

LIS-Berichte

Nr. 103

**Emission polychlorierter
Dibenzo-p-dioxine und -furane aus
Hausbrand-Feuerungen**

Herausgeber



ISSN 0720-8499

1992

100 % Altpapier, chlorfrei gebleicht

**Emission polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und -furane aus
Hausbrand-Feuerungen**

Dr. Günter Bröker, Dr. Karl-Josef Geueke, Dr. Ernst Hiester und
Hartmut Niesenhaus

Inhalt

Zusammenfassung	7	
Summary	8	
1.	Einführung in die Problematik	9
1.1	Allgemeines	9
1.2	Bezeichnungen	9
1.3	Hinweise zur Toxikologie	10
1.4	Vorkommen in der Umwelt	11
1.5	Ziel des Vorhabens	12
2.	Darstellung des Untersuchungsprogramms	14
2.1.	Grundsätzliche Überlegungen	14
2.2.	Auswahl der Brennstoffe	14
2.3.	Auswahl der Feuerstätten	15
2.3.1.	Gasfeuerung	15
2.3.2.	Heizöl EL - Feuerung	16
2.3.3.	Feststofffeuerung	16
2.4.	Auswahl der Betriebszustände	16
2.4.1.	Festlegung der jeweiligen Kesselbetriebe	16
2.4.2.	Beschreibung der Geräte zur Leistungsabnahme	16
2.4.3	Umfang der Versuche	17
3.	Meßtechnische Planung und Festlegung der Meßobjekte	17
3.1.	PCDD/F-Messungen	17
3.1.1.	Kondensationsmethode	17
3.2.	Messung der Abgasparameter	17
3.2.1.	Kontinuierliche Erfassung gasförmiger anorganischer Stoffe im Abgas	17
3.2.2.	Gesamtkohlenstoff-Konzentration	17
3.2.3.	Abgastemperatur und -volumenstrom	17
3.2.4.	Abgasfeuchte	17
3.3.	Heizkreislauf-Temperaturen und Wärmebilanz	17
3.4.	Analyse der PCDD/F	18
3.4.1.	Probenaufbereitung	18
3.4.1.1	Extraktion	18
3.4.1.2	Isolierung der PCDD/PCDF aus dem Extrakt	18
3.4.2.	Gaschromatographische Trennung und massenspektrometrische Bestimmung der PCDD/PCDF	19
3.4.3.	Qualitätssicherung	19
3.4.3.1	Blindwerte	20
3.4.3.2	Standardverbindungen	20
3.4.3.3	Nachweisgrenzen	20
3.4.3.4	Wiederfindungsraten	20
3.4.3.5	Berechnung der Toxizitätsäquivalente	20
4.	Durchführung der Messungen	21
4.1.	Beschreibung der Meßstelle und des Geräteaufbaus	21
4.1.1.	Dioxine und Begleitkomponenten	21
4.1.2.	Abgasvolumenstrom	21
4.2.	Beschreibung der Feuerungsführung	21
4.3.	Brennstoff- und Ascheprobenahme	21

5.	Darstellung der Ergebnisse	21
5.1.	Gasfeuerung	21
5.2.	Feuerung mit Heizöl EL	22
5.3.	Feste Brennstoffe	27
5.3.1.	Anthrazit-Kohle	27
5.3.2.	Steinkohlenkoks	30
5.3.3.	Braunkohlenbriketts	35
5.3.4.	Eierkohlen	36
5.3.5.	Holz	39
5.3.6.	Holzfeuerung im offenen Kamin	41
5.3.7.	Verfeuerung von Holz und Verpackungsmüll im Heizkessel	44
5.3.8.	Verbrennung von Holz und Verpackungsmüll im offenen Kamin	46
5.4.	Zusammenstellung der Jahresemission und der spezifischen Emissionen der verschiedenen Brennstoffe	48
5.5.	Bewertung der Ergebnisse	50
6.	Literatur	51
7.	Tabellen- und Bildanhang	53

Emission polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und -furane aus Hausbrand-Feuerungen

Dr. Günter Bröker, Dr. Karl-Josef Geueke, Dr. Ernst Hiester und Hartmut Niesenhaus

Zusammenfassung

Von der Landesanstalt für Immissionsschutz NRW wurde ein Untersuchungsprogramm zur Ermittlung von PCDD/F-Emissionen aus Hausbrandfeuerstätten durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, in einer ersten Näherung abzuschätzen, welchen Beitrag der Hausbrand zur Gesamtemission von PCDD/F in der Bundesrepublik ("alte Bundesländer") leistet. Für die neuen Bundesländer lag ausreichendes statistisches Material nicht vor.

Als Brennstoffe wurden die in der 1. BImSchV angeführten kommerziell erhältlichen Brennmaterialien verwendet:

- Erdgas H
- Heizöl EL
- Anthrazitkohle
- Steinkohlenkoks
- Eierkohlen (Steinkohlenbriketts)
- Braunkohlenbriketts (rheinische Braunkohle)
- Holz

Als Feuerstätten standen ein Erdgasbrenner, ein Ölbrenner, eine Feststoffheizung sowie ein offener Kamin zur Verfügung. Pro Brennstoff wurden im

Abgas drei Probenahmen bei Schwachlast und drei bei Mittellast durchgeführt. Die Verfeuerung von Holz wurde einmal im offenen Kamin vorgenommen. Als Probenahmemethodik für die Ermittlung der Dioxin- und Furankonzentrationen kam die Kondensationsmethode zum Einsatz.

Zwischen den verschiedenen Lastzuständen konnten Unterschiede in der spezifischen Emission nicht nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen im Abgas wurden als spezifische Emission, bezogen auf den Wärmehalt der Brennstoffe, umgerechnet und über die Verbrauchszahlen der Emittentengruppe Hausbrand und Kleinverbrauch in erster Näherung als Jahresemission 1989 hochgerechnet.

Dabei ergab sich, daß der Beitrag der Emittentengruppe Hausbrand mit weniger als 20 g/a (angegeben als TE Nato-CCMS) zur Zeit von eher untergeordneter Bedeutung ist, verglichen mit anderen Quellen. Diese Bewertung kann sich ändern, wenn die Emissionen anderer Quellen minimiert werden.

Unter den energiespezifischen Werten ergaben sich, bezogen auf die einzelnen Brennstoffe, erhebliche Unterschiede.

Emission of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans from heating equipment

Summary

The Landesanstalt für Immissionsschutz NRW (State Agency for Air Pollution Control and Noise Abatement in North-Rhine Westphalia) investigated the emission of PCDDs/PCDFs from domestic heating equipment. The aim was to estimate the contribution of the total emission of PCDDs/PCDFs in the Federal Republic of Germany excluding the new eastern states.

The following fuels were used in the experiments:

- natural gas
- fuel oil
- coal (anthracite)
- coke
- coal briquets
- brown coal briquets
- wood

For the investigations a burner for natural gas, an oil burner, a stove for solid fuels, and an open fireplace were available. In the flue gas three samples were taken at low load and three at medium load for each fuel. The samples were ob-

tained by the condensation method. The two experiments with wood were carried out in a solid-fuel stove and in an open fireplace.

Between the different load levels there was no evidence of any differences in the specific emissions per enthalpy unit.

An approximate assessment of the total amount of PCDDs/PCDFs emitted by domestic heating in 1989 was obtained using the emission values based on the fuel input energy and statistical data on the consumption of fuels for domestic heating.

It was found that the contribution of domestic heating to the total emission of PCDDs/PCDFs is of low significance compared with other sources. It amounts to less than 20 g per year (expressed as TE Nato CCMS).

This assessment may change when emissions from other sources, such as waste incinerators, will be minimized according to the technological feasibility.

The specific emission values obtained for the various fuels differed considerably.

1. Einführung in die Problematik

1.1 Allgemeines

Diese Arbeit soll dazu beitragen, eine bessere Abschätzung des Dioxineintrags aus verschiedenen Emittentenbereichen in die Umwelt zu ermöglichen. Hier weist insbesondere der Emittentenbereich Hausbrand noch erhebliche Informationsdefizite auf.

Nach dem Unfall in Seveso, der in einer Anlage zur Herstellung von Trichlorphenol geschah, ist ein im wesentlichen anthropogen erzeugter und in hohem Maße unnützer und unerwünschter hochtoxischer Stoff, der mit "Dioxin" bezeichnet wird, in die öffentliche Diskussion geraten, und diese Diskussion hält nach wie vor unvermindert heftig an.

In den vergangenen Jahren gab es eine Vielzahl von in- und ausländischen Aktivitäten, die allgemein zu einer erheblichen Verbesserung der Informationssituation und in Konsequenz auch zu einer Verbesserung der Umweltsituation führten. Hier seien genannt die Entwicklung und Standardisierung der Probenahme- und Analyseverfahren, um vergleichbare Meßergebnisse zu ermöglichen, Emissionsmessungen an vielen verschiedenen Anlagen, Entwicklung und Standardisierung von Immissionsmeßverfahren, Immissionsmessungen in industriell hochbelasteten sowie in ge-

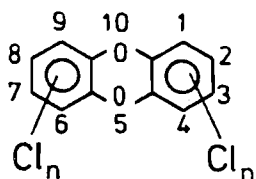
ringbelasteten Gebieten, Ermittlung der Dioxinkonzentrationen in Lebensmitteln, Pflanzen und Böden, Verbesserung der Wirkungsabschätzung, emissionsmindernde Maßnahmen, wie Optimierung der Betriebsbedingungen, Schließung von Anlagen, Bau von Abscheideeinrichtungen.

Obwohl eine Beeinträchtigung der Gesundheit erst bei Dioxin-Belastungen zu erwarten wären, welche die gegenwärtige erheblich übersteigen, muß ein Anstieg der Belastungen verhindert werden [1]. Um aber gezielt Maßnahmen ergreifen zu können, ist die Kenntnis der Quellen und der Entstehungsprozesse erforderlich. Eine dieser Quellengruppen ist der Hausbrand, über den relativ wenig Informationen hinsichtlich der Dioxinmissionen vorliegen.

1.2 Bezeichnungen

Polychlorierte Dioxine - die genaue Bezeichnung ist polychlorierte Dibenzop-dioxine - sind organische Verbindungen, bei denen zwei aromatische Ringe über zwei Sauerstoffbrücken miteinander verbunden sind. Die Wasserstoffatome des Grundkörpers können durch maximal acht Chloratome substituiert sein. Die Anzahl der Chloratome wird durch das Präfix Mono- bis Okta gekennzeichnet; die Position der Chloratome wird durch eine vorgestellte Bezifferung angegeben (Abb. 1).

Polychlordibenzo-p-dioxine (PCDD)



Polychlordibenzofurane (PCDF)

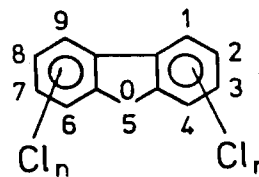


Abb. 1: Strukturformel von PCDD/F

Insgesamt sind 75 chlorierte Dioxine möglich (Chlorhomologe und Isomere), die unterschiedliche physikalische, chemische und toxikologische Eigenschaften haben.

Verwandt mit den polychlorierten Dibenzop-dioxinen (PCDD) sind die polychlorierten Dibenzofurane (PCDF). Die Moleküle bestehen aus Furangrundkörpern mit zwei anellierten aromatischen Ringen und sind von ähnlicher Struktur wie die PCDD; insgesamt sind infolge der niedrigeren Symmetrie 135 PCDF-Isomere möglich.

Eine Gruppe von Verbindungen mit derselben Grundstruktur und derselben Anzahl von Chloratomen, unabhängig von der Position, bezeichnet man als Homologe oder homologe Gruppe. Die speziellen Verbindungen innerhalb einer homologen Gruppe bezeichnet man als Isomere. So existieren z.B. innerhalb der homologen Gruppe der tetrachlorierten Dioxine 22 Isomere.

Congener ist eine allgemeine Bezeichnung für eine spezielle Verbindung. Die häufig verwendete Bezeichnung "2,3,7,8-Congener" oder "2,3,7,8 Substituierte" bezeichnet die Isomere, bei denen auch die Positionen 2,3,7 und 8 substituiert sind (z.B. 1,2,3,7,8,9-HxCDD).

1.3 Hinweise zur Toxikologie

Die zentrale Frage zur Einschätzung der Toxizität der chlorierten Dioxine und Furane ist die Frage nach dem krebserzeugenden Potential. 2,3,7,8-TCDD und eventuell auch andere Isomere führen im Tierversuch zu einer erhöhten Tumorfrequenz. Da bisher eine mutagene Aktivität den PCDD/F nicht nachgewiesen werden konnte, ist es allgemeine Auffassung, einzelnen PCDD/F's eine tumorpromovierende Wirkung zuzuordnen. Für eine solche Wirkung besteht höchstwahrscheinlich eine Schwellendosis, unterhalb welcher keine krebserzeugende Wirkung zu erwarten ist [1].

Die meisten der vorliegenden toxikologischen Studien beschränken sich auf die Untersuchung des Isomeres mit der höchsten akuten Toxizität, dem 2,3,7,8-TCDD. Einige Untersuchungen zeigten, daß die Toxizität anderer Isomere, insbesondere der 2,3,7,8-substituierten Isomere,

nicht vernachlässigt werden kann, allgemein nimmt die Toxizität mit zunehmendem Chlorierungsgrad von vier zu acht Chloratomen um Potenzen ab.

Da in der Umwelt PCDD/F's fast immer in einer Mischung vieler Isomere vorkommen, ist es erforderlich, ein Verfahren zu vereinbaren, nach dem das toxische Potential des Gemisches bewertet werden kann. Im Gegensatz zu früher, als eher kritisch einzuschätzende Merkmale, wie z.B. die akute Toxizität oder die Enzyminduktion herangezogen wurden, liegen heute auch Ergebnisse aus Studien vor, welche die subchronischen Wirkungen toxikologisch wichtiger Isomere an Ratten untersuchten. Diese ermöglichen es, ein komplexes Gemisch verschiedener Dioxin- und Furan-Isomere hinsichtlich des toxischen Potentials zu bewerten [1]. Hierbei wurden sogenannte Äquivalenzfaktoren, abgekürzt TEF's (toxic equivalence factor oder I-TEF: international toxic equivalence factor), gebildet, mit denen die Toxizität einzelner Isomere relativ zur Toxizität des 2,3,7,8-TCDD angegeben wird. Die Multiplikation der Konzentration des einzelnen PCDD/F-Isomeres mit den TEF ergibt ein 2,3,7,8-TCDD-Äquivalent (TEQ: toxic equivalent quantity). So kann die Toxizität einer Mischung verschiedener PCDD/F-Isomere relativ zum 2,3,7,8-TCDD durch Summierung der einzelnen TEQ's abgeschätzt werden.

Unter der Voraussetzung additiven Verhaltens der toxischen Effekte der einzelnen Isomere kann also das toxische Potential der Summe aller Isomere im Gemisch abgeschätzt werden.

Dieses einfache Verfahren kann berechtigt aber nur solange angewandt werden, bis mehr und bessere Informationen über die toxische Wirkung der verschiedenen Dioxin- und Furan-Isomere vorliegen.

Es sind verschiedene TEF-Listen publiziert; am häufigsten angewandt wird zur Zeit die Äquivalenzliste TE-NATO-CCMS (NATO Committee on Challenges to Modern Society) oder auch als I-TEF bezeichnet (siehe Anhang Tab. A1). [2] In diesem Bericht bedeutet TE immer TE-NATO-CCMS.

Es wird davon ausgegangen, daß die Bewertung des gesamten Risikopotentials mehrerer

PCDD/F im Gemisch nach der I-TEF-Liste eher zu einer Überschätzung als zu einer Unterschätzung des Risikos führt [3].

Über die tägliche Aufnahme an PCDD/F der Normalbevölkerung liegt umfangreiches Datenmaterial vor.

Die Aufnahme der PCDD/F ist grundsätzlich auf dem Wege der Inhalation, der Ingestion und bei dermale Kontakt möglich.

Es wurde durch BECK et al. [4] gezeigt, daß die Dioxin-Aufnahme über die Inhalation weniger als 5 % der Gesamtaufnahme ausmacht. Der weitaus größte Teil wird über die Nahrungsmittelkette aufgenommen und hier infolge der Bioakkumulation von PCDD/F im Fett von Nutztieren über tierisches Fett von Fischen oder Milchkühen.

