Survey 1985/86 (Krause et al. 1991) relativ niedrig sind.

5.3 C8-Aromaten

Die C8-Aromaten Ethylbenzol, m/p-Xylol und o-Xylol werden ebenso wie Toluol häufig als Lösungsmittelbestandteil in Haushaltsprodukten verwendet, sind Bestandteile des Vergaserkraftstoffs und kommen im Tabakrauch vor. Die Xylole treten in Handelsprodukten sehr häufig als ein Isomergemisch auf, bei dem das m-Xylol mit etwa 60 % die Hauptkomponente ist.

Die C8-Aromaten sind nach Toluol diejenigen organischen Verbindungen, die von Haushaltsprodukten am häufigsten und intensivsten emittiert werden. Sie werden nach dem Inkrafttreten einer Konvention der Internationalen Arbeitsorganisation (ILO) von 1972, die die Verwendung von Benzol (außer beim Otto-Kraftstoff) untersagt, häufig als Substitute des Benzols eingesetzt. Sack et al. (1992) fanden bei ihren Untersuchungen an 1159 verschiedenen Haushaltsprodukten heraus, dass 42,5 % der Produkte Xylole und 23,9 % der Produkte Ethylbenzol emittieren. Kumai et al. (1983) und Sack et al. (1992) stellten fest, dass Ethylbenzol und die Xylole vorwiegend als Lösungsmittelbestandteile in Farben, Lacken und Farbprodukten auftreten. Etwa 60 % aller von ihnen untersuchten Farben und Lacke enthalten alle C8-Aromaten, zum Teil in beträchtlichen Konzentrationen. Wadden et al. (1986) gehen davon aus, dass die in Farben und Lacken enthaltenen Lösungsmittel zu 90 % aus C8-Aromaten und Toluol bestehen. Nach Dobbertin (1990) sind es vor allem die konventionellen Anstrichfarben, wie Ölfarben, Kunstharzlacke, Nitrolacke und Bronzefarben, die hohe Lösungsmittelanteile (30-80 %) aufweisen, während Dispersionsfarben und Dispersionslackfarben mit 3-10 % Lösungsmittelanteile als schadstoffarme

Anstrichmittel gewertet werden können. In den sogenannten Biofarben sind laut Fischer et al. (1991) keine Aromaten mehr enthalten, da die verwendeten Lösungsmittel ausschließlich aus natürlichen ätherischen Ölen (hauptsächlich Terpenen) bestehen.

Eine weitere Quelle für C8-Aromaten stellen die Vergaserkraftstoffe dar. Die C8-Aromaten treten über Verdampfungsverluste und als Kfz-Abgasbestandteile in die Umwelt. Die prozentualen Anteile für Ethylbenzol und Xylol im Vergaserkraftstoff werden von Mehlman (1991) mit 1,2 % und 4,9 % angegeben. Von Römmelt et al. (1986) wurde bei einem Tankvorgang für Xylol eine Luftkonzentration von $1,21 \text{ mg/m}^3$ festgestellt. Nach Barrefors und Petersson (1993) beträgt der prozentuale Anteil von Ethylbenzol im Innenraum eines Kfz, bezogen auf die Summe der bestimmten C2- bis C8-Verbindungen, etwa 3 %, während die Xylole sogar auf einen Anteil von etwa 12 % kommen. Bei Messungen im Straßentunnel wurden in der gleichen Studie noch etwas höhere Prozentzahlen gefunden. Nach Scheff et al. (1989) kann bei Abgasemissionen davon ausgegangen werden, dass die Proportionen von Ethylbenzol zu m/p-Xylol und zu o-Xylol etwa 0,5: 1,5: 1 betragen.

Zusätzlich zu den genannten Quellen trägt der Tabakrauch zur Exposition des Menschen gegenüber Ethylbenzol und Xylole bei. Jede Zigarette emittiert etwa 8-10 μg Ethylbenzol und 10-30 μg Xylole (Berlin 1985, Wallace et al. 1987a, Hajimiragha et al. 1989, Eikmann et al. 1992).

Die Geruchsschwelle für Xylol liegt bei etwa 4 mg/m^3 . Bei einer Expositionszeit von 1-2 h gegenüber einigen hundert mg Xylol/m^3 kommt es zu Schläfrigkeit, Benommenheit, Kopfschmerzen, Konzentrationseinbuße und Schwindel. Bei chronischer Exposition gegenüber Xylolkonzentrationen in der Luft von 1300 mg/m^3 machen sich Anzeichen einer Narkose sowie Funktionsstörungen der Leber, Nieren und der Herztätigkeit bemerkbar (Marquardt und Schäfer 1994). Die kurzzeitige Exposition gegenüber einer Ethylbenzolkonzentration von 4400 mg/m^3 Luft führt zu Reizungen der Augen, bei 8800 mg/m^3 treten Reizungen der Nasenscheidhaut und Schwindel auf. Am Arbeitsplatz gilt für Ethylbenzol und alle drei Isomere des Xylols jeweils ein MAK-Wert von 440 mg/m^3 (DFG 1994).

Für die Konzentrationen in der Wohnraumluft wurden im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) die folgenden zentralen Messwertbereiche, die vom 10. zum 90. Stichprobenperzentil gehen, berechnet (Angabe in $\mu\text{g/m}^3$): Ethylbenzol: 4-16, m/p-Xylol: 9-37, o-Xylol: 3-12. Ähnliche Messwertbereiche gaben Leuret et al. (1986), Müller (1991), Wallace et al. (1991), Crump et al. (1993), Fellin und Otson (1993), Brown et al. (1993) und Heinzow et al. (1994) an.

In der personenbezogenen Umgebungsluft wurden von Proctor et al. (1991) und Wallace et al. (1991) mit $7-11 \mu\text{g/m}^3$ für Ethylbenzol, $27-43 \mu\text{g/m}^3$ für m/p-Xylol und $9-16 \mu\text{g/m}^3$ für o-Xylol Messwertbereiche angegeben, die im Falle der Xylole etwas höher liegen als in der Wohnraumluft.

Da die einzelnen C8-Aromaten mehrere gemeinsame Emissionsquellen (Lösungsmittel in Farben, Lacken und Farbprodukten, Kfz-Abgase, Tabakrauch) besitzen und unter ähnlichen Umgebungsbe-

dingungen emittiert werden, ist eine hohe Abhängigkeit zwischen den C8-Aromaten-Gehalten in der Luft zu erwarten. Diese Erwartung wird durch Tabelle 5.6 bestätigt, wo Korrelationswerte über 0,95 angegeben sind, die die höchsten im 2. Umwelt-Survey 1990/91 bestimmten Korrelationen darstellen. Zur Bestätigung der hohen Abhängigkeit werden die Korrelationen des 1. Umwelt-Surveys ebenfalls in Tabelle 5.6 wiedergegeben. Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten, die unterhalb der Diagonalen eingetragen sind, fallen etwas niedriger aus.

Tab. 5.6: Intra-Korrelationen der C8-Aromaten

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u>	Ethylbenzol	m- und p-Xylol	o-Xylol
<i>Stationäre Wohnraummessung 1985/86</i>			
Ethylbenzol		0.98	0.97
m- und p-Xylol	0.96		0.99
o-Xylol	0.88	0.88	

Hajimiragha et al. (1989) haben gezeigt, dass fast die gleiche Zusammenhangsstärke für die C8-Aromaten im Blut gilt, d.h. auch dort haben die logarithmierten Konzentrationen Intra-Korrelationen von über 0,85. Eine hohe Korrelation zweier logarithmierter Konzentrationsmerkmale bedeutet, dass der Quotient der betrachteten Konzentrationen nur gering schwankt. Die C8-Aromaten treten also relativ stabil in den gleichen Proportionen auf. Wählt man o-Xylol als Bezugs Ebene, so verhalten sich die mittleren Gehalte der C8-Aromaten in folgenden Verhältnissen zueinander:

	Ethylbenzol	:	m- und p-Xylol	:	o-Xylol
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	1,5		3,4		1
Personal Sampling 1990/91	1,3		3		1

Für eine konkrete Probe werden die Relationen der C8-Aromaten-Gehalte zueinander in der Regel nur wenig von den obigen durchschnittlichen Proportionen abweichen. Unter Annahme der logarithm-mischen Normalverteilung ergeben sich für den Quotienten von Ethylbenzol zu o-Xylol und für den Quotienten von m/p-Xylol zu o-Xylol folgende 95%-Toleranzintervalle:

	Ethylbenzol / o-Xylol	m- und p-Xylol / o-Xylol
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	(0,80 ; 2,71)	(1,81 ; 6,10)
Personal Sampling 1990/91	(0,81 ; 2,10)	(2,15 ; 4,36)

Die Intervalle sind, gemessen an der hohen Überdeckungswahrscheinlichkeit von 95 % sehr klein. An ihnen kann man gut typische und atypische Konstellationen erkennen. So ist zum Beispiel die Wahrscheinlichkeit, dass in der personenbezogenen Umgebungsluft die Konzentration von m- und p-Xylol mindestens doppelt so groß ist wie die Konzentration von o-Xylol, größer als 0,95.

Gemäß der in Kapitel 3.3 beschriebenen Vorgehensweise wurden die Fragebogen-Variablen bestimmt, die sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant für die Gruppe der C8-Aromaten sind. In Tabelle 5.7 sind diese für die gegliederte Deskription vorgesehenen Merkmale einschließlich ihrer Signifikanzangaben zusammengestellt.

Tab. 5.7: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C8-Aromaten mit Signifikanzangaben

Signifikanzstufen	FOV	Ethylbenzol	m- und p-Xylol	o-Xylol	Summe C8-Aromaten
Merkmale					
Berufliche Belastungen					
<i>Werkstättenaufenthalt</i>		***	***	***	***
Farben und Lacke am AP (4-stufig)		***	***	***	***
Lösungsmittel am AP (4-stufig)		***	***	***	***
Spezifische Belastungen					
Farben und Lacke beim Hobby		***	**	***	***
<i>Zeitung lesen</i>		***	***	***	***
Umgebungsbedingungen					
Druckerei im 50m-Umkreis		***	***	***	***
Metallv. Betrieb im 50m-Umkreis		***	***	***	***
Betriebe in 3km-Wohnumgebung		**	**	**	**
Rauchmerkmale					
Raucher		*	*	*	*
Häufigkeit des Rauchens im selben Raum		-	*	*	*

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP = Arbeitsplatz

Bezugsebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Zur Definition der Variablen wird auf den Anhang 12.3 verwiesen. Insgesamt kann man aus Tabelle 5.7 erkennen, dass die Lösungsmittel und Lösungsmittelbestandteile in verschiedenen Farben und Lacken die wohl wichtigste Expositionsponente darstellen. Hierbei sind auch Emissionen aus Druckfarben eingeschlossen.

Eine nicht so große Bedeutung hat der Expositionspfad Rauchen, erkennbar an den geringeren Signifikanzstufen. Dies steht im Gegensatz zum Resultat von Wallace et al. (1987b) aus der TEAM-Studie, die den Tabakrauch als Hauptexpositionsponente für die C8-Aromaten charakterisieren. Allerdings haben Wallace et al. (1987b) die berufliche Belastung, die nach Tabelle 5.7 eine wichtige Rolle spielt, bei ihrer Fragebogenkonzipierung nicht erfasst.

Überraschend ist, dass keine einzige Kfz-bezogene Variable signifikantes Gliederungsmerkmal ist. Eine mögliche Erklärung ist, dass der Expositionspfad „Kfz-Verkehr“ im Vergleich zum Expositionspfad „Berufliche Belastungen“ relativ schwach wirkt, so dass auf bivariater Ebene Zusammenhänge nicht erkennbar sind. Eine andere Erklärung ist, dass Belastungen aus dem Kfz-Verkehr im

2. Umwelt-Survey nicht ausreichend gut erfragt wurden. Für die zweite Möglichkeit spricht, dass andere Autoren wie Ranft et al. (1993) die Verkehrsdichte durch eine siebenstufige Variable so gut erfassen, dass diese Variable mit den C8-Aromaten hoch signifikant korreliert ist. Die von Ranft et al. (1993) angegebenen Korrelationen von 0,4 bis 0,5 werden von den im Anhang 12.3 angegebenen Kfz-bezogenen Variablen nicht erreicht.

Bemerkenswert ist ferner, dass das Merkmal "Klebstoffe selbst verwendet" nicht signifikant für die C8-Aromaten ist. Offenbar haben die in Klebern eingesetzten Lösungsmittel häufig keinen oder nur einen sehr geringen Anteil von Xylenen und Ethylbenzol, was durch die Komponentenbestimmungen von Kumai et al. (1983) und Sack et al. (1992) in gewissem Grade bestätigt wird.

Tab. 5.8: Deskription der C8-Aromaten nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	Ethylbenzol GM	m-und p-Xylol GM	o-Xylol GM	Summe C8- Aromaten: GM
Gesamt	113	8,5	19,9	6,5	35,1
Berufliche Belastungen					
<i>Werkstättenaufenthalt</i>					
bis 3 Stunden	100	6,8	15,9	5,3	28,1
über 3 Stunden	13	48,0	113,6	30,4	194,5
<i>Farben und Lacke am Arbeitsplatz</i>					
nein oder nicht berufstätig	98	6,9	16,2	5,4	28,6
gelegentlich/ selten	8	14,8	38,4	12,7	66,2
häufig	4	36,3	79,3	20,1	137,2
sehr häufig/ immer	3	226,1	476,9	110,7	840,9
<i>Lösungsmittel am Arbeitsplatz</i>					
nein oder nicht berufstätig	92	7,0	16,3	5,4	28,8
gelegentlich/ selten	10	10,4	24,9	8,9	44,4
häufig	7	22,0	57,1	15,5	95,1
sehr häufig/ immer	4	81,5	170,7	43,5	303,6
Spezifische Belastungen					
<i>Farben und Lacke beim Hobby</i>					
nein	103	7,7	18,1	5,9	31,8
ja	10	24,4	51,7	17,0	94,4
<i>Zeitung lesen</i>					
bis 45 Minuten	86	8,0	18,7	6,1	32,9
über 45 Minuten	27	10,5	24,2	8,0	42,9

Tab. 5.8 (Fortsetzung):

	Anzahl	Ethylbenzol GM	m-und p-Xylol GM	o-Xylol GM	Summe C8- Aromaten: GM
Umgebungsbedingungen					
Druckerei im 50m-Umkreis					
nicht vorhanden	104	7,7	18,1	5,9	28,4
vorhanden	8	30,9	67,3	21,0	88,6
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis					
nicht vorhanden	91	6,9	16,0	5,3	28,4
vorhanden	21	20,8	51,1	15,8	88,6
Betriebe in 3km-Wohnumgebung					
keine/ wenige	76	7,0	16,3	5,5	29,0
viele	37	12,5	29,8	9,2	51,8
Rauchmerkmale					
Raucher					
nein	88	7,7	17,6	5,8	31,3
ja	24	12,4	30,9	9,6	53,4
Häufigkeit des Rauchens im selben Raum					
nie	41	6,6	14,4	4,8	26,0
selten	54	9,2	22,1	6,9	38,5
häufig bis sehr häufig	18	11,8	30,0	10,4	52,3

Man erkennt aus der Deskription, dass die Gliederungsmerkmale bei allen drei C8-Aromaten eine ähnliche Differenzierung bewirken, die zum Teil erheblich sein kann. Bei den Merkmalen "Farben und Lacke am Arbeitsplatz" und "Lösungsmittel am Arbeitsplatz" wurden die hoch belasteten Personen extra aufgeführt, um den dominierenden Effekt der berufsbedingten Tätigkeiten zu verdeutlichen, obwohl die Anzahl dieser Personen in der Stichprobe sehr gering ist. Die geometrischen Mittelwerte für die 3 bzw. 4 Personen, die sehr häufig oder immer Farben und Lacke bzw. reine Lösungsmittel am Arbeitsplatz verwenden, sind allerdings wenig geeignet, um die Teilpopulation der durch berufliche Tätigkeiten extrem exponierten Personen gut zu beschreiben, zumal gerade diese Teilpopulation sehr heterogen sein wird.

Um den multivariaten Zusammenhang zwischen den verschiedenen Merkmalen und den C8-Aromaten-Konzentrationen zu untersuchen, wurden Regressionsanalysen durchgeführt. Es konnten einfache Modelle aufgestellt werden, die stets die gleichen Prädiktoren enthalten und Varianzaufklärungsraten von rund 60 % erreichen. Die maximal erreichbaren Varianzaufklärungen

liegen zwischen 61 % und 65 % (vgl. Anhang 12.1) und sind damit nur geringfügig höher als in den angegebenen Modellen. Das so hohe Aufklärungsrate erreicht werden, liegt wohl daran, dass die wichtigen Emissionsquellen und immissionsfördernden Faktoren für die C8-Aromaten mittels Fragebögen gut erfasst werden. Die Regressionsmodelle sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tab. 5.9: Regressionsmodelle für C8-Aromaten

Y = Konzentration der C8-Aromaten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$												
X ₁ = durchschnittlicher täglicher Aufenthalt in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen u.ä. (in Stunden)												
X ₂ = Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein , 1=ja)												
X ₃ = häufiges oder sehr häufiges Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein , 1=ja)												
X ₄ = durchschnittliche tägliche Dauer des Lesens von Zeitungen und Zeitschriften (in Stunden)												
X ₅ = Druckerei im 50m-Umkreis eines der drei Räume mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)												
Präd.	Ethylbenzol			m- und p-Xylol			o-Xylol			Summe der C8-Aromaten		
	R ² = 0,63			R ² = 0,59			R ² = 0,58			R ² = 0,60		
	Korr. R ² = 0,61			Korr. R ² = 0,57			Korr. R ² = 0,56			Korr. R ² = 0,58		
	β	r	β _r	β	r	β _r	β	r	β _r	β	r	β _r
X ₁	0,32	0,65	0,21	0,32	0,64	0,21	0,29	0,62	0,18	0,32	0,64	0,20
X ₂	0,17	0,52	0,09	0,18	0,52	0,09	0,18	0,51	0,09	0,18	0,52	0,09
X ₃	0,32	0,54	0,17	0,29	0,51	0,15	0,28	0,50	0,14	0,29	0,52	0,15
Einflußgröße „Berufliche Belastung“ (X₁, X₂, X₃) :												
Varianzanteile			0,47			0,45			0,41			0,44
X ₄	0,28	0,34	0,10	0,28	0,33	0,09	0,30	0,35	0,11	0,28	0,34	0,10
X ₅	0,18	0,35	0,06	0,16	0,33	0,05	0,18	0,34	0,06	0,17	0,34	0,06
Einflußgröße „Druckerei und Druckereierzeugnisse“ (X₄, X₅) :												
Varianzanteile			0,16			0,14			0,17			0,16
Y =	4,64 · 1,23 ^{X₁} 1,63 ^{X₂} ·			10,88 · 1,23 ^{X₁} 1,72 ^{X₂}			3,68 · 1,19 ^{X₁} 1,66 ^{X₂} ·			19,28 · 1,22 ^{X₁} 1,69 ^{X₂}		
	7,20 ^{X₃} 1,56 ^{X₄} 2,04 ^{X₅}			· 6,21 ^{X₃} 1,56 ^{X₄} 1,87 ^{X₅}			5,21 ^{X₃} 1,55 ^{X₄} 1,94 ^{X₅}			· 6,45 ^{X₃} 1,55 ^{X₄} 1,94 ^{X₅}		

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Die in Tabelle 5.9 enthaltenen Kenngrößen β , r und β_r sind angegeben worden, um die Bedeutung der einzelnen im Modell aufgenommenen Merkmale (Prädiktoren) einschätzen zu können. Die Kenngrößen sind in Kapitel 3.4 erklärt. Bevor auf die Aussagekraft der einzelnen Prädiktoren und auf die inhaltliche Interpretation der Modelle näher eingegangen wird, wird zunächst die Anwendung der Modellgleichungen exemplarisch demonstriert.

Aufgrund der gewählten Merkmalscodierungen kann man zunächst konstatieren, dass im Sinne einer Typisierung die nicht belastete Personengruppe durch Prädiktorenwerte "Null" charakterisiert wird. Das heißt, eine Person, die sich nicht in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen u. ä. aufhält ($X_1 = 0$), keine Farben und keine Lacke am Arbeitsplatz vorfindet ($X_2 = 0$, $X_3 = 0$), keine Zeitungen oder Zeitschriften liest ($X_4 = 0$) und sich nicht in einem Raum lange aufhält, der im 50m-Umkreis

einer Druckerei liegt ($X_5 = 0$), hat eine durchschnittliche Luftbelastung von zirka $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ethylbenzol, $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ m- und p-Xylol, $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o-Xylol sowie insgesamt knapp $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ C8-Aromaten. Die in den Modellgleichungen angegebenen konstanten Faktoren können als Grundbelastung interpretiert werden, die nicht durch die Prädiktoren des Modells erklärt werden kann und auf andere Emissionsquellen, Umgebungsbedingungen, individuelle Tätigkeiten oder Verhaltensweisen zurückgeführt werden muss. Bemerkenswert ist, dass sich die verbindungsspezifischen Grundbelastungen wie 1,3: 3: 1 (Ethylbenzol: m- und p-Xylol: o-Xylol) verhalten, d.h. genauso proportioniert sind wie die durchschnittlichen Konzentrationen der C8-Aromaten in der Stichprobe.

Mit dem Modell können auch Konzentrationen von belasteten Teilpopulationen geschätzt werden, sofern die Teilpopulationen durch die fünf Prädiktoren beschrieben werden können. Ferner können relative Belastungszunahmen formuliert werden. Zum Beispiel kann man auf Grundlage des Modells davon ausgehen, dass mit jeder Stunde täglichen Werkstättenaufenthalts die Exposition gegenüber C8-Aromaten um etwa 22 % ansteigt. Da die vier einzelnen Modellgleichungen mit Ausnahme der Grundbelastungskonstanten nahezu gleiche Parameterwerte haben, gilt diese relative Expositionszunahme auch in etwa für die einzelnen Verbindungen. Zu erwähnen ist, dass die Expositionszunahme durch häufiges oder sehr häufiges Vorhandensein von Farben und Lacken am Arbeitsplatz beträchtlich ist, da in diesem Fall die Variablen X_2 und X_3 beide 1 sind, und somit z.B. Ethyltoluol auf fast das 12-fache ansteigt.

Das Modell soll nun inhaltlich bewertet werden. Während die Merkmale X_2 , X_3 und X_4 wirkliche Emissionsquellen (Farben, Lacke, Druckfarben) beschreiben, geben die Merkmale X_1 und X_5 nur die Orte (Werkstätten, Werkhallen, Druckereien) wieder, an denen Emissionen auftreten können. Das ebenfalls zur Verfügung stehende Merkmal „Farben und Lacke beim Hobby“ erwies sich im Modell als nicht stabil und eine Zusammenfassung mit dem korrespondierenden Arbeitsplatzmerkmal führte zu keiner Modellverbesserung. Dies liegt möglicherweise daran, dass mehr als die Hälfte der Probanden, die beim Hobby Farben und Lacke verwenden, auch am Arbeitsplatz Farben und Lacke vorfinden.

Die in Werkstätten anzufindenden Emissionsquellen sind vorwiegend tätigkeitsbedingt. Im Wesentlichen spielt die Verwendung von Farben und Lacken eine Rolle, aber es müssen auch andere Tätigkeiten zu Expositionen führen, da das Merkmal "Werkstättenaufenthalt" einen großen eigenen Anteil an der Varianzaufklärung besitzt. Es ist davon auszugehen, dass in Werkhallen und Werkstätten generell hohe C8-Aromaten-Konzentrationen auftreten, die auch Personen belasten, welche nicht unmittelbar an ihrem Arbeitsplatz mit Farben und Lacken arbeiten. Zum einen sind es die Emissionen benachbarter Arbeitsplätze, von denen es in großen Werkhallen viele gibt, und zum anderen können Xylole und Ethylbenzol auch als Emissionsbestandteile anderer, mit Lösungsmittelanteilen versehener Produkte nachgewiesen werden (Sack et al. 1992). Man kann die C8-Aromaten in gewissem Sinne als Gradmesser der Luftbelastung mit flüchtigen organischen Verbindungen durch industrielle Aktivitäten ansehen. Es ist bekannt (Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt 1990/91), dass die C8-Aromaten in der Außenluft eines Industriegebietes um ein Vielfaches höher konzentriert sind als in der Außenluft eines ländlichen Gebietes und in Industriegebieten sogar höhere C8-Aromaten-Konzentrationen als Toluol-Konzentrationen auftreten

können. Auch im 1. Umwelt-Survey 1985/86 (Krause et al. 1991) wurden für Wohnungen in verdichteten Regionen deutlich höhere mittlere C8-Aromatengehalte bestimmt als für Wohnungen in ländlichen Regionen.