BECK et al. [4] schätzt eine mittlere tägliche Aufnahme von etwa 15 pg TCDD/Person. Dies entspricht etwa 75 - 150 pg/Person TE. Nach kanadischen Schätzungen ist mit einer täglichen Aufnahme von etwa 92 pg/Person TE zu rechnen, wobei etwa 50 % aus Milchprodukten stammen [5].

Demgegenüber kann bei Immissionskonzentrationen von etwa 100 bis 300 fg/m³ TE eine tägliche Aufnahme auf dem Weg der Inhalation von 2 bis 6 pg/Person TE abgeschätzt werden.

1.4 Vorkommen in der Umwelt

Dioxine werden ubiquitär in der Umwelt gefunden, sowohl in Seehunden, die in der Arktis leben, als auch in Delphinen um Neuseeland [6, 7].

Immissionskonzentrationen wurden in einem Bereich von von 3 bis 500 fg/m³ TE festgestellt [8, 9, 10]; in Deutschland wurden Hintergrundkonzentrationen von 24 fg/m³ TE gemessen [11]. Im schwedischen Trinkwasser konnte eine Konzentration von 2 fg/l TE ermittelt werden [9]; in der Umgebung einer niederländischen Hausmüllverbrennungsanlage wurden Bodenwerte von 3 und 250 ng TEQ/kg Trockensubstanz gefunden [12].

Über Emissionsquellen und insbesondere über die Dioxinmengen, die aus diesen Emissionsquellen in die Umwelt gelangen, liegen nur

lückenhafte Kenntnisse vor. In der Vergangenheit wurde das Schwergewicht der Untersuchungen auf die Ermittlung der Dioxin- und Furangehalte im Abgas, in den Filterstäuben und Schlacken von Müllverbrennungsanlagen gelegt, so daß die Informationsdichte zur Beurteilung der Relevanz dieser Emittentengruppe ausreichend erscheint.

Weniger zufriedenstellend ist die Situation bei anderen Anlagentypen, insbesondere wenn im Hinblick auf eine Qualitätskontrolle die Randbedingungen der Messungen in die Bewertung einbezogen werden. Es sei in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen, daß abhängig vom Zeitpunkt der Messung in der Vergangenheit der Grad der Standardisierung der Probenahme- und Analyseverfahren unterschiedlich war; auf europäischer Ebene wird jetzt erst damit begonnen, eine allgemein akzeptierte Richtlinie (CEN-TC 264) für die Probenahme und Analyse von PCDD/F zu erarbeiten. Weiterhin ist bei der Bewertung von Tabelle 1 zu berücksichtigen, daß hier wenige gemessene Werte auf die Verhältnisse in einem ganzen Land hochgerechnet wurden oder daß Emissionsdaten ohne Messung aus Meßergebnissen ähnlicher, mehr oder weniger vergleichbaren Anlagen geschätzt wurden.

Dennoch gibt Tabelle 1 in erster Näherung eine Übersicht über die Stärke der Emissionsquellen und insbesondere über die Kenntnis der Ursachen der Dioxinbelastung der Umwelt.

Bemühungen, Emissionen und Immissionen zu bilanzieren, waren infolge zur Zeit nicht bekannter Einflüsse, wie die UV-abhängige Photolyse der Dioxine, die Resuspension und die Ungenauigkeiten der Depositionsmessungen bisher nicht erfolgreich.

So kann man für NRW eine Hintergrund-Deposition von 10 bis 15 pg/m²·d TE abschätzen [11]. Extrapoliert auf die Gesamtoberfläche der alten Bundesländer ergibt sich eine Gesamtdeposition von 895 bis 1343 g/Jahr TE. Die Emissionsabschätzungen liegen in einem Bereich von 847 g/Jahr TE [14] bis zu 10 kg/Jahr TE [16].

Auch für Schweden ist es zur Zeit nicht möglich eine Massenbilanz aufzustellen.

Hintergrundwerte, gemessen im Schnee in Nordschweden, von 5 ng TEQ/m² und Jahr ergeben hochgerechnet auf ganz Schweden eine Deposition von 2250 g TEQ/Jahr.

Die ermittelten Emissionen liegen um den Faktor 10 bis 20 niedriger [9]. Eventuell sind hier auch Ferntransporte in Betracht zu ziehen.

1.5 Ziel des Vorhabens

Eine wesentliche Emittentengruppe ist im Bereich der Luftreinhaltung der Hausbrand; hierbei handelt es sich zwar um kleine Einheiten, die aber in hoher Zahl weit verbreitet sind und in der Regel bei niedriger Quellhöhe ohne Abgasreinigung betrieben werden.

Um das Emissionsverhalten, und den Energieverbrauch zu überwachen, ist eine regelmäßige Kontrolle der Hausbrandfeuerung durch den Schornsteinfeger vorgeschrieben (1. BImSchV). Aber auch dadurch ist nicht zu verhindern, daß in Einzelfällen z.B. andere Brennstoffe als die zugelassenen eingesetzt werden oder daß auch Abfall im Hausbrand verbrannt wird. Diese Fälle werden häufig erst durch Nachbarschaftsbeschwerden erkannt.

Von THOMA [17] wurde durch Analyse von Rückständen aus Schornsteinen erstmalig

nachgewiesen, daß auch der Hausbrand eine nicht zu vernachlässigende Dioxinquelle darstellt. Ähnliche Untersuchungen sind z.B. auch aus England bekannt [18].

Ziel dieser Arbeit ist es, Daten zu liefern, die es ermöglichen, die Relevanz des Hausbrandes als Dioxinquelle besser abzuschätzen zu können.

Da Emissionsmessungen im Abgas von Hausbrandfeuerungen bisher nicht bekannt sind, wurden am Prüfstand des Schornsteinfegerhandwerks in Dülmen unter definierten Bedingungen Messungen durchgeführt.

Aber auch die hier beschriebenen Messungen können nicht abschließend sein, sondern stellen nur einen Schritt zur besseren Abschätzung der Emissionssituation beim Hausbrand dar; wegen der Abhängigkeit zwischen Untersuchungsaufwand und Ergebnis ist ein Kompromiß zu finden. Dies bedeutet, daß genauere Daten weitere Untersuchungen bei unterschiedlichen Betriebszuständen, Brennstoffen, Feuerungssystemen unterschiedlicher Leistungsklassen erforderlich machen, insbesondere ist auch zu untersuchen, wie eine Minimierung der Emissionen aus dem Bereich des Hausbrandes erreicht werden kann.

Tabelle 1: Abschätzung der quantitativen PCDD/F-Emissionen in den alten Bundesländern der BRD aus verschiedenen Quellen [13, 14, 15]

Quelle	Emission in toxischen Äquivalenten			Ausbreitungs-Charakteristik	Tendenz der weiteren Belastung
	[13]	[14]	[15]		
kommunale Müllverbrennung	ca. 300 g/a	432 g/a	400 g/a	punktförmige Quelle, Emission in die Luft	abnehmend durch techn. Maßnahmen
			3,1 kg/a	mit festen Rückständen	
Krankenhaus-Müllverbrennung		5,4 g/a	1,5 g/a	punktförmige Quelle, Emission in die Luft	abnehmend durch techn. Maßnahmen
Verkehr	ca. 8-145 g/a	22 g/a	50 g/a	diffuse Quellen, Emission in die Luft	abnehmend durch bleifreies Benzin (Summe der chlorierten, bromierten und gemischthalogениerten Dioxine und Furane)
Kabelabbrennanlagen		5 g/a		punktförmige Quellen, Emission in die Luft	abnehmend durch Betriebsstilllegung oder technische Maßnahmen
Sonderabfallverbrennung		2 g/a	1 g/a	punktförmige Quellen, Emission in die Luft	abnehmend durch technische Maßnahmen
fossile Brennstoffe in Kraftwerken	ca. 10 g/a			punktförmige Quellen, Emission in die Luft	abnehmend durch technische Maßnahmen, Kontrolle der Einsatzstoffe
industrielle Prozesse und thermische Verwertung von Industrieabfällen	?	381 g/a	400 g/a	viele Emittenten Emission in die Luft	
			3,1 kg/a	mit festen Rückständen	
Abfallverbrennung im Haushalt und Hausbrand	?			diffuse Quellen, Emission in die Luft	
PCP-Produktion	1330 g/a (1979)	1300 g/a	1,3 kg/a	Belastung von Innenräumen, Abwasser und Klärschlamm	abnehmend durch Produktionseinstellung
Herbizide (2,4,5-T)1	1 g/a (1984)			Bodenbelastung	abnehmend durch Produktionseinstellung
polychlorierte Biphenyle (PCBs)	ca. 10 g/a			diffuse Emission	abnehmend durch Produktionseinstellung
			(9 kg/a in den letzten 20 Jahren)	im PCB	
Chlorbleiche (Papierherstellung)	ca. 50 g/a			Belastung von verpackten Lebensmitteln, Abwasserbelastung	abnehmend durch andere Bleichverfahren

2. Darstellung des Untersuchungsprogramms

2.1. Grundsätzliche Überlegungen

Es ist zu erwarten, daß Hausbrandfeuerungen PCDD/F emittieren. Abschätzungen ergaben, daß von dieser Emittentengruppe bedeutsamen Mengen an PCDD/F in die Umwelt gelangen können [17].

Um hier verlässlicheres Datenmaterial zu erlangen, wurde von der LIS ein Untersuchungsprogramm durchgeführt. Ziel war, für die wichtigsten Brennstoffe, die nach der 1. BImSchV für Hausfeuerstätten zugelassen sind, die PCDD/F-Emissionen im Vergleich zu anderen Quellen abschätzen zu können.

Dazu wurden in handelsüblichen Feuerungen diese Brennstoffe verbrannt und im Abgas die PCDD/F-Konzentration gemessen.

Da unterschiedliche Lastzustände der Feuerungen auch Einfluß auf die PCDD/F-Emissionen haben können, wurden - soweit realisierbar - die Zustände Schwachlast und Mittellast eingestellt und beprobt.

Für jeden dieser Zustände waren drei Probenahmen vorgesehen, so daß sich sechs Proben pro Brennstoff ergaben.

Dieser an sich geringe Stichprobenumfang stellt einen Kompromiß dar: Die Probenahme und Analyse von PCDD/F ist mit hohem Aufwand und Kosten verbunden, so daß schon für das projektierte Programm mit einem Zeitbedarf von mehreren Monaten nur für die Probenahme und Analyse zu kalkulieren war.

Der Umfang von sechs Proben pro Brennstoff stellt allerdings ein genügend großes Kollektiv dar, um eine Abschätzung der Größenordnung der PCDD/F-Emissionen für die Emittentengruppe Hausbrand vornehmen zu können.

Da bei der Verfeuerung fester Brennstoffe zu vermuten ist, daß vielfach auch brennbare Abfälle (z.B. Verpackungsmüll) mitverbrannt werden, wurden zwei weitere Versuchsreihen mit Zufeuerung von Verpackungsmüll zu Holz als Grundbrennstoff durchgeführt.

An der Durchführung des Programms waren seitens der LIS beteiligt: Frau Gerlach und die Herren Block, Eynck, Fänger, Hirt, Mittermeier, Mülder, Ristow, Stöckmann, Zeidler.

Die Autoren danken der Fortbildungsstätte des Schornsteinfegerhandwerks dafür, daß die Untersuchungen an dem Ofen-Prüfstand in Dülmen durchgeführt werden konnten und für die freundliche Unterstützung.

2.2. Auswahl der Brennstoffe

Nach § 3 der 1. BImSchV [19] sind für Feuerstätten, die dieser VO unterliegen - und dazu gehören Hausbrandfeuerstätten - nur die folgenden Brennstoffe zulässig

- Steinkohlen, nicht pechgebundene Steinkohlenbriketts, Steinkohlenkoks
- Braunkohlen, Braunkohlenbriketts und Braunkohlenkoks
- naturbelassenes stückiges Holz einschließlich anhaftender Zapfen
- naturbelassenes nicht stückiges Holz in Form von Sägemehl, Spänen, Schleifstaub oder Rinde
- gestrichenes, lackiertes oder beschichtetes Holz sowie daraus anfallende Reste soweit keine Holzschutzmittel aufgetragen oder enthalten sind und Beschichtungen nicht aus halogenorganischen Verbindungen bestehen
- Sperrholz, Spanplatten, Faserplatten oder sonst verleimtes Holz sowie daraus anfallende Reste soweit keine Holzschutzmittel aufgetragen oder enthalten sind und Beschichtungen nicht aus halogenorganischen Verbindungen bestehen
- Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe

- Heizöl EL nach DIN 51603 TI 1 sowie Methanol oder Ethanol
- Gase der öffentlichen Gasversorgung, naturbelassenes Erdgas oder Erdölgas mit vergleichbaren Schwefelgehalten sowie Flüssiggas oder Wasserstoff
- Klärgas mit einem Schwefelgehalt bis zu 1 % (Vol.) oder Biogas aus der Landwirtschaft
- Koksofengas, Grubengas, Stahlgas, Hochofengas, Raffineriegas und Synthesegas mit einem Schwefelgehalt bis zu 1 % (Vol.)

Da nicht auszuschließen ist, daß in Hausbrandfeuerstätten für feste Brennstoffe auch Abfälle verbrannt werden, wurde in das Untersuchungsprogramm auch die Mitverbrennung von Verpackungsabfällen mit einbezogen.

Die eingesetzten Brennstoffe waren handelsübliche, im Brennstoffhandel erhältliche Produkte.

2.3. Auswahl der Feuerstätten

Das Untersuchungsprogramm wurde an einem Ofenprüfstand durchgeführt. Um vergleichbare Meßergebnisse zu erzielen, wurden die Feuerstätten alle am selben Schornstein betrieben. Aus demselben Grunde wurden handelsübliche Feuerungen eingesetzt. Alle festen Brennstoffe wurden im gleichen Kessel verbrannt, um auch hier vergleichbare Verbrennungsbedingungen zu schaffen.

Tabelle 2 zeigt den Endenergieverbrauch von 1987 - 1989 nach Energieträgern für die Verbrauchergruppe Haushalt und Kleinverbrauch einschließlich militärischer Dienststellen (angegeben in 1000 t SKE = 29,3 TJ) [20]

Aus Aufwandsgründen mußte der Umfang des Untersuchungsprogramms eingegrenzt werden. Unter Berücksichtigung der Mengenangaben in Tabelle 2 wurden folgende Brennstoffe ausgewählt:

Im einzelnen wurden folgende Kessel eingesetzt:

- Erdgas H
- Heizöl EL
- Anthrazitkohle
- Steinkohlenkoks
- Steinkohlenbriketts (Eierkohle)
- Braunkohlenbriketts
- Holz (Buchenscheitholz), lufttrocken

2.3.1. Gasfeuerung

Viessmann Trimatic mit atmosphärischem Brenner
Nennleistung: 24 KW

Am Kesselausgang befand sich ein Frischluftzug, durch den ca. 80 % Falschluff, bezogen auf die Abgasmenge, in den Kamin gesaugt wurden.

Tabelle 2: Energieverbrauch von 1987 bis 1989

Brennstoff	1987	1988	1989	% 1989 ohne Strom
Steinkohle	1382	1152	935	1,2
Steinkohlenbriketts	772	580	496	0,6
Steinkohlenkoks	1017	897	761	1
Braunkohlenbriketts	1619	1237	1083	1,4
Strom	22454	22248	22493	
Erdgas	28465	26205	26568	34
sonstige Gase	2222	1920	1797	2,3
Heizöl S	668	606	692	0,9
Heizöl EL	47917	45051	34835	44,6
Sonstige (Holz, Torf, Fernwärme)	6685	6121	6035	7,7
davon Fernwärme	5475	4961	4900	6,3
Summe	117921	110708	110653	

2.3.2. Heizöl EL - Feuerung

Viessmann Vitola-Biferral mit Tetramatik II

Brenner: Gebläsebrenner Fa. Weißhaupt
(Gelbbrenner mit Ein-Aus-Schaltung)
Nennleistung: 46 - 56 KW

2.3.3. Feststofffeuerung

Wilhelm und Sander Typ WSF DE 30 nach DIN 4702

Nennleistung: 35 KW

Im Abgasstutzen befand sich ein Lüfter, der in der Anheizphase eingeschaltet wurde.

Da derzeit ein nicht unwesentlicher Teil von Wohnungen mit offenen Kaminen ausgestattet ist, wurde die Verfeuerung von Buchen-Scheitholz in einem offenen Kamin in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Der Kamin war ein Selbstbau der Schornsteinfegerschule. Den Aufbau und die Abmessungen zeigt Abb. 2 (Anhang).

2.4. Auswahl der Betriebszustände

Hausbrandfeuerstätten sind in der Regel so ausgelegt, daß bei Vollastbetrieb auch bei sehr niedrigen Außentemperaturen noch eine ausreichende Raumheizung erfolgt. Da diese Wetterlagen jedoch in Deutschland selten sind, liegt es nahe, die Untersuchungen nur im Mittel- und Schwachlastbetrieb durchzuführen, um sowohl die häufigsten Betriebszustände abzudecken, als auch den Untersuchungsaufwand einzugrenzen.

2.4.1. Festlegung der jeweiligen Kesselbetriebe

Vor den jeweiligen Emissionsmessungen wurden für jeden Brennstoff zunächst Vorversuche durchgeführt.

Beim Gaskessel wurde als erstes eine Vorlauftemperatur von 55°C eingestellt, um die Ein-Aus-Schaltungen des Brenners zu maximie-

ren. Gas- und Ölbrenner haben Sicherheitsvorlaufzeiten, die eine erhöhte Konzentration unverbrannten Brennstoffes hervorrufen. Als zweite Versuchsreihe wurde eine Temperatur von 75°C eingestellt. Bei genügender Leistungsabnahme wurde hier ein Dauerbrennen der Flamme erreicht. Bei jedem der beiden Zustände erfolgten drei Messungen auf PCDD/F.

Um beim Ölkessel eine Maximierung der Ein-Aus-Schaltungen des Brenners zu erreichen, mußte die höchstmögliche Temperatur von 85°C eingestellt werden.

Höhere Leistungsstufen waren nicht zu erreichen; die Untersuchungen mit Heizöl EL wurden daher auf drei Messungen beschränkt.

Während der Versuche mit Festbrennstoffen wurde bei zwei unterschiedlichen Laststufen gemessen.

- Schwachlast mit ca. 5-8 kW (etwa 20-25% der Nennleistung)
- Mittellast mit ca. 12-18 kW (etwa 40-50% der Nennleistung)

Beim Verbrennen von Holz war ein stationärer Betrieb deutlich unterhalb 50% Last nicht möglich. Neben dem Mittellastbetrieb wurden hier zusätzlich drei Messungen mit Holz/brennbarer Abfall (Verhältnis 3:1) durchgeführt.

Bei den Untersuchungen am offenen Kamin wurde in der Regel bei Unterschreiten einer Temperatur von 80°C oberhalb des Brennraumes Brennstoff nachgelegt.

2.4.2. Beschreibung der Geräte zur Leistungsabnahme

Um die anfallende Wärme ausreichend abzuführen, standen zwei Lüfter mit jeweils 20 kW sowie ein Wassermengenzähler mit gleichzeitiger Wasserkühlung zur Verfügung. Diese Geräte wurden je nach Bedarf parallel oder hintereinander zugeschaltet. Beim Betrieb des Ölbrenners mußte darüber hinaus kaltes Frischwasser in den Kreislauf (Überlauf) geleitet werden.

2.4.3 Umfang der Versuche

Es wurde zu Beginn der Versuchsreihe festgelegt, daß pro Brennstoff und Laststufe 3 Messungen erfolgen sollten. Zusätzlich wurden während der Feuerung mit Steinkohlenkoks am Kaminende drei parallele Messungen auf PCDD/F durchgeführt.

3. Meßtechnische Planung und Festlegung der Meßobjekte

3.1. PCDD/F-Messungen

3.1.1. Kondensationsmethode

Die Probenahme von PCDD/F erfolgte mit Hilfe der Kondensationsmethode (VDI Richtlinie 3499 Bl. 2 in Vorbereitung). Als Proben fallen an: Staubfraktion, wässriges Kondensat, Adsorbens und Spüllösung. Diese wurden getrennt extrahiert und dann zur weiteren Aufarbeitung vereinigt.

Eine Schemazeichnung der Probenahmeapparatur ist in Abb. 3 im Anhang des Berichtes dargestellt, die Analytik ist in Kapitel 3.4 beschrieben.

3.2. Messung der Abgasparameter

Als zusätzlich zu messende Komponenten wurden die in den folgenden Punkten beschriebenen Größen ermittelt.

3.2.1. Kontinuierliche Erfassung gasförmiger anorganischer Stoffe im Abgas

Die kontinuierliche Bestimmung des CO-Gehaltes erfolgte mit einem URAS 2E (NDIR) der Fa. Hartmann & Braun nach VDI 2459 Bl. 1.

Der O₂-Gehalt wurde mit einem Magnos 2T der Fa. Hartmann und Braun bestimmt.

Die Erfassung von CO₂ erfolgte ebenfalls mit einem URAS 2E (NDIR) der Fa. Hartmann und Braun.

Der SO₂-Gehalt wurde mit einem RADAS 2E der Fa. Hartmann und Braun gemessen. (NDUV)

Der NO_x-Gehalt wurde mit einem Chemilumineszenzanalysator Typ CLD 700-EL-HT Tecan der Firma Zellweger Tecan Systeme bestimmt.

3.2.2. Gesamtkohlenstoff-Konzentration

Die kontinuierliche Erfassung der Gesamt-C-Konzentration erfolgte mit einem FID der Fa. Bernath-Atomic, Mod. 3004 nach VDI Richtl. 3481 Blatt 1 u.3.

3.2.3. Abgastemperatur und -volumenstrom

Die Temperatur wurde nach Ausmessen des Querschnittes an einer repräsentativen Stelle mit einem Thermoelement gemessen.

Der Abgasvolumenstrom wurde aus der mit Hilfe eines Flügelrad-Anemometers (Fa. Höntsch) gemessenen Geschwindigkeitsverteilung berechnet.

3.2.4. Abgasfeuchte

Der Wassergehalt im Abgas wurde einmal pro Messung nach der Kalziumchloridmethode (Absorption, Differenzwägung) bestimmt.

3.3. Heizkreislauf-Temperaturen und Wärmebilanz

Um eine Kontrolle der Leistungsstufe des Kessels möglich zu machen, wurden folgende Meß- bzw. Rechenwerte zusätzlich kontinuierlich aufgezeichnet:

- Vorlauftemperatur in °C
- Rücklauftemperatur in °C
- Leistungsabgabe bzw. tatsächliche Leistungsstufe in kW

Am Abgasausgang (Kesselende) wurde die Kesseltemperatur erfaßt und kontinuierlich aufgezeichnet.

3.4. Analyse der PCDD/F

3.4.1. Probenaufbereitung

Die Emissionsproben bestanden jeweils aus den folgenden Kompartimenten (siehe Abbildung 3 im Anhang):

- Quarzfilter mit Partikelfraktion
- wässriges Kondensat
- Adsorptionsmittel
- Spüllösung

Das Analysenschema ist in Abbildung 4 im Anhang dargestellt.

3.4.1.1 Extraktion

Spüllösung:

Die Spüllösung wurde unter Druck- und Temperaturkonstanz eingeengt und zum Kondensat gegeben.

Kondensat:

Das Kondensat wurde über eine Glasfaserhülse (Schleicher u. Schüll) filtriert. Die belegte Hülse wurde im Trockenschrank bei 40 °C über ca. 10 h getrocknet und zusammen mit dem Quarzfilter (Partikelfraktion) extrahiert.

Das Kondensat bzw. Filtrat wurde im Scheidetrichter zwei mal mit je 100 ml Toluol ausgeschüttelt.

Die wässrige Phase wurde abgetrennt, die Toluolphase bis zum Einsatz bei der Extraktion kühl und dunkel gelagert.

Extraktion:

In die getrocknete Filterhülse (Rückstand der Kondensatfiltration) wurde das Quarzfilter mit der Partikelfraktion gegeben. Das Filter wurde mit zehn $^{13}\text{C}_{12}$ -Standards (je Isomerengruppe ein $^{13}\text{C}_{12}$ -Standard) versetzt und 20 h mit der Toluolphase extrahiert.

Die XAD-Adsorptionseinheit wurde ebenfalls getrennt von den Filtern 20 h mit Dichlormethan extrahiert.

Nach der Extraktion und Zugabe von 6 ml n-Dekan wurden die Extrakte vereinigt und unter Druck- und Temperaturkonstanz eingeengt.

3.4.1.2 Isolierung der PCDD/PCDF aus dem Extrakt

Die Isolierung der zu untersuchenden Komponenten erfolgte in drei Stufen.

a) Gemischte Säule

Die in Dekan vorliegende Probe wurde auf die in Abbildung 5 (Anhang) beschriebene gemischte Säule gegeben. Danach wurde das Probengefäß 2- bis 3-mal mit Hexan gespült und die Spüllösung ebenfalls auf die gemischte Säule aufgetragen. Dann wurde mit Hexan eluiert. Insgesamt wurden 250 ml Hexan auf die Säule zur Elution der PCDD/PCDF aufgegeben (diese Menge enthielt das Spülhexan des Probengefäßes).

b) Alumina B-Super I Säule

Der Extrakt der gemischten Säule wurde eingeengt und auf die Aluminiumoxidsäule gegeben (s. Abbildung 6, Anhang). Diese Säule wurde naß gefüllt. Eluiert wurde zuerst mit 60 ml Hexan, wobei ein Teil dieses Hexans zuvor zum Spülen des Probengefäßes eingesetzt wurde. Diese Hexan-Fraktion enthält aliphatische Kohlenwasserstoffe und wurde verworfen. Danach wurde mit 90 ml Toluol eluiert, diese Fraktion enthielt die PCB und Chlorbenzole. Im Anschluß an diese Fraktion wurden die PCDD und PCDF mit 200 ml Hexan/Dichlormethan 1:1 eluiert. Zum Schluß wurde mit 50 ml reinem Dichlormethan eluiert. Diese Fraktion wurde aufgehoben für eine eventuell notwendige Überprüfung. Die Hexan/Dichlormethan 1:1 Fraktion wurde am Rotationsver-

dampfer unter Vakuumkontrolle eingeengt und in ein 4 ml Vial umgefüllt. Dann wurde das Lösungsmittel mit einem leichten Stickstoffstrom bis auf 100 µl weiter eingeengt. Dabei ist zu beachten, daß die Probe nicht zur Trockne eingeengt werden darf!

c) HPLC

Die auf 100 µl eingeengten Fraktionen wurden mittels HPLC weiter gereinigt. Als Säule wurde eine Nitrosäule Nucleosil 5 NO₂ mit einem 5 µm Vorfilter eingesetzt, das Laufmittel war Hexan/Diethylether (95:5), der Fluß betrug 0,5 ml pro Minute. Für die Dioxine und Furane wurde die Fraktion von 6 bis 13 min. (3 bis 6,5 ml) aufgefangen und auf 10 bis 20 µl eingeengt. Vor dem Einengen wurde ¹³C₁₂-1,2,3,4 TCDD als Standard zur Berechnung der Wiederfindung zugegeben. Nach jeder Probe wurde die Säule mit Hexan/ter. Butylmethylether (70:30) gespült. Nach ca. 10 Trennungen wurde mit 20 ml Dichlormethan gespült.

Abweichend von dem beschriebenen Aufbereitungsverfahren mußten einige Probenreihen weiteren säulenchromatographischen Reinigungsprozessen unterworfen werden.

Die Proben der Verbrennung von Steinkohlen-Brikett (Eierkohlen), Holz und Hausmüll mußten zusätzlich an Säulen mit Kieselgel, Kieselgel/AgNO₃ oder gemischten Säulen gereinigt werden.

Diese Serien zeichneten sich durch starke Harz- bzw. Teeranteile aus, die mit dem normalen Clean-Up nicht zu bewältigen waren.

Verwendete Chemikalien:

Lösungsmittel in Reinheit Nanograde (Promochem GmbH, 4230 Wesel)
Aluminiumoxid ICN Alumina B - Super I (Best.-Nr. 04571)
Kieselgel ICN Silica 63 - 200 (Best.-Nr. 04663)
Beides von ICN Biomedicals GmbH, Postfach 369, 3440 Eschwege

Natriumsulfat gekörnt, für die Rückstandsanalyse Code 8024 (Promochem GmbH, Wesel)

¹³C-Standards (Promochem, GmbH, Wesel; ESL, Münster)
Silbernitrat (Merck)
H₂SO₄ (Merck p.a.)
NaOH (Merck p.a.)
HCl (Merck p.a.)

3.4.2. Gaschromatographische Trennung und massenspektrometrische Bestimmung der PCDD/PCDF

Es wurden die Summenwerte der verschiedenen Chlorierungsgrade (Tetra- bis OctaCDD/CDF) und gleichzeitig alle 2,3,7,8-chlorsubstituierten PCDD und PCDF bestimmt. Die Dioxine und Furane wurden auf der polaren GC-Kapillare Rt_x-2330 getrennt. Die Identifizierung und Quantifizierung der PCDD/PCDF erfolgte mittels Massenfragmentographie. Zur Bestimmung der einzelnen Isomere der PCDD und PCDF wurden zwei Ionen des Molekülclusters eines jeden Chlorierungsgrades sowohl für die nativen Ionen der Probe wie für die ¹³C-markierten Ionen des Standards gemessen. Die massenspektrometrische Bestimmung erfolgte an einem doppelfokussierenden Massenspektrometer VG 70/250 S von VG Instruments, bei einer Auflösung von ca. 10000.

3.4.3. Qualitätssicherung

Die 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere und Isomeregruppen wurden über die Molmasse, das Isotopenverhältnis und die Retentionszeit identifiziert. Diese drei Größen sind für ein Kongener charakteristisch. Die Anzeige des GC MS-Systems ist erfahrungsgemäß in diesem Bereich der hier auftretenden Konzentrationen linear. Die quantitative Bestimmung erfolgte nach der Methode des internen Standards, hierbei gilt, $m_i = f_i \times F_i \times m_{is}/F_{is}$.

Hierin bedeuten:

m_i : Masse der i-ten PCDD/PCDF-Komponente

F_i : Fläche der i-ten PCDD/PCDF-Komponente

m_{is} : Masse des zugegebenen i-ten PCDD/PCDF--Standards

F_{is} : Fläche des zugegebenen i-ten PCDD/PCDF-Standards

f_i : Korrekturfaktor der i-ten PCDD/PCDF-Komponente (= 1 zu setzen)

Durch die massenspektrometrische Auflösung von 10000 können Störungen durch ähnliche Verbindungen weitgehend ausgeschlossen werden.

3.4.3.1 Blindwerte

Während der Meßserie wurden zwei Blindwerte der reinen Probenahmeapparatur bestimmt.

Der Blindwert EDBLL2 zeigt nur geringe Mengen an Oktachlordibenzodioxin während alle anderen 2,3,7,8 substituierten unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 bis 0,3 pg/m^3 lagen, woraus sich ein TCDD-Äquivalent nach BGA von 0,01 pg/m^3 berechnete.

Der Blindwert EDBLL1 zeigte geringe Spuren an Hepta- und Oktachlordibenzodioxinen sowie merkliche Spuren an Tetra- und Pentachlordibenzofuranen, woraus sich ein TCDD-Äquivalent nach BGA von 0,43 pg/m^3 berechnete.

(s. Anhang: Isomerenspezifische Auflistung der Analysendaten)

3.4.3.2 Standardverbindungen

Folgende ^{13}C -markierte Referenzsubstanzen wurden zur Quantifizierung eingesetzt:

$^{13}\text{C}_{12}$ -2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzodioxin

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzodioxin

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4,6,7,8,9-Oktachlordibenzodioxin

$^{13}\text{C}_{12}$ -2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran

$^{13}\text{C}_{12}$ -2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran

$^{13}\text{C}_{12}$ -2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran

$^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4,6,7,8,9-Oktachlordibenzofuran

Als Referenzsubstanz zur Bestimmung der Wiederfindungsrate wurde $^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,4-Tetrachlordibenzodioxin verwendet.

Die Probenahme wurde durch Dotierung des Partikelfilters mit $^{13}\text{C}_6$ -1,2,3,4-Tetrachlordibenzodioxin überwacht.