In den Modellen zeigt sich ferner, dass die in Druckereien verwendeten Materialien sowie die produzierten Druckerzeugnisse Emissionsquellen mit einem deutlichen Beitrag zur personenbezogenen Exposition darstellen. Expositionsrelevant sind vor allem die Lösungsmittelanteile, die in den verwendeten Druckfarben vorkommen (Kumai et al. 1983, Scheff et al. 1989). Auch wenn die Emissionsstärke einer Zeitung wahrscheinlich nicht hoch ist, so kann die Inhalation der emittierten C8-Aromaten beträchtlich sein, wenn man bedenkt, dass die Zeitung beim Lesen unmittelbar „vor die Nase“ gehalten wird und manche Menschen stundenlang Zeitung lesen. Nach den Angaben aus den Fragebögen liest eine Person durchschnittlich 36 Minuten lang Zeitung, inklusive Zeitschriften, am Tag.

Für alle C8-Aromaten gilt, dass die fünf angegebenen Prädiktoren etwa 60 % der Varianz erklären, da R^2 zwischen 0,58 und 0,63 liegt. In der Tabelle 5.9 sind die Varianzanteile β der einzelnen Prädiktoren (schraffiert) wiedergegeben. Es ergibt sich hinsichtlich der Quantifizierung der Expositionsponenten für alle drei C8-Aromaten ein ähnliches Bild (vgl. Abb. 5.2). Dabei ist zu beachten, dass der zu den dargestellten Quellen gehörende Prozentsatz möglicherweise höher sein wird, wenn man mit Hilfe eines besseren Modells einen größeren Varianzanteil aufklärt.

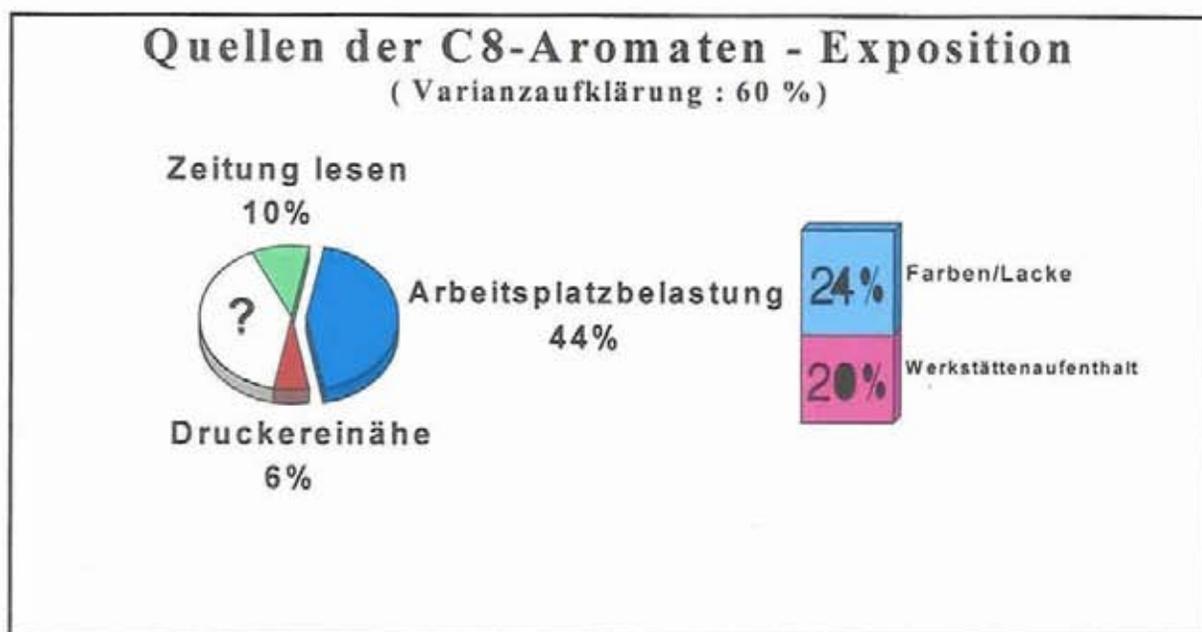


Abb. 5.2: Quellen der C8-Aromaten-Exposition

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Etwa 44 % der Variabilität der C8-Aromaten-Gehalte in der personenbezogenen Umgebungsluft kann durch berufliche Belastungen, insbesondere durch das Arbeiten in Werkstätten und Werkhallen sowie das Verwenden von Farben und Lacken am Arbeitsplatz, erklärt werden. Etwa 16 % der

Varianz lässt sich auf Emissionen von Druckerzeugnissen und auf die unmittelbare Nähe einer Druckerei zurückführen.

Auch wenn die aufgeklärten Varianzen für die einzelnen C8-Aromaten etwa gleich groß sind, scheint es, dass Ethylbenzol etwas besser modelliert wird. Dies könnte daran liegen, dass im Modell nicht erfasste Emissionsquellen bei den Xylenen stärker wirken. Nicht erfasste Emissionsquellen sind z.B. das Rauchen und der Kfz-Verkehr. (Es ist anzunehmen, dass bei einer größeren Stichprobe entsprechende Rauch- und Kfz-Variablen in das Modell aufgenommen werden können und der Anteil der nicht aufgeklärten Varianz auf unter 30 % reduziert werden kann.) Die aufgestellte Vermutung wird durch die Angaben von Scheff et al. (1989) bestätigt, die zeigten, dass die Proportionen (fingerprint) von Ethylbenzol: m/p-Xylol: o-Xylol bei Abgasemissionen etwa 0,5: 1,5: 1 betragen und damit Ethylbenzol in dieser modellmäßig nicht erfassten Quelle relativ "seltener" ist.

Insgesamt befinden sich unter den 113 Probanden sechs Personen, die, gemessen an der Summe der C8-Aromaten, höhere Konzentrationen in ihrer Umgebungsluft hatten als der maximale Innenraumwert von $438 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des 1. Umwelt-Surveys. Die Werte für diese Personen sind anonymisiert in Tabelle 5.10 angegeben.

Tab. 5.10: Hochbelastete Personen hinsichtlich C8-Aromaten

Rang	Summe C8-Aromate	Werkstätten-aufenthalt	Farben und Lacke am Arbeitsplatz	Zeitung lesen	Druckerei im 50m-Umkreis	Modellprognose in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1	2016	5 h 45 min	nein	6 h	nein	827
		Farben u. Lacke beim Hobby / Lösungsm. selbst verwendet / viele Betr. im 3km-Wohnumkreis / 1h 20 min Fahrzeit mit Pkw / Kfz betankt/ arbeitet in der Verwaltung eines Lagers				
2	1538	4 h 40 min	sehr häufig/ immer	15 min	ja	1141
		Farben und Lacke beim Hobby / Lösungsmittel selbst verwendet / Raucher / arbeitet in einer Schreinerei u.a. mit Lack-, Beiz- und Lösungsmitteln				
3	717	6 h 10 min	sehr häufig / immer	20 min	nein	850
		Selbst tapeziert / Lösungsmittel selbst verwendet / viele Betriebe im 3km-Wohnumkreis / lackiert und spritzt in einer Fabrikhalle Hydraulikteile				
4	545	4 h 15 min	häufig	1 h 15 min	ja	255
		Lösungsmittel selbst verwendet / Kfz betankt / schweißt in einer Werkhalle eines metallverarb. Betriebes Folien von Vakuumverpackungen				
5	540	4 h 45 min	sehr häufig / immer	15 min	nein	603
		Viele Betriebe im 3km-Wohnumkreis / Kfz betankt / Raucher / häufig bis sehr häufig in verräuchten Räumen / schleift und schweißt in einem Betrieb Maschinenteile				
6	443	6 h 10 min	gelegentl./ selten	20 min	nein	130
		Farben und Lacke beim Hobby / Lösungsm. selbst verwendet / Kfz betankt / häufig bis sehr häufig in verräuchten Räumen / arbeitet in einer Werkstatt mit Argon- und Autogen-Schweißgeräten				

In Tabelle 5.10 sind die aus den Fragebögen erhältlichen Informationen über den täglichen Werkstätaufenthalt, die Präsenz von Farben und Lacken am Arbeitsplatz, die tägliche Lesezeit für Zeitungen/Zeitschriften und die Nähe einer Druckerei eingetragen, die zusammen eine Modellprognose erlauben. Es zeigt sich, dass die Prognosen aufgrund der vorgenommenen Modellglättung und der gerade bei diesen Probanden häufig auftretenden weiteren Expositionen meist etwas zu niedrig ausfallen.

Die Differenzen der Prognosewerte zu den tatsächlichen Messwerten machen deutlich, dass selbst gute Regressionsmodelle, die über die Hälfte der Varianz aufklären, die tatsächliche personengebundene Exposition nur ungefähr vorhersagen können. Es ist klar, dass ein "ideales Modell", welches fehlerlose Einzelprognosen ermöglicht, nicht existiert, da die kausalen Beziehungen durch stochastische Störeffekte überlagert sind. Auch die Erfassung eines Merkmals beschreibt nie vollständig die mit ihr interpretierte Expositionsponente. So kann ein sehr häufiges oder ständiges Vorfinden von Farben und Lacken am Arbeitsplatz immer noch sehr unterschiedliche Expositionen bewirken, da die Lösungsmittelanteile der Farben variieren, die C8-Aromatenanteile im Lösungsmittel vom Produkthersteller abhängig sind und auch noch innerhalb der gleichen Tagesproduktion schwanken, die Entfernung zur Emissionsquelle und Belastungsdauer als Ort-Zeit-Funktion nicht bekannt ist und nicht erfasst werden kann, die Lüftungsbedingungen der Räume variieren, die Größe der Räume nicht bekannt sind, usw.

Insgesamt stellen aber die mit dem Modell vorhergesagten Werte eine deutliche Verbesserung gegenüber einer Prognose ohne Zusatzinformationen und ohne Modell dar. Wüsste man nämlich nichts von dem Probanden, so wäre der Mittelwert der Stichprobe, d.h. $35,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die beste Prognose für die C8-Aromaten-Konzentration, welche deutlich von den Werten der hochbelasteten Personen (Tab. 5.10) abweicht.

In der Tabelle 5.10 sind außerdem noch einige Informationen zu den sechs extrem belasteten Personen hinzugefügt, die nicht im Modell verwertet wurden. Sie machen deutlich, dass gerade für diese Probanden noch starke Expositionsponenten hinzukommen, wie z.B. das Benutzen von Farben und Lacken bei Hobbyarbeiten. Bemerkenswert ist, dass für die drei Probanden, die außerberuflichen Emissionen aus Farben und Lacken ausgesetzt sind (Ränge 1, 2 und 6), zu geringe Belastungen prognostiziert werden, während in den drei anderen Fällen etwas bessere Vorhersagewerte vorliegen. Obwohl offenbar die Variable "Farben und Lacke beim Hobby" eine potentiell starke Einflussgröße zu sein scheint, erwies sie sich nicht als signifikanter Prädiktor im Regressionsmodell, was möglicherweise auf eine fehlende Abstufung der Antwortmöglichkeiten bei der entsprechenden Frage zurückzuführen ist. Für spätere Untersuchungen wäre es wichtig, bei zu erwartenden starken Expositionsponenten, wie dem Benutzen von Farben und Lacken, Klebstoffen und anderen lösungsmittelhaltigen Haushaltsprodukten, unbedingt graduelle Antworten oder gar Zeitdauerangaben zuzulassen.

Die folgende Tabelle 5.11 stellt die geometrischen Mittel und die Standardabweichungen des Surveys 1990/91 denen des 1. Umwelt-Surveys 1985/86 gegenüber.

Tab. 5.11: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C8-Aromaten

Survey	Anzahl N	Ethylbenzol		m- und p-Xylol		o-Xylol	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	8,0	1,9	17,7	1,9	5,3	1,9
Personal Sampling 1990/91	113	8,5	2,7	19,9	2,8	6,5	2,6

Etwas höhere Mittelwerte und gleichzeitig deutliche höhere Standardabweichungen bei den personengebundenen Messungen 1990/91 lassen sich damit erklären, dass im Vergleich zur Wohnraummessung Emissionsquellen hinzukommen, die nur für einzelne Probanden expositionsrelevant sind und zu extrem hohen Konzentrationen führen können.

5.4 C9-Aromaten

C9-Aromaten (Propylbenzole, Methylethylbenzole und Trimethylbenzole) werden als Lösungsmittel verwendet, sind Bestandteile des Vergaserkraftstoffs (Sigsby et al. 1987) und kommen im Tabakrauch vor. Die Trimethylbenzole sind in Kfz-Abgasen enthalten (Scheff et al. 1989) und werden insbesondere als Lösungsmittelbestandteile bei Farben, Lacken, Wachsen und Polituren eingesetzt (Heisel und Heinzow 1993). n-Propylbenzol wird beim Färben und Bedrucken von Textilien sowie als Lösungsmittel für Celluloseacetat verwendet.

Hohe Konzentrationen dieser Verbindungen können zu Reizungen von Augen und Schleimhäuten führen. Für Isopropylbenzol gilt am Arbeitsplatz ein MAK-Wert von 245 mg/m^3 (DFG 1994), für die anderen C9-Aromaten wurden keine MAK-Werte festgesetzt.

Für die Luft im Wohnraum ergaben sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) zentrale Messwertbereiche (Intervalle zwischen dem 10. und 90. Perzentil) von $1\text{-}9 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei Iso- und n-Propylbenzol, von $1\text{-}7 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei 2-Ethyltoluol, von $3\text{-}16 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei 3- und 4-Ethyltoluol, von $1\text{-}6 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei 1,2,3-Trimethylbenzol, von $3\text{-}18 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei 1,2,4-Trimethylbenzol, von $1\text{-}7 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei 1,3,5-Trimethylbenzol und von $11\text{-}61 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ bei der Summe der C9-Aromaten. Etwas engere Messwertbereiche für die drei Trimethylbenzole in der Innenraumluft gaben Lebret et al. (1986), Crump et al. (1993), Fellin und Otson (1993) sowie Heinzow et al. (1994) an.

Da die einzelnen C9-Aromaten mehrere gemeinsame Emissionsquellen (Lösungsmittel, Vergaserkraftstoff, Tabakrauch) haben und unter ähnlichen Umgebungsbedingungen emittieren, ist eine hohe Abhängigkeit zwischen den Konzentrationen der C9-Aromaten in der Luft zu vermuten. Diese Vermutung wird durch die Intra-Korrelationen (Tabelle 5.12) erhärtet. Zur Bestätigung der hohen Abhängigkeit werden die Korrelationen des 1. Umwelt-Surveys 1985/86 ebenfalls in Tabelle 5.12 wiedergegeben.

Tab. 5.12: Intra-Korrelationen der C9-Aromaten

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u> Stationäre Wohnraummessung 1985/86	Iso- u. n- Propyl- benzol	2-Ethyl- toluol	3- und 4- Ethyl- toluol	1,2,3-Tri- methyl- benzol	1,2,4-Tri- methyl- benzol	1,3,5-Tri- methyl- benzol
Iso- und n-Propylbenzol		0,71	0,88	0,75	0,86	0,77
2-Ethyltoluol	0,80		0,62	0,59	0,64	0,58
3- und 4-Ethyltoluol	0,85	0,89		0,75	0,96	0,83
1,2,3-Trimethylbenzol	0,85	0,86	0,89		0,72	0,71
1,2,4-Trimethylbenzol	0,87	0,90	0,94	0,93		0,80
1,3,5-Trimethylbenzol	0,86	0,90	0,94	0,91	0,95	

Verglichen mit den C8-Aromaten ist die Zusammenhangsstärke der C9-Aromaten etwas geringer, aber dennoch sehr hoch. Zudem erkennt man, dass teilweise größere Unterschiede zwischen den bezüglich der Diagonale gespiegelten Werte auftreten, was daraufhin deutet, dass die Zusammenhangsstruktur der C9-Aromaten in der personenbezogenen Umgebungsluft anders ist als in Wohnräumen. Bei genauerer Betrachtung der Tabelle 5.12 fällt auf, dass die Korrelationen zwischen 2-Ethyltoluol und den anderen C9-Aromaten beim 2. Umwelt-Survey 1990/91 merklich abfallen. Der Grund hierfür besteht in den zum Teil geringen Konzentrationen an 2-Ethyltoluol: 69 % der Werte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Gemäß dem in Kapitel 3.3 beschriebenen Auswahlkriterium wurden alle diejenigen Fragebogen-Variablen ermittelt, die sowohl einen inhaltlichen Bezug zu den C9-Aromaten haben als auch statistisch signifikant für die Mehrheit der C9-Aromaten sind. In Tabelle 5.13 sind diese für die gegliederte Deskription ausgewählten Merkmale einschließlich ihrer Signifikanzen zusammengestellt.

Zur Definition der Variablen wird auf den Anhang 12.3 verwiesen. Insgesamt wird aus Tabelle 5.13 deutlich, dass vor allem berufliche Belastungen expositionsrelevant sind, erkennbar an den durchgängig hohen Signifikanzstufen. Insbesondere ist die Häufigkeit des Vorfindens von Farben, Lacken und Lösungsmitteln am Arbeitsplatz, verbunden mit einer langen Aufenthaltszeit in Werkstätten und Werkhallen, von Bedeutung.

Unter den spezifischen Belastungen hebt sich vor allem die zusammengefasste Variable „Renovieren oder Belastung durch Hobby“ hervor. Bei den Umgebungsbedingungen ist es das Vorhandensein von metallverarbeitenden Betrieben in der unmittelbaren Umgebung, das für die Konzentrationen der C9-Aromaten hoch signifikant ist.

Von etwas geringerer Bedeutung sind die Expositionspfade Rauchen und Kfz-Verkehr. Bei den Rauchvariablen zeigen sich Unterschiede in den Signifikanzstufen in Bezug auf die einzelnen Verbindungen.

Tab. 5.13: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C9-Aromaten mit Signifikanzangaben

FOV Signifikanzstufen Merkmale	Iso- u. n- Propyl- benzol	2-Ethyl- toluol	3- und 4- Ethyl- toluol	1,2,3-Tri- methyl- benzol	1,2,4-Tri- methyl- benzol	1,3,5-Tri- methyl- benzol	Summe C9- Aromaten
Berufliche Belastungen							
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	***	***	***	***	***	***	***
Farben u. Lacke am AP (3-stufig)	***	***	***	***	***	***	***
Lösungsmittel am AP (3-stufig)	***	***	***	***	***	***	***
Spezifische Belastungen							
Renovieren o. Belast. durch Hobby	***	***	***	***	***	***	***
<i>Zeitung lesen</i>	**	-	**	*	**	**	**
Umgebungsbedingungen							
Bebauungsdichte	-	-	*	*	*	-	*
Druckerei im 50m-Umkreis	***	*	***	**	***	**	***
Metallv. Betrieb im 50m-Umkreis	***	**	***	***	***	***	***
Rauchmerkmale							
Rauchstatus (3-stufig)	-	-	**	-	***	**	**
Häuf. des Rauchens im selb. Raum	*	*	**	*	**	*	**
Kfz-bezogene Variablen							
Arbeit am Kfz	**	*	*	**	*	**	**
Sonstige Variablen							
<i>Aufenthalt außerhalb Wohnung</i>	***	-	**	**	***	**	***

Symbole: - = nicht signifikant, *= signifikant, **= sehr signifikant, ***= hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP=Arbeitsplatz
 Bezugs Ebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Die mittleren Konzentrationen der C9-Aromaten in der personenbezogenen Umgebungsluft, gegliedert nach den ausgewählten Merkmalen, sind in Tabelle 5.14 wiedergegeben.

Tab. 5.14: Deskription der C9-Aromaten nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Anzahl	Iso- u. n- Propyl- benzol GM	2-Ethyl- toluol GM	3- u. 4- Ethyl- toluol GM	1,2,3-Tri- methyl- benzol GM	1,2,4-Tri- methyl- benzol GM	1,3,5-Tri- methyl- benzol GM	Summe C9- Aromaten GM
Gesamt	113	3,5	1,1	8,3	3,8	7,3	28,9
Berufliche Belastungen							
<i>Werkstättenaufenthalt</i>							
bis 3 Stunden	100	3,1	1,0	7,2	3,4	6,2	25,1
über 3 Stunden	13	9,1	2,9	26,4	9,5	24,4	84,7

Tab. 5.14 (Fortsetzung):

	Anzahl	Iso- u. n- Propyl- benzol GM	2-Ethyl- toluol GM	3- u. 4- Ethyl- toluol GM	1,2,3-Tri- methyl- benzol GM	1,2,4-Tri- methyl- benzol GM	1,3,5-Tri- methyl- benzol GM	Summe C9- Aromaten GM
Farben und Lacke am Arbeitsplatz								
nein o. nicht berufst.	98	3,1	0,9	7,3	3,4	6,3	3,2	25,4
gelegentlich/ selten	8	6,1	2,7	17,5	6,7	16,2	7,3	58,4
häufig bis immer	7	8,8	4,0	22,4	9,7	22,1	9,2	79,2
Lösungsmittel am Arbeitsplatz								
nein o. nicht berufst.	92	3,0	0,9	7,2	3,4	6,2	3,3	25,1
gelegentlich/ selten	10	5,6	1,9	12,8	5,2	11,2	5,0	43,6
häufig bis immer	11	6,9	3,4	18,8	7,4	18,1	7,5	64,6
Spezifische Belastungen								
Renovieren oder Belastung durch Hobby								
nein	91	3,0	0,9	7,0	3,4	6,0	3,2	24,6
ja	22	6,3	2,2	17,4	6,3	15,6	6,2	56,8
Zeitung lesen								
bis 45 Minuten	86	3,3	1,0	7,8	3,6	6,7	3,5	27,1
über 45 Minuten	27	4,1	1,3	10,4	4,5	9,5	4,2	35,6
Umgebungsbedingungen								
Bebauungsdichte								
1-u.2-Fam./Villen	62	3,2	1,0	7,1	3,3	6,3	3,2	25,3
Blockb.m.Grün/ aufg.	42	3,6	1,2	9,8	4,4	8,3	4,4	32,8
Blockb. ohne Grün	9	5,2	1,3	12,3	5,3	10,1	4,3	39,7
Druckerei im 50m-Umkreis								
nicht vorhanden	104	3,3	1,1	7,8	3,6	6,7	3,5	27,2
vorhanden	8	7,6	2,0	20,4	7,0	20,1	7,1	66,3
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis								
nicht vorhanden	91	3,0	1,0	7,1	3,4	6,1	3,2	24,8
vorhanden	21	6,5	1,8	17,0	6,3	15,2	6,4	56,3

Tab. 5.14 (Fortsetzung):

Anzahl	Iso- u. n- Propyl- benzol GM	2-Ethyl- toluol GM	3- u. 4- Ethyl- toluol GM	1,2,3-Tri- methyl- benzol GM	1,2,4-Tri- methyl- benzol GM	1,3,5-Tri- methyl- benzol GM	Summe C9- Aromaten GM
--------	---------------------------------------	--------------------------	------------------------------------	---------------------------------------	---------------------------------------	---------------------------------------	--------------------------------

Rauchmerkmale

Rauchstatus

Nichtraucher	87	3,3	1,1	7,5	3,6	6,3	3,3	26,2
Rauch., bis 20 Zig. tgl.	19	3,9	0,9	10,0	4,0	9,4	4,7	34,1
Rauch., ü. 20 Zig. tgl.	7	5,8	2,1	18,8	6,5	20,5	6,5	61,8

Häufigkeit des Rauchens im selben Raum

nie	41	3,1	1,0	6,6	3,3	5,8	2,9	23,5
selten	54	3,4	1,0	8,4	3,6	7,1	3,8	28,6
häufig bis sehr häufig	18	5,1	1,8	14,3	5,9	13,2	5,7	47,9

Kfz-bezogene Variablen

Arbeit am Kfz

nein	95	3,2	1,0	7,7	3,5	6,7	3,4	26,8
ja	18	5,1	1,6	12,6	5,8	11,0	5,3	43,1

Sonstige Variablen

Aufenthalt außerhalb Wohnung

bis 7 Stunden	29	2,4	0,9	6,0	2,7	4,9	2,9	20,5
über 7 bis 10 Stunden	44	3,5	1,1	7,9	3,9	6,8	3,4	27,9
über 10 Stunden	40	4,5	1,2	11,3	4,8	10,3	4,6	38,6

Die Deskription bestätigt, dass die berufliche Belastung entscheidenden Einfluss auf die personenbezogene Exposition gegenüber C9-Aromaten hat, denn die ersten drei Gliederungsmerkmale zeigen deutliche Differenzierungen in den Mittelwerten, die für alle sechs Verbindungen annähernd gleich stark sind. Aber auch das Renovieren oder die Belastung durch das Hobby führen zu einer starken Konzentrationserhöhung aller C9-Aromaten.