3.4.3.3 Nachweisgrenzen

Die Nachweisgrenzen werden für jede Probe und jedes einzelne Isomer einzeln bestimmt. Die Bestimmung erfolgt über die Peakhöhe des zugefügten internen Standards bei der jeweiligen Probe und das dreifache Rauschen der entsprechenden Massenspur bei der Retentionszeit der zur analysierenden Kongeneren.

3.4.3.4 Wiederfindungsraten

Durch den zugesetzten ^{13}C -markierten 1,2,3,4-TCDD-Standard nach der Isolierung der PCDD und PCDF und vor der GCMS-Analyse kann die Wiederfindung der internen Standards bestimmt werden.

Diese Wiederfindungsraten für das $^{13}\text{C}_{12}$ -2,3,7,8-TCDD lagen in der Regel über 60 % und die Wiederfindung des $^{13}\text{C}_6$ -1,2,3,4-TCDD (Probenahme-Spike) lagen in der Regel über 70 % des theoretischen Wertes.

3.4.3.5 Berechnung der Toxizitätsäquivalente

Die Toxizitätsäquivalente wurden nach BGA und nach NATO-CCMS bestimmt. Dabei wurde die Berechnung einmal ausgeführt, indem nur die

Komponenten zur Berechnung herangezogen wurden, die oberhalb der Nachweisgrenze lagen (TE min), bei einer zweiten Berechnung der Toxizitätsäquivalente wurden auch die Nachweisgrenzen der Komponenten, die nicht nachgewiesen werden konnten, mit dazu herangezogen, dabei wurde die Nachweisgrenze bei der Berechnung berücksichtigt (TE max). Die Faktoren der Toxizitätsäquivalente sind in der Abbildung 2 (Anhang) zusammengefaßt.

4. Durchführung der Messungen

4.1. Beschreibung der Meßstelle und des Geräteaufbaus

4.1.1. Dioxine und Begleitkomponenten

Die Meßstelle zur Probenahme auf Dioxine, Abgasanalyse, Gesamtkohlenstoff sowie der Abgasfeuchte und -temperatur befand sich im Schornstein in 6 m Höhe über dem Abgasauslaß der Heizkessel.

4.1.2. Abgasvolumenstrom

Die Abgasgeschwindigkeit wurde aus technischen Gründen auf der nächst höheren Bühne in ca. 8 m Höhe ermittelt.

4.2. Beschreibung der Feuerungsführung

Die Messungen bei Gas- und Ölfeuerung wurden mit dem Zünden der Brenner gestartet, um die Phase der Kesselaufheizung mitzuerfassen.

Die Probenahmen während des Betriebes der Feststofffeuerungen begannen analog den Vorschriften der Schornsteinfeger 5 min nach Brennstoffaufgabe. Weiteres Auflegen von Brennmaterial wurde jeweils protokolliert. Anfeuerungsmittel waren Zeitungspapier und Holz.

Bei einzelnen Versuchen mit Anthrazitkohle lief während der Messung zwischenzeitlich der Lüfter. Bei allen anderen Messungen war er ausgeschaltet und diente nur der schnelleren Anfeuerung.

4.3. Brennstoff- und Ascheprobe- nahme

Der Verbrauch an den jeweiligen Brennstoffen wurde täglich protokolliert.

Von jedem Brennstoff wurde eine Querschnittsprobe gezogen und aus der entsprechenden Asche eine repräsentative Sammelprobe zurückgestellt.

5. Darstellung der Ergebnisse

Alle Emissionskonzentrationen sind auf trockenes Abgas im Normzustand bezogen.

5.1. Gasfeuerung

Zur Ermittlung der spezifischen Emissionen von Erdgasfeuerungen wurde die gemessene PCDD/F-Konzentration im Abgas mit dem Abgasvolumenstrom multipliziert und durch den Brennstoffverbrauch dividiert.

Bei der Ermittlung der spezifischen Emission, bezogen auf den Heizwert, und der geschätzten Jahresemission wurde ein mittlerer Heizwert für Erdgas von $37,35 \text{ MJ/m}^3$ zugrundegelegt.

Da die analytische Bestimmung der zu bewertenden 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere ergab, daß viele im Bereich der Nachweisgrenze oder darunter lagen, wurde für weitere Berechnungen einmal ein TEQ-Wert nur für die nachgewiesenen Isomeren errechnet (TE min). Zur Ermittlung der Spannweite wurde ein weiterer TEQ-Wert unter Einbeziehung der Nachweisgrenze errechnet (TE max). Das Ergebnis der Messungen zeigt Tabelle 3.

Probe 1 konnte analytisch nicht ausgewertet werden, so daß für den intermittierenden Betrieb nur zwei Ergebnisse vorhanden waren. (Proben 2 und 3)

Proben 4 bis 6 repräsentieren den Zustand Dauerbrennen.

Es fällt auf, daß die Konzentration in Probe 5 deutlich höher liegt als in den restlichen Proben. Eine Ursache dafür konnte nicht ermittelt werden.

Zwischen den beiden Betriebszuständen sind signifikante Unterschiede in den Ergebnissen nicht nachweisbar, so daß alle Werte zu einem Kollektiv zusammengefaßt wurden. Bei der Auswertung wurde einmal mit und einmal ohne Probe 5 gerechnet. Das Ergebnis zeigt Tabelle 4.

5.2. Feuerung mit Heizöl EL

Die Ermittlung der spezifischen Emissionen erfolgte wie unter 5.1. beschrieben.

Es wurden hier nur drei Proben bei intermittierendem Betrieb genommen, da eine höhere Leistungsabnahme nicht realisiert werden konnte.

Das Ergebnis der drei Messungen zeigt Tabelle 6.

Auch in diesem Fall lagen viele der zu bewertenden Einzelisomere im Bereich der analytischen Nachweisgrenze, oder darunter.

Bei diesen Proben ist auffällig, daß beide TEQ-Werte kaum streuen.

Das Ergebnis der Berechnung der auf das verbrannte Brennstoffvolumen bezogenen spezifischen Emissionen sowie die Abschätzung der Jahresemission zeigt Tabelle 7.

Tabelle 3: Dioxinmissionen aus einer Gasfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Brennstoffmenge m ³
		TE min pg/m ³	TE max pg/m ³		
EDGA2	610	0,2	0,52	18,8	14,49
EDGA3	600	0,09	0,79	18,9	14,89
EDGA4	600	0,11	1,25	18,5	17,83
EDGA5	600	2,76	2,76	18,5	18,71
EDGA6	600	0,15	1,01	18,5	18,82

Tabelle 4a: Spezifische PCDD/F-Emissionen als Toxizitätsäquivalente, bezogen auf das Volumen des verbrannten Gases und den Heizwert

Probe	Volumenstrom (Abgas) m ³ /h	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/m ³
		pg/m ³ Gas TE min	pg/m ³ Gas TE max	
EDGA2	134	18,8	48,88	37,35
EDGA3	132	7,98	70,02	37,35
EDGA4	141	8,7	98,85	37,35
EDGA5	141	207,98	207,98	37,35
EDGA6	142	11,32	76,21	37,35

Tabelle 4b: Berechnung der Jahresemission bei einem Erdgas-Verbrauch von 778442 TJ (Tab. 2).

Probe	energiespezifische Emission pg/MJ		Emission '89 mg/a TE min	Emission '89 mg/a TE max
	TE min	TE max		
EDGA2	0,5	1,31	392	1019
EDGA3	0,21	1,87	166	1459
EDGA4	0,23	2,65	181	2060
EDGA5	5,57	5,57	4335	4335
EDGA6	0,3	2,04	236	1588
Mittelwert:	1,36	2,69	1062	2092
Mittelwert ohne Nr.5	0,31	1,97	244	1532

Tabelle 5: Verteilung der Isomerengruppen und Einzelisomere

Probenbezeichnung:	EDGA3 pg/m ³
Summe TCDD	n.n.
Summe PeCDD	n.n.
Summe HxCDD	n.n.
Summe HpCDD	1,4
OCDD	5,1
PCDD	6,5
2,3,7,8 - TCDD	< 0,16
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 0,31
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 0,53
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 0,53
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 0,53
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	0,75
Summe TCDF	n.n.
Summe PeCDF	n.n.
Summe HxCDF	0,82
Summe HpCDF	n.a.
OCDF	< 0,81
PCDF	0,8
2,3,7,8 - TCDF	< 0,12
1,2,3,7,8 + 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,25
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 0,25
1,2,3,4,7,8 + 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 0,27
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 0,27
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 0,17
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	0,82
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	n.a.
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	n.a.
PCDD + PCDF	7

Tabelle 5 zeigt exemplarisch die Verteilung der Isomerengruppen und der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere bei der Verfeuerung von Erdgas H.

Tabelle 6: Dioxinmissionen aus einer Heizöl-EL-Feuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration			Brennstoffmenge Liter
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max	O ₂ -Gehalt Vol%	
EDOL1	270	0,39	1,81	15,8	7,48
EDOL2	270	0,41	2,22	14	10
EDOL3	275	0,39	2,48	16,1	8,41

Tabelle 7a: Brennstoffspezifische Dioxin-Emissionen bei einer Heizöl-EL-Feuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Abgasvolumenstrom m ³ /h	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/kg
		pg/l TE min	pg/l TE max	
EDOL1	71	16,66	77,31	42,7
EDOL2	82	15,13	81,92	42,7
EDOL3	83	17,64	112,18	42,7
	Mittelwert	16,48	90,47	

Tabelle 7b: Berechnung der Jahresemission bei einem Heizöl-EL-Verbrauch von 1020665 TJ (Tab. 2).

Probe	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
	pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min	mg/a TE max
EDOL1	0,49	2,26	498	2310
EDOL2	0,44	2,4	452	2448
EDOL3	0,52	3,28	527	3352
Mittelwert:	0,48	2,65	492	2703

Tabelle 8: Verteilung der Isomerengruppen und Einzelisomere

Probenbezeichnung:	EDOL2 pg/m ³
Summe TCDD	n.n.
Summe PeCDD	n.n.
Summe HxCDD	n.n.
Summe HpCDD	6,7
OCDD	18
PCDD	25
2,3,7,8 - TCDD	< 0,48
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 0,77
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 1,2
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 1,2
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 1,2
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	3,3
Summe TCDF	5,5
Summe PeCDF	n.n.
Summe HxCDF	2,3
Summe HpCDF	3,4
OCDF	< 1,9
PCDF	11
2,3,7,8 - TCDF	1
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,64
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 0,64
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 0,71
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 0,71
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 0,62
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	2,3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	2,9
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 0,51
PCDD + PCDF	36

Tabelle 8 zeigt exemplarisch die Verteilung der Isomerengruppen und Einzelisomere bei der Verbrennung von Heizöl EL.

5.3. Feste Brennstoffe

Für die festen Brennstoffe wurden die weiteren Berechnungen auf vereinfachte Art vorgenommen, da die Ermittlung des exakten Brennstoffverbrauchs während der Probenahme schwierig ist. Es wurde folgende Vorgehensweise gewählt:

- Normierung der Konzentrationswerte der PCDD/F im Abgas auf unverdünntes Abgas
- Multiplikation der normierten Konzentrationswerte mit der spezifischen Abgasmenge zur Ermittlung der spezifischen Emission pro kg Brennstoff
- Division der spezifischen Emission durch den Heizwert zur Ermittlung der Emission pro MJ Brennstoffeinsatz

Die spezifische Abgasmenge wurde mit Hilfe empirischer Formeln und Literaturdaten abgeschätzt. Der Heizwert wurde ebenfalls aus Tabellenwerken entnommen.[21]

Angesichts des für eine Gesamtaussage geringen Stichprobenumfangs und der großen Streuung der Meßergebnisse ist diese Vorgehensweise hinreichend genau, um eine Abschätzung der

durch feste Brennstoffe im Hausbrand verursachten PCDD/F-Emissionen vornehmen zu können.

5.3.1. Anthrazit-Kohle

Es wurden drei Proben im Schwachlastbereich (Leistungsabnahme: 7 kW) (Proben 4 bis 6) und drei Proben im Mittellastbereich (Leistungsabnahme: 17 kW) genommen (Proben 1 bis 3).

Mit Ausnahme von Probe 4 liegen auch hier alle Konzentrationswerte eng beieinander, so daß ein Unterschied zwischen den beiden Betriebszuständen nicht nachzuweisen ist. Eine Erklärung für den Wert von Probe 4 konnte aufgrund der Feuerführung und anderer Randbedingungen nicht gefunden werden.

Die auf die verbrannte Brennstoffmenge bezogenen spezifischen Emissionen und die Abschätzung der Jahresemission zeigt Tabelle 10. Zur Errechnung der Jahresemission wurde die Gesamtmenge an Steinkohle aus dem Hausbrand (41928 TJ) zugrundegelegt (Tab. 2).

Die Verteilung der Isomeregruppen sowie der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt exemplarisch Tabelle 11.

Tabelle 9: Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung der PCDD/F in Abgas in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³	pg/m ³		pg/m ³	pg/m ³
		TE min	TE max		TE min 0 % O ₂	TE max 0 % O ₂
EDAK1	240	0,77	1,59	17,1	4,1	8,6
EDAK2	202	0,43	3,46	16,7	2,1	16,9
EDAK3	210	0,69	2,41	16,4	3,2	11
EDAK4	240	6,54	6,63	18,8	62,4	63,3
EDAK5	240	1,09	1,39	18,4	8,8	11,2
EDAK6	235	0,95	1,32	18,5	8	11,1

Tabelle 10: Spezifische Emissionen als Toxizitätsäquivalente

Probe	spezifische Abgasmenge	brennstoffspezifische Emission		Heizwert	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		MJ/kg	pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min
EDAK1	8,43	35	72,2	33,39	1	2,2	29	59
EDAK2	8,43	17,7	142,4	33,39	0,5	4,3	15	117
EDAK3	8,43	26,6	92,7	33,39	0,8	2,8	22	76
EDAK4	8,43	526,3	533,5	33,39	15,8	16	432	438
EDAK5	8,43	74,2	94,6	33,39	2,2	2,8	61	78
EDAK6	8,43	67,3	93,5	33,39	2	2,8	55	77
				Mittelwert:	3,7	5,1	102	141

Tabelle 11: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDAK3 pg/m ³
Summe TCDD	15
Summe PeCDD	3,7
Summe HxCDD	n.n.
Summe HpCDD	4,9
OCDD	11
PCDD	34
2,3,7,8 - TCDD	0,29
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 0,53
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 1,3
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 1,3
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 1,3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	2,3
Summe TCDF	23
Summe PeCDF	n.n.
Summe HxCDF	2
Summe HpCDF	n.n.
OCDF	n.a.
PCDF	25
2,3,7,8 - TCDF	1,7
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,54
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 0,54
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 1,3
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	1,3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 0,79
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 2
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 21
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 21
PCDD + PCDF	59

5.3.2. Steinkohlenkoks

Bei der Verfeuerung von Koks wurden wiederum drei Proben je Betriebszustand genommen. Bei den Probenahmen 2, 3 und 4 wurden zeitgleich Proben an einer Meßstelle genommen, die 6 m höher im Kamin lagen. Diese sind mit dem Zusatz "b" gekennzeichnet. Bei Schwachlast (Proben 1 - 3) konnte eine Leistungsabnahme von 10 kW und bei Mittellast (Proben 4 bis 6) eine von 19 kW erzielt werden.

Das Ergebnis der Konzentrationsbestimmung im Abgas zeigt Tabelle 12.

Auffällig ist hier die bei den Parallelprobenahmen auftretende Streuung der Ergebnisse bei den Proben 3, 3b und 5, 5b während bei den Proben 4, 4b eine hervorragende Übereinstimmung deutlich wird. Dies beruht wahrscheinlich auf Inhomogenitäten und Strahlenbildung im Abgasstrom, da nicht zu erwarten ist, daß auf dem kurzen Weg und in der kurzen Zeit eine Neubildung der PCDD/F stattfindet.

Außerdem ist zu berücksichtigen, daß die teilweise schlechte Nachweisgrenze ebenfalls zu einer Verzerrung des Bildes führt, wie Tabelle 12, letzte Spalte zeigt.

Der Streuung der Einzelergebnisse wird dadurch Rechnung getragen, daß die weitere Auswertung auf der Basis von Mittelwerten geschieht, die mit höherer statistischer Sicherheit das Emissionsverhalten widerspiegeln.

Da auch hier keine nachweisbaren Unterschiede zwischen den beiden Betriebszuständen erkennbar waren, wurden alle Daten zu einem Kollektiv zusammengefaßt. Das Ergebnis der Ermittlung der brennstoffbezogenen spezifischen Emissionen und die Abschätzung der Jahresmission zeigt Tabelle 13.

Es wurde ein Verbrauch von 22297 TJ zugrundegelegt (Tab. 2).

Die Darstellung der Isomerengruppen und 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt Tabelle 14.

Tabelle 12: Dioxinmissionen aus einer Koksfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDKO1	210	1	3,7	19,3	12,4	45,7
EDKO2	210	0,4	3,1	19,3	4,9	37,6
EDKO3	210	3,99	6,96	19,6	59,9	104,4
EDKO3b	210	15,2	17,2	19,6	228	258
EDKO4	180	13,6	14,7	17,8	89,3	96,5
EDKO4b	180	14,3	14,3	17,8	93,8	93,8
EDKO5	180	7,4	7,8	17,7	47,1	49,6
EDKO5b	180	12,4	12,4	17,7	78,9	78,9
EDKO6	210	5,5	5,6	17,3	31	31,6

Tabelle 13: Spezifische Emissionen als Toxizitätsäquivalente

Probe	spezifische Abgasmenge m ³ /kg	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/kg	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min	mg/a TE max
EDKO1	7,7	95,1	351,9	29,31	3,2	12	72	268
EDKO2	7,7	37,4	289,8	29,31	1,3	9,9	28	220
EDKO3	7,7	460,8	803,9	29,31	15,7	27,4	351	612
EDKO3b	7,7	1755,6	1986,6	29,31	59,9	67,8	1336	1511
EDKO4	7,7	687,2	742,8	29,31	23,4	25,3	523	565
EDKO4b	7,7	722,6	722,6	29,31	24,7	24,7	550	550
EDKO5	7,7	362,6	382,2	29,31	12,4	13	276	291
EDKO5b	7,7	607,6	607,6	29,31	20,7	20,7	462	462
EDKO6	7,7	239,1	243,4	29,31	8,2	8,3	182	185
				Mittelwert:	18,8	23,2	420	518

Tabelle 14: Verteilung der Isomerengruppen und Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDKO6 pg/m ³
Summe TCDD	6,14
Summe PeCDD	3,65
Summe HxCDD	7,87
Summe HpCDD	12,88
OCDD	25,93
PCDD	56,46
2,3,7,8 - TCDD	0,2
1,2,3,7,8 - PeCDD	0,3
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 0,6
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	1,31
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	0,6
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	7,84
Summe TCDF	119,15
Summe PeCDF	39,92
Summe HxCDF	16,92
Summe HpCDF	4,42
OCDF	n.a.
PCDF	180,41
2,3,7,8 - TCDF	13,67
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	4,35
2,3,4,7,8 - PeCDF	5,1
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	2,22
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	1,3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	0,28
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	3,34
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	3,78
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 0,29
PCDD + PCDF	236,87

5.3.3. Braunkohlenbriketts

Das Ergebnis der Verbrennung von Braunkohlenbriketts zeigt Tabelle 15.

Die Proben 1 bis 3 repräsentieren den Zustand Mittellast (24,6 kW Leistungsabnahme) und die Proben 4 bis 6 den Zustand Schwachlast (9 kW Leistungsabnahme).

Da die Aufbereitung der Proben zur Analyse mit großen Problemen verbunden war, ist hier der Unterschied zwischen den Ergebnissen ohne Berücksichtigung der nicht nachgewiesenen Isomeren und denen unter Einbeziehung der Nachweisgrenze recht groß.

Das Ergebnis der Berechnung der brennstoffbezogenen spezifischen Emissionen sowie die Abschätzung der Jahresemission zeigt Ta-

belle 16. Da zwischen den Ergebnissen der beiden Zustände Unterschiede nicht nachweisbar sind, wurden alle 6 Ergebnisse zusammengefaßt und ausgewertet.

Es wurde ein Verbrauch von 31761 TJ zugrundegelegt.

Die Verteilung der Isomerengruppen sowie der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomeren zeigt Tabelle 17.

Auffällig ist hier bei allen Proben das Verteilungsmuster der Isomerengruppen: Während man bei vielen Verbrennungsprozessen findet, daß die Konzentration der Dibenzodioxine mit zunehmendem Chlorierungsgrad ansteigt, ist es bei der Verbrennung von Braunkohlenbriketts umgekehrt. In allen Proben sind Dibenzofurane mit einem Chlorierungsgrad > 5 nicht nachweisbar.

Tabelle 15: Dioxinmissionen aus einer Braunkohlenbrikettfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration Bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDBB1	125	0,6	38,3	17	3,2	201,1
EDBB2	180	16,4	55,1	17	86,3	290,0
EDBB3	180	0,1	51,4	17,9	0,7	348,2
EDBB4	140	6,9	15,6	18,1	50	113,0
EDBB5	180	0,1	71	19,1	1,1	780,6
EDBB6	210	0,1	143,1	19,1	1,1	1581,6

Tabelle 16: Spezifische Emissionen der Toxizitätsäquivalente

Probe	spezifische Abgasmenge	brennstoffspezifische Emission		Heizwert	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		MJ/kg	pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min
EDBB1	5,3	16,7	1063,7	20,1	0,8	52,9	25	1679
EDBB2	5,3	456,6	1534,1	20,1	22,7	76,3	720	2421
EDBB3	5,3	3,6	1841,9	20,1	0,2	91,6	6	2907
EDBB4	5,3	264,3	597,6	20,1	13,2	29,7	419	942
EDBB5	5,3	5,8	4129,5	20,1	0,3	205,4	9	6518
EDBB6	5,3	5,8	8366,8	20,1	0,3	416,3	9	13210
				Mittelwert :	6,2	145,4	198	4613

Tabelle 17: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDBB2 pg/m ³
Summe TCDD	169
Summe PeCDD	112
Summe HxCDD	63
Summe HpCDD	37
OCDD	49
PCDD	430
2,3,7,8 - TCDD	< 5
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 9
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 19
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 19
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 19
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	17
Summe TCDF	1136
Summe PeCDF	270
Summe HxCDF	n.n.
Summe HpCDF	n.n.
OCDF	n.a.
PCDF	1407
2,3,7,8 - TCDF	51
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	24
2,3,4,7,8 - PeCDF	20
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 9
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 9
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 106
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 106
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 16
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 16
PCDD + PCDF	1836

5.3.4. Eierkohlen

Die Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung von PCDD/F im Abgas bei der Verbrennung von Eierkohlen (Steinkohlenbriketts) zeigt Tabelle 18. Die Proben 1 bis 3 repräsentieren den Zustand Schwachlast (7 kW Leistungsabnahme), die Proben 5 und 6 den Zustand Mittellast (18 kW Leistungsabnahme).

Die Proben 2 und 4 waren nicht auswertbar. Auch hier zeigt sich wegen großer Probleme bei der Reinigung der Proben ein ausgeprägter Unterschied zwischen den Werten "ohne Berücksichtigung der nicht nachgewiesenen Isomeren"

und denen "unter Berücksichtigung der Nachweisgrenze".

Auch bei diesen Messungen sind Unterschiede zwischen den beiden Zuständen nicht nachweisbar, so daß alle Daten zusammengefaßt ausgewertet wurden.

Das Ergebnis der Berechnung der brennstoffbezogenen spezifischen Emissionen sowie die Abschätzung der Jahresemission zeigt Tabelle 19.

Die Verteilung der Isomerengruppen PCDD/F sowie der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt Tabelle 20.

Tabelle 18: Dioxinmissionen aus einer Eierkohlenfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDEK1	180	1,3	22,9	19,4	17,1	300,6
EDEK3	240	0,8	20,5	19,7	12,9	331,2
EDEK5	210	6,6	22,1	18,5	55,4	185,6
EDEK6	210	11,7	15,5	18,2	87,8	116,3

Tabelle 19: Spezifische Emissionen als Toxizitätsäquivalente

Probe	spezifische Abgasmenge	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/kg	energiespezifische Emission		Jahremission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min	mg/a TE max
EDEK1	8,2	140,4	2473,6	32,45	4,3	76,2	62	1107
EDEK3	8,2	106,4	2725,4	32,45	3,3	84	48	1221
EDEK5	8,2	456,3	1527,8	32,45	14,1	47,1	205	684
EDEK6	8,2	722,2	956,7	32,45	22,3	29,5	324	429
			Mittelwert :		11	59,2	160	860

Tabelle 20: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDEK6 pg/m ³
Summe TCDD	46
Summe PeCDD	17
Summe HxCDD	31
Summe HpCDD	12
OCDD	34
PCDD	141
2,3,7,8 - TCDD	< 1
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 2
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 3
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 3
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	7
Summe TCDF	213
Summe PeCDF	96
Summe HxCDF	23
Summe HpCDF	n.n.
OCDF	n.a.
PCDF	332
2,3,7,8 - TCDF	30
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	11
2,3,4,7,8 - PeCDF	14
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	5
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 3
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 7
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 7
PCDD + PCDF	473

5.3.5. Holz

Zum Einsatz kamen hier lufttrockene Buchenholz-scheite. Es konnte nur der Zustand Mittel-last realisiert werden (Leistungsabnahme: 14 kW).

Die Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung der PCDD/F im Abgas zeigt Tabelle 21.

Das Ergebnis der Berechnung der brennstoffbe-zogenen spezifischen Emissionen und die Abschätzung der Jahresemission zeigt

Tabelle 22. Dabei wurde ein Verbrauch 1989 von 33256 TJ zugrundegelegt (Tab. 2).

Die Verteilung der Isomeregruppen und 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt bei-spielhaft Tabelle 23.

Auffällig ist bei diesen Ergebnissen, daß die Gruppe der Dibenzodioxine den größten Anteil der Isomeren ausmacht. Üblicherweise über-wiegt bei Verbrennungsprozessen die Gruppe der Dibenzofurane.

Tabelle 21: Dioxinmissionen aus einer Holzfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDHO1	210	10	17	18,6	87,5	148,8
EDHO2	210	16	26	18,6	140	227,5
EDHO3	210	8	18	18	56,8	127,7

Tabelle 22: Spezifische Emissionen als Toxizitätsäquivalente

Probe	Gasmenge m ³ /kg	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/kg	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min	mg/a TE max
EDHO1	5,6	490	833	15,5	31,6	53,7	1051	1787
EDHO2	5,6	784	1274	15,5	50,6	82,2	1682	2733
EDHO3	5,6	317,8	715,1	15,5	20,5	46,1	682	1534
			Mittelwert :		34,2	60,7	1138	2018

Tabelle 23: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDHO1 pg/m ³
Summe TCDD	22
Summe PeCDD	23
Summe HxCDD	100
Summe HpCDD	549
OCDD	1483
PCDD	2177
2,3,7,8 - TCDD	< 3
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 3
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 6
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	13
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 6
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	342
Summe TCDF	138
Summe PeCDF	33
Summe HxCDF	11
Summe HpCDF	26
OCDF	40
PCDF	247
2,3,7,8 - TCDF	12
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	4
2,3,4,7,8 - PeCDF	4
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 3
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 4
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 4
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	15
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 6
PCDD + PCDF	2424

5.3.6. Holzfeuerung im offenen Kamin

In einem offenen Kamin wurden drei Probenahmen bei der Verfeuerung von lufttrockenen Buchenholzscheiten vorgenommen. Der Kamin war mit derselben Abgasleitung verbunden wie bei den vorherigen Versuchen mit festen Brennstoffen, so daß die Messungen an derselben Meßstelle stattfanden.

Die Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung im Abgas zeigt Tabelle 24.

Die Berechnung der brennstoffbezogenen spezifischen Emissionen sowie die Abschätzung der Jahresemission zeigt Tabelle 25.

Bei der Abschätzung der Jahresemission wurde

als Maximalabschätzung die Gesamtmenge des verbrauchten Holzes zugrundegelegt, da Daten über die Aufteilung der Brennstoffmenge auf verschiedene Feuerungen nicht vorlagen. (Verbrauch 33256 TJ).

Die Verteilung der Isomerengruppen sowie der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt Tabelle 26.

Auffällig ist hier das unterschiedliche Profil der Isomerengruppen zur dem bei der Verbrennung von Holz im Heizkessel. Allerdings ist hier zu berücksichtigen, daß die Messungen in einem sehr viel verdünnteren Abgas stattfanden. Deshalb lagen hier viele Isomeren unter der Nachweisgrenze.

Tabelle 24: Dioxinemissionen aus einer Holzfeuerung in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDOK1	270	4,51	12,06	19,8	78,9	211,1
EDOK2	270	0,63	6,3	20	13,4	133,6
EDOK3	270	0,58	9,55	20,1	13,5	222,8

Tabelle 25: Spezifische Emissionen als Toxizitätsäquivalente

Probe	Gasmenge m ³ /kg	brennstoffspezifische Emission		Heizwert MJ/kg	energiespezifische Emission		Jahresemission 1989	
		pg/kg TE min	pg/kg TE max.		pg/MJ TE min	pg/MJ TE max	mg/a TE min	mg/a TE max
EDOK1	5,6	442	1181,9	15,3	28,9	77,2	961	2569
EDOK2	5,6	74,8	748,4	15,3	4,9	48,9	163	1627
EDOK3	5,6	75,8	1247,9	15,3	5	81,6	165	2712
			Mittelwert :		12,9	69,2	429	2303

Tabelle 26: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung :	EDOK1 pg/m ³
Summe TCDD	n.n.
Summe PeCDD	n.n.
Summe HxCDD	n.n.
Summe HpCDD	84
OCDD	252
PCDD	336
2,3,7,8 - TCDD	< 3,7
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 3,7
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 4,1
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 4,1
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 4,1
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	53
Summe TCDF	83
Summe PeCDF	30
Summe HxCDF	n.n.19
Summe HpCDF	n.n.
OCDF	< 36
PCDF	132
2,3,7,8 - TCDF	8,8
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	3,4
2,3,4,7,8 - PeCDF	4,2
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	3,3
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	2,5
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 3
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 4,8
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 4,8
PCDD + PCDF	469

5.3.7. Verfeuerung von Holz und Verpackungsmüll im Heizkessel

Es wurden drei Probenahmen im Abgas bei der Verbrennung von Holz und einem Drittel Haushaltsabfälle, wie Verpackungsmüll vorgenommen. Dabei handelte es sich um übliche im Haushalt anfallende Plastik- und Papierverpackungen wie Joghurtbecher, Milchtüten, Getränkeverpackungen etc.

Dieser Sonderbrennstoff wurde gleichzeitig mit dem eigentlichen Brennstoff Holz aufgegeben.

Das Ergebnis der Konzentrationsbestimmung im Abgas zeigt Tabelle 27.

Im Vergleich zur reinen Feuerung mit Holz findet man hier eine um etwa eine Zehnerpotenz

höhere Emission an PCDD/F. Verglichen werden sollten hier die Daten bezogen auf stöchiometrische Verbrennung.

Bei der analytischen Bestimmung der Isomerengruppen und der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomeren lagen nahezu alle über der Nachweisgrenze.

Auf die Abschätzung spezifischer Emissionen sowie der Jahresemission wurde verzichtet, da Daten über den Heizwert und die spezifische Abgasmenge eines solchen Brennstoffgemischs nicht vorlagen.

Die Verteilung der Isomeregruppen und 2,3,7,8-substituierten Einzelisomeren zeigt beispielhaft Tabelle 28.

Tabelle 27: Dioxinmissionen bei der Verfeuerung von Holz und Verpackungsmüll im Heizkessel in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDMU1	185	106	109	18,4	852,9	877
EDMU2	171	2763	2763	17,5	16578	16578
EDMU3	206	314	314	18	2198	2198

Tabelle 28: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung:	EDMU3 pg/m ³
Summe TCDD	822
Summe PeCDD	458
Summe HxCDD	262
Summe HpCDD	167
OCDD	166
PCDD	1876
2,3,7,8 - TCDD	45
1,2,3,7,8 - PeCDD	51
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	18
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	21
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	15
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	86
Summe TCDF	8303
Summe PeCDF	2938
Summe HxCDF	867
Summe HpCDF	208
OCDF	39
PCDF	12356
2,3,7,8 - TCDF	522
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	319
2,3,4,7,8 - PeCDF	271
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	123
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	123
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	13
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	61
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	137
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	16
PCDD + PCDF	14232

5.3.8. Verbrennung von Holz und Verpackungsmüll im offenen Kamin

Die Versuchsdurchführung erfolgte, wie unter 5.3.7. beschrieben, aber im offenen Kamin. Es wird als realistisch angenommen, daß derartige Verpackungsmaterialien auch sporadisch in offenen Kaminen verbrannt werden.