Im Unterschied dazu wirkt das Rauchen, wie bereits aus der Tabelle 5.13 ersichtlich, nicht gleichmäßig auf die Konzentrationen der Einzelverbindungen. 1,2,4-Trimethylbenzol sowie 3- und 4-Ethyl-toluol sind anscheinend stärker im Tabakrauch konzentriert und der Expositionspfad Rauchen hat für diese beiden Verbindungen eine größere Bedeutung als für die anderen C9-Aromaten.

Um den multivariaten Zusammenhang zwischen den verschiedenen Merkmalen und den C9-Aromaten-Konzentrationen zu untersuchen, wurden Regressionsanalysen durchgeführt (Tab. 5.15).

Tab. 5.15: Regressionsmodelle für C9-Aromaten

Y = Konzentration der C9-Aromaten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
X ₁ = durchschnittlicher täglicher Aufenthalt in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen u.ä. (in Stunden)						
X ₂ = im Untersuchungszeitraum renoviert, gemalt oder lackiert bei Bau- oder Modernisierungsarbeiten oder beim Hobby oder Fußbodenbeläge verlegt bzw. in unmittelbarer Umgebung dabei aufgehalten (0=nein , 1=ja)						
X ₃ = durchschnittliche Anzahl gerauchter Zigaretten, Zigarren etc. am Tag						
X ₄ = Bebauungsart der Wohngegend ist Blockbebauung mit oder ohne Grün (0=nein, 1=ja)						
X ₅ = Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein , 1=ja)						
Präd.	Iso- und n-Propylbenzol			1,2,4-Trimethylbenzol		
	R ² = 0,41			R ² = 0,43		
	Korr. R ² = 0,39			Korr. R ² = 0,41		
	β	r	βr	β	r	βr
X ₁	0,47	0,57	0,27	0,45	0,55	0,25
X ₂	0,26	0,44	0,11	0,24	0,43	0,10
X ₃	0,14	0,19	0,03	0,26	0,31	0,08
Y=	$2,60 \cdot 1,22^{X_1} \cdot 1,55^{X_2} \cdot 1,01^{X_3}$			$4,80 \cdot 1,28^{X_1} \cdot 1,72^{X_2} \cdot 1,03^{X_3}$		

1,2,3-Trimethylbenzol							1,3,5-Trimethylbenzol						
	R ² = 0,41			R ² = 0,44				R ² = 0,41			R ² = 0,44		
	Korr. R ² = 0,39			Korr. R ² = 0,42				Korr. R ² = 0,39			Korr. R ² = 0,42		
	β	r	βr	β	r	βr	β	r	βr	β	r	βr	
X ₁	0,39	0,54	0,21	0,33	0,53	0,17	0,33	0,53	0,17	0,33	0,53	0,17	
X ₂	0,17	0,37	0,06	0,20	0,40	0,08	0,20	0,40	0,08	0,20	0,40	0,08	
X ₄	0,24	0,25	0,06	0,25	0,26	0,07	0,25	0,26	0,07	0,25	0,26	0,07	
X ₅	0,18	0,43	0,08	0,25	0,48	0,12	0,25	0,48	0,12	0,25	0,48	0,12	
Y=	$2,58 \cdot 1,18^{X_1} \cdot 1,33^{X_2} \cdot 1,38^{X_4} \cdot 1,41^{X_5}$						$2,49 \cdot 1,14^{X_1} \cdot 1,38^{X_2} \cdot 1,38^{X_4} \cdot 1,61^{X_5}$						

Präd.	3- und 4-Ethyltoluol			Summe der sechs C9-Aromaten		
	R ² = 0,45			R ² = 0,49		
	Korr. R ² = 0,42			Korr. R ² = 0,47		
	β	r	βr	β	r	βr
X ₁	0,45	0,55	0,25	0,48	0,59	0,28
X ₂	0,27	0,44	0,12	0,28	0,46	0,13
X ₃	0,17	0,26	0,04	0,19	0,27	0,05
X ₄	0,17	0,22	0,04	0,15	0,20	0,03
Y=	$5,12 \cdot 1,26^{X_1} \cdot 1,73^{X_2} \cdot 1,02^{X_3} \cdot 1,33^{X_4}$			$18,73 \cdot 1,24^{X_1} \cdot 1,64^{X_2} \cdot 1,02^{X_3} \cdot 1,25^{X_4}$		

Es konnten einfache Modelle aufgestellt werden, die Varianzaufklärungsraten von etwas über 40 % erreichen und damit die mit den verfügbaren Merkmalen maximal aufklärbare Varianz nur gering verfehlen (vgl. Anhang 12.1). Für die Summe der C9-Aromaten können fast 50 % der Variation erklärt werden. Die Modelle unterscheiden sich geringfügig und enthalten drei bis vier Prädiktoren. Die genauen Ergebnisse der Regressionsanalysen sind in Tabelle 5.15 zusammengestellt.

Die in Tabelle 5.15 enthaltenen Kenngrößen β , r und β_r wurden angegeben, um eine Bewertung der einzelnen im Modell aufgenommenen Merkmale (Prädiktoren) vornehmen zu können. Die Kenngrößen sind in Kapitel 3.4 erklärt. Bevor auf die Bedeutung der einzelnen Prädiktoren und auf die inhaltliche Interpretation der Modelle näher eingegangen wird, sollten kurz die Modellgleichungen diskutiert werden.

Alle sechs Modellgleichungen können zur Schätzung durchschnittlicher Umgebungsluftkonzentrationen für Personen einer Teilpopulation eingesetzt werden, sofern sich die Teilpopulation vollständig durch die Prädiktoren beschreiben lässt.

Die Teilpopulation, die im Sinne der Modelle als nicht belastet gilt und die durch die Prädiktorenwerte "Null" charakterisiert ist, hat eine Grundbelastung, welche sich aus den Modellkonstanten ablesen lässt. Für die Summe der C9-Aromaten ergibt sich eine Grundbelastung von $18,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das heißt, eine Person, die sich nicht in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen, Garagen oder Kellern aufhält, im Untersuchungszeitraum von einer Woche nicht renoviert hat, keine Fußbodenbeläge verlegt hat und keine Farben bzw. Lacke bei Hobbytätigkeiten oder bei künstlerischen Tätigkeiten verwendet hat, Nichtraucher ist und in deren Wohngegend keine Blockbebauung vorherrscht, weist eine durchschnittliche C9-Aromaten-Umgebungskonzentration von knapp $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Für die Summe der C9-Aromaten gilt ferner, dass jede Stunde täglichen Aufenthalts in Werkstätten oder Werkhallen zu einer Konzentrationszunahme von zirka 24 % führt. Renovierungsarbeiten schlagen sich in einem etwa 64 %igen Konzentrationsanstieg nieder. Raucher müssen mit einer Konzentrationserhöhung von 2 % pro gerauchter Zigarette/Zigarre etc. am Tag rechnen. Schließlich haben Personen, die in einer Wohngegend mit Blockbebauung wohnen, eine um 25 % höhere Konzentration in ihrer Umgebungsluft als andere.

Für die Einschätzung der Bedeutung der einzelnen Prädiktoren wird der durch den jeweiligen Prädiktor erklärte Varianzanteil β_r herangezogen.

Die Aufenthaltszeit in Werkstätten/Werkhallen ist in allen Modellen der stärkste Prädiktor und für einen Varianzanteil zwischen 17 und 28 % verantwortlich. Der zweitstärkste und in allen sechs Modellen vorkommende Prädiktor erfasst spezifische Belastungen, wie Renovieren oder Fußbodenbeläge verlegen. Diesem Prädiktor kann ein Varianzanteil von 6 bis 13 % zugeordnet werden.

Das Rauchen hat im multivariaten Modell nur für drei C9-Aromaten sowie für die Summe der C9-Aromaten einen signifikanten Einfluss. Insbesondere die Exposition gegenüber 1,2,4-Trimethylbenzol wird durch das Rauchen wesentlich bestimmt, was durch den Varianzanteil von

8 % zum Ausdruck kommt. Bereits in Tabelle 5.14 war ein starker bivariater Zusammenhang zwischen 1,2,4-Trimethylbenzol und zwei Rauchmerkmalen erkennbar.

Die Bebauungsart der Wohngegend, die die Wohndichte wesentlich bestimmt, ist für einige der C9-Aromaten bedeutsam und erklärt in den entsprechenden Modellen (Tabelle 5.15) 3-7 % der Varianz. In dieser Variablen (X_4) könnte der Einfluss des örtlichen Kfz-Verkehrs zum Ausdruck kommen.

Die Häufigkeit der Gegenwart von Farben und Lacken am Arbeitsplatz spielt multivariat nur bei zwei C9-Aromaten eine Rolle, wobei relativ hohe Varianzanteile von 8 bzw. 12 % zu verzeichnen sind. Fasst man diese Variable mit der Aufenthaltszeit in Werkstätten/Werkhallen zur Einflussgröße „Arbeitsplatzbelastung“ zusammen, so ergibt sich ein etwa gleichstarker Varianzaufklärungsanteil von 25-29 % in allen sechs Modellen.

Bemerkenswert ist, dass sich die Summe besser als die einzelnen C9-Aromaten modellieren lässt. Offenbar werden die C9-Aromaten häufig „alternativ“ eingesetzt, d.h. geringere Anteile der einen Verbindung in einem Produkt werden oft durch größere Anteile einer anderen Verbindung ausgeglichen, so dass die Summe der Konzentrationen weniger zufällig schwankt als die Konzentrationen der Einzelverbindungen und damit varianzanalytisch besser aufgeklärt werden kann. Für die Summe der C9-Aromaten ist die Quantifizierung der Expositionsponenten in Abbildung 5.3 dargestellt, wobei zu beachten ist, dass der zu den dargestellten Quellen gehörende Prozentsatz möglicherweise höher sein wird, wenn man mit Hilfe eines besseren Modells einen größeren Varianzanteil aufklärt. Die Variable „Farben und Lacke am Arbeitsplatz“ ist in Abb. 5.3 aufgenommen worden, um ihre Wirkung auf einzelne C9-Aromaten zu verdeutlichen, ohne dass sich die Varianzaufklärung erhöht.

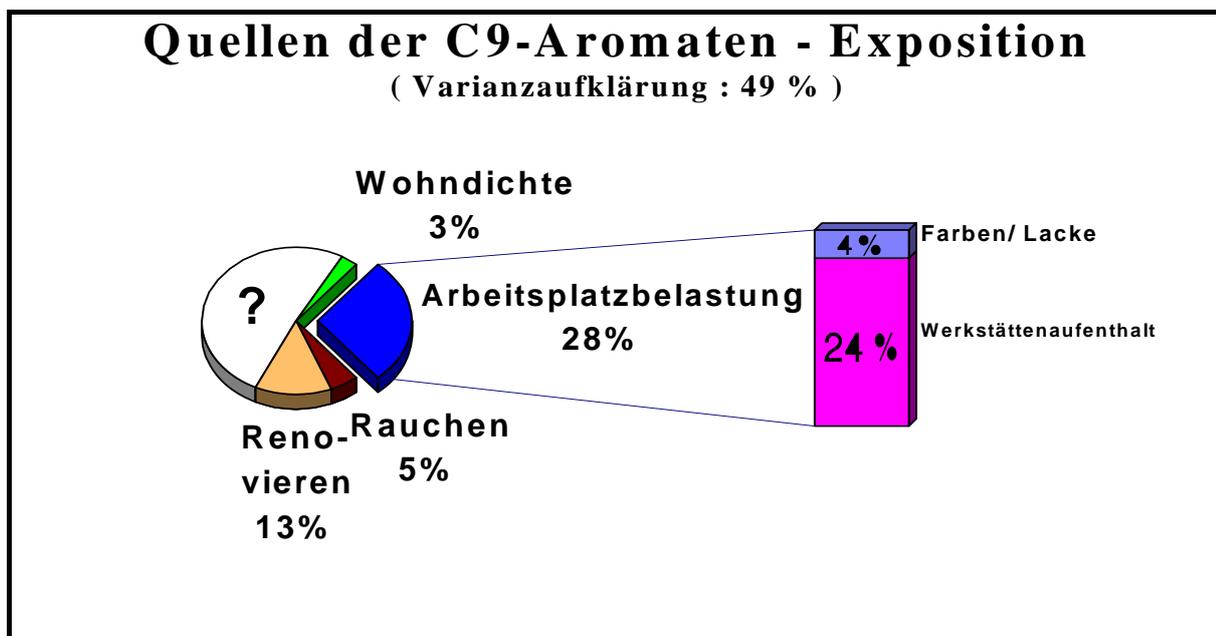


Abb. 5.3: Quellen der C9-Aromaten-Exposition

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Zusammenfassend kann auf Grundlage der inferenzstatistischen Untersuchungen festgestellt werden:

Die personenbezogene Exposition gegenüber C9-Aromaten wird wesentlich durch vier Faktoren bestimmt, nämlich durch die vor allem in Werkstätten und Werkhallen vorkommende berufliche Belastung, durch expositionsrelevante Tätigkeiten in der Freizeit, wie z.B. Renovieren, durch das Rauchen sowie durch die Bebauungsart der Wohngegend. Die berufliche Belastung erweist sich als dominierend, da sie bereits 25-29 % der Varianz erklärt.

Tab. 5.16: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C9- Aromaten

Survey	Anzahl N	Iso- und n-Propylbenzol		2-Ethyltoluol		3- und 4-Ethyltoluol		1,2,3-Tri-methylbenzol		1,2,4-Tri-methylbenzol		1,3,5-Tri-methylbenzol	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
	Stat. Wohnraumm. 1985/86	479	3,2	2,4	2,7	2,1	6,4	2,1	2,4	2,1	6,8	2,2	2,6
Personal Sampling 1990/91	113	3,5	2,0	1,1	2,2	8,3	2,2	3,8	2,0	7,3	2,4	3,7	1,9

Aus der Gegenüberstellung der Konzentrationen der C9-Aromaten des Surveys 1990/91 und des Surveys 1985/86 ergibt sich, dass mit Ausnahme von 2-Ethyltoluol die Konzentrationen der C9-Aromaten in der personenbezogenen Umgebungsluft höher sind als in der Innenraumluft. Analog zu den C8-Aromaten könnten expositionsrelevante Tätigkeiten für diesen Unterschied verantwortlich sein, weil sich der vom Probanden getragene Sammler in der Regel viel näher an der Emissionsquelle befindet als der im Wohnraum stationär angebrachte Sammler.

5.5 Andere Aromaten

Im folgenden Kapitel werden die Aromaten Styrol, Naphthalin und 4-Phenylcyclohexen zusammen behandelt, obwohl zwischen ihnen chemisch und teilweise auch verwendungsmäßig keine Beziehung besteht. Styrol wird zur Herstellung polymerer Produkte verwendet. Es kann aus Produktionsanlagen, Dieselmotoren, Flugzeugtriebwerken und Feuerungsanlagen (fossile Brennstoffe) emittiert werden. Im Ottokraftstoff ist es nicht enthalten. Styrol ist auch eine Komponente des Tabakrauchs. Naphthalin ist Ausgangsmaterial für die Herstellung verschiedener chemischer Verbindungen und wurde früher in Mottenkugeln verwendet. 4-Phenylcyclohexen ist bedeutsam als ein Nebenprodukt bei der Polymerisierung von Styrol und Butadien zu einem Latex, mit dem gewöhnlich der Rücken eines Teppichbodens beschichtet wird.

Für Styrol liegt die Geruchsschwelle bei $0,07 \text{ mg/m}^3$ (WHO: Air Quality Guidelines 1987), in anderen Publikationen wird sie etwas höher angesetzt. Bei einer Exposition gegenüber mehr als 420 mg/m^3 Styrol wurden Reizungen der Augen- und Nasenschleimhäute beobachtet. Bei Styrolkonzentrationen von über 840 mg/m^3 traten Benommenheit, Übelkeit und Gleichgewichtsstörungen

auf (WHO EHC 26, 1983). Am Arbeitsplatz gilt für Styrol ein MAK-Wert von 85 mg/m^3 (DFG 1994). Deutliche Überschreitungen des MAK-Wertes traten nach De Rosa et al. (1993) in einer Fiberglasfabrik auf. Für Naphthalin gilt ein MAK-Wert von 50 mg/m^3 (DFG 1994). 4-Phenylcyclohexen ist sehr geruchsintensiv. Beschwerden über schlechten Geruch, Kopfschmerzen und Reizungen von Schleimhäuten wurden im Zusammenhang mit der Verwendung von 4-Phenylcyclohexen berichtet (Seifert et al. 1989b). Es ist nicht auszuschließen, dass die Exposition gegenüber 4-Phenylcyclohexen zu human-toxischen Effekten führen kann (Hooser et al. 1993).

Für die Luft im Wohnraum ergab sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) sowohl bei Styrol als auch bei Naphthalin ein zentraler Messwertbereich (Intervall vom 10. zum 90. Perzentil) von $1\text{-}4 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Le Bret et al. (1986), Fellin und Otson (1993) und Heinzow et al. (1994) fanden für Naphthalin ähnliche Messwertbereiche, während der Messbereich für Styrol mit $1\text{-}17 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ etwas breiter gefasst wird (Müller 1991, Wallace et al. 1991, Fellin und Otson 1993, Heinzow et al. 1994). In einer Studie bestimmten Seifert et al. (1989b) für 4-Phenylcyclohexen Werte von $12\text{-}17 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ vier Wochen nach Verlegen eines neuen Teppichbodens, während drei Tage nach Verlegen des Teppichbodens noch Werte im Bereich von $29\text{-}45 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ vorlagen.

Bezogen auf die personengebunden gemessene Umgebungsluft wurde für Styrol ein Messintervall von $3\text{-}6 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ angegeben (Proctor et al. 1991, Wallace et al. 1991).

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, werden zur Auswahl geeigneter Gliederungsmerkmale die Fragebogen-Variablen bestimmt, die für die einzelnen Verbindungen sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant sind. Da sich für die drei betrachteten Aromaten andere Merkmale ergeben, werden sie getrennt tabelliert (Tabellen 5.17-5.19). In den Deskriptionstabellen ist angegeben, ob das Gliederungsmerkmal signifikant (*), sehr signifikant (**), oder hoch signifikant (***) ist, wobei dies mit dem F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei stetigen Merkmalen (kursiv gedruckt) mit dem t-Test für Unkorreliertheit geprüft wurde. Die Bedeutung der Signifikanzstufen ist in Tabelle 3.1 und die Definition der Variablen im Anhang 12.3 zu finden.

Tab. 5.17: Deskription von Styrol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g/m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	2,1
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	***		
bis 3 Stunden		100	1,8
über 3 Stunden		13	6,3
Farben und Lacke am Arbeitsplatz	***		
nein oder nicht berufstätig		98	1,9
gelegentlich/ selten		8	3,0
häufig bis immer		7	8,6

Tab. 5.17 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Lösungsmittel am Arbeitsplatz	**		
nein oder nicht berufstätig		92	1,9
gelegentlich/ selten		10	2,6
häufig bis immer		11	4,9
Spezifische Belastungen			
Renovieren oder Belastung durch Hobby	**		
nein		91	1,9
ja		22	3,3
Umgebungsbedingungen			
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis	***		
nicht vorhanden		91	1,8
vorhanden		21	4,0
Betriebe in 3km-Wohnumgebung	**		
keine/ wenige		76	1,8
viele		37	2,9
Rauchmerkmale			
Rauchstatus	***		
Nichtraucher		87	1,8
Raucher, bis 20 Zigaretten, Zigarren etc. täglich		19	3,1
Raucher, über 20 Zigaretten, Zigarren etc. täglich		7	4,8
Häufigkeit des Rauchens im selben Raum	***		
nie		41	1,7
selten		54	2,0
häufig bis sehr häufig		18	4,2
Anzahl der Raucher im Haushalt	**		
keiner		69	1,7
ein Raucher		26	2,6
mindestens zwei Raucher		18	3,3
Sonstige Variablen			
Aufenthalt außerhalb Wohnung	**		
bis 7 Stunden		29	1,8
über 7 bis 10 Stunden		44	1,9
über 10 Stunden		40	2,7

Die drei Rauchmerkmale machen deutlich, dass der Tabakrauch die Styrolexposition maßgeblich beeinflusst. Signifikante Mittelwertunterschiede zwischen Rauchern und Nichtrauchern wurden bereits von Wallace et al. (1987a) in einer Kontrollstudie nachgewiesen.

Aber auch der Einfluss beruflicher Belastungen wird auf bivariater Ebene deutlich, was aufgrund der Quellenkenntnis und der Literatur nicht unbedingt zu vermuten war. Aus der Deskription ergeben sich somit zwei starke Expositionsponenten.

Der Tabakrauch und berufliche Belastungen in Werkstätten und Werkhallen, vor allem durch Farben und Lacke am Arbeitsplatz, sind die wesentlichen Einflussgrößen für die Styrolkonzentration in der personenbezogenen Umgebungsluft.

Wie beide Belastungspfade zusammen wirken, muss durch Regressionsanalysen geklärt werden. Wallace et al. (1988) fanden in ihren regressionsanalytischen Untersuchungen im Rahmen der TEAM-Studie heraus, dass der Einfluss des Rauchens die wichtigste Expositionsponente ist, womit sie ihre bereits 1987 aufgestellte Vermutung (Wallace et al. 1987a) bestätigten. Es sei aber darauf hingewiesen, dass sie den Belastungspfad Rauchen durch die zwei Prädiktoren "Raucher" und "Raucher im Haushalt" gut erfasst haben, während berufliche Belastungen nicht ausreichend in ihrem Fragebogen berücksichtigt wurden. Im 2. Umwelt-Survey, wo auch verschiedene Belastungen am Arbeitsplatz detailliert erfragt wurden, zeigen Ergebnisse der Regressionsanalyse, dass beide Expositionspfade von etwa gleichrangiger Bedeutung sind. Auch wenn hier auf die Angabe eines Modells verzichtet wird, sollte erwähnt werden, dass das günstigste Modell für Styrol die drei Prädiktoren "Werkstättenaufenthalt", "Rauchstatus" und "Farben und Lacke am Arbeitsplatz" enthält und rund 35 % der Varianz aufklärt (vgl. Anhang 12.1).

Für Naphthalin sind die in Tabelle 5.18 benutzten Gliederungsmerkmale (Beschreibung im Anhang 12.3) signifikant.

Tab. 5.18: Deskription von Naphthalin nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	2,1
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	**		
bis 3 Stunden		100	2,1
über 3 Stunden		13	2,8

Tab. 5.18 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Farben und Lacke am Arbeitsplatz	**		
nein oder nicht berufstätig		98	2,1
ja		15	2,7
Spezifische Belastungen			
Renovieren oder Belastung durch Hobby	*		
nein		91	2,0
ja		22	2,6
Schuhpflegemittel selbst verwendet	***		
nein		78	2,0
ja		35	2,6
Umgebungsbedingungen			
Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis	**		
nicht vorhanden		91	2,0
vorhanden		21	2,7
Kfz-bezogene Variablen			
Arbeit am Kfz	**		
nein		95	2,0
ja		18	2,8

Für die Konzentration von 4-Phenylcyclohexen ist nur die durchschnittliche tägliche Aufenthaltszeit außerhalb der Wohnung signifikant.

Tab. 5.19: Deskription von 4-Phenylcyclohexen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	4,7
Sonstige Variablen			
Aufenthalt außerhalb Wohnung	**		
bis 7 Stunden		29	4,2
über 7 bis 10 Stunden		44	4,6
über 10 Stunden		40	5,1

Die geringe Anzahl von signifikanten Gliederungsmerkmalen kommt insofern nicht überraschend, da diese Verbindung nur gering variiert (die Standardabweichung \tilde{s} ist mit 1,3 sogar die kleinste bei den ausgewerteten FOV) und somit können Störeffekte häufig systematische Effekte verdecken.