Das Ergebnis der Konzentrationsbestimmung im Abgas zeigt Tabelle 29.

Vergleicht man auch hier die Konzentrationswerte bezogen auf stöchiometrische Verbrennung mit denen der reinen Holzverfeuerung, so findet man ebenfalls stark erhöhte Emissionswerte.

Auch hier wurde auf weitere Abschätzungen verzichtet, da das notwendige Datenmaterial für eine Hochrechnung nicht vorliegt.

Die Verteilung der Isomerengruppen und der 2,3,7,8-substituierten Einzelisomere zeigt beispielhaft Tabelle 30.

Tabelle 29: Dioxinmissionen bei Verfeuerung von Holz und Verpackungsmüll im offenen Kamin in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS

Probe	Dauer Minuten	Emissionskonzentration		O ₂ -Gehalt Vol%	Emissionskonzentration bez. auf 0 % O ₂	
		pg/m ³ TE min	pg/m ³ TE max		pg/m ³ TE min 0 % O ₂	pg/m ³ TE max 0 % O ₂
EDOK4	210	312	312	20,1	7280	7280
EDOK5	270	25	26	20,1	576,9	600
EDOK6	240	10	21	19,9	190,9	400,9

Tabelle 30: Verteilung der Isomerengruppen und der Einzelisomere

Probenbezeichnung:	EDOK4 pg/m ³
Summe TCDD	665
Summe PeCDD	350
Summe HxCDD	294
Summe HpCDD	375
OCDD	789
PCDD	2474
2,3,7,8 - TCDD	6,5
1,2,3,7,8 - PeCDD	23
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	14
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	33
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	19
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	218
Summe TCDF	5423
Summe PeCDF	3824
Summe HxCDF	2684
Summe HpCDF	982
OCDF	236
PCDF	13148
2,3,7,8 - TCDF	258
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	365
2,3,4,7,8 - PeCDF	286
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	390
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	341
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	48
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	122
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	702
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	50
PCDD + PCDF	15622

5.4. Zusammenstellung der Jahresemission und der spezifischen Emissionen der verschiedenen Brennstoffe

Die nachfolgende Tabellen 31 und 32 zeigen eine Übersicht über eine in 1. Näherung geschätzte Jahresemission der verschiedenen Brennstoffe für das Jahr 1989.

In Tabelle 31 wurden die Ergebnisse für die Messung an der Erdgasfeuerung unter Einschluß des Ausreißers gerechnet, in Tabelle 32 unter Ausschluß des Ausreißers.

Bei der Summenbildung wurde der in offenen Kaminen verbrannte Holzanteil nicht berücksichtigt. Die in Klammern gesetzte Zeile stellt fiktiv die jährliche Emission dar, die sich

dann ergeben würde, wenn der gesamte Beitrag des Endenergieträgers Holz in offenen Kaminen eingesetzt würde. Der Unterschied für den TE-max-Wert ist nicht relevant. Für den Anteil des privat gesammelten und zusätzlich in offenen Kaminen verfeuerten Holzes bzw. des in Hausbrandfeuerungen verbrannten Verpackungsabfalls liegen statistisch sichere Daten nicht vor.

Eine Abschätzung der spezifischen Emissionen der eingesetzten Brennstoffe bezogen auf die Brennstoffmenge zeigt Tabelle 33.

Dabei wurden für die Erdgasproben alle Meßergebnisse berücksichtigt.

Diese Werte können nur als Anhaltswerte dienen, da der Stichprobenumfang für genauere Aussagen größer sein sollte.

Tabelle 31: Geschätzte Dioxin-Jahresemission 1989 für verschiedene Brennstoffe in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS (unter Einschluß des Ausreißers)

Brennstoff	Jahresemission 1989	
	mg/a TE min	mg/a TE max
Erdgas H	1062	2092
Heizöl EL	492	2703
Anthrazit	102	141
Steinkohlenkoks	420	518
Braunkohlenbriketts	198	4613
Eierkohlen	160	860
Holz	1138	2018
Holz OK	429	2303
Summe	3572	12945

Tabelle 32: Geschätzte Dioxin-Jahresemission 1989 für verschiedene Brennstoffe in Toxizitätsäquivalenten nach NATO-CCMS (Unter Anschluß des Ausreißers)

Brennstoff	Jahresemission 1989	
	mg/a TE min	mg/a TE max
Erdgas H	244	1532
Heizöl EL	492	2703
Anthrazit	102	141
Steinkohlenkoks	420	518
Braunkohlenbriketts	198	4613
Eierkohlen	160	860
Holz	1138	2018
Holz OK	429	2303
Summe	2754	12385

Tabelle 33: Mengenbezogene Emission der verschiedenen Brennstoffe

Brennstoff	Einheit	TE spez. min	TE spez. max
Erdgas H	pg/m ³	51	100
Heizöl EL	pg/l	17	91
Anthrazit	pg/kg	124	171
Steinkohlenkoks	pg/kg	552	681
Braunkohlenbriketts	pg/kg	125	2922
Eierkohlen	pg/kg	356	1920
Holz	pg/kg	530	940
Holz OK	pg/kg	197	1059

5.5. Bewertung der Ergebnisse

Das Untersuchungsprogramm der LIS zur Ermittlung der Emissionen von PCDD/F aus Hausbrandfeuerstätten hat ergeben, daß die Gesamtemission bei pessimaler Abschätzung (Berechnung mit den TE-Werten unter Ein-schluß der Nachweisgrenze) für den Bereich der alten Bundesländer im Jahre 1989 bei < 20 g/a lag.

Damit ist der Beitrag dieser Emittentengruppe zur Gesamtemission an PCDD/F in die Atmosphäre zur Zeit als von insgesamt eher untergeordneter Bedeutung zu bewerten. Es ist dabei aber auch zu berücksichtigen, daß die Emissionen aus anderen Emissionsquellen durch Abgasreinigungsmaßnahmen in den nächsten Jahren stark zurückgehen werden, während für Hausbrandfeuerungen Minderungsmaßnahmen für PCDD/F noch nicht diskutiert werden.

Bei einer räumlich stärker aufgelösten Betrachtung können sich die Verhältnisse in Wohngebieten mit großer Bevölkerungsdichte und Hausbrandfeuerstätten für feste Brennstoffe zu einem dominierenden Anteil aus dem Hausbrand verschieben.

Erwartungsgemäß ergeben sich sehr viel höhere Dioxinkonzentrationen, wenn dem Brennstoff Holz Verpackungsabfall (nicht kritischer Sonderabfall wie z.B. PVC) zugesetzt wird, wie es in Privathaushalten häufiger geschieht.

Dennoch ist die Zunahme der Dioxinmissionen gegenüber der reinen Holzfeuerung auf bis zu 8 ng/m^3 TE (11 % O_2 , analog zur 17. BImSchV) überraschend.

Es sei noch einmal daran erinnert, daß für Hausmüllverbrennungsanlagen nach der 17. BImSchV ein Grenzwert von $0,1 \text{ ng/m}^3$ TE bei 11 % O_2 nicht überschritten werden darf. Infolge der schlechten Ableitbedingungen durch die sehr niedrigen Auslaßhöhen muß im Nahbereich von zur Abfallentsorgung zweckentfremdeten Holzfeuerungen bzw. offenen Kaminen lokal mit deutlichen Immissionskonzentrationen gerechnet werden. Diesem Problem sollte zukünftig besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die ermittelten Ergebnisse dienen der ersten Abschätzung der Größenordnung der Gesamtemissionen der Emittentengruppe Hausbrand und Kleinverbrauch. Unter dieser Voraussetzung sind auch der an sich geringe Stichprobenumfang und das Auswerteverfahren bei der Ermittlung der Emissionen von festen Brennstoffen angemessen.

Für genauere Erhebungen müßten sowohl der Stichprobenumfang als auch die Anzahl der verschiedenen Feuerstätten - insbesondere bei festen Brennstoffen - erheblich vergrößert werden. Dies ist jedoch mit einem hohen Finanzierungs- und Kapazitätsbedarf verbunden.

6. Literatur

- [1] Schlatter, Ch. und H. Poiger
Chlorierte Dibenzodioxine und
Dibenzofurane (PCDD's/PCDF's)
UWSF-z. Umweltchem. Ökotox. (1989)
2, S. 11 - 17
- [2] NATO-CCMS. International toxicity
equivalency faktor (I-TEF) method of
risk assessment for complex mixtures of
dioxins and related compounds.
Pilot study on international exchange on
dioxins and related compounds Report .
number 176 (1988)
- [3] Consultation on Tolerable Daily Intake
from Food of PCDDs and PCDFs.
WHO Copenhagen, Summary Report
Meeting Bilthoven (Netherlands)
December 1990, EUR/ICP/PCS 030
(S), 0369 n (1991)
- [4] Beck, H.; K. Eckart, W. Mathar, R.
Wittkowski
Isomerenspezifische Bestimmung von
PCDD und PCDF in Human- und
Lebensmittelpben
VDI-Berichte 634, S. 359 - 382 (1987)
- [5] Birmingham, B.; B. Thorpe, R. Frank,
R. Clement, H. Tosine, G. Fleming, J.
Ashman, J. Wheeler, B.D. Ripley, J.J.
Ryan
Dietary intake of PCDD and PCDF
from food in Ontario, Canada
Chemosphere, Vol 19, Nos. 1 - 6, pp
507 - 512 (1989)
- [6] Oehme, M.; P. Fürst, Chr. Krüger,
H.A. Meemken, W. Groebel
Presence of polychlorinated dibenzo-p-
dioxins, dibenzofurans and pesticides in
arctic seal from Spitzbergen
Chemosphere 17 (7), S. 1291 - 1300
(1988)
- [7] Buckland, S.J.; P.J. Hannah, J.A.
Taucher, E. Slooten, S. Dawson
Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and
dibenzofurans in New Zealand's
Hector's dolphin
Chemosphere 20 (7 - 9), S. 1035 - 1042
(1990)
- [8] Buck, M.; P. Kirschmer
Immissionsmessungen polychlorierter
Dibenzo-p-Dioxine und Dibenzofurane
in Nordrhein-Westfalen
LIS-Berichte der Landesanstalt für
Immissionsschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen, Nr. 62 (1986)
- [9] Sampling, analysis, risk assessment and
risk management of dioxin emission
from MSW incinerators
Chr. Rappe, Inst. of Env. Chem., Univ.
of Umea, 1991
- [10] Kirschmer, P.
Die Dioxin-Immissionsbelastung in
Nordrhein-Westfalen
Aus der Tätigkeit der LIS 1989, Essen
1990, S. 51 - 53
- [11] NRW-Meßprogramm "Chloraromaten-
Herkunft und Transfer",
Abschlußbericht Juni 1991
- [12] Matthijsen, A.J.C.M.; R. van den Berg,
H.J.G.M. Derks, J.A. van Jaarsveld,
A.P.J.M. de Jong, W. Slab, R.M.C.
Theelen, A.A. Sein
Evaluatie van de relates van dioxine-
emissiemetingen aan de OLAF-
Leeuwarden met gehalten in grond en
melk in de omgeving
RIVM-rapport nr. 730501027, Febr.
1991

- [13] Link, B.
Quellen und Wege der Belastung der Menschen mit halogenierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen
Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Jg. 2 (1989) H. 3, S. 229 - 244
- [14] Fiedler, H.; K.-W. Schramm, O. Hutzinger
Dioxin Emissions to the air: Mass Balance for Germany today and in the year 2000
Dioxin '90, Bayreuth, 10 - 14 September 1990
- [15] Hagenmaier, H.; H. Brunner
Belastung der Umwelt mit Dioxinen
VGB Kraftwerkstechnik 71 (1991), Heft 9, S. 860 - 864
- [16] Dioxinsymposium und Anhörung in Karlsruhe vom 15.01. - 18.01.1990
Erster Sachstandsbericht und Maßnahmenkatalog des Bundesgesundheitsamtes und Umweltbundesamtes (März 1990)
- [17] Thoma, H.
PCDD/F-Concentrations in chimney soot from househeating systems
Chemosphere, Vol. 17, No. 7 pp 1369 - 1379 (1988)
- [18] Harrad, S.J.; A.R. Fernades, C.S. Creaser, E.A. Cox
Domestic coal combustion as a source of PCDDs and PCDFs in the British environment
Chemosphere, Vol. 33, No. 3, pp 255 - 261 (1991)
- [19] 1. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 15.07.1988 (1. BImSchV)
BGBl. S. 1059, Nr. 34
- [20] Statistik der Energiewirtschaft 1990/91
Herausgeber: Vereinigung Industrielle Kraftwirtschaft (VIK)
Verlag: Energieberatung GmbH, Essen
- [21] H. Netz
Verbrennung und Gasgewinnung bei Festbrennstoffen, München 1982
ISBN 3-87806-057-2

7. Tabellen- und Bildanhang

TE-Modelle	Eadon '83 (N.Y.St.USA)	EPA '85/'87 (USA)	BUS (Schweiz)		BGA (BRD)	Nord.Std.'88 (Schweden)	NATO/CCMS'88 (I-TEQ)
			'82	'88			
Basis	LD ₅₀	div.Effekte	Enzym ind.	div. Eff.	div. Effekte	div. Effekte	div. Effekte
2,3,7,8-TeCDD	1	1	1	1	1	1	1
andere TeCDD	-	0,01	0,01	-	0,01	-	-
1,2,3,7,8-PeCDD	1	0,2/0,5	0,1	0,4	0,1	0,5	0,5
andere PeCDD	-	0,002/0,005	0,1	-	0,01	-	-
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,03	0,04	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,03	0,04	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,03	0,04	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
andere HxCDD	-	0,0004	0,1	-	0,01	-	-
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	-	0,001	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
andere HpCDD	-	0,00001	0,01	-	0,001	-	-
OCDD	-	-	-	0,001	0,001	0,001	0,001
2,3,7,8-TeCDF	0,33	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
andere TeCDF	-	0,001	0,1	-	0,1	-	-
1,2,3,7,8-PeCDF	0,33	0,1	0,1	0,01	0,1	0,01	0,05
2,3,4,7,8-PeCDF	0,33	0,1	0,1	0,4	0,1	0,5	0,5
andere PeCDF	-	0,001	0,1	-	0,01	-	-
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,01	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,01	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,01	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,01	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
andere HxCDF	-	0,0001	0,1	-	0,01	-	-
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	-	0,01	0,1	0,01	0,01	-	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	-	0,01	0,1	0,01	0,01	0,01	0,01
andere HpCDF	-	0,00001	0,1	-	0,001	-	-
OCDF	-	-	-	0,001	0,001	0,001	0,001

Tabelle A1: Verschiedene Bewertungsmodelle für die Toxizität von PCDDs und PCDFs in Relation zum 2,3,7,8-TCDD (TCDD-Äquivalente)

Isomerenspezifische Auflistung der Analysendaten

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Gasanlage
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in pg / m³