Die positive signifikante Korrelation der Aufenthaltszeit außerhalb der Wohnung mit 4-Phenylcyclohexen kann nicht plausibel begründet werden. Möglicherweise sind Innenraumquellen außerhalb der Wohnung von Bedeutung. Der Einfluss, der auf Emissionen aus Teppichböden zurückzuführen ist, kann in dieser Studie nicht genau erfasst werden, da zu viele Informationen (Alter und Art des Bodenbelags in den verschiedenen Räumen bei Berücksichtigung der jeweiligen Aufenthaltsdauer) in eine einzelne Variable zusammenzufassen sind.

Die folgende Tabelle 5.20 stellt die geometrischen Mittel und die Standardabweichungen des Surveys 1990/91 denen des 1. Umwelt-Surveys 1985/86 gegenüber.

Tab. 5.20: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der angegebenen Aromaten

Survey	Anzahl	Styrol		Naphthalin		4-Phenyl- cyclohexen	
	N	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	1,2	2,2	2,0	1,9	X	X
Personal Sampling 1990/91	113	2,1	2,5	2,1	1,5	4,7	1,3

Styrol kommt beim Personal Sampling 1990/91 in deutlich höherer Konzentration als beim 1.Umwelt-Survey 1985/86 vor, bei Naphthalin ist kein nennenswerter Unterschied feststellbar und bei 4-Phenylcyclohexen ist kein Vergleich möglich, da diese Verbindung im 1.Umwelt-Survey nicht gemessen wurde.

6 Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Von den im Survey analysierten halogenierten Kohlenwasserstoffen werden im Folgenden die drei Verbindungen 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen und Tetrachlorethen (PER) näher betrachtet. Die Verbindung 1,4-Dichlorbenzol wird aus der statistischen Auswertung des 2. Umwelt-Surveys 1990/91 herausgenommen, da 81,4 % aller Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Auch die halogenierten Kohlenwasserstoffe Trichlormethan (88,6 % unter BG), Tetrachlormethan (92,1 % unter BG), Chlordibrommethan (99,1 % unter BG), Tribrommethan (99,1 % unter BG), Bromdichlormethan (100 % unter BG) und 1,1,2-Trichlorethan (100 % unter BG) erlauben aufgrund der geringen Anzahl oberhalb der BG liegenden Messwerte keine haltbaren Aussagen und werden nicht weiter ausgewertet.

Daten zur Belastung der Innenraumluft und der personenbezogenen Umgebungsluft durch die Einzelverbindungen wie auch Angaben, die eine Abschätzung der gesundheitlichen Bedeutung ermöglichen, werden, soweit bekannt, in den entsprechenden Kapiteln 6.1 bis 6.3 angegeben.

Vorab werden die Konzentrationen der drei näher betrachteten chlorierten Kohlenwasserstoffe aus dem Survey 1990/91 denen des Surveys 1985/86 gegenübergestellt. Die Verbindung 1,4-Dichlorbenzol ist in Tabelle 6.1 hinzugefügt worden, da der Anteil von unter der Bestimmungsgrenze liegenden Werten im Survey 1985/86 nur 4,4 % betrug.

Tab. 6.1: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der chlorierten Kohlenwasserstoffe

Survey	Anzahl N	1,1,1-Tri- chlorethan		Trichlor- ethen		Tetrachlor- ethen		1,4-Dichlor- benzol	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
	Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	5,0	2,3	3,8	2,8	5,0	2,6	2,5
Personal Sampling 1990/91	113	2,1	3,5	1,2	2,6	2,0	2,7	1,0	2,4

Offenbar sind alle vier Verbindungen bei der stationären Messung 1985/86 zwei- bis dreimal höher konzentriert als in der personenbezogenen Messung 1990/91. Es ist deshalb davon auszugehen, dass Innenraumquellen für diese Verbindungen dominieren und dass möglicherweise zusätzlich ein zeitlicher Abwärtstrend vorliegt. Inwieweit die Innenraumquellen stationär sind oder auf bestimmte Tätigkeiten zurückzuführen sind bzw. Quellen darstellen, die durch einzelne Personen zeitweise in den Innenraum mitgebracht wurden, muss die folgende statistische Auswertung noch klären.

6.1 1,1,1-Trichlorethan

1,1,1-Trichlorethan wird unter anderem in Chemisch-Reinigungsanlagen, zum Detachieren von Textilien, als Lösungsmittel in der Textilfärberei und in Klebern sowie zum Entfetten von Metallteilen eingesetzt. Die Verwendung von 1,1,1-Trichlorethan in Korrekturflüssigkeiten wurde 1991 verboten, jedoch ist davon auszugehen, dass im Untersuchungszeitraum (1. Halbjahr 1991) diese Emissionsquelle noch bestand.

Der Geruchsschwellenwert von 1,1,1-Trichlorethan liegt bei 540 mg/m^3 (WHO EHC 136, 1992). Ab 1900 mg/m^3 können Wirkungen auf das zentrale Nervensystem auftreten (WHO EHC 136, 1992). Am Arbeitsplatz gilt für 1,1,1-Trichlorethan ein MAK-Wert von 1080 mg/m^3 (DFG 1994).

Für die Luft im Wohnraum ergab sich im 1.Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) ein zentraler Messwertbereich (Intervall vom 10. bis zum 90. Perzentil) für 1,1,1-Trichlorethan von $2\text{-}15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. Heinzow et al. (1994) ermittelten in Schul- und Kindergartenräumen einen Median von nur $1,4 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. In der personenbezogenen Umgebungsluft wurden von Wallace et al. (1991) mit $16\text{-}32 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ höhere Konzentrationen gefunden.

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, werden zur Auswahl geeigneter Gliederungsmerkmale die Fragebogen-Variablen bestimmt, die für 1,1,1-Trichlorethan sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant sind. In der Deskriptionstabelle ist angegeben, ob das Gliederungsmerkmal signifikant (*), sehr signifikant (**) oder hoch signifikant (***) ist, wobei dies mit dem F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei stetigen Merkmalen (kursiv gedruckt) mit dem t-Test für Unkorreliertheit geprüft wurde. Die Bedeutung der Signifikanzstufen ist in Tabelle 3.1 und die Definition der Variablen im Anhang 12.3 zu finden.

Tab. 6.2: Deskription von 1,1,1-Trichlorethan nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g/m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	2,1
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	**		
bis 3 Stunden		100	2,0
über 3 Stunden		13	4,2
<i>Büroaufenthalt</i>	***		
bis 3 Stunden		99	1,8
über 3 Stunden		14	7,7

Tab. 6.2 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Spezifische Belastungen			
Lösungsmittelhaltige Büromaterialien selbst verwendet	**		
nein		77	1,7
ja		36	3,7
Frisch chemisch gereinigte Kleidung aufbewahrt o. getragen	***		
nein		107	2,0
ja		6	10,5
Umgebungsbedingungen			
Bebauungsdichte	**		
1- bis 2-Familienhäuser bzw. Villenviertel		62	1,5
Blockbebauung mit Grün/ aufgelockerte Bebauung		42	3,3
Blockbebauung ohne Grün		9	3,9
Wohngebiet	**		
Land/ ländlich		42	1,4
vorstädtisch		32	2,2
städtisch		39	3,4

Die gefundenen Einflussgrößen stehen weitgehend im Einklang mit den in der Literatur erwähnten Emissionsquellen. Es zeigt sich, dass die Verwendung von lösungsmittelhaltigen Büromaterialien einen sehr signifikanten Einfluss auf die Konzentration hat. Hierbei sind vor allem Korrekturflüssigkeiten (vgl. Seifert et al. 1989a) zu berücksichtigen, da Anfang 1991 sicher noch ältere Produkte mit 1,1,1-Trichlorethan in Büros und zu Hause verwendet wurden. Interessant ist, dass die Büroaufenthaltszeit sogar einen hoch signifikanten Einfluss hat. Es ist anzunehmen, dass auch ein leider nicht verfügbares Merkmal wie die Häufigkeit der Verwendung von lösungsmittelhaltigen Büromaterialien am Arbeitsplatz hoch signifikant gewesen wäre.

Noch deutlicher scheint die Belastung zu sein, die auf das Tragen bzw. Aufbewahren von chemisch gereinigten Kleidungsstücken zurückzuführen ist. Der starke Einfluss frisch gereinigter Kleidung wird plausibel, wenn man die Ergebnisse von Sack et al. (1992) heranzieht. Sack et al. (1992) haben bei den untersuchten Produkten für die Stoff- und Lederbehandlung in etwa 50 % aller Fälle 1,1,1-Tri-chlorethan nachgewiesen, dabei in sehr hohen Anteilen, die auch größer waren als die Anteile von Tetrachlorethen. Dies könnte den größeren Effekt von chemisch gereinigter Kleidung auf 1,1,1-Tri-chlorethan gegenüber Tetrachlorethen erklären (vgl. Tabelle 6.4). Eine andere Erklärung ist,

dass durch den geringeren Siedepunkt ($74,1^{\circ}\text{C}$ gegenüber $121,1^{\circ}\text{C}$) 1,1,1-Trichlorethan eher ausgast als Tetrachlorethen.

Die Anzahl signifikanter Gliederungsmerkmale und die teilweise große Signifikanzstufe ließ hoffen, dass mit Hilfe dieser Prädiktoren eine akzeptable Varianzaufklärung im Rahmen einer Regressionsanalyse erreicht würde. Tatsächlich lässt sich mit Hilfe der vier Prädiktoren "Büroaufenthalt", "Werkstättenaufenthalt", "Frisch chemisch gereinigte Kleidung aufbewahrt oder getragen" und "Bebauungsdichte" 36 % der Datenvariabilität erklären (vgl. Anhang 12.1). Auf die Angabe des Modells soll jedoch verzichtet werden. Als Ergebnis der deskriptiven und inferenzstatistischen Untersuchungen kann aber formuliert werden:

Bürotätigkeiten stellen den stärksten Expositionspfad von 1,1,1-Trichlorethan dar. Sie erklären 15 % der Konzentrationsschwankungen. Auch das Aufbewahren bzw. Tragen frisch chemisch gereinigter Kleidung, das Wohnen in Gegenden mit hoher Bebauungsdichte sowie der Aufenthalt in Werkstätten und Werkhallen führen zu einer nachweislich erhöhten individuellen Belastung durch 1,1,1-Trichlorethan.

6.2 Trichlorethen

Trichlorethen wird zur Entfettung von Metallen und als Lösungsmittel in verschiedenen Produkten verwendet. Es ist bekannt, dass diese Verbindung in Reinigungsmitteln, beim Textildruck sowie bei der Produktion von Farben und Druckerschwärze eingesetzt wird (WHO: Air Quality Guidelines 1987). Nach Seifert et al. (1986a) liegt Trichlorethen unter anderem dann in erhöhten Konzentrationen in der Raumluft vor, wenn Kleidungsstücke oder Raumtextilien direkt in der Wohnung gereinigt oder nach Abholen von der chemischen Reinigung in die Räume gebracht wurden.

Die Geruchsschwelle von Trichlorethen liegt bei 540 mg/m^3 (WHO EHC 50, 1985). Es kann Wirkungen auf das zentrale Nervensystem auslösen. Inhalation von Luft mit Konzentrationen zwischen $27\ 000$ und $108\ 000\text{ mg/m}^3$ führt zur Betäubung, von Luft mit $5\ 400\text{ mg/m}^3$ über 2 h ruft Störungen in der Psychomotorik hervor (WHO EHC 50, 1985). Am Arbeitsplatz gilt für Trichlorethen ein MAK-Wert von 270 mg/m^3 (DFG 1994).

Für die Luft im Wohnraum ergab sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) ein zentraler Meßwertbereich (Intervall vom 10. zum 90. Perzentil) für Trichlorethen von $1\text{-}11\text{ }\mu\text{g/m}^3$. Andere Autoren, wie Müller (1991), Fellin und Otsen (1993) und Heinzow et al. (1994) geben etwas niedrigere Innenraum-Werte an. In der personenbezogenen Umgebungsluft fanden Proctor et al. (1991) und Wallace et al. (1991) höhere Konzentrationen.

Von den inhaltlich relevanten Fragebogen-Merkmalen erwies sich nur die durchschnittliche tägliche Aufenthaltszeit in Werkstätten/ Werkhallen als signifikant (vgl. Tabelle 6.3).

Tab. 6.3: Deskription von Trichlorethen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	1,2
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	**		
bis 3 Stunden		100	1,1
über 3 Stunden		13	2,1

Das Merkmal „Werkstättenaufenthalt“ kann Emissionen, die beim Entfetten von Metallen, beim Benutzen von Farben oder beim Verwenden anderer lösungsmittelhaltiger Produkte entstehen, widerspiegeln. Genauere Aussagen sind nicht möglich, da die anderen Arbeitsplatzmerkmale (vgl. Anhang 12.3) nicht signifikant sind.

Mehrere andere Hypothesen konnten nicht bestätigt werden. Insbesondere konnten keine signifikant höheren Trichlorethengehalte bei den Personen nachgewiesen werden, die frisch chemisch gereinigte Kleidungsstücke getragen oder in der Wohnung aufbewahrt haben oder eine chemische Reinigung im Untersuchungszeitraum besucht haben.

6.3 Tetrachlorethen (PER)

Neben dem Einsatz als Extraktionsmittel für tierische und pflanzliche Fette und Öle (im Untersuchungszeitraum; heute nach Extraktionslösungsmittelverordnung nicht mehr zugelassen) und zur Metallreinigung wird Tetrachlorethen (PER) hauptsächlich in Chemisch-Reinigungsanlagen angewendet. Nach Seifert et al. (1986a) liegt Tetrachlorethen unter anderem dann in erhöhten Konzentrationen in der Raumluft vor, wenn Kleidungsstücke oder Raumtextilien direkt in der Wohnung gereinigt oder nach Abholen von der chemischen Reinigung in die Räume gebracht wurden. Neben Beschäftigten in Chemisch-Reinigungsanlagen sind auch deren in der gemeinsamen Wohnung lebenden Mitbewohner deutlich höheren PER-Konzentrationen ausgesetzt (Aggazzotti et al. 1994).

Tetrachlorethen hat einen Geruchsschwellenwert von $8 \text{ mg}/\text{m}^3$ und kann Augenreizungen (bei $560\text{-}880 \text{ mg}/\text{m}^3$) und ab $1400 \text{ mg}/\text{m}^3$ reversible Wirkungen auf das zentrale Nervensystem (Kopfschmerzen, Benommenheit) hervorrufen (WHO EHC 31, 1984). Es hat einen MAK-Wert von $345 \text{ mg}/\text{m}^3$ (DFG 1994). Böttger et al. (1989) stellten bei Personen, die in der Nähe von Chemisch-Reinigungsanlagen wohnen, vermehrt Beschwerden fest (z.B. Müdigkeit, Gedächtnisstörungen, Verwirrtheit, Nervosität), die unter anderem auf den narkotischen Effekt von Tetrachlorethen zurückgeführt wurden. Tetrachlorethen steht in Verdacht beim Menschen krebserregend zu sein.

Für die Luft im Wohnraum ist im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) ein zentraler Messwertbereich (Intervall vom 10. zum 90. Perzentil) von 2-14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für Tetrachlorethen bestimmt worden. Montgomery und Kalman (1989), Müller (1991), Fellin und Otsen (1993) und Heinzow et al. (1994) gaben für Innenraumkonzentrationen etwas niedrigere Bereiche an.

In der personenbezogenen Umgebungsluft wurden Konzentrationen von 2-13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt (Proctor et al. 1991, Wallace et al. 1991).

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, werden zur Auswahl geeigneter Gliederungsmerkmale die Fragebogen-Variablen bestimmt, die für Tetrachlorethen sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant sind. In der Deskriptionstabelle 6.4 ist angegeben, ob das Gliederungsmerkmal signifikant (*), sehr signifikant (**) oder hoch signifikant (***) ist, wobei dies mit dem F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei stetigen Merkmalen (kursiv gedruckt) mit dem t-Test für Unkorreliertheit geprüft wurde. Die Bedeutung der Signifikanzstufen ist in Tabelle 3.1 und die Definition der Variablen im Anhang 12.3 zu finden.

Tab. 6.4: Deskription von Tetrachlorethen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	2,0
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	*		
bis 3 Stunden		100	1,9
über 3 Stunden		13	3,6
Farben und Lacke am Arbeitsplatz	**		
nein oder nicht berufstätig		98	1,8
ja		15	3,9
Spezifische Belastungen			
Chemische Reinigung besucht	***		
nein		107	1,8
ja		6	10,5
Frisch chemisch gereinigte Kleidung aufbewahrt o. getragen	**		
nein		107	1,9
ja		6	6,1

Die Ergebnisse aus Tabelle 6.4 spiegeln weitgehend die aus der Literatur bekannten wichtigsten Emissionsquellen von Tetrachlorethen wider. 1985 waren 50 % der industriellen Verwendung von Tetrachlorethen auf chemische Textilreinigung zurückzuführen (Spielmann 1985). Nach Tabelle 6.4

führt der Besuch einer chemischen Reinigung im Untersuchungszeitraum zu einer etwa sechsmal höheren personenbezogenen Umgebungsluftkonzentration. Auch das Tragen oder Aufbewahren von frisch chemisch gereinigter Kleidung impliziert einen deutlichen Konzentrationsanstieg, der aber geringer als bei 1,1,1-Trichlorethan ausfällt, was möglicherweise auf den höheren Siedepunkt zurückzuführen ist.

Neben der Verwendung in chemischen Reinigungen wird Tetrachlorethen offenbar häufig in Werkstätten und Werkhallen eingesetzt. Wie bereits vorangestellt, wird PER häufig zur Entfettung und Oberflächenreinigung von Metallen sowie als Fettextraktionsmittel in Tierkörperbeseitigungsanstalten verwendet. Im Jahr 1985 machten diese beiden Anwendungen 35 % bzw. 5 % der industriellen Verwendung von Tetrachlorethen aus (Spielmann 1985). Entsprechende Fragen wurden jedoch nicht in die Fragebögen aufgenommen. Möglicherweise stellt deshalb das Merkmal "Farben und Lacke am AP" nur einen Confounder dar, da vor dem Anstreichen und Lackieren von Metallen möglicherweise des öfteren Mittel zur Entfettung und Oberflächenreinigung benutzt werden, die die eigentliche Expositionsponente darstellen.

Mit einem Regressionsmodell, das 2 Prädiktoren enthält, konnten 22 % der Variabilität von Tetrachlorethen aufgeklärt werden (vgl. Anhang 12.1). Dabei erwies sich erwartungsgemäß der Besuch einer chemischen Reinigung als stärkster Prädiktor (Varianzanteil 15 %).

Die wesentliche Einflussgröße für die Konzentration von Tetrachlorethen in der personenbezogenen Umgebungsluft ist der Besuch einer chemischen Reinigung. Auch das Tragen oder Aufbewahren von frisch chemisch gereinigter Kleidung sowie Emissionen am Arbeitsplatz (Werkstätten/ Werkhallen) tragen zu einer erhöhten Exposition bei.

7 Terpene

Beim Survey 1990/91 wurden die Terpene α -Pinen, β -Pinen, 3-Caren, Limonen, α -Terpinen, Terpinen-Artefakt und γ -Terpinen gemessen. Die Pinene und 3-Caren bilden aufgrund korrelationsanalytischer Voruntersuchungen eine relativ homogene Teilgruppe, so dass eine gemeinsame statistische Auswertung vorgenommen wird. Die drei Terpene α -Terpinen, Terpinen-Artefakt und γ -Terpinen werden nur als Summe ausgewertet.

7.1 Pinen-Caren-Gruppe

In der Natur kommen α -Pinen und β -Pinen in ätherischen Ölen von Nadelhölzern vor. Das im Handel befindliche Terpentinöl enthält 60-65 % α -Pinen und 30-35 % β -Pinen. Verwendet werden die Pinene als Lösungsmittel für Lacke ("Biofarben"), in Wachsen, Polituren und Bodenpflegemitteln. 3-Caren kommt ebenfalls in ätherischen Ölen von Nadelhölzern vor und ist auch in Terpentinölen enthalten. Nach Seifert et al. (1986a) ist vor allem mit höheren Konzentrationen von α -Pinen in Innenräumen zu rechnen, wenn sich dort neue Holzmöbel befinden.

Pinene können in hohen Konzentrationen die Schleimhaut reizen. Daten zur Inhalationstoxikologie beim Menschen sind bisher nicht bekannt (Fischer et al. 1991, Feron et al. 1992). In der MAK-Wert-Liste wird auf die mögliche ekzemauslösende Eigenschaft der Terpene hingewiesen.

Für die Luft im Wohnraum ergaben sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) zentrale Messwertbereiche (Intervalle vom 10. bis 90. Perzentil) von 3-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei α -Pinen und von 1-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei β -Pinen. Ähnliche Meßwertbereiche für α -Pinen in der Innenraumluft erhielten Wallace et al. (1991), Fellin und Otsen (1993) und Heinzow et al. (1994).

In der personenbezogenen Umgebungsluft bestimmten Proctor et al. (1991) und Wallace et al. (1991) für α -Pinen Werte im Bereich 2-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Extrem hohe Konzentrationen von 170 mg/m^3 α -Pinen und 35 mg/m^3 β -Pinen in der Einatemungsluft stellten Fischer et al. (1991) bei Renovierungsarbeiten mit Biofarben fest.

Die Abhängigkeitsstruktur zwischen α -Pinen, β -Pinen und 3-Caren wird durch die Korrelationen in Tabelle 7.1 widerspiegelt.

Da 3-Caren im 1. Umwelt-Survey 1985/86 nicht gemessen wurde, ist nicht klar, ob insbesondere die hohe Korrelation zwischen α -Pinen und 3-Caren ebenso für Wohnräume gilt.

Tab. 7.1: Intra-Korrelationen der Pinene und 3-Caren

Personal Sampling 1990/91 <u>Korrelationen</u>	α -Pinen	β -Pinen	3-Caren
<i>Stationäre Wohnraummessung 1985/86</i>			
α -Pinen		0,79	0,80
β -Pinen	0,57		0,63
3-Caren	X	X	

Gemäß der in Kapitel 3.3 beschriebenen Vorgehensweise werden die Fragebogen-Variablen bestimmt, die sowohl inhaltlich relevant als auch statistisch signifikant für die Pinene und 3-Caren sind. In Tabelle 7.2 sind diese für die gegliederte Deskription vorgesehenen Merkmale einschließlich ihrer Signifikanzstufen zusammengestellt. Zur Definition der Variablen sei auf den Anhang 12.3 verwiesen.

Tab. 7.2: Ausgewählte Gliederungsmerkmale für Pinene und 3-Caren mit Signifikanzangaben

Signifikanz	FOV	α -Pinen	β -Pinen	3-Caren	Summe der Pinene und 3-Caren
Merkmale					
Berufliche Belastungen					
		**	*	***	***
Farben und Lacke am AP (3-stufig)		**	-	***	**
Lösungsmittel am AP (3-stufig)		**	**	-	**
Pharmazeutika am AP (2-stufig)					
Spezifische Belastungen					
Farben und Lacke beim Hobby		**	-	**	*
<i>Aufenthalt beim Arzt/ im Labor</i>		***	***	-	**
Sonstige Variablen					
<i>Alter der Holzmöbel</i>		**	-	*	*

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP = Arbeitsplatz
 Bezugs Ebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Man erkennt, dass nicht alle Merkmale gleichmäßig auf die drei angegebenen Terpene wirken. Der Aufenthalt beim Arzt, im Krankenhaus oder im Labor steht im signifikanten Zusammenhang zu den Konzentrationen von α -Pinen und β -Pinen, während 3-Caren davon weniger beeinflusst wird. Damit im Einklang steht auch die Tatsache, dass das Vorhandensein von Pharmazeutika am Arbeitsplatz wesentlich schwächer mit 3-Caren als mit den Pinenen korreliert ist. Arbeitsplätze, wo Pharmazeutika vorhanden sind, sind z.B. Apotheken, Drogerien, Arztpraxen, Krankenhäuser und Labors der Pharmaindustrie. Eine mögliche Erklärung für die statistische Signifikanz der

Gliederungsmerkmale „Pharmazeutika am Arbeitsplatz“ und „Aufenthalt beim Arzt/ im Labor“ könnte sein, dass Pinene verschiedenen medizinischen Produkten als Duftstoffe zugefügt werden, um einen „Frischen-Duft-Effekt“ zu erzielen.

Auf der anderen Seite haben Farben, Lacke und Lösungsmittel am Arbeitsplatz bzw. beim Hobby einen größeren Einfluss auf die 3-Caren-Konzentration als auf die β -Pinen-Konzentration.

Schließlich sei noch auf die Variable "Alter der Holzmöbel" hingewiesen, die das mittlere Alter des neuesten Holzmöbelstücks, gemittelt über die drei Räume mit längster Aufenthaltsdauer, angibt (Definition siehe Anhang 12.3). Sie hat eine negative Korrelation mit den Terpenen, d.h. neue Möbel emittieren Terpene stärker. Die Messwerte bestätigen somit die Bedeutung der Möbel als Terpenequelle.

Tab. 7.3: Deskription der Pinene und von 3-Caren nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	α -Pinen GM	β -Pinen GM	3-Caren GM	Summe der Pinene und 3-Caren : GM
Gesamt	113	6,7	4,6	3,4	16,0
Berufliche Belastungen					
Farben und Lacke am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	98	5,9	4,4	2,9	14,3
gelegentlich/ selten	8	9,8	4,5	4,8	20,6
häufig bis immer	7	26,5	10,5	17,0	57,9
Lösungsmittel am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	92	5,8	4,4	2,8	13,9
gelegentlich/ selten	10	8,9	4,8	5,3	20,7
häufig bis immer	11	19,1	7,5	10,0	40,7
Pharmazeutika am Arbeitsplatz					
nein oder nicht berufstätig	107	6,2	4,4	3,3	15,0
ja	6	27,4	11,6	5,3	48,8
Spezifische Belastungen					
Farben und Lacke beim Hobby					
nein	103	6,2	4,6	3,1	14,9
ja	10	16,4	4,7	9,7	33,2
Aufenthalt beim Arzt/ im Labor					
bis 30 Minuten	103	6,1	4,4	3,4	14,9
über 30 Minuten	10	16,8	8,7	3,7	33,1

Tab. 7.3 (Fortsetzung):

	Anzahl	α -Pinen	β -Pinen	3-Caren	Summe der Pinene und 3-Caren : GM
		GM	GM	GM	
Sonstige Variablen					
<i>Alter der Holzmöbel</i>					
über 10 Jahre	39	5,0	4,1	3,0	13,3
über 3 bis 10 Jahre	57	7,6	4,9	3,3	16,9
bis 3 Jahre	17	8,8	5,1	4,8	20,3

Hervorzuheben ist die deutliche Konzentrationserhöhung der angegebenen Terpene bei der Verwendung von Farben und Lacken. Dies ist wahrscheinlich ein erst in jüngster Zeit auftretendes Phänomen, das die zunehmende Verwendung von Biofarben anstelle konventioneller Anstrichmittel widerspiegelt.

Die inferenzstatistische Analyse der Daten von 1990/91 führt zwar zu keinen Modellen, die die in Kapitel 3.4 aufgestellten Anforderungen erfüllen, doch konnten zumindest Varianzaufklärungen von rund 20 % bei zwei Prädiktoren erreicht werden (vgl. Anhang 12.1). Die regressionsanalytischen Ergebnisse lassen folgende Expositionspfade erkennen:

Die Belastung am Arbeitsplatz ist der wesentliche Einflusskomplex auf die personenbezogenen Umgebungsluft-Konzentrationen der Pinen-Caren-Gruppe. Hierbei sind es vor allem am Arbeitsplatz vorzufindende Farben, Lacke, Lösungsmittel und Pharmazeutika, die diese Verbindungen emittieren. Längere Aufenthalte beim Arzt oder in Laborräumen führen zu erhöhten Pinen-Konzentrationen.

Eine Gegenüberstellung der Werte von 1990/91 und 1985/86 anhand von Lage- und Streuungsmaßen ergibt das folgende Bild.

Tab. 7.4: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der Pinene und 3-Caren

Survey	Anzahl N	α -Pinen		β -Pinen		3-Caren	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	6,8	2,3	1,0	1,9	X	X
Personal Sampling 1990/91	113	6,7	3,2	4,6	2,2	3,4	3,1

Bemerkenswert sind die deutlich höheren β -Pinen-Konzentrationen bei der personengebundenen Messung 1990/91. Die mögliche Interpretation, dass β -Pinene außerhalb von Wohnräumen häufiger vorkommen, steht nicht im Einklang mit den in der Literatur diskutierten Emissionsquellen, die

vorwiegend in Innenräumen vorkommen. Plausibler ist, dass von 1985/86 zu 1990/91 die Verwendung von β -Pinen in "Bio-Produkten" und die Anzahl dieser Produkte zugenommen haben. Gleichfalls scheint es möglich, dass die Konzentration von β -Pinen in bestimmten Innenräumen außerhalb der Wohnung besonders hoch ist. Ein dritter Aspekt ist, dass der an der Kleidung der Person befestigte Passivsammler näher an Emissionsquellen, wie Möbel, herangetragen wird als ein stationäres Probenahmegerät.

7.2 Andere Terpene

Im Folgenden werden die zu den Terpenen gehörenden Verbindungen Limonen, α - und γ -Terpinen und Terpinen-Artefakt behandelt. Die Verbindung α -Terpinen zersetzt sich unter den Bedingungen der Analyse, wobei ein zweiter Peak gebildet wird, der einem Terpinen-Artefakt zugeordnet wird. Aufgrund dieses unvermeidlichen meßanalytischen Problems wird auf eine Auswertung der einzelnen Terpinene verzichtet und anstelle dessen die Summe der Terpinene deskribiert.

Die zitronenartig riechenden Verbindungen Limonen und Terpinene werden unter anderem als Lösungsmittelbestandteil von Biofarben und Biolacken verwendet und sind Bestandteil zahlreicher ätherischer Öle aus Gewürzpflanzen. Limonen wird als Duftstoff verwendet und wird heute einer großen Anzahl von Haushaltsprodukten, wie z.B. Spül- und Reinigungsmitteln, sowie Seifen zugesetzt (Seifert et al. 1986a, Heisel und Heinzow 1993).

Inhalationstoxikologische Daten für den Menschen sind für Limonen und die Terpinene bisher nicht verfügbar (Feron et al. 1992), und es existieren keine MAK-Werte. In der MAK-Wert-Liste wird auf die mögliche ekzemauslösende Eigenschaft der Terpene hingewiesen.

Für die Luft im Wohnraum ergaben sich im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) zentrale Messwertbereiche, die jeweils etwa 80 % der Messwerte enthalten, von 1-9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei α -Terpinen und von 2-53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Limonen. Etwa die gleichen Meßwertintervalle für den Limonengehalt in Innenräumen wurden von Lebret et al. (1986), Wallace et al. (1991) und Heinzow et al. (1994) angegeben.

In der personenbezogenen Umgebungsluft bestimmten Proctor et al. (1991) und Wallace et al. (1991) für Limonen Werte im Bereich von 12-55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Extrem hohe Konzentrationen von 120 mg/m^3 Limonen in der Einatmungsluft stellten Fischer et al. (1991) bei Renovierungsarbeiten mit Biofarben fest.

Von den 400 Fragebogen-Merkmalen erwies sich nur die Außentemperatur, d.h. die über 7 Tage gemittelte Tageshöchsttemperatur, als signifikant (vgl. Tabelle 7.5).

Tab. 7.5: Deskription von Limonen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	34,1
Sonstige Variablen			
<i>Mittlere Tageshöchsttemperatur</i>	***		
über 15°C		9	22,4
über 10 bis 15°C		36	24,9
über 5 bis 10°C		29	28,6
bis 5°C		39	57,2

Die Ursache dafür, dass die Hauptkomponenten der Limonenexposition nicht erkennbar sind, liegt vermutlich daran, dass Limonen in sehr vielen Produkten vorkommt und keine durch einzelne Variablen gut beschreibbaren einflussstarken Komponenten vorhanden sind.

Das einzige signifikante Merkmal „Mittlere Tageshöchsttemperatur“ war bereits beim 1. Umwelt-Survey 1985/86 eine wesentliche Einflussgröße, was sowohl durch die publizierte Deskription (Krause et al. 1991) als auch durch unveröffentlichte Regressionsrechnungen belegbar ist.

Für die aus α -Terpinen, γ -Terpinen und Terpinen-Artefakt gebildete Terpinen-Summe erwiesen sich die in Tabelle 7.6 aufgenommenen Gliederungsmerkmale als inhaltlich relevant und statistisch signifikant. Zur Bedeutung der Signifikanzstufen sei auf Tabelle 3.1 und zur Definition der Gliederungsmerkmale auf den Anhang 12.3 verwiesen.

Tab. 7.6: Deskription der Terpinen-Summe nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

(Terpinen-Summe = α -Terpinen + γ -Terpinen + Terpinen-Artefakt)

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Gesamt		113	6,5
Berufliche Belastungen			
<i>Werkstättenaufenthalt</i>	**		
bis 3 Stunden		100	6,0
über 3 Stunden		13	11,3
<i>Farben und Lacke am Arbeitsplatz</i>	***		
nein oder nicht berufstätig		98	5,9
ja		15	11,8

Tab. 7.6 (Fortsetzung):

	Signifikanzstufe	Anzahl	GM
Lösungsmittel am Arbeitsplatz	**		
nein oder nicht berufstätig		92	5,9
ja		21	9,8
Öle und Fette am Arbeitsplatz	***		
nein oder nicht berufstätig		99	6,0
ja		14	11,7

Wesentliche Belastungen erfolgen am Arbeitsplatz. Neben Farben, Lacken und Lösungsmitteln, die sich bereits bei einer Reihe von FOV als starke Einflussgrößen zeigten, spielt bei Terpinen möglicherweise auch die Verwendung von Ölen und Fetten eine Rolle, sofern es sich hier nicht um einen Confounder handelt.

Berufliche Belastungen am Arbeitsplatz stellen den wesentlichen Expositionspfad, bezogen auf die Terpinene, dar. Wesentlich dafür ist, dass Terpinene als Lösungsmittelbestandteile in sogenannten Bio-Produkten Verwendung finden. Für Limonen sind keine Expositionskomponenten erkennbar, jedoch ein starker Einfluss der Außentemperatur nachweisbar.

Die Gegenüberstellung des geometrischen Mittels und der Standardabweichung aus dem Survey 1990/91 und der gleichen Kenngrößen aus dem Survey 1985/86 ergibt das folgende Bild.

Tab. 7.7: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der angegebenen Terpene

Survey	Anzahl N	Limonen		α -Terpinen		γ -Terpinen		Terpinen- Artefakt	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stationäre Wohnraummessung 1985/86	479	12,2	3,6	3,2	2,3	X	X	X	X
Personal Sampling 1990/91	113	34,1	2,6	0,9	1,9	1,9	2,1	3,0	2,6

Limonen ist demzufolge der Vertreter der Terpene, der mit Abstand am meisten vorkommt. Deutlich höhere Limonenwerte bei der Erhebung 1990/91 könnten einen Zeittrend reflektieren, da Limonen zunehmend als Lösungsmittelbestandteil eingesetzt wird.

8 Sauerstoff enthaltende Verbindungen

Unter den Sauerstoff enthaltenden Verbindungen werden hier solche verstanden, die zu den Verbindungsklassen der Aldehyde, Alkohole, Ketone, Ester oder Ether gehören. Im 2. Umwelt-Survey 1990/91 wurden die zehn Carbonyle Ethylacetat, n-Butylacetat, Isobutylacetat, Methylethylketon (2-Butanon), 4-Methyl-2-pentanon, Hexanal, 2-Methoxyethylacetat, 3-Heptanon, 2-Ethoxyethylacetat und Methylbenzoat, die fünf Alkohole n-Butanol, Isobutanol, Isoamylalkohol, 2-Ethylhexanol und 2-Propanol sowie der Ether Methyl-tert-butylether gemessen.

Die Verwendungsmöglichkeiten dieser Verbindungen sind sehr vielfältig und umfassen ein breites Spektrum. Dazu zählt der Einsatz als Lösungsmittel für Lacke, Druckfarben und Harze (gilt z.B. für Ethylacetat und Butylacetat), der Gebrauch als Gefrierschutzmittel (gilt z.B. für 2-Propanol), die Verwendung als Antiklopfmittel im Ottokraftstoff (Methyl-tert-butylether) und der Einsatz als Verdunstungsflüssigkeit in Verdunstungszählern von Zentralheizungen (Methylbenzoat). Methylethylketon ist im Tabakrauch enthalten und kann aus Baumaterialien und verschiedenen Verbrauchsgütern ausgasen (WHO EHC 143, 1993).

Hohe Konzentrationen von einigen der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen in der Luft können zu Reizungen der Augen und der Atemwege führen. Die Geruchsschwelle von 2-Propanol liegt bei $7,5 \text{ mg/m}^3$, diejenige von Isobutanol bei $2,2 \text{ mg/m}^3$ (Marquardt und Schäfer 1994). Es sind die folgenden MAK-Werte gültig: Ethylacetat 1400 mg/m^3 , n-Butylacetat 950 mg/m^3 , Isobutylacetat 950 mg/m^3 , Methylethylketon 590 mg/m^3 , 4-Methyl-2-Pentanon 400 mg/m^3 , 2-Methoxyethylacetat 25 mg/m^3 , 2-Ethoxyethylacetat 27 mg/m^3 , n-Butanol 300 mg/m^3 , Isobutanol 300 mg/m^3 , Isoamylalkohol 360 mg/m^3 und 2-Propanol 980 mg/m^3 (DFG 1994).

Für die Konzentrationen in der Wohnraumluft wurden im 1. Umwelt-Survey (Krause et al. 1991) die folgenden zentralen Messwertbereiche, die vom 10. zum 90. Stichprobenperzentil gehen, berechnet (Angabe in $\mu\text{g/m}^3$): Ethylacetat: 3-17, n-Butylacetat: 1-12, Isobutylacetat: 1-3, Methylethylketon: 1-11, 4-Methyl-2-Pentanon: 0,5-1,5, Hexanal: 0,5-3, n-Butanol: 0,5-3, Isobutanol: 1-5, Isoamylalkohol: 0,5-1,5, 2-Ethylhexanol: 0,5-3. Für Methylbenzoat wurden von Ullrich et al. (1987) Werte zwischen 2 und $15 \mu\text{g/m}^3$ bestimmt.

Die Sauerstoff enthaltenden Verbindungen sind untereinander nicht sehr stark korreliert, wie bei der Verschiedenartigkeit der Quellen und der chemischen Strukturen zu erwarten war. Die höchste Intra-Korrelation im 2. Umwelt-Survey haben n-Butylacetat und n-Butanol mit 0,68, ansonsten bewegt sich der Korrelationskoeffizient um 0,25. Demnach ist nicht zu erwarten, dass Gliederungsmerkmale existieren, die für alle Carbonyle und Alkohole signifikant sind. Es zeigt sich aber, dass die sechs Verbindungen n-Butylacetat, Methylethylketon, 3-Heptanon, Methylbenzoat, n-Butanol und 2-Ethylhexanol von mehreren Variablen der beruflichen Belastung signifikant abhängen. In Tabelle 8.1 ist auch die Summe aller 16 Sauerstoff enthaltenden Verbindungen aufgenommen worden, wengleich aufgrund der Verschiedenartigkeit der Verbindungen eine Addition der Konzentrationen problematisch ist.

Tab. 8.1: Berufsbezogene Gliederungsmerkmale für ausgewählte Carbonyle und Alkohole mit Signifikanzangaben

Signifikanzstufen	FOV	n-Butyl- acetat	Methyl- ethylketon	3-Hep- tanon	Methyl- benzoat	n- Butanol	2-Ethyl- hexanol	Summe aller 16 O-enthaltenden Verbindungen
Berufliche Belastungen								
<i>Werkstättenaufenthalt</i>		***	**	***	***	***	**	**
Farben und Lacke am AP (2-stufig)		**	**	**	***	**	*	***
Lösungsmittel am AP (2-stufig)		*	**	**	**	*	-	**
Öle und Fette am AP (2-stufig)		*	*	-	**	*	**	***

Symbole: - = nicht signifikant, * = signifikant, ** = sehr signifikant, *** = hoch signifikant (siehe Tab. 3.1), AP = Arbeitsplatz
 Bezugs Ebene: F-Test der einfachen Varianzanalyse bzw. bei kursiv gedruckten Merkmalen t-Test für Unkorreliertheit

Eine ausführliche Beschreibung der Gliederungsmerkmale findet sich im Anhang 12.3. Neben den sechs namentlich aufgeführten FOV ist in der letzten Spalte auch die Summe aller 16 Sauerstoff enthaltenden Verbindungen erfasst. Man sieht, dass die einzelnen Arbeitsplatzmerkmale recht unterschiedlich auf die angegebenen Carbonyle und Alkohole wirken und die Wirkung auf die Summenkonzentration aus den vorhergehenden Spalten nicht abschätzbar ist.

Das Merkmal "Werkstättenaufenthalt" hat mit den nicht in Tabelle 8.1 aufgenommenen Sauerstoff enthaltenden Verbindungen eine relativ geringe Korrelation, so dass der mit der Summenkonzentration gebildete relativ geringe Korrelationskoeffizient erklärbar wird. Anders verhält es sich bei den Merkmalen "Farben und Lacke am AP" und "Öle und Fette am AP". Hier ist die Korrelation zur Summenkonzentration höher, im letzteren Fall sogar deutlich höher, als die Korrelation zu den sechs tabellierten und den zehn nicht tabellierten Einzelverbindungen.

Die naheliegendste Erklärung für eine derartige Konstellation ist, dass die einzelnen Carbonyle und Alkohole nicht ständig gemeinsam in Farben, Lacken, Ölen und Fetten in relativ stabilen Proportionen vorkommen, sondern vielmehr alternativ. Der alternative Gebrauch, der in der Regel mit dem produktspezifischen Einsatz weniger Carbonyle und Alkohole in hohen Konzentrationen verbunden ist, würde auch wegen der Produktvielfalt bei Farben, Lacken, Ölen und Fetten die enorm große Variabilität in der Exposition erklären. Für einzelne Verbindungen, wie Methylethylketon, ist das seltene Vorkommen bei gleichzeitig hohen prozentualen Anteilen durch empirische Studien der Emissionsquellen belegt (Kumai et al. 1983, Scheff et al. 1989).

Zu ergänzen ist, dass "Farben und Lacke am AP" auch mit Ethylacetat und Isobutanol signifikant zusammenhängen und daß "Öle und Fette am AP" mit Isobutylacetat und 2-Propanol eine statistisch bedeutsame Abhängigkeit aufweisen. Da für die eben erwähnten Verbindungen aber ansonsten keine weiteren signifikanten Gliederungsmerkmale vorhanden sind, werden sie nicht weiter beschrieben.

Tab. 8.2: Deskription ausgewählter Carbonyle und Alkohole nach beruflichen Belastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Anzahl	n-Butyl- acetat GM	Methyl- ethylketon GM	3-Hep- tanon GM	Methyl- benzoat GM	n- Butanol GM	2-Ethyl- hexanol GM	Summe aller 16 O-enthaltenden Verbind.: GM
Gesamt	112	4,1	4,9	1,2	1,8	1,9	3,0	120,8
Berufliche Belastungen								
<i>Werkstättenaufenthalt</i>								
bis 3 Stunden	100	3,4	4,2	1,1	1,6	1,7	2,8	112,7
über 3 Stunden	12	20,2	15,8	2,4	4,4	4,8	4,8	216,2
Farben und Lacke am Arbeitsplatz								
nein o. nicht berufstätig	98	3,5	4,3	1,1	1,6	1,7	2,7	105,9
ja	14	12,8	11,3	2,1	4,3	4,9	5,1	303,7
Lösungsmittel am Arbeitsplatz								
nein o. nicht berufstätig	92	3,6	4,1	1,1	1,6	1,7	2,7	108,9
ja	20	8,3	10,7	1,9	3,0	3,3	4,2	194,8
Öle und Fette am Arbeitsplatz								
nein o. nicht berufstätig	99	3,7	4,3	1,2	1,7	1,7	2,7	105,7
ja	13	9,3	12,1	1,6	3,3	3,9	5,7	335,0

Es wurde ein Proband, bei dem extrem hohe Carbonyl- und Alkoholkonzentrationen in der Umgebungsluft gemessen wurden, aus den Tabellen 8.2 und 8.3 der gegliederten Deskription herausgenommen (somit $n=112$), um Artefakte bei der bivariaten Darstellung zu vermeiden (vgl. Kap. 3.5). Der Einfluss des hoch belasteten Probanden auf den geometrischen Mittelwert der Gesamtstichprobe ist moderat und führt zu Erhöhungen bis zu $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (n-Butylacetat), was aus dem Vergleich mit Tabelle 8.4 (hier $n=113$) abgelesen werden kann.

Wie aus Tabelle 8.1 bereits ersichtlich, wirkt sich das Vorhandensein von Farben/Lacken bzw. Ölen/ Fetten am Arbeitsplatz auf die Summe der 16 Verbindungen deutlich stärker als auf die einzelnen Konzentrationen aus, was durch unterschiedliche Zusammensetzungen der Lösungsmittel in den angewendeten Produkten erklärt werden kann. Da die beiden Gliederungsmerkmale selbst signifikant zusammenhängen, ist zu bedenken, dass die ausschließliche Exposition durch Farben/Lacke bzw. durch Öle/ Fette zu einer geringeren Erhöhung der Summenkonzentration führen kann und dass eventuell die Variable „Öle und Fette am Arbeitsplatz“ einen Confounder darstellt. Die kleine Stichprobe lässt jedoch keine statistisch gesicherte quantitative Aussage darüber zu und Regressionsanalysen können den multivariaten Zusammenhang nur unzureichend beschreiben (siehe Anhang 12.1).

Neben der beruflichen Belastung durch Farben, Lacke, Öle und Fette ist eine gleichartige Freizeitbelastung denkbar, die aufgrund der in der Regel kürzeren Expositionszeit schwächer ausfallen wird. Es stellt sich heraus, dass die verfügbare Variable "Farben und Lacke beim Hobby" einen geringeren Einfluss auf die Konzentrationen der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen hat als die etwas allgemeinere Variable "Renovieren oder Belastung durch Hobby" (zur Definition der Variablen siehe Anhang 12.3). Deshalb ist die zuletzt genannte Variable für die Deskription ausgewählt worden. Sie wirkt signifikant auf drei Einzelverbindungen, die bereits im Rahmen der beruflichen Belastung eine Rolle spielten.

Tab. 8.3: Deskription ausgewählter Carbonyle nach spezifischen Belastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Signifikanzstufen			Anzahl	GM von		
	Methyl-ethylketo	3-Hep-tanon	Methylbenzoat		Methyl-ethylketo	3-Hep-tanon	Methylbenzoat
	n			n			
Gesamt				112	4,9	1,2	1,8
Spezifische Belastungen							
Renovieren oder Belastung durch Hobby		*	**				
nein				91	4,2	1,1	1,6
ja				21	9,5	1,8	3,3

Methylethylketon ist von den in den Tabellen 8.2 und 8.3 deskribierten FOV die Verbindung, deren Emission aus lösungsmittelhaltigen Produkten am stärksten expositionsrelevant zu sein scheint. Kumai et al. (1983) konnten Methylethylketon in etwa einem Viertel aller untersuchten Haushaltsprodukte nachweisen.

Für einige der 16 analysierten Sauerstoff enthaltenden Verbindungen, wie 4-Methyl-2-Pentanon, 2-Methoxyethylacetat oder Isoamylalkohol, konnten keine expositionsrelevanten Einflussgrößen explizit nachgewiesen werden. Aber auch für diese selten vorkommenden Carbonyle und Alkohole gilt zusammenfassend:

Die Exposition gegenüber Sauerstoff enthaltenden Kohlenwasserstoffen erfolgt sowohl am Arbeitsplatz als auch bei Renovierungsarbeiten und bestimmten Hobbytätigkeiten. Als expositionsrelevante Emissionsquellen sind Farben und Lacke sowie möglicherweise Öle und Fette anzusehen.