Probenbezeichnung :	EDGA1	EDGA2	EDGA3	EDGA4	EDGA5	EDGA6
Summe TCDD		1,0	n.n.	n.n.	9,1	n.n.
Summe PeCDD		n.n.	n.n.	n.n.	8,0	n.n.
Summe HxCDD		2,5	n.n.	n.n.	11	n.n.
Summe HpCDD		2,1	1,4	2,6	9,0	4,0
OCDD	N	7,5	5,1	10	20	8,8
	I					
PCDD	C	13	6,5	13	57	13
	H					
2,3,7,8 - TCDD	T	0,08	< 0,16	< 0,28	0,53	< 0,18
1,2,3,7,8 - PeCDD		< 0,18	< 0,31	< 0,50	1,1	< 0,35
1,2,3,4,7,8 - HxCDD		< 0,32	< 0,53	< 0,83	0,61	< 0,56
1,2,3,6,7,8 - HxCDD		< 0,32	< 0,53	< 0,83	0,91	< 0,56
1,2,3,7,8,9 - HxCDD		< 0,32	< 0,53	< 0,83	1,2	< 0,56
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD		1,2	0,75	1,2	4,7	2,0
Summe TCDF		2,0	n.n.	2,8	18	n.n.
Summe PeCDF		n.n.	n.n.	n.n.	14	n.n.
Summe HxCDF		1,9	0,82	0,92	14	0,87
Summe HpCDF		n.a.	n.a.	1,8	10	3,7
OCDF	A	0,86	< 0,81	< 1,5	2,9	1,4
	U					
PCDF	S	4,7	0,8	5,4	59	5,9
	W					
2,3,7,8 - TCDF	E	0,20	< 0,12	< 0,33	1,3	< 0,27
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	R	< 0,15	< 0,25	< 0,41	1,2	< 0,39
2,3,4,7,8 - PeCDF	T	< 0,15	< 0,25	< 0,41	0,90	< 0,39
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	B	< 0,22	< 0,27	< 0,43	1,7	< 0,38
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	A	< 0,22	< 0,27	< 0,43	2,4	< 0,38
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	R	< 0,10	< 0,17	< 0,21	0,45	< 0,26
2,3,4,6,7,8 - HxCDF		0,72	0,82	0,71	1,8	0,87
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF		n.a.	n.a.	1,8	8,4	2,9
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF		n.a.	n.a.	< 0,33	0,37	< 0,41
PCDD + PCDF		18	7	18	116	19
TE BGA min.		0,26	0,10	0,14	2,64	0,15
TE NATO / CCMS min.		0,20	0,09	0,11	2,76	0,15

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Ölfeuerung
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in pg / m³

Probenbezeichnung :	EDOL1	EDOL2	EDOL3
Summe TCDD	n.n.	n.n.	n.n.
Summe PeCDD	n.n.	n.n.	n.n.
Summe HxCDD	4,5	n.n.	n.n.
Summe HpCDD	8,1	6,7	7,3
OCDD	29	18	29
PCDD	41	25	37
2,3,7,8 - TCDD	< 0,46	< 0,48	< 0,44
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 0,72	< 0,77	< 0,94
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 0,64	< 1,2	< 1,2
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 0,64	< 1,2	< 1,2
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 0,64	< 1,2	< 1,2
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	4,5	3,3	3,7
Summe TCDF	n.n.	5,5	12
Summe PeCDF	n.n.	n.n.	n.n.
Summe HxCDF	2,6	2,3	1,7
Summe HpCDF	7,1	3,4	3,7
OCDF	4,0	< 1,9	2,4
PCDF	14	11	19
2,3,7,8 - TCDF	< 0,22	1,0	1,2
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,51	< 0,64	< 1,1
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 0,51	< 0,64	< 1,1
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 0,48	< 0,71	< 0,91
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 0,48	< 0,71	< 0,91
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	0,43	< 0,62	< 0,61
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	2,1	2,3	1,7
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	5,9	2,9	2,7
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 0,50	< 0,51	< 0,51
PCDD + PCDF	55	36	56
TE BGA min.	0,44	0,46	0,49
TE NATO / CCMS min.	0,39	0,41	0,39

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Anthrazit-Kohle
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDAK1	EDAK2	EDAK3	EDAK4	EDAK5	EDAK6
Summe TCDD	7,8	7,0	15	12	2,0	3,3
Summe PeCDD	2,7	n.n.	3,7	8,2	1,8	1,8
Summe HxCDD	4,7	n.n.	n.n.	21	1,8	2,2
Summe HpCDD	7,6	3,1	4,9	21	2,7	4,2
OCDD	25	28	11	43	5,9	8,2
PCDD	48	38	34	104	14	20
2,3,7,8 - TCDD	0,23	< 0,68	0,29	0,30	0,18	< 0,17
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 0,39	< 0,89	< 0,53	0,46	< 0,26	< 0,18
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 0,62	< 3,0	< 1,3	0,34	< 0,54	< 0,30
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 0,62	< 3,0	< 1,3	2,4	< 0,54	< 0,30
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 0,62	< 3,0	< 1,3	1,6	< 0,54	< 0,30
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	4,2	1,7	2,3	12	1,5	2,2
Summe TCDF	22	17	23	97	13	10
Summe PeCDF	2,2	n.n.	n.n.	53	7,4	6,1
Summe HxCDF	4,5	2,1	2,0	31	5,5	5,1
Summe HpCDF	1,5	2,1	n.n.	6,1	n.a.	1,7
OCDF	2,7	< 8,5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PCDF	33	29	25	186	26	23
2,3,7,8 - TCDF	2,1	1,5	1,7	7,7	1,3	1,6
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,61	< 0,88	< 0,54	5,2	0,62	0,55
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 0,61	< 0,88	< 0,54	6,5	0,78	0,74
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 0,41	< 2,0	< 1,3	3,3	0,50	0,47
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 0,41	< 2,0	< 1,3	3,6	0,33	0,39
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 0,21	< 1,0	< 0,79	< 0,51	< 0,12	< 0,13
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	2,5	2,1	2,0	3,6	2,5	2,6
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	1,1	2,1	< 21	6,1	n.a.	1,7
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 0,39	< 1,3	< 21	< 3,9	n.a.	< 0,84
PCDD + PCDF	81	67	59	290	40	43
TE BGA min.	1,16	0,65	1,09	5,87	1,06	0,91
TE NATO / CCMS min.	0,77	0,43	0,69	6,54	1,09	0,95

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Verbrennung Koks
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDKO1	EDKO2	EDKO6
Summe TCDD	3,9	4,5	6,1
Summe PeCDD	n.n.	n.n.	3,6
Summe HxCDD	4,6	n.n.	7,9
Summe HpCDD	6,0	2,1	13
OCDD	11	< 60	26
PCDD	25	7	56
2,3,7,8 - TCDD	< 0,79	< 0,5	0,20
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 1,1	< 0,83	0,30
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 2,0	< 1,6	< 0,60
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 2,0	< 1,6	1,3
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 2,0	< 1,6	0,60
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	3,9	2,1	7,8
Summe TCDF	47	27	119
Summe PeCDF	8,2	n.n.	40
Summe HxCDF	2,9	2,4	17
Summe HpCDF	n.n.	n.n.	4,4
OCDF	n.a.	n.a.	n.a.
PCDF	58	29	180
2,3,7,8 - TCDF	2,5	1,6	14
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 0,89	< 0,63	4,3
2,3,4,7,8 - PeCDF	0,89	< 0,63	5,1
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 1,6	< 3,8	2,2
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 1,6	< 3,8	1,3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 1,3	< 1,1	0,28
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	2,9	2,4	3,3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 10	n.a.	3,8
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 10	n.a.	< 0,29
PCDD + PCDF	83	95	237
TE BGA min.	1,3	0,7	5,2
TE NATO / CCMS min.	1,0	0,4	5,5

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Verbrennung Koks
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDK03	EDK03B	EDK04	EDK04B	EDK05	EDK05B
Summe TCDD	6,3	24	20	18	7,0	13
Summe PeCDD	4,0	34	8,3	25	3,4	18
Summe HxCDD	16	73	9,0	45	6,7	33
Summe HpCDD	14	89	12	51	12	53
OCDD	23	135	21	199	37	79
PCDD	63	355	70	337	66	196
2,3,7,8 - TCDD	0,25	0,54	0,64	0,57	0,28	0,38
1,2,3,7,8 - PeCDD	0,37	1,7	0,57	1,3	< 0,33	1,0
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 1,0	2,2	< 1,5	1,8	< 0,67	1,4
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	1,9	6,9	< 1,5	3,9	< 0,67	3,9
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	1,0	3,6	< 1,5	1,1	< 0,67	1,7
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	8,5	45	7,1	26	6,5	28
Summe TCDF	70	152	364	149	158	125
Summe PeCDF	27	150	122	121	59	81
Summe HxCDF	14	131	25	99	18	80
Summe HpCDF	n.n.	n.n.	n.n.	44	3,0	43
OCDF	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PCDF	112	433	512	413	238	329
2,3,7,8 - TCDF	5,6	10	32	12	18	12
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	2,3	14	11	9,4	5,2	7,2
2,3,4,7,8 - PeCDF	3,9	12	15	12	8,1	11
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	1,6	11	3,5	12	2,8	10
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	1,1	16	3,5	12	1,6	8,5
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 0,54	< 1,4	< 1,4	0,8	< 0,34	1,5
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	2,8	13	3,6	14	3,7	12
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 141	< 92	< 26	44	3,0	39
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 141	< 92	< 26	< 2,7	< 1,2	0,41
PCDD + PCDF	175	787	581	750	304	525
TE BGA min.	3,59	15,1	12,5	13,2	6,5	10,9
TE NATO / CCMS min.	3,99	15,2	13,6	14,3	7,4	12,4

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Braunkohle-Briketts
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDBB1	EDBB2	EDBB3	EDBB4	EDBB5	EDBB6
Summe TCDD	378	169	173	396	349	391
Summe PeCDD	162	112	30	195	79	170
Summe HxCDD	100	63	n.n.	140	n.n.	n.n.
Summe HpCDD	118	37	n.n.	123	n.n.	n.n.
OCDD	135	49	64	126	88	127
PCDD	894	430	266	980	516	688
2,3,7,8 - TCDD <	8 <	5 <	13 <	4 <	18 <	30 <
1,2,3,7,8 - PeCDD <	13 <	9 <	14 <	7 <	23 <	40 <
1,2,3,4,7,8 - HxCDD <	19 <	19 <	16 <	6 <	38 <	84 <
1,2,3,6,7,8 - HxCDD <	19 <	19 <	16 <	15 <	38 <	84 <
1,2,3,7,8,9 - HxCDD <	19 <	19 <	16 <	14 <	38 <	84 <
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD <	48 <	17 <	20 <	35 <	39 <	43 <
Summe TCDF	1696	1136	900	1009	682	1200
Summe PeCDF	n.n.	270	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Summe HxCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Summe HpCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
OCDF	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PCDF	1696	1407	900	1009	682	1200
2,3,7,8 - TCDF <	10 <	51 <	12 <	2 <	13 <	27 <
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF <	15 <	24 <	17 <	4 <	24 <	64 <
2,3,4,7,8 - PeCDF <	15 <	20 <	17 <	4 <	24 <	64 <
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF <	17 <	9 <	11 <	4 <	28 <	37 <
1,2,3,6,7,8 - HxCDF <	17 <	9 <	11 <	4 <	28 <	37 <
1,2,3,7,8,9 - HxCDF <	20 <	106 <	64 <	5 <	42 <	105 <
2,3,4,6,7,8 - HxCDF <	20 <	106 <	64 <	5 <	42 <	105 <
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF <	31 <	16 <	26 <	10 <	53 <	52 <
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF <	31 <	16 <	26 <	10 <	53 <	52 <
PCDD + PCDF	2589	1836	1166	1989	1198	1887
TE BGA min.	24,1	26,3	11,1	21,2	11,2	17,1
TE NATO / CCMS min.	0,6	16,4	0,1	6,9	0,1	0,1

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Eierkohlen
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDEK1	EDEK3	EDEK5	EDEK6
Summe TCDD	n.n.	n.n.	n.n.	46
Summe PeCDD	n.n.	n.n.	n.n.	17
Summe HxCDD	n.n.	n.n.	n.n.	31
Summe HpCDD	n.n.	n.n.	17	12
OCDD	< 65	< 56	52	34
PCDD			69	141
2,3,7,8 - TCDD	< 4	< 2	< 5	< 1
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 5	< 6	< 7	< 2
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 15	< 17	< 14	< 3
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 15	< 17	< 14	< 3
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 15	< 17	< 14	< 3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	< 19	< 21	17	7
Summe TCDF	99	58	161	213
Summe PeCDF	n.n.	n.n.	66	96
Summe HxCDF	n.n.	n.n.	n.n.	23
Summe HpCDF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
OCDF	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
PCDF	99	58	227	332
2,3,7,8 - TCDF	13	8	20	30
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	< 9	< 6	< 4	11
2,3,4,7,8 - PeCDF	< 9	< 6	9	14
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 10	< 8	< 7	5
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 10	< 8	< 7	3
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 15	< 20	< 7	< 3
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 15	< 20	< 7	< 3
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 36	< 21	< 14	< 7
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 36	< 21	< 14	< 7
PCDD + PCDF	99	58	297	473
TE BGA min.	2,2	1,3	5,1	10,1
TE NATO / CCMS min.	1,3	0,8	6,6	11,7

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Holzfeuerung
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$

Probenbezeichnung :	EDHO1	EDHO2	EDHO3
Summe TCDD	22	8	n.n.
Summe PeCDD	23	24	n.n.
Summe HxCDD	100	142	90
Summe HpCDD	549	1126	473
OCDD	1483	3122	1055
PCDD	2177	4421	1617
2,3,7,8 - TCDD	< 3	< 3	< 3
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 3	< 4	< 4
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 6	< 8	< 6
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	13	19	11
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 6	17	6
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	342	740	292
Summe TCDF	138	193	167
Summe PeCDF	33	20	n.n.
Summe HxCDF	11	n.n.	7
Summe HpCDF	26	29	20
OCDF	40	42	41
PCDF	247	284	235
2,3,7,8 - TCDF	12	19	15
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	4	< 3	< 5
2,3,4,7,8 - PeCDF	4	< 3	< 5
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	< 3	< 3	< 4
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	< 3	< 3	< 4
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 4	< 5	< 5
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 4	< 5	7
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	15	14	20
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 6	< 7	< 7
PCDD + PCDF	2424	4705	1852
TE BGA min.	12	20	11
TE NATO / CCMS min.	10	16	8

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Offener Kamin
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in pg / m^3

Probenbezeichnung :	EDOK1	EDOK2	EDOK3	EDOK4	EDOK5	EDOK6
Summe TCDD	n.n.	n.n.	n.n.	665	51	50
Summe PeCDD	n.n.	n.n.	n.n.	350	34	n.n.
Summe HxCDD	n.n.	n.n.	n.n.	294	31	n.n.
Summe HpCDD	84	34	41	375	83	122
OCDD	252	97	104	789	172	433
PCDD	336	131	145	2474	371	605
2,3,7,8 - TCDD	< 3,7	< 1,7	< 2,4	6,5	2,6	< 3,9
1,2,3,7,8 - PeCDD	< 3,7	< 2,1	< 4,1	23	3,3	< 6,9
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 4,1	< 3,0	< 4,6	14	< 5,8	< 10
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	< 4,1	< 3,0	< 4,6	33	5,8	< 10
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	< 4,1	< 3,0	< 4,6	19	< 5,8	< 10
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	53	22	23	218	52	73
Summe TCDF	83	25	24	5423	371	188
Summe PeCDF	30	n.n.	n.n.	3824	209	71
Summe HxCDF	19	n.n.	n.n.	2684	136	61
Summe HpCDF	n.n.	n.n.	n.n.	982	40	n.n.
OCDF	< 36	< 27	< 34	236	< 51	< 66
PCDF	132	25	24	13148	756	320
2,3,7,8 - TCDF	8,8	3,2	2,5	258	26	17
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	3,4	< 2,2	< 3,3	365	24	10
2,3,4,7,8 - PeCDF	4,2	< 2,2	< 3,3	286	21	10
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	3,3	< 1,8	< 3,8	390	19	7,3
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	2,5	< 1,8	< 3,8	341	19	8,7
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 3,0	< 1,6	< 2,1	48	2,9	< 5,0
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	< 3,0	< 1,6	< 2,1	122	7,9	< 5,0
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	< 4,8	< 3,3	< 4,6	702	28	< 8,4
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 4,8	< 3,3	< 4,6	50	< 4,2	< 8,4
PCDD + PCDF	469	156	169	15622	1128	925
TE BGA min.	4,13	0,86	0,82	321	24	10
TE NATO / CCMS min.	4,51	0,63	0,58	312	25	10