Die Vermutung, dass die Konzentrationen der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen in der personenbezogenen Umgebungsluft wesentlich durch Klebearbeiten beeinflusst werden, konnte im allgemeinen nicht bestätigt werden. Nur für Ethylacetat ist das Merkmal "Klebstoffe selbst verwendet" ein signifikanter Faktor im Rahmen der einfachen Varianzanalyse.

Ebenso kann die Annahme, dass Methyl-tert-butylether entscheidend durch Abgasemissionen in die personenbezogene Umgebungsluft gelangt und eventuell als „Kfz-Marker“ dienen könnte, nicht

durch die Daten belegt werden. Zwischen den fünf Kfz-bezogenen Variablen aus dem Anhang 12.3 und Methyl-tert-butylether besteht ein schwacher, nicht signifikanter Zusammenhang. Ferner hat Methyl-tert-butylether mit Benzol sowie den C6- und den C8-Alkanen, d.h. den FOV, für die der Kfz-Verkehr expositionsrelevant ist, etwas höhere Korrelationen als mit allen anderen Verbindungen. Somit ist anzunehmen, dass bei einer größeren Stichprobe ein Kfz-Bezug für Methyl-tert-butylether statistisch nachweisbar gewesen wäre. Denkbar ist auch, dass eine andere Meßtechnik, die eine Herabsetzung der Bestimmungsgrenze (BG) und damit eine Reduktion der Anzahl von unter der BG liegenden Werte ermöglicht, einen stärkeren Kfz-Einfluss deutlicher hervorhebt. Allerdings als „Kfz-Marker“ scheint Methyl-tert-butylether weniger geeignet zu sein als z.B. Benzol oder n-Hexan.

Die folgende Tabelle 8.4 stellt die geometrischen Mittel und die Standardabweichungen des Surveys 1990/91 und des Surveys 1985/86 gegenüber.

Tab. 8.4: Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen

Survey	Anzahl	Ethylacetat		n-Butylacetat		Isobutylacetat		Methyl-ethylketon		4-Methyl-2-Pentanon		Hexanal	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stat. Wohnraummess. 1985/86	479	6,6	2,3	3,3	2,8	1,2	2,1	3,3	2,8	0,8	1,5	1,1	1,9
Personal Sampling 1990/91	113	15,4	3,2	4,4	5,2	1,3	4,0	5,1	4,4	0,8	1,7	1,1	2,2

Survey	Anzahl	2-Methoxyethylacetat		3-Heptanon		2-Ethoxyethylacetat		Methylbenzoat		n-Butanol	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stat. Wohnraummess. 1985/86	479	X	X	X	X	X	X	X	X	1,0	1,9
Personal Sampling 1990/91	113	0,9	2,2	1,2	2,0	1,2	2,7	1,8	2,4	2,0	3,8

Survey	Anzahl	Isobutanol		Isoamylalkohol		2-Ethylhexanol		2-Propanol		Methyl-tert-butylether	
		GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}	GM	\tilde{s}
Stat. Wohnraummess. 1985/86	479	1,5	2,3	0,9	1,6	1,1	1,8	X	X	X	X
Personal Sampling 1990/91	113	1,6	3,8	1,1	1,8	3,0	2,5	39,1	3,6	1,8	3,1

Man erkennt, dass alle Alkohole und die meisten Carbonyle bei der personengebundenen Messung 1990/91 durchschnittlich höhere Konzentrationen aufweisen. Die am häufigsten vorkommende Sauerstoff enthaltende Verbindung in der personenbezogenen Umgebungsluft ist 2-Propanol mit einem geometrischen Mittelwert von fast $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aus Tabelle 8.4 geht außerdem hervor, dass die Konzentrationen der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen beim 2. Umwelt-Survey 1990/91 sehr stark schwanken. Insbesondere n-Butylacetat, Methyl-ethylketon, Isobutylacetat, Isobutanol, n-Butanol und 2-Propanol haben Standardabweichungen \tilde{s} , die weit über 3 liegen und damit größer sind als die aller anderen FOV. Diese hohen Standardabweichungen werden vor allem durch sehr hohe Werte einzelner Probanden, die extremen Arbeitsplatzexpositionen ausgesetzt sind, verursacht.

Speziell befindet sich in der Stichprobe eine Einzelperson, die bezogen auf die Summe aller Carbonyle und Alkohole einen Konzentrationswert von fast 13 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hat und bei Ethylacetat, n-Butylacetat, Isobutylacetat, Methylethylketon und Isobutanol Spitzenwerte aufweist, die etwa 10 mal höher als die Maximalkonzentrationen der restlichen Stichprobe und sogar bis zu über 100 mal höher als die entsprechenden Maxima der Innenraumkonzentrationen 1985/86 sind (Isobutylacetat-Maximum 2. Umwelt-Survey: 4676 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1. Umwelt-Survey: 30,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Da diese Einzelperson (tätig als Schreiner) sehr starken Einfluss auf die Signifikanz von Gliederungsmerkmalen hat und Artefakte erzeugen kann, wurde der entsprechende Datensatz bei der gegliederten Deskription herausgenommen, was in den Tabellen am Stichprobenumfang (n=112) erkennbar ist.

9 Diskussion und Schlussfolgerungen

Bei der Beurteilung der Aussagekraft der Ergebnisse sind vor allem drei Aspekte kritisch zu diskutieren. Dies sind der Umfang der Stichprobe ($n=113$), der auf die Monate Januar bis Mai eingeschränkte Untersuchungszeitraum und die von der Grundgesamtheit abweichenden relativen Anteile der Gemeindegrößenklassen in der Stichprobe.

Der im Vergleich zu anderen Probenarten des Umwelt-Surveys geringe Stichprobenumfang mindert vor allem die Aussagekraft der Perzentilangaben als Orientierungswerte für andere Untersuchungen. Die Perzentilangaben in den Übersichtstabellen (Tab. Ü1-Ü6) sind deshalb mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren. Da in den nach Gliederungsmerkmalen unterteilten Tabellen noch deutlich kleinere Teilstichproben beschrieben werden, wurde dort auf die Angabe von Perzentilen verzichtet und es wurden nur geometrische Mittelwerte angegeben. Das geometrische Mittel ist auch für kleinere Teilstichproben aussagekräftig und dem arithmetischen Mittel als konkurrierendem Lagemaß aufgrund der größeren Robustheit gegenüber Ausreißern überlegen.

Ein nicht ganzjähriger Untersuchungszeitraum kann insofern die Aussagekraft der statistischen Kennwerte verringern, als die Variation der FOV-Konzentration in der Luft durch Einflüsse der Jahreszeit und Temperatur nicht adäquat erfasst wird. Da der Untersuchungszeitraum aber sowohl kalte als auch wärmere Monate umfasst und die Tageshöchsttemperaturen von unter 0°C bis $+25^{\circ}\text{C}$ schwanken, kann man davon ausgehen, dass auch ein ganzjähriger Untersuchungszeitraum keine wesentlich anderen Ergebnisse gebracht hätte. Es scheint so, dass die Außentemperatur für personenbezogene Umgebungsluftmessungen von geringerer Bedeutung als für Innenraumluftmessungen ist. Einzig für Limonen konnte die Signifikanz des Gliederungsmerkmals „Mittlere Tageshöchsttemperatur“ im 2. Umwelt-Survey nachgewiesen werden.

Wie in Kapitel 2.1 ausgeführt, sind von sieben Gemeindegrößenklassen zwei nicht in der Stichprobe vertreten. Das Fehlen dieser Gemeindegrößenklassen in der Stichprobe scheint jedoch nicht schwerwiegend, da es sich weder um Randklassen noch um benachbarte Klassen handelt. Wenn man eine für die Stichprobengröße durchaus zulässige Vergrößerung auf drei Klassen (bis 20 000, 20 000 - 500 000, über 500 000 Einwohner) durchführt, weichen die Größenklassenanteile der Stichprobe von denen der Grundgesamtheit nicht mehr so stark ab. Ferner hat sich sowohl bei der deskriptiven Auswertung des 1. Umwelt-Surveys als auch bei der deskriptiven und inferenzstatistischen Auswertung des 2. Umwelt-Surveys gezeigt, dass die Gemeindegrößenklasse keinen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die FOV-Konzentrationen im Innenraum bzw. in der personenbezogenen Umgebungsluft hat. Aus diesem Grund wurde auch bei der tabellarischen Gegenüberstellung beider Surveys keine Angleichung der Gemeindegrößenklassen vorgenommen.

Daraus ergibt sich, dass hinsichtlich der Erfassung der ganzjährigen individuellen FOV-Belastung in den alten Bundesländern von einer ausreichenden Repräsentativität der Stichprobe ausgegangen werden kann. Damit ist auch eine Gegenüberstellung von Kennwerten des 2. Umwelt-Surveys und anderer repräsentativer Erhebungen statthaft. Dies betrifft insbesondere den 1. Umwelt-Survey, der

wegen seines Stichprobenumfanges ($n=479$), seines ganzjährigen Untersuchungszeitraumes und der annähernd proportionalen Widerspiegelung der Gemeindegrößenklassen als repräsentativ angesehen werden kann.

In der Diskussion der tabellarischen Gegenüberstellung von Kennwerten der Umwelt-Surveys ist zu bedenken, dass es sich bei der 1. Erhebung um stationär gemessene Wohnraumlufte, bei der 2. Erhebung jedoch um personengebunden gemessene Umgebungslufte handelt und dass zwischen beiden Erhebungen eine Zeitspanne von fünf Jahren liegt.

Für die bei einer Reihe von FOV bestimmten höheren geometrischen Mittelwerte im 2. Umwelt-Survey kann es verschiedene Erklärungen geben. Zum einen könnte sich hier die Dominanz der außerhalb von Wohnräumen befindlichen Quellen widerspiegeln, zum anderen könnten die höheren Werte auch damit begründet werden, dass der Passivsammler durch den Probanden viel näher an eine Emissionsquelle herangetragen werden kann als es in der Regel beim stationär im Innenraum angebrachten Sammler möglich ist. Eine dritte mögliche Erklärung, die für Terpene zuzutreffen scheint, könnte die zeitliche Veränderung der Art, Anzahl und Stärke von Emissionsquellen im Zeitraum 1985 bis 1991 sein. Die zuerst genannte Erklärung, d.h. die Dominanz der außerhalb von Wohnräumen vorkommenden Emissionsquellen, spaltet sich wiederum in zwei Komplexe auf. Für die persönliche Belastung können einerseits reine Außenraumquellen von Bedeutung sein, so z.B. der Kfz-Verkehr, und andererseits Quellen in Räumen außerhalb des privaten Bereiches, also z.B. am Arbeitsplatz (Werkstätten, Werkhallen, Büroräume, etc.). Die zuletzt genannte Interpretation scheint häufig, eventuell in Kopplung mit einer der anderen Erklärungsvarianten, zuzutreffen, da in den Kapiteln 4-8 oft Gliederungsmerkmale der berufsbedingten Innenraumbelastung signifikant sind.

Die Standardabweichung der Konzentrationen vieler flüchtiger organischer Verbindungen ist bei den personengebundenen Messungen 1990/91 größer als bei den stationären Wohnraummessungen 1985/86. Dies lässt sich damit erklären, dass individuelle Belastungen und Verhaltensweisen stärker schwanken als der Belastungspegel in Wohnräumen und dass andere, außerhalb der Wohnräume befindliche Emissionsquellen hinzukommen.

Die große Schwankung der personengebunden gemessenen FOV-Konzentrationen resultiert im Wesentlichen aus einigen extrem hohen Messwerten. Im 2. Umwelt-Survey 1990/91 gibt es zehn Personen, für die die Summe aller FOV einen Wert von $2\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreitet. Für sechs dieser Personen liegt der Summenwert sogar über dem Maximalwert der FOV-Summe, wie er sich aus den knapp 500 Messungen der Erhebung 1985/86 ergab. Für die zehn hoch Belasteten wurden mögliche Gründe und Ursachen der Belastung zusammengetragen. Generell kann festgestellt werden, dass alle zehn Personen während der Untersuchung berufstätig waren und dass von den zehn Personen sechs ganztägig und zwei zeitweilig in Werkstätten und Werkhallen gearbeitet haben. Es kann also davon ausgegangen werden, dass vor allem berufliche Belastungen für die extremen FOV-Gehalte verantwortlich sind. Eine tiefere Analyse lässt die kleine Stichprobe und die Heterogenität der Teilpopulation der Hochbelasteten nicht zu.

Als Schlussfolgerungen aus der statistischen Auswertung der personengebunden gemessenen FOV-Konzentrationen des 2. Umwelt-Surveys ergeben sich:

1. Die individuelle Exposition gegenüber flüchtigen organischen Verbindungen kann nicht für alle Teile der Bevölkerung näherungsweise aus Wohnraummessungen abgeschätzt oder gar hochgerechnet werden. Besonders sorgfältig muss bei Berufstätigen vorgegangen werden. Konzentrationsmessungen mit Hilfe eines am Körper getragenen Probenahmeegerätes werden durch eine größere Vielfalt von Emissionsquellen beeinflusst und verdeutlichen zugleich, dass Tätigkeiten und Verhaltensweisen entscheidend für die personengebundene Exposition sind.
2. Ein wesentlicher Expositionspfad für die Mehrheit der FOV ist die Luft am Arbeitsplatz. Berufliche Belastungen spielen die dominierende Rolle für die Exposition gegenüber C8/C9-Aromaten, C9- bis C13-Alkanen und bestimmten Terpenen. Eine hohe Arbeitsplatzbelastung besteht für die Personen, die sich lange Zeit in Werkstätten und Werkhallen aufhalten und häufig Emissionen durch Farben, Lacke und Lösungsmittel ausgesetzt sind.
3. Ein weiterer wichtiger Expositionspfad bezieht sich auf bestimmte, vor allem in der Freizeit durchgeführte Tätigkeiten. Renovierungs- und Malerarbeiten, Lackieren und das Verlegen von Fußbodenbelägen bewirken einen Konzentrationsanstieg verschiedener Aromaten und Sauerstoff enthaltenden Verbindungen sowie höherer Alkane. Das häufige Lesen von Zeitungen und Zeitschriften ist vor allem für die Exposition gegenüber C8/C9-Aromaten bedeutsam. Andere Tätigkeiten, wie das Verwenden von lösungsmittelhaltigen Büromaterialien, von Klebstoffen oder von Schuhpflegemitteln, der Besuch von chemischen Reinigungen oder das Tragen bzw. Aufbewahren frisch chemisch gereinigter Kleidung sind nur für einzelne Verbindungen expositionsrelevant.
4. Verschiedene Umgebungsbedingungen, wie das Vorhandensein vieler Industrie- und Gewerbebetriebe oder einer Blockbebauung ohne Grünflächen in der Wohnumgebung können expositionsverstärkend gegenüber einer Reihe von FOV wirken.
5. Der Expositionspfad Rauchen ist bei Benzol, Styrol und den C9-Aromaten von großer Bedeutung. Dabei sind vor allem auch Personen, die sich häufig in rauchbelasteten Räumen aufhalten, unabhängig davon ob sie selbst rauchen oder nicht, erhöhten Emissionen der genannten Verbindungen ausgesetzt.
6. Neben dem Tabakrauch erweist sich der Kfz-Verkehr als bedeutsame Quelle, die vor allem für die Exposition gegenüber Benzol und den C6-Alkanen verantwortlich ist. Lange Fahrzeiten in Kraftfahrzeugen, das Arbeiten oder Basteln an Kraftfahrzeugen und die Verwendung von Super oder Super plus als Kraftstoff des selbst genutzten Autos bewirken einen Anstieg der Konzentrationen von Benzol und der C6-Alkane in der personenbezogenen Umgebungsluft. Auch das Betanken eines Kraftfahrzeugs ist relevant für die Exposition gegenüber Benzol.

10 Literatur

- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Predieri, G., Righi, E., Moscardelli, S.:** Indoor exposure to perchloroethylene (PCE) in individuals living with dry-cleaning workers, *Sci. Total Environ.* 156 (1994) 133-137
- Ahrens, G.-A., Becker, E.C., Garber, W.-D., Gorißen, N., Gottlob, D., Haße, A., Hülsmann, W., Jäcker, M., Niederle, W., Kürer, R., Nolle, A., Ortscheid, J., Pankrath, J., Pollehn, W., Richter, M., Roß-Reginek, E., Rudolf, W., Sartorius, R., Wiemann, A.:** Verkehrsbedingte Luft- und Lärm-belästigungen, Texte 49/91 Umweltbundesamt 1991
- Altenkirch, H., Stoltenburg, G., Wagner, H.M.:** Experimental studies on hydrocarbon neuropathies induced by methyl-ethyl-ketone (MEK), *J. Neurol.* 219 (1978) 159-170
- Aviado, D.M.:** Toxicological basis for regulation of indoor air quality, *J. Appl. Toxicol.* 8 (1988) 155-157
- Barrefors, G., Petersson G.:** Assessment of ambient volatile hydrocarbons from tobacco smoke and from volatile emissions, *J. Chromatogr.* 643 (1993) 71-76
- Baumbach, G.:** Verkehrsbedingte Schadstoffimmissionsbelastung in Städten und an Autobahnen, *Staub - Reinhalt. Luft* 53 (1993) 267-274
- Berlin, A., Brown, R. H., Saunders, K. J. (Eds):** Diffusive Sampling - An alternative approach to work-place monitoring, *Proc. Intern. Symp. Luxembourg*, 22.-26. September 1986, Royal Soc. Chem. 1987, Burlington House, London, 1986
- Berlin, M.:** Low level benzene exposure in Sweden: effect on blood elements and body burden of benzene, *Am. J. Ind. Med.* 7 (1985) 365-373
- Bianchi, A.P., Varney, M.S.:** Sampling and analysis of volatile organic compounds in estuarine air by gas chromatography and mass spectrometry, *J. Chromatogr.* 643 (1992) 11-23
- Böttger, A., Schäfer, I., Ewers, U., Engelke, R., Majer, J.:** Belastung der Anwohner von Chemisch-Reinigungsanlagen durch Tetrachloräthen, in: *Umwelthygiene; Jahresbericht Medizinisches Institut für Umwelthygiene 1988/89 Band 21* (1989) 243, Hrsg.: Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikonforschung e.V., Verlag Stefan W.Albers, Düsseldorf, 1989
- Brown, V.M., Crump, D.R., Gardiner, D., Yu, C.W.F.:** Long term diffusive sampling of volatile organic compounds in indoor air, *Environ. Technol.* 14 (1993) 771-777
- Buck, M., Ellermann, K.:** Die Immissionsbelastung durch Benzol in Nordrhein-Westfalen, Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), LIS-Berichte Nr. 82, 1988
- Cardona, A., Marhuenda, D., Marti, J., Brugone, F., Roel, J., Perbellini, L.:** Biological monitoring of occupational exposure to n-hexane by measurement of urinary 2,5-hexanedione, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 65 (1993) 71-74
- Crump, D.R.; Madany, I.M.:** Daily variations of volatile organic compound concentrations in residential indoor air, in: Saarela K. et al (Hrsg) *Proceedings 6th Int. Conf. Indoor Air Quality and Climate (INDOOR AIR '93)*, Helsinki, 4.-8. July 1993, 2 (1993) 15-20
- De Bortoli, M., Mølhav, L., Thorsen, M.A., Ullrich, D.:** European interlaboratory comparison of passive samplers for organic vapour monitoring in indoor air, Commission of the European Communities: Environment and Quality of Life. EUR 10487 EN, Luxembourg, 1986a
- De Bortoli, M., Knöppel H., Pecchio, E., Peil, A., Rogora L., Schauenburg, H., Schlitt, H., Vissers, H.:** Concentrations of selected organic pollutants in indoor and outdoor air in northern Italy, *Environ. Int.* 12 (1986b) 343-350

- De Rosa, E., Cellini, M., Sessa, G., Saletti, C., Rausa, G., Marcuzzo, G., Bartolucci, G.B.:** Biological monitoring of workers exposed to styrene and acetone, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 65 (1993) S107-S110
- DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft):** MAK- und BAT-Werte-Liste. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Mitteilung 30, VCH-Verlag Weinheim, 1994
- Dobbertin, S.:** Bewertung neuerer Befunde über die Belastung mit Lösemitteln, Tagungsband des Symposiums „Kohlenwasserstoffe in der Umwelt“, 10. Mai 1990, Graz, 1990
- Dulson, W.:** Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 47, 1978
- Eikmann, T.:** Organische Verbindungen/Benzol, in: Wichmann, Schlipkötter, Fülgraff (Hrsg), *Handbuch der Umweltmedizin* 2 (1994) Kap. VI-4 1-12, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 1994
- Eikmann, T., Kramer, M., Goebel, H.:** Die Belastung der Bevölkerung durch Schadstoffe im Kraftfahrzeug-Innenraum - Beispiel Benzol, *Zbl. Hyg.* 193 (1992) 41-52
- Falbe, J., Reglitz, M. (Hrsg.):** Römpp Chemie Lexikon. 9. Aufl., Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 1992
- Fellin, P., Otson, R.:** Seasonal trends of volatile organic compounds (VOCs) in Canadian homes, in: Saarela K. et al. (Hrsg) *Proceedings 6th Int. Conf. Indoor Air Quality and Climate (INDOOR AIR '93)*, Helsinki, 4.-8. July 1993, 2 (1993) 117-122
- Feron, V.J., Til, H.P., de Vrijer, F., van Bladeren, P.J.:** Toxicology of volatile organic compounds in indoor air and strategy for further research, *Indoor Environ.* 1 (1992) 69-81
- Fischer, I.U., Schweinsberg, F., Botzenhart, K.:** Qualität und Innenraumluft im "Ökohaushalt", *Forum Städte-Hygiene* 42 (1991) 147-151
- Fromme, H.:** Gesundheitliche Bedeutung der verkehrsbedingten Benzolbelastung der allgemeinen Bevölkerung, *Zbl. Hyg.* 196 (1995) 481-494
- Gruden, D., Zajontz J., Waldeyer, H., Höchsmann, G., Grimm, H., Hassel, D.:** Aromaten im Abgas von Ottomotoren, Abschlußbericht der drei Forschungsstellen Dr.-Ing.-h.c.-F.-Porsche-AG, Institut für Chemische Technologie und Brennstofftechnik der TU Clausthal, TÜV Rheinland (Hrsg.: Dt. Wiss. Ges. für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V., Hamburg (DGMK)), Verlag TÜV Rheinland GmbH, Köln, 1988
- Hajimiragha, H., Ewers, U., Brockhaus, A., Boettger, A.:** Levels of benzene and other volatile aromatic compounds in the blood of non-smokers and smokers, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 61 (1989) 513-518
- Hartwell, T.D., Pellizzari, E.D., Perritt, R.L., Whitmore, R.W., Zelon, H.S.:** Comparison of volatile organic levels between sites and seasons for the Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) Study, *Atmos. Environ.* 21 (1987) 2413-2424
- Heavner, D.L., Morgan, W.T., Ogden, M.W.:** Determination of volatile organic compounds and ETS apportionment in 49 homes, *Environ. Int.* 21 (1995) 3-21
- Heinzow, B., Mohr, S., Mohr-Kriegshammer, K., Janz, H.:** Organische Schadstoffe in der Innenraumluft von Schulen und Kindergärten, *VDI Berichte* 1122 (1994) 269-280
- Heisel, J., Heinzow B.:** Stichproben. Zum Vorkommen flüchtiger Verbindungen in der Innenraumluft konventioneller und alternativer Bauten, in: Heisel, J. (Hrsg), *Eckernförder Studien* 1, Eckernförde, 1993
- Heudorf, U., Hentschel, W.:** Benzol-Immissionen in Wohnungen im Umfeld von Tankstellen, *Zbl. Hyg.* 196 (1995) 416-424

- Hoffmeister, H., Thefeld, W., Stolzenberg, H., Schön, D.:** Nationaler Gesundheits-Survey 1984-86. Untersuchungsbefunde und Laborwerte, Institut für Sozialmedizin und Epidemiologie, Schriftenreihe des Bundesgesundheitsamtes 1, 1992
- Hooser, S. B., Parola, L. R., Van Ert, M. D., Sipes, I. G.:** Differential ovotoxicity of 4-vinylcyclohexene and its analog, 4-phenylcyclohexane, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 119 (1993) 302-305
- Kjærgaard, S., Møhlhave L., Pedersen O.L.:** Human reactions to indoor air pollutants: n-decane, *Environ. Int.* 15 (1989) 473-482
- Krause, C., Mailahn, W., Nagel, R., Schulz, C., Seifert, B., Ullrich, D.:** Occurrence of volatile organic compounds in the air of 500 homes in the Federal Republic of Germany, in: Seifert, B. et al. (Hrsg.), *Proceedings 4th Int. Conf. Indoor Air Quality and Climate (INDOOR AIR '87)*, West Berlin, 17.-21. August 1987, 1 (1987) 102-106, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 1987
- Krause, C., Chutsch, Henke, M., Huber, M., Kliem, C., Leiske, M., Mailahn, W., Schulz, C., Schwarz, E., Seifert, B., Ullrich, D.:** Umwelt-Survey Band IIIc. Wohn-Innenraum: Raumluft. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu Heft 4, 1991
- Kreuter, H., Klaes, L., Hoffmeister, H., Laaser, U.:** Prävention von Herz-Kreislaufkrankheiten, Juventa-Verlag GmbH, Weinheim, 1995
- Kumai, M., Koizumi, A., Saito, K., Sakurai, H., Inoue, T., Takeuchi, Y., Hara, I., Ogata, M., Matsushita, T., Ikeda, M.:** A nationwide survey on organic solvent components in various solvent products: Part 2. Heterogeneous products such as paints, inks and adhesives, *Ind. Health* 21 (1983) 185-197
- LAI (Länderausschuß für Immissionsschutz):** Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Entwicklung von "Beurteilungsmaßstäben für kanzerogene Luftverunreinigungen" im Auftrage der Umweltministerkonferenz, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), 1992
- Laue, W., Piloty, M., Li, D.Z.:** Benzolkonzentrationen der Luft unter besonderer Berücksichtigung von Wohnungen bei Tankstellen, *VDI Berichte* 1122 (1994) 283-293
- Lebret, E., van de Wiel, H.J., Bos, P., Noij, D., Boleij, J.S.M.:** Volatile organic compounds in Dutch homes, *Environ. Int.* 12 (1986) 323-332
- Löfgren, L., Petersson, G.:** Proportions of volatile hazardous hydrocarbons in vehicle-polluted urban air, *Chemosphere* 24 (1992) 135-140
- Lutz, W.K., Poetzsch, J., Schlatter, J., Schlatter, C.:** The real role of risk assessment in cancer risk management, *Trends Pharmacol. Sci.* 12 (1991) 214-217
- Marquardt, H., Schäfer, S.G. (Hrsg):** Lehrbuch der Toxikologie, BI Wissenschaftsverlag, Mannheim Leipzig Wien Zürich, 1994
- Mehlman M.A.:** Dangerous and cancer-causing properties of products and chemicals in the oil refining and petrochemical industry: Part I carcinogenicity of motor fuels: gasoline, *Toxicol. Ind. Health* 7 (1991) 143-152
- Montgomery, D.D., Kalman, D.A.:** Indoor/outdoor air quality: reference pollutant concentrations in complaint-free residences, *Appl. Ind. Hyg.* 4 (1989) 17-20
- Moos, U., Harpel, S.:** Leichtflüchtige organische Verbindungen in der Luft von Innenräumen, Abschlußbericht, Hygiene-Institut Med. Zentrum für Ökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, 1992

- Müller, J.:** Innen- und Außenluftmessungen an einer innerstädtischen Hauptverkehrsstraße, Staub - Reinhalt. Luft 51 (1991) 147-154
- Mutti, A., Bergamaschi, E., Ghittori, S., Imbriani, M., Franchini, I.:** On the need of sampling strategy in biological monitoring: the example of hexane exposure, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 65 (1993) S171-S176
- Ott, W. R.:** A physical explanation of the lognormality of pollutant concentrations, *J. Air Waste Management Assoc.* 40 (1990) 1378-1383
- Proctor C.J., Warren N.D., Bevan M.A.J., Baker-Rogers, J.:** A comparison of methods of assessing exposure to environmental tobacco smoke in non-smoking British women, *Environ. Int.* 17 (1991) 287-297
- Ranft, U., Mücke, H.-G., Koch, T., Dunemann, L., Jermann, E., Grover, Y.P., Friedrichs, K.H.:** Ermittlung der kraftfahrzeugverkehrsgeprägten Immissionssituation im Rahmen der Erstellung eines Wirkungskatasters für die Luftreinhaltepläne der Ballungsgebiete Ruhrgebiet Ost, Mitte und West 1991, Abschlußbericht Medizinisches Institut für Umwelthygiene an der Heinrich-Heine Universität Düsseldorf, 1993
- Römmelt, H., Kessel, R., Pfaller, A., Sigl, H., Fruhmann G.:** Arbeitsplatz und Umweltbelastung durch Treibstoff-Emissionen an Großtankstellen, *Münch. med. Wschr.* 131, 22 (1989), 437-440
- Römmelt, H., Zielinski, M., Fruhmann G.:** Staub und Kfz-Abgase in städtischen Nahverkehrsmitteln, *VDI Berichte* 1122 (1994) 169-179
- Rudolf, W.:** Belastung von Kfz-Insassen durch Luftschadstoffe, in: Seifert, B. (Hrsg): Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge in der Bundesrepublik Deutschland - Stand und Trend -, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 67 (1986) 223-225, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 1986
- Sack, T.M., Steele, D.H., Hammerstrom, K., Remmers, J.:** A survey of household products for volatile organic compounds, *Atmos. Environ.* 26A (1992) 1063-1070
- Samet, J.M., Marbury, M.C., Spengler, J.D.:** Health effects and sources of indoor air pollution. Part I, *Am. Rev. Respir. Dis.* 136 (1987) 1486-1508
- Scheff, P.A., Wadden, R.A., Bates, B.A., Aronian, P.F.:** Source fingerprints for receptor modeling of volatile organics, *JAPCA* 39 (1989) 469-478
- Schreiber, J. S., House, S., Prohonic, E., Smead, G., Hudson, C., Styk, M., Lauber, J.:** An investigation of indoor air contamination in residences above dry cleaners, *Risk Anal.* 13 (1993) 335-344
- Seifert, B., Ullrich, D., Liu, Z. F.:** Anorganische und organische Luftverunreinigungen an einer Straßenkreuzung in Berlin (West), in: Seifert, B. (Hrsg): Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge in der Bundesrepublik Deutschland - Stand und Trend -, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 67 (1986a) 211-221, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 1986a
- Seifert, B., Ullrich, D., Mailahn, W., Nagel, R.:** Flüchtige organische Verbindungen in der Innenraumluft, *Bundesgesundhbl.* 29 (1986b) 417-424
- Seifert, B., Mailahn, W., Schulz, C., Ullrich, D.:** Seasonal variation of concentrations of volatile organic compounds in selected German homes, *Environ. Int.* 15 (1989a) 397-408
- Seifert, B., Ullrich, D., Nagel, R.:** Volatile organic compounds from carpeting, *Proceedings 8th World Clean Air Congress (Man and his Ecosystem)*, The Hague, 11.-15. September 1989, 253-258, Elsevier Amsterdam-Oxford-New York-Tokyo, 1989b

- Sigsby, J.E., Tejada, S., Ray, W.:** Volatile organic compound emission from 64 in-use passenger cars, *Environ. Sci. Technol.* 21 (1987) 466-475
- Spielmann, H.:** Tetrachlorethylen, in: Sonneborn, M., Kayser, D. (Hrsg): *Gesundheitliche Bewertung ausgewählter chemischer Stoffe*, Schriften des Bundesgesundheitsamtes 4/85, 1985
- SPSS, 1990:** SPSS/PC+ 4.0, Base Manual, SPSS Inc., 1990
- Ullrich, D.:** Diffusive sampling of volatile organic compounds, in: Brown, R.H. et al. (Hrsg.): "Clean Air at Work" : new trends in assessment and measurement for the 1990s (Proceedings Int. Symp. Luxembourg, 9.-13- September 1991), Cambridge, Royal Soc. Chem. Special Publication 108 (1992) 349-356
- Ullrich, D., Liu, Z. F., Seifert, B.:** Assessment of the indoor air concentration of an organic substance emitted from a continuous source using methyl benzoate as an example, in: Seifert, B. et al. (Hrsg) , *Proceedings 4th Int. Conf. Indoor Air Quality and Climate (INDOOR AIR '87)*, West Berlin, 17.-21. August 1987, 1 (1987) 174-178, Institut für Wasser,- Boden- und Lufthygiene, Berlin, 1987
- Umweltbundesamt,** Daten zur Umwelt 1990/91, E. Schmidt Verlag, Berlin, 1992
- Wadden, A.R., Uno, I., Wakamatsu, S.:** Source discrimination of short-term hydrocarbon samples measured aloft, *Environ. Sci. Technol.* 20 (1986) 473-483
- Wallace, L.:** Major sources of exposure to benzene and other volatile organic chemicals, *Risk Anal.* 10 (1990) 59-64
- Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Whitmore, R., Sparacino, C., Zelon, H.:** Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) Study: Personal exposures, indoor-outdoor relationships, and breath levels of volatile organic compounds in New Jersey, *Environ. Int.* 12 (1986) 369-387
- Wallace, L., Pellizzari, E., Hartwell, T.D., Perritt, R., Ziegenfus, R.:** Exposures to benzene and other volatile compounds from active and passive smoking, *Arch. Environ. Health* 42 (1987a) 272-279
- Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Sparacino, C., Whitmore, R., Sheldon, L., Zelon, H., Perritt, R.:** The TEAM Study: personal exposures to toxic substances in air, drinking water, and breath of 400 residents of New Jersey, North Carolina, and North Dakota, *Environ. Res.* 43 (1987b) 290-307
- Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Whitmore, R., Zelon, H., Perritt, R., Sheldon, L.:** The California Team Study: Breath concentrations and personal exposures to 26 volatile compounds in air and drinking water of 188 residents of Los Angeles, Antioch, and Pittsburg, CA, *Atmos. Environ.* 22 (1988) 2141-2163
- Wallace, L., Nelson, W., Ziegenfus, R., Pellizzari, E., Michael, L., Whitmore, R., Zelon, H., Hartwell, T., Perritt, R., Westerdahl, D.:** The Los Angeles TEAM Study: personal exposures, indoor-outdoor air concentrations, and breath concentrations of 25 volatile organic compounds, *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 1 (1991) 157-192

- Wassermann, O., Bödeker, W., Gülden, M., Kaiser, B., Kalberjah, F., Kruse, H., Jöckel, K.H., Ulrich, S.:** Untersuchungen über die toxischen Auswirkungen von Lösemittelgemischen im Vergleich mit den toxischen Auswirkungen der Einzelkomponenten, Abschlußbericht, Abteilung Toxikologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 1990
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 26, Styrene, Geneva, 1983
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 31, Tetrachloroethylene, Geneva, 1984
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 50, Trichloroethylene, Geneva, 1985
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 52, Toluene, Geneva, 1985
- WHO (World Health Organization) : Air Quality Guidelines for Europe;** WHO Regional Publications, European Series No. 23, WHO Regional Office for Europe, Kopenhagen, 1987
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 122, n-Hexane, Geneva, 1991
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 136, 1,1,1-Trichloroethane, Geneva, 1992
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 143, Methyl Ethyl Ketone, Geneva, 1993
- WHO (World Health Organization):** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria (EHC) 150, Benzene, Geneva, 1993
- Wichmann, H. E., Rosenlehner, R., Bory, J., Kaaden, R., Porstmann, F., Schupp, A., Spix, C., Stiller, T.:** Risikogruppenbezogene epidemiologische Untersuchung an Kindern in Duisburg unter besonderer Berücksichtigung verkehrsabhängiger Immissionen, Abschlußbericht Fachgebiet „Arbeitssicherheit und Umweltmedizin“ FB 14 Bergische Universität-Gesamthochschule Wuppertal, Anhang, 1991a
- Wichmann, H.E., Ihme, W., Mekel, O.C.L.:** Quantitative Expositions- und Risikoabschätzung für drei kanzerogene Stoffe in Altlasten, Abschlußbericht Institut für Epidemiologie, GSF-Forschungszentrum Umwelt und Gesundheit, Neuherberg, und FB 14 Fachgebiet Arbeitssicherheit und Umweltmedizin Bergische Universität und Gesamthochschule Wuppertal, 1991b
- Wiegand, H., Roscovanu, A.:** Gesundheitsgefährdung durch Benzol, in: Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikonforschung e.V. (Hrsg.): Umwelthygiene; Jahresbericht Medizinisches Institut für Umwelthygiene 1987/88 Band 20 (1988) 76-84, Verlag Stefan W.Albers, Düsseldorf, 1988
- Wilson, A.L., Colome, S.D., Tian, Y.:** California residential indoor air quality study, Volume 3, Ancillary and exploratory analyses. Report prepared for the gas research institute, Pacific Gas & Electric Co., San Diego Gas & Electric Co., Southern California Gas Company, 1995
- Windholz, M., Budavari, S., Blumetti, R. F., Otterbein, E. S.:** The Merck Index, an encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals, Merck & Co., Inc. Rahway / U.S.A., 10. Aufl., 1983
- Zajontz, J., Frey, V., Gutknecht, C., Ludewig, M.:** Emissionen nichtlimitierter Abgasbestandteile aus Ottomotoren mit Abgaskatalysator, Bericht TU Clausthal Institut für Chemische Technologie und Brennstofftechnik, F. u. E.- Bericht 10405508, Umweltbundesamt, 1992

11 Verzeichnisse

11.1 Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Abb.	Abbildung
AM	arithmetisches Mittel (arithmetic mean)
AP	Arbeitsplatz
β	standardisierter Regressionskoeffizient
BG	Bestimmungsgrenze
BGA	Bundesgesundheitsamt
C	Kohlenstoff
CI	confidence interval
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DHP	Deutsche Herz-Kreislauf-Präventionsstudie
ECD	Elektroneneinfangdetektor
EFB	Epidemiologische Forschung Berlin
EHC	Environmental Health Criteria
FID	Flammenionisationsdetektor
FOV	Flüchtige organische Verbindung
GC	Gaschromatographie
GM	geometrisches Mittel (geometric mean)
h	Stunde
ILO	Internationale Arbeitsorganisation
Kap.	Kapitel
Kfz	Kraftfahrzeug
KI	Konfidenzintervall
KW.	Kohlenwasserstoffe
ln	natürlicher Logarithmus
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MAX	Maximum (maximal value)
N, n	Stichprobenumfang (sample size)
n<BG	Anzahl der Werte unter der Bestimmungsgrenze
n<QL	number of values below quantification limit
O	Sauerstoff
p	beobachtete Irrtumswahrscheinlichkeit
PER	Tetrachlorethen
Pkw	Personenkraftwagen
PS	personal sampler
QL	quantification limit
r	bivariate Korrelation
R	multiple Korrelation
S..	Summennummer (number of the sum)

$\tilde{\sigma}$	Standardabweichung (vgl. Kap. 3.6)
Tab.	Tabelle
TEAM	Total Exposure Assessment Methodology
TRK	Technische Richtkonzentration
UBA	Umweltbundesamt
V..	Einzelverbindungsnummer (number of the organic compound)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
VOC	volatile organic compound
WaBoLu	Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
WHO	World Health Organisation
X_i	i-ter Prädiktor in einem Modell
Y	Zielgröße (Kriterium) in einem Modell
Zig.	Zigaretten, Zigarren etc.
/	keine Bestimmungsgrenze definiert (no quantification limit is defined)

11.2 Tabellenverzeichnis

Tab. Ü1:	Alkane, einschließlich Cycloalkane ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6
Tab. Ü2:	Aromaten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8
Tab. Ü3:	Halogenierte Kohlenwasserstoffe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9
Tab. Ü4:	Terpene ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9
Tab. Ü5:	Sauerstoff enthaltende Verbindungen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	10
Tab. Ü6:	Gesamtübersicht (Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	10
Tab. SS1:	Alkanes, including cycloalkanes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	14
Tab. SS2:	Aromatic Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	16
Tab. SS3:	Halogenated Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	17
Tab. SS4:	Terpenes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	17
Tab. SS5:	Oxygen containing Compounds ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18
Tab. SS6:	Overview (All concentrations in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18
Tab. 2.1:	Geschlechts- und Altersklassenverteilung in der Grundgesamtheit (alte Bundesländer, 25 bis 69 Jahre) und in der Stichprobe zur FOV-Untersuchung (n=113)	23
Tab. 3.1:	Definition der Signifikanzstufen	30
Tab. 4.1:	Intra-Korrelationen der C6-Alkane	36
Tab. 4.2:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C6-Alkane (ohne Cyclohexan) mit Signifikanzangaben	37
Tab. 4.3:	Deskription der C6-Alkane (ohne Cyclohexan) nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	38
Tab. 4.4:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C6-Alkane	39
Tab. 4.5:	Intra-Korrelationen der C7-Alkane	41
Tab. 4.6:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C7-Alkane mit Signifikanzangaben	41
Tab. 4.7:	Deskription der C7-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	42
Tab. 4.8:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C7-Alkane	43
Tab. 4.9:	Intra-Korrelationen der C8-Alkane	44
Tab. 4.10:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C8-Alkane mit Signifikanzangaben	45
Tab. 4.11:	Deskription der C8-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	46
Tab. 4.12:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C8-Alkane	47
Tab. 4.13:	Intra-Korrelationen der C9- bis C13-Alkane	48
Tab. 4.14:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C9- bis C13-Alkane mit Signifikanzangaben	48
Tab. 4.15:	Deskription der C9- bis C13-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	49
Tab. 4.16:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C9- bis C13-Alkane	51
Tab. 4.17:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C14- und C15-Alkane mit Signifikanzangaben	52
Tab. 4.18:	Deskription der C14- und C15-Alkane nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	52
Tab. 5.1:	Deskription von Benzol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	56
Tab. 5.2:	Regressionsmodell für Benzol	59
Tab. 5.3:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich Benzol	62
Tab. 5.4:	Deskription von Toluol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	63

Tab. 5.5:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich Toluol	65
Tab. 5.6:	Intra-Korrelationen der C8-Aromaten	67
Tab. 5.7:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C8-Aromaten mit Signifikanzangaben	68
Tab. 5.8:	Deskription der C8-Aromaten nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	69
Tab. 5.9:	Regressionsmodelle für C8-Aromaten	71
Tab. 5.10:	Hochbelastete Personen hinsichtlich C8-Aromaten	74
Tab. 5.11:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C8-Aromaten	76
Tab. 5.12:	Intra-Korrelationen der C9-Aromaten	77
Tab. 5.13:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für C9-Aromaten mit Signifikanzangaben	78
Tab. 5.14:	Deskription der C9-Aromaten nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	78
Tab. 5.15:	Regressionsmodelle für C9-Aromaten	81
Tab. 5.16:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der C9-Aromaten	84
Tab. 5.17:	Deskription von Styrol nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	85
Tab. 5.18:	Deskription von Naphthalin nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	87
Tab. 5.19:	Deskription von 4-Phenylcyclohexen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	88
Tab. 5.20:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der angegebenen Aromaten	89
Tab. 6.1:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der chlorierten Kohlenwasserstoffe	90
Tab. 6.2:	Deskription von 1,1,1-Trichlorethan nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	91
Tab. 6.3:	Deskription von Trichlorethen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	94
Tab. 6.4:	Deskription von Tetrachlorethen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95
Tab. 7.1:	Intra-Korrelationen der Pinene und 3-Caren	98
Tab. 7.2:	Ausgewählte Gliederungsmerkmale für Pinene und 3-Caren mit Signifikanzangaben	98
Tab. 7.3:	Deskription der Pinene und von 3-Caren nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	99
Tab. 7.4:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der Pinene und 3-Caren	100
Tab. 7.5:	Deskription von Limonen nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	102
Tab. 7.6:	Deskription der Terpinen-Summe nach Gliederungsmerkmalen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	102
Tab. 7.7:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der angegebenen Terpene	103
Tab. 8.1:	Berufsbezogene Gliederungsmerkmale für ausgewählte Carbonyle und Alkohole mit Signifikanzangaben	105
Tab. 8.2:	Deskription ausgewählter Carbonyle und Alkohole nach beruflichen Belastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	106
Tab. 8.3:	Deskription ausgewählter Carbonyle und Alkohole nach spezifischen Belastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	107
Tab. 8.4:	Gegenüberstellung der Umwelt-Surveys hinsichtlich der Sauerstoff enthaltenden Verbindungen	108
Tab. 12.1:	Vergleich der Varianzaufklärungsraten zwischen maximalem und hypothesengeleiteten Modell	124
Tab. 12.2:	Konfidenzintervalle für die Parameter des Benzolmodells	127
Tab. 12.3:	Konfidenzintervalle für die Parameter der C8-Aromaten-Modelle	127
Tab. 12.4:	Konfidenzintervalle für die Parameter der C9-Aromaten-Modelle	128

11.3 Abbildungsverzeichnis

Abb. 5.1:	Quellen der Benzol-Exposition	60
Abb. 5.2:	Quellen der C8-Aromaten-Exposition	73
Abb. 5.3:	Quellen der C9-Aromaten-Exposition	83

12 Anhang

12.1 Übersicht über Ergebnisse der Regressionsanalyse

Tab. 12.1: Vergleich der Varianzaufklärungsraten zwischen maximalem und hypothesengeleiteten Modell

	Maximales Modell		Hypothesengeleitetes Modell	
	Prädikt. zahl	Aufgeklärte Varianz	Prädiktoren	Aufgeklärte Varianz
C6-Alkane				
n-Hexan	6	31 %	Aufenthalt außerhalb Wohnung Arbeit am Kfz Verwendeter Kraftstoff	21 %
Isohexane	5	17 %	Aufenthalt außerhalb Wohnung Werkstättenaufenthalt	12 %
Methylcyclopentan	7	23 %	Aufenthalt außerhalb Wohnung Arbeit am Kfz Verwendeter Kraftstoff	19 %
Cyclohexan	8	17 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz	6 %
C7-Alkane				
n-Heptan	7	19 %	Lösungsmittel am Arbeitsplatz	6 %
Isoheptane	6	18 %	Lösungsmittel am Arbeitsplatz	7 %
Methylcyclohexan	7	18 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz	5 %
C8-Alkane				
n-Octan	6	19 %	Werkstättenaufenthalt	9 %
Isooctane	6	18 %	Werkstättenaufenthalt Arbeit am Kfz	13 %
C9- bis C13-Alkane				
n-Nonan	6	30 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	20 %
Isononane	6	31 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	23 %
n-Decan	8	36 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	22 %
n-Undecan	8	33 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	24 %
n-Dodecan	6	20 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	13 %
n-Tridecan	6	26 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz	19 %
C14- und C15-Alkane				
n-Tetradecan	5	20 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz	11 %
n-Pentadecan	5	18 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz	9 %

Tab. 12.1 (Fortsetzung):

	Maximales Modell		Hypothesengeleitetes Modell	
	Prädikt. zahl	Aufgeklärte Varianz	Prädiktoren	Aufgeklärte Varianz
C6- und C7-Aromaten				
Benzol	8	44 %	Häufigkeit des Rauchens im selben Raum (2 Prädiktoren) Fahrzeit mit Kfz Kfz betankt	39 %
Toluol	5	24 %	Blockbebauung der Wohngegend Farben und Lacke am Arbeitsplatz Klebstoffe selbst verwendet	18 %
C8-Aromaten				
Ethylbenzol	6	65 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz (2 Prädiktoren) Zeitung lesen	63 %
m- und p-Xylol	6	61 %	Druckerei im 50m-Umkreis Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz (2 Prädiktoren) Zeitung lesen	59 %
o-Xylol	7	61 %	Druckerei im 50m-Umkreis Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz (2 Prädiktoren) Zeitung lesen Druckerei im 50m-Umkreis	58 %
C9-Aromaten				
Iso- und n-Propylbenzol	5	44 %	Werkstättenaufenthalt Renovieren o. Belastung durch Hobby Anzahl täglich gerauchter Zigaretten	41 %
3- und 4-Ethyltoluol	5	47 %	Werkstättenaufenthalt Renovieren o. Belastung durch Hobby Anzahl täglich gerauchter Zigaretten	45 %
1,2,3-Trimethylbenzol	4	41 %	Blockbebauung der Wohngegend Werkstättenaufenthalt Renovieren o. Belastung durch Hobby	41 %
1,2,4-Trimethylbenzol	5	46 %	Blockbebauung der Wohngegend Farben und Lacke am Arbeitsplatz Werkstättenaufenthalt	43 %
1,3,5-Trimethylbenzol	5	46 %	Renovieren o. Belastung durch Hobby Anzahl täglich gerauchter Zigaretten Werkstättenaufenthalt Renovieren o. Belastung durch Hobby Blockbebauung der Wohngegend Farben und Lacke am Arbeitsplatz	44 %

Tab. 12.1 (Fortsetzung):

Maximales Modell		Hypothesengeleitetes Modell	
Prädikt. zahl	Aufgeklärte Varianz	Prädiktoren	Aufgeklärte Varianz
Andere Aromaten			
Styrol	5	38 %	Werkstättenaufenthalt Rauchstatus 35 %
Naphthalin	5	29 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz Schuhpflegemittel selbst verwendet 17 %
4-Phenylcyclohexen	4	12 %	Farben und Lacke am Arbeitsplatz Aufenthalt außerhalb Wohnung 7 %
Halogenierte KW			
1,1,1-Trichlorethan	5	38 %	Büroaufenthalt Werkstättenaufenthalt Chem. gerein. Kleidung aufbewahrt 36 %
Tetrachlorethen	5	27 %	Bebauungsdichte Chemische Reinigung besucht Farben und Lacke am Arbeitsplatz 22 %
Terpene			
α-Pinen	5	32 %	Lösungsmittel am Arbeitsplatz Aufenthalt beim Arzt/ im Labor 21 %
β-Pinen	4	20 %	Pharmazeutika am Arbeitsplatz Aufenthalt beim Arzt/ im Labor 14 %
3-Caren	4	28 %	Lösungsmittel am Arbeitsplatz Farben und Lacke beim Hobby 23 %
Limonen	4	24 %	Mittlere Tageshöchsttemperatur Bebauungsdichte 19 %
O-enthalt. Verbind.			
n-Butylacetat	4	27 %	Werkstättenaufenthalt Farben und Lacke am Arbeitsplatz 23 %
Methylbenzoat	5	28 %	Werkstättenaufenthalt Renovieren o. Belastung durch Hobby 21 %
2-Ethylhexanol	4	21 %	Werkstättenaufenthalt Öle und Fette am Arbeitsplatz 16 %

Anmerkungen Die Modelle wurden mittels schrittweiser Regression bestimmt. Für das maximale Modell standen etwa 400 Variablen zur Verfügung, während beim hypothesengeleiteten Modell vorab eine Variablenreduktion auf 20 bis 40 Variablen vorgenommen wurde. Modelle wurden nur für die Verbindungen bestimmt, bei denen mindestens 50 % der Werte über der Bestimmungsgrenze lagen. Ferner gibt es Verbindungen, für die kein Modell ableitbar war.