EMISSIONSMESSUNG

PCDD / PCDF

Hausmüll
Schornsteinfegerschule
Dülmen

Konzentrationen in pg / m³

Probenbezeichnung :	EDMU1	EDMU2	EDMU3
Summe TCDD	295	6930	822
Summe PeCDD	143	4631	458
Summe HxCDD	185	2809	262
Summe HpCDD	494	2140	167
OCDD	1014	1967	166
PCDD	2131	18477	1876
2,3,7,8 - TCDD	14	319	45
1,2,3,7,8 - PeCDD	13	513	51
1,2,3,4,7,8 - HxCDD	< 13	196	18
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	24	298	21
1,2,3,7,8,9 - HxCDD	21	268	15
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	277	1189	86
Summe TCDF	2784	47827	8303
Summe PeCDF	913	25509	2938
Summe HxCDF	296	12122	867
Summe HpCDF	116	2869	208
OCDF	< 59	406	39
PCDF	4168	88734	12356
2,3,7,8 - TCDF	232	2881	522
1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8 - PeCDF	110	2779	319
2,3,4,7,8 - PeCDF	77	2394	271
1,2,3,4,7,8 / 1,2,3,4,7,9 - HxCDF	45	1818	123
1,2,3,6,7,8 - HxCDF	34	1770	123
1,2,3,7,8,9 - HxCDF	< 13	223	13
2,3,4,6,7,8 - HxCDF	19	696	61
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDF	83	2104	137
1,2,3,4,7,8,9 - HpCDF	< 11	158	16
PCDD + PCDF	6298	107210	14232
TE BGA min.	117	2597	322
TE NATO / CCMS min.	106	2763	314

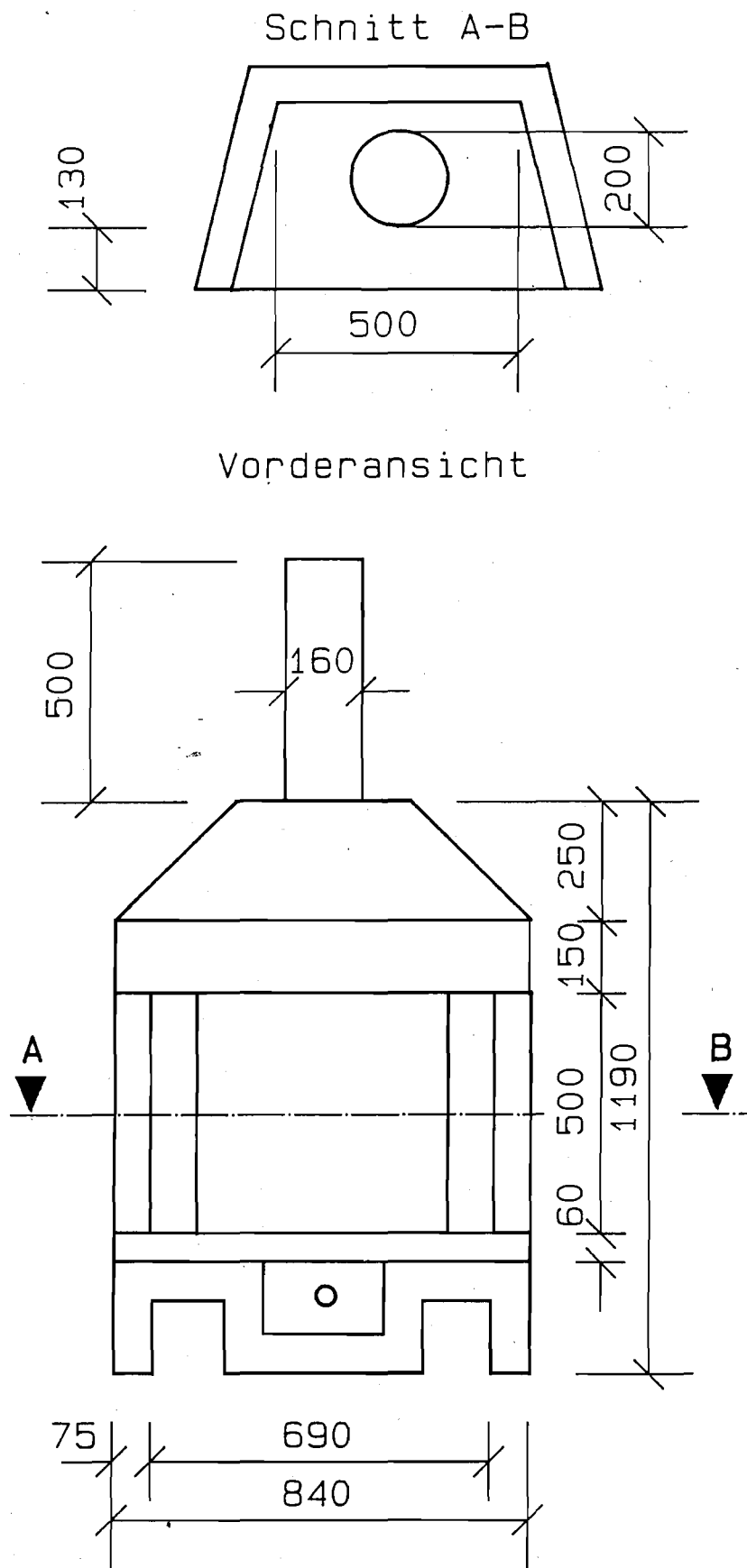
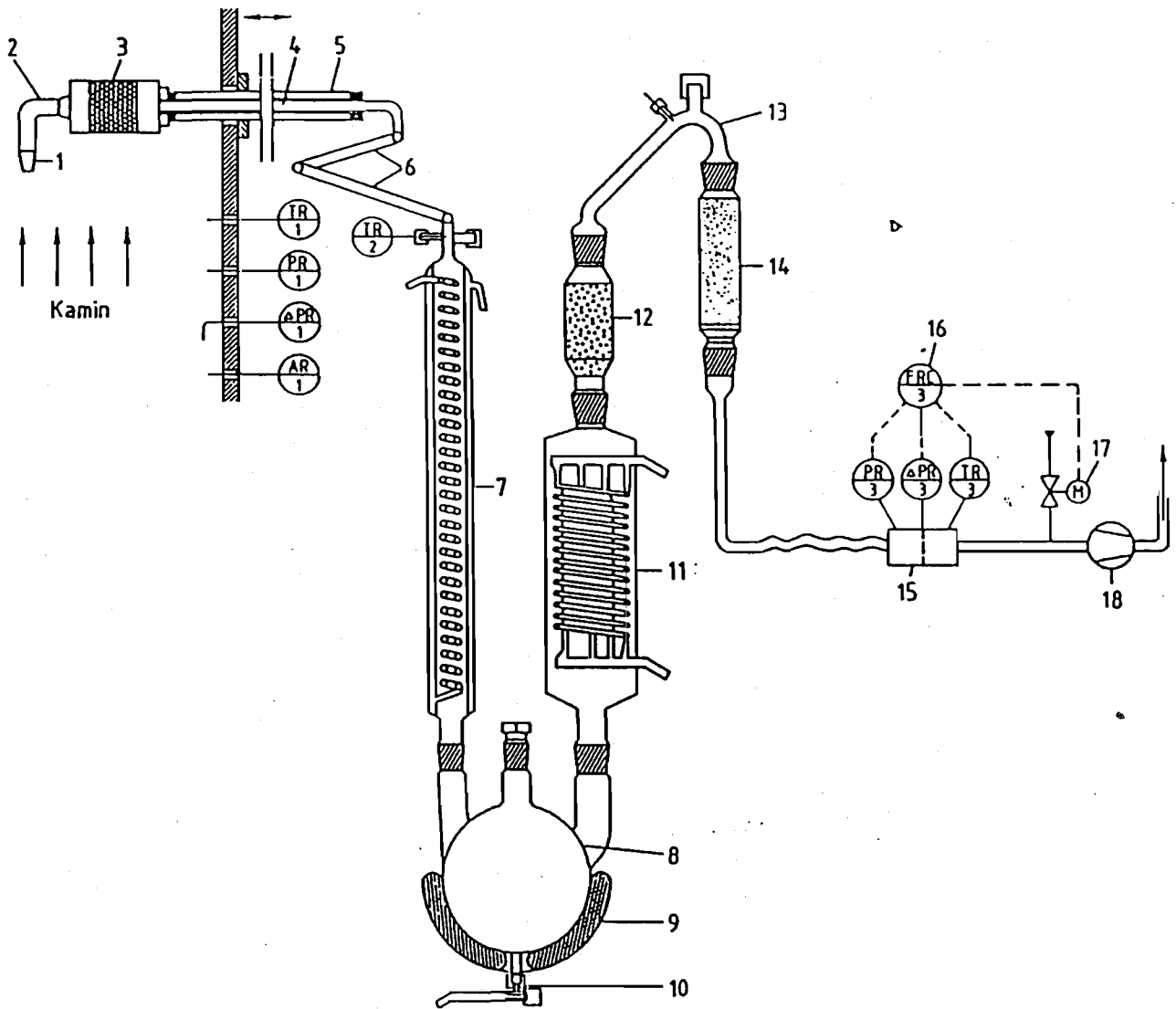


Abb. 2: Abmessungen des offenen Kamins



1. Entnahmesonde (Titan)
2. Krümmer (Titan)
3. Filter mit Quarzwatter (Titan)
4. Glasrohr
5. Stützrohr (Edelstahl)
6. Teleskoprohr (Glas)
7. Intensivkühler 600 cm² (Glas)
8. Blase (Glas)
9. Heizhaube 750 W
10. PTFE-Spindelhahn
11. Hochleistungskühler 3000 cm² (Glas)
12. Tropfenfänger (Glas)
13. Krümmer (Glas)
14. Adsorptionskartusche (Glas)
15. Blende
16. Durchflußrechner
17. Regelventil
18. Saugpumpe

$\frac{TR}{1}$ Temperatur im Kamin

$\frac{\Delta PR}{1}$ Diff.-Druck (dyn.) im Kamin

$\frac{TR}{2}$ Gastemperatur Eingang Kühler

$\frac{\Delta PR}{3}$ Diff.-Druck Blende

$\frac{PR}{1}$ Druck im Kamin

$\frac{AR}{1}$ Rauchgasanalyse

$\frac{PR}{3}$ Druck an der Blende

$\frac{TR}{3}$ Temperatur Blende

Abb. 3: Probenahmeapparatur nach der Kondensationsmethode

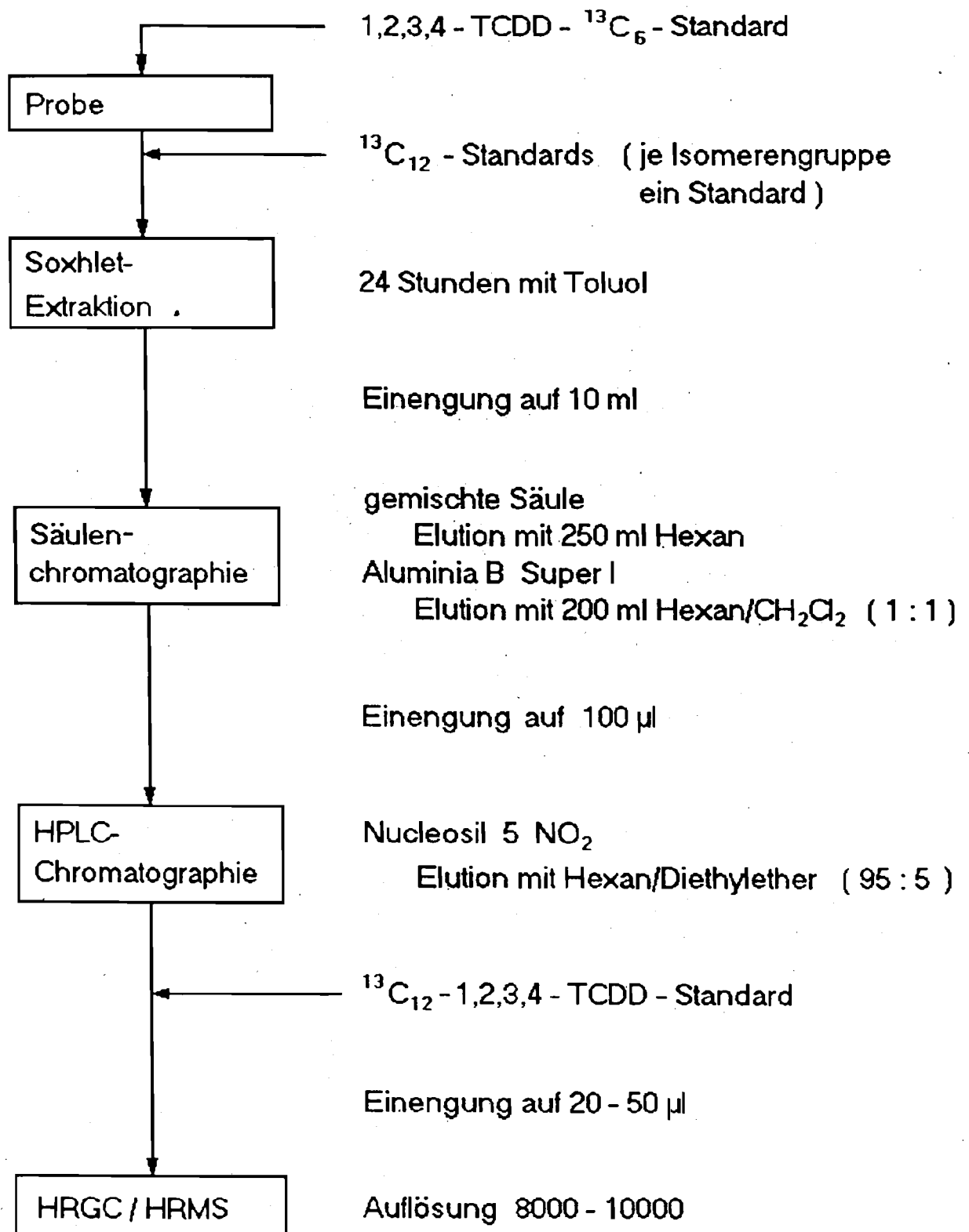


Abb. 4: Analysenschema

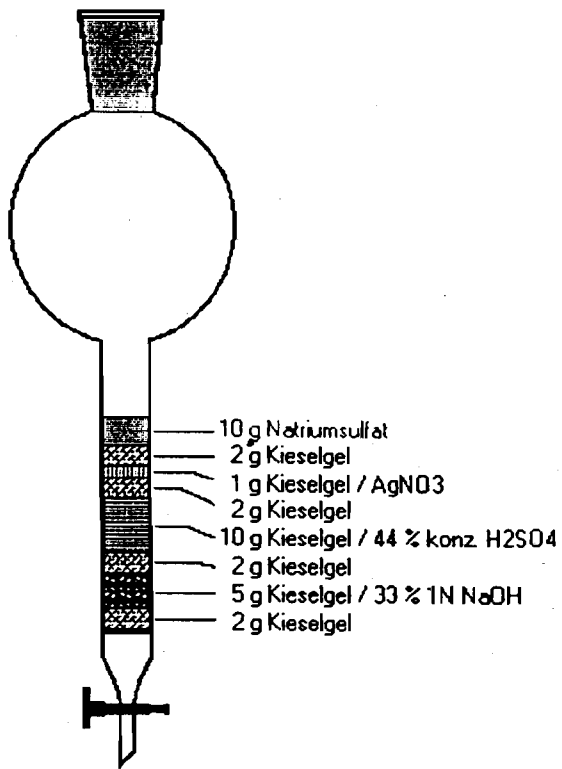


Abb. 5: Gemischte Säule

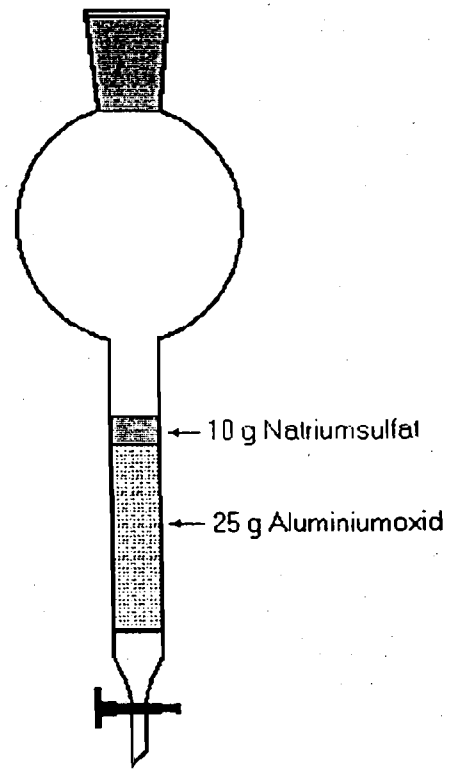