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

12.2 Konfidenzintervalle für die Parameter der Regressionsmodelle

Tab. 12.2: Konfidenzintervalle für die Parameter des Benzolmodells

Y = Konzentration von Benzol in $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
X ₁ = seltenes bis sehr häufiges Rauchen in den Räumen mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)				
X ₂ = häufiges oder sehr häufiges Rauchen in den Räumen mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)				
X ₃ = durchschnittliche tägliche Fahrzeit mit Pkw, Lkw, Taxi, Bus oder Straßenbahn (in Stunden)				
X ₄ = Im Zeitraum von einer Woche mindestens einmal ein Kfz betankt bzw. dabei gewesen (0=nein, 1=ja)				
X ₅ = Bebauungsart der Wohngegend ist Blockbebauung mit oder ohne Grün (0=nein, 1=ja)				
Prädiktor	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a
X ₁	0,32	0,10 - 0,54	1,38	1,11 - 1,71
X ₂	0,51	0,22 - 0,79	1,66	1,25 - 2,20
X ₃	0,19	0,07 - 0,31	1,21	1,07 - 1,36
X ₄	0,25	0,04 - 0,45	1,28	1,04 - 1,57
X ₅	0,34	0,14 - 0,54	1,40	1,15 - 1,72
$Y = 5,11 \cdot 1,38^{X_1} \cdot 1,66^{X_2} \cdot 1,21^{X_3} \cdot 1,28^{X_4} \cdot 1,40^{X_5}$				

Tab. 12.3: Konfidenzintervalle für die Parameter der C8-Aromaten-Modelle

Y = Konzentration der C8-Aromaten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$								
X ₁ = durchschnittlicher täglicher Aufenthalt in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen u.ä. (in Stunden)								
X ₂ = Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein , 1=ja)								
X ₃ = häufiges oder sehr häufiges Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein , 1=ja)								
X ₄ = durchschnittliche tägliche Dauer des Lesens von Zeitungen und Zeitschriften (in Stunden)								
X ₅ = Druckerei im 50m-Umkreis eines der drei Räume mit längster Aufenthaltsdauer (0=nein, 1=ja)								
Präd.	Ethylbenzol				m- und p-Xylol			
	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a
X ₁	0,20	0,11 - 0,29	1,23	1,12 - 1,34	0,21	0,11 - 0,31	1,23	1,12 - 1,36
X ₂	0,49	0,09 - 0,89	1,63	1,09 - 2,43	0,54	0,09 - 0,99	1,72	1,09 - 2,69
X ₃	1,97	1,12 - 2,82	7,20	3,06 - 16,78	1,83	0,91 - 2,75	6,21	2,48 - 15,64
X ₄	0,44	0,25 - 0,63	1,56	1,28 - 1,88	0,44	0,23 - 0,65	1,56	1,26 - 1,92
X ₅	0,71	0,23 - 1,19	2,04	1,26 - 3,29	0,63	0,12 - 1,14	1,87	1,13 - 3,13
Y =	$4,64 \cdot 1,23^{X_1} 1,63^{X_2} 7,20^{X_3} 1,56^{X_4} 2,04^{X_5}$				$10,88 \cdot 1,23^{X_1} 1,72^{X_2} 6,21^{X_3} 1,56^{X_4} 1,87^{X_5}$			
Präd.	o-Xylol				Summe der C8-Aromaten			
	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a
X ₁	0,17	0,08 - 0,26	1,19	1,08 - 1,30	0,20	0,10 - 0,30	1,22	1,11 - 1,35
X ₂	0,50	0,08 - 0,92	1,66	1,08 - 2,51	0,52	0,09 - 0,95	1,69	1,09 - 2,59
X ₃	1,65	0,79 - 2,51	5,21	2,20 - 12,30	1,86	0,98 - 2,74	6,45	2,66 - 15,49
X ₄	0,44	0,25 - 0,63	1,55	1,28 - 1,88	0,44	0,24 - 0,64	1,55	1,27 - 1,90
X ₅	0,66	0,18 - 1,14	1,94	1,20 - 3,13	0,66	0,17 - 1,15	1,94	1,19 - 3,16
Y =	$3,68 \cdot 1,19^{X_1} 1,66^{X_2} 5,21^{X_3} 1,55^{X_4} 1,94^{X_5}$				$19,28 \cdot 1,22^{X_1} 1,69^{X_2} 6,45^{X_3} 1,55^{X_4} 1,94^{X_5}$			

Anmerkungen b = additiver Parameter im linearen Ausgangsmodell für die logarithmierte Konzentration; KI = Konfidenzintervall
a = exp(b) = multiplikativer Parameter im unten angegebenen Modell

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

Tab. 12.4: Konfidenzintervalle für die Parameter der C9-Aromaten-Modelle

Y = Konzentration der C9-Aromaten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$									
X ₁ = durchschnittlicher täglicher Aufenthalt in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen u.ä. (in Stunden)									
X ₂ = im Untersuchungszeitraum renoviert, gemalt oder lackiert bei Bau- oder Modernisierungsarbeiten oder beim Hobby oder Fußbodenbeläge verlegt bzw. in unmittelbarer Umgebung dabei aufgehalten (0=nein, 1=ja)									
X ₃ = durchschnittliche Anzahl gerauchter Zigaretten, Zigarren etc. am Tag									
X ₄ = Bebauungsart der Wohngegend ist Blockbebauung mit oder ohne Grün (0=nein, 1=ja)									
X ₅ = Vorfinden von Farben und/ oder Lacken am Arbeitsplatz (0=nein, 1=ja)									
Präd.	Iso- und n-Propylbenzol				1,2,4-Trimethylbenzol				
	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	
X ₁	0,19	0,13 - 0,25	1,22	1,14 - 1,28	0,25	0,17 - 0,33	1,28	1,19 - 1,39	
X ₂	0,44	0,18 - 0,70	1,55	1,20 - 2,01	0,54	0,20 - 0,88	1,72	1,22 - 2,41	
X ₃	0,01	0,00 - 0,02	1,01	1,00 - 1,02	0,03	0,02 - 0,04	1,03	1,02 - 1,04	
Y =	$2,60 \cdot 1,22^{X_1} \cdot 1,55^{X_2} \cdot 1,01^{X_3}$				$4,80 \cdot 1,28^{X_1} \cdot 1,72^{X_2} \cdot 1,03^{X_3}$				
Präd.	1,2,3-Trimethylbenzol				1,3,5-Trimethylbenzol				
	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	
X ₁	0,16	0,09 - 0,23	1,18	1,09 - 1,26	0,13	0,06 - 0,20	1,14	1,06 - 1,22	
X ₂	0,29	0,02 - 0,56	1,33	1,02 - 1,75	0,32	0,07 - 0,57	1,38	1,07 - 1,77	
X ₄	0,32	0,12 - 0,52	1,38	1,13 - 1,68	0,32	0,14 - 0,50	1,38	1,15 - 1,65	
X ₅	0,35	0,01 - 0,69	1,41	1,01 - 1,99	0,48	0,16 - 0,80	1,61	1,17 - 2,23	
Y =	$2,58 \cdot 1,18^{X_1} \cdot 1,33^{X_2} \cdot 1,38^{X_4} \cdot 1,41^{X_5}$				$2,49 \cdot 1,14^{X_1} \cdot 1,38^{X_2} \cdot 1,38^{X_4} \cdot 1,61^{X_5}$				
Präd.	3- und 4-Ethyltoluol				Summe der sechs C9-Aromaten				
	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	b	95 % KI für b	a	95 % KI für a	
X ₁	0,23	0,15 - 0,31	1,26	1,16 - 1,36	0,22	0,16 - 0,28	1,24	1,17 - 1,32	
X ₂	0,55	0,24 - 0,86	1,73	1,27 - 2,36	0,49	0,23 - 0,75	1,64	1,26 - 2,12	
X ₃	0,02	0,01 - 0,03	1,02	1,01 - 1,03	0,02	0,01 - 0,03	1,02	1,01 - 1,03	
X ₄	0,28	0,04 - 0,52	1,33	1,04 - 1,68	0,22	0,02 - 0,42	1,25	1,02 - 1,52	
Y =	$5,12 \cdot 1,26^{X_1} \cdot 1,73^{X_2} \cdot 1,02^{X_3} \cdot 1,33^{X_4}$				$18,73 \cdot 1,24^{X_1} \cdot 1,64^{X_2} \cdot 1,02^{X_3} \cdot 1,25^{X_4}$				

Anmerkungen b = additiver Parameter im linearen Ausgangsmodell für die logarithmierte Konzentration; KI = Konfidenzintervall
a = exp(b) = multiplikativer Parameter im unten angegebenen Modell

Quelle: UBA, WaBoLu, Umwelt-Survey 1990/91, Bundesrepublik Deutschland

12.3 Übersicht über die verwendeten Gliederungsmerkmale

Symbolik:	DHP = Fragebogen „Leben und Gesundheit in Deutschland“ der DHP
	Umwelt = Fragebogen „Umwelt und Gesundheit in Deutschland“ des Umwelt-Surveys
	DOC = Dokumentationsbogen zum Fragebogen Umwelt und Gesundheit
	FOV = Fragebogen zum personenbezogenen Sammler für FOV
	Kursiver Druck für stetige Merkmale

Berufliche Belastungen

1) Werkstättenaufenthalt:

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Aufenthaltsdauer in Werkstätten, Werkhallen, Lagerräumen, Garagen und Kellern (in Stunden)

Fragebogen-Item: FOV#3Bc

verwendet für: alle Alkane, C8- und C9-Aromaten, Styrol, Naphthalin, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Terpinen-Summe, spez. Carbonyle und Alkohole

2) Farben und Lacke am Arbeitsplatz:

Definiton: Häufigkeit des Vorfindens von Farben und/oder Lacken am derzeitigen Arbeitsplatz

Codierungen 4-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = gelegentlich/selten, 2 = häufig, 3 = sehr häufig/immer
 3-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = gelegentlich/selten, 2 = häufig bis immer
 2-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = ja

Fragebogen-Item: Umwelt#90B14 bei Beachtung von DHP#5(20-23)

verwendet für: C8-Aromaten (4-stufig), C9-Aromaten, Styrol, Pinen-Caren-Gruppe (3-stufig), C7- bis C15-Alkane, Toluol, Naphthalin, Tetrachlorethen, Terpinen-Summe, spez. Carbonyle und Alkohole (2-stufig)

3) Lösungsmittel am Arbeitsplatz:

Definition: Häufigkeit des Vorfindens von Lösungsmitteln am derzeitigen Arbeitsplatz

Codierungen 4-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = gelegentlich/selten, 2 = häufig, 3 = sehr häufig/immer
 3-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = gelegentlich/selten, 2 = häufig bis immer
 2-stufig: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = ja

Fragebogen-Item: Umwelt#90B15 bei Beachtung von DHP#5(20-23)

verwendet für: C8-Aromaten (4-stufig), C9-Aromaten, Styrol, Pinen-Caren-Gruppe (3-stufig), C7- bis C13-Alkane, Toluol, Terpinen-Summe, spez. Carbonyle und Alkohole (2-stufig)

4) Öle und Fette am Arbeitsplatz:

Definition: Vorfinden von Ölen und Fetten am derzeitigen Arbeitsplatz

Codierung: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = ja

Fragebogen-Item: Umwelt#90B12 bei Beachtung von DHP#5(20-23)

verwendet für: Terpinen-Summe, spez. Carbonyle und Alkohole

5) Pharmazeutika am Arbeitsplatz:

Definition: Vorfinden von Pharmazeutika am derzeitigen Arbeitsplatz
Codierung: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = ja
Fragebogen-Item: Umwelt#90B13 bei Beachtung von DHP#5(20-23)
verwendet für: Pinen-Caren-Gruppe

6) Chemikalien am Arbeitsplatz:

Definition: Vorfinden von sonstigen Chemikalien am derzeitigen Arbeitsplatz
Codierung: 0 = nein oder nicht berufstätig, 1 = ja
Fragebogen-Item: Umwelt#90B13 bei Beachtung von DHP#5(20-23)
verwendet für: C7- bis C13-Alkane

7) Büroaufenthalt:

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Aufenthaltsdauer in Büroräumen außerhalb der Wohnung
(in Stunden)
Fragebogen-Item: FOV#3Ba
verwendet für: 1,1,1-Trichlorethan

Spezifische Belastungen**8) Renovieren oder Belastung durch Hobby:**

Definition: Im Untersuchungszeitraum renoviert, tapeziert, gestrichen, gemalt oder lackiert bei Renovierungs-, Bau-,
Modernisierungsarbeiten, beim Hobby oder bei künstlerischen Tätigkeiten oder Fußbodenbeläge
verlegt bzw. in unmittelbarer Umgebung bei solchen Tätigkeiten aufgehalten
Codierung: 0 = nein, 1 = ja
Fragebogen-Item: FOV#24a-24d, 24g (selbst oder Umgebung)
verwendet für: C9- bis C13-Alkane, Toluol, C9-Aromaten, Styrol, Naphthalin, spezielle Carbonyle und Alkohole

9) Farben und Lacke beim Hobby:

Definition: Im Untersuchungszeitraum Farben, Lacke oder Spachtelmasse für das Hobby oder für künstlerische
Tätigkeiten verwendet
Codierung: 0 = nein, 1 = ja
Fragebogen-Item: FOV#24g (selbst oder Umgebung)
verwendet für: C8-Aromaten, Pinen-Caren-Gruppe

⇒ Alternativer Gebrauch der Merkmale 8) und 9)**10) Klebstoffe selbst verwendet:**

Definition: Im Untersuchungszeitraum Klebstoffe selbst verwendet, auch bei Hobby-, Bastel- oder Büroarbeiten
Codierung: 0 = nein, 1 = ja
Fragebogen-Item: FOV#24e (selbst)
verwendet für: Toluol

11) Lösungsmittelhaltige Büromaterialien selbst verwendet:

Definition: Im Untersuchungszeitraum lösungsmittelhaltige Büromaterialien, wie Filzstifte, Tipp-Ex flüssig oder Toner selbst verwendet

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24f (selbst)

verwendet für: 1,1,1-Trichlorethan

12) Chemische Reinigung besucht:

Definition: Im Untersuchungszeitraum eine chemische Reinigung besucht

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24k (selbst)

verwendet für: Tetrachlorethen

13) Frisch chemisch gereinigte Kleidung aufbewahrt oder getragen:

Definition: Im Untersuchungszeitraum frisch chemisch gereinigte Kleidungsstücke in der Wohnung aufbewahrt oder getragen

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24l (selbst oder Umgebung)

verwendet für: 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlorethen

14) Schuhpflegemittel selbst verwendet:

Definition: Im Untersuchungszeitraum Schuhpflegemittel, z.B. Schuhcreme oder Schuhspray, selbst verwendet

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24p (selbst)

verwendet für: Naphthalin

15) Aufenthalt beim Arzt/ im Labor:

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Aufenthaltsdauer in Arztpraxen, Krankenhäusern oder Laborräumen (in Minuten)

Fragebogen-Item: FOV#3Bf

verwendet für: Pinen-Caren-Gruppe

16) Zeitung lesen:

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Dauer des Lesens von Zeitungen oder Zeitschriften (in Minuten)

Fragebogen-Item: FOV#25

verwendet für: C8-Aromaten, C9-Aromaten

Umgebungsbedingungen**17) Bebauungsdichte:**

Definition: Bebauungsart der Wohngegend nach Einschätzung des Interviewers und geordnet nach fallendem Dichtheitsgrad

Codierung: 0 = geringe Dichte = 1- bis 2-Familienhäuser bzw. Villenviertel
 1 = mittlere Dichte = Blockbebauung mit Grün/ aufgelockerte Bebauung
 2 = hohe Dichte = Blockbebauung ohne Grün

Fragebogen-Item: DOC#37

verwendet für: C6- und C7-Alkane, Benzol, C9-Aromaten, 1,1,1-Trichlorethan

18) Wohngebiet:

Definition: Art des Wohngebiets nach Einschätzung des Interviewers

Codierung: 0 = Land/ ländlich, 1 = vorstädtisch, 2 = städtisch

Fragebogen-Item: DOC#37

verwendet für: Benzol, 1,1,1-Trichlorethan

19) Druckerei im 50m-Umkreis:

Definition: Vorhandensein einer Druckerei im Umkreis von 50m bei mindestens einem der angegebenen drei Räume mit längster Aufenthaltsdauer

Codierung: 0 = nicht vorhanden, 1 = vorhanden

Fragebogen-Item: FOV#22B

verwendet für: Toluol, C8-Aromaten, C9-Aromaten

20) Metallverarbeitender Betrieb im 50m-Umkreis:

Definition: Vorhandensein eines metallverarbeitenden Betriebes im Umkreis von 50m bei mindestens einem der angegebenen drei Räume mit längster Aufenthaltsdauer

Codierung: 0 = nicht vorhanden, 1 = vorhanden

Fragebogen-Item: FOV#22D

verwendet für: Benzol, Toluol, C8-Aromaten, C9-Aromaten, Styrol, Naphthalin

21) Betriebe in 3km-Wohnumgebung:

Definition: Häufigkeit von Industrie- und Gewerbebetrieben in der unmittelbaren Wohnumgebung, d.h. im Umkreis von 3 km der Wohnung

Codierung: 0 = keine/ wenige, 1 = viele

Fragebogen-Item: Umwelt#53

verwendet für: C8-Aromaten, Styrol

Rauchmerkmale

22) Raucher:

Definition: Die befragte Person ist Raucher

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: Umwelt#82

verwendet für: Toluol, C8-Aromaten

23) Rauchstatus:

Definition: Die befragte Person ist Nichtraucher, mäßiger oder starker Raucher

Codierung: 0 = Nichtraucher

1 = mäßiger/ normaler Raucher = Raucher, bis 20 Zigaretten, Zigarren etc. täglich

2 = starker Raucher = Raucher, über 20 Zigaretten, Zigarren, etc. täglich

Fragebogen-Item: DHP#29

verwendet für: Benzol, C9-Aromaten, Styrol

⇒ Alternativer Gebrauch der Merkmale 22) und 23)**24) Häufigkeit des Rauchens im selben Raum:**

Definition: Rauchhäufigkeit in den Räumen, wo sich die befragte Person aufhält, wobei über die drei angegebenen Räume mit längster Aufenthaltsdauer gemittelt wurde und bei der Mittlung die Aufenthaltsanteile als Gewichte eingesetzt wurden, anschließend wurde gerundet auf eine ganze Zahl (Person kann Raucher oder Nichtraucher sein)

Codierung: 0 = nie, 1 = selten, 2 = häufig bis sehr häufig

Fragebogen-Item: FOV#9

verwendet für: Benzol, C8-Aromaten, C9-Aromaten, Styrol

25) Anzahl der Raucher im Haushalt:

Definition: Anzahl der zum Haushalt gehörenden Personen, die Zigaretten, Zigarren, Zigarillos, Stumpen oder Pfeife rauchen (befragte Person wird gegebenenfalls mitgezählt)

Fragebogen-Item: Umwelt#82

verwendet für: Benzol, Styrol

Kfz-bezogene Variablen**26) Pkw-Nutzung:**

Definition: Ein Pkw steht zur hauptsächlichen Nutzung zur Verfügung

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: Umwelt#23

verwendet für: C6-Alkane, Benzol

27) Kfz betankt:

Definition: Im Untersuchungszeitraum (mindestens) ein Kraftfahrzeug betankt bzw. in unmittelbarer Umgebung dabei gewesen

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24m

verwendet für: Benzol

28) Arbeit am Kfz:

Definition: Im Untersuchungszeitraum an einem Kraftfahrzeug gebastelt/gearbeitet bzw. in unmittelbarer Umgebung dabei gewesen

Codierung: 0 = nein, 1 = ja

Fragebogen-Item: FOV#24n

verwendet für: C6-Alkane, C8- bis C13-Alkane, Benzol, C9-Aromaten, Naphthalin

29) Fahrzeit mit Kfz:

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Aufenthaltsdauer in einem Pkw, Lkw, Taxi oder Bus oder in einer Straßenbahn (in Minuten)

Fragebogen-Item: FOV#3Ca und 3Cb

verwendet für: C6-Alkane, Benzol

30) verwendeter Kraftstoff:

Definition: Der für den hauptsächlich selbst genutzten Pkw verwendete Kraftstoff

Ausprägungen: a) Normalbenzin bleifrei

b) Diesel

c) Super verbleit, Super bleifrei oder Superplus bleifrei

Fragebogen-Item: Umwelt#25

verwendet für: C6-Alkane, C8-Alkane, Benzol

Sonstige Variablen**31) Aufenthalt außerhalb Wohnung:**

Definition: Über 7 Tage gemittelte tägliche Aufenthaltsdauer außerhalb der Wohnung, berechnet als Ergänzung der Aufenthaltszeit in der Wohnung zu 24 h

Fragebogen-Item: FOV#3Aa-3Ae

verwendet für: C6-, C7-, C14-, C15-Alkane, Benzol, C9-Aromaten, Styrol, 4-Phenylcyclohexen

32) Alter der Holzmöbel:

Definition: Mittleres Alter des neuesten im Raum befindlichen Holzmöbelstücks, wobei über die drei angegebenen Räume mit längster Aufenthaltsdauer gemittelt wurde und bei der Mittlung die Aufenthaltsanteile als Gewichte eingesetzt wurden

Fragebogen-Item: FOV#12Aa

verwendet für: Pinen-Caren-Gruppe

33) Mittlere Tageshöchsttemperatur:

Definition: Über 7 Tage gemittelte Tageshöchsttemperatur im Freien nach Angaben (klassifizierte Vorgabe) des Probanden

Codierung: 0 = über 15°C, 1 = über 10 bis 15°C, 2 = über 5 bis 10°C, 3 = bis 5°C

Fragebogen-Item: FOV#4

verwendet für: Limonen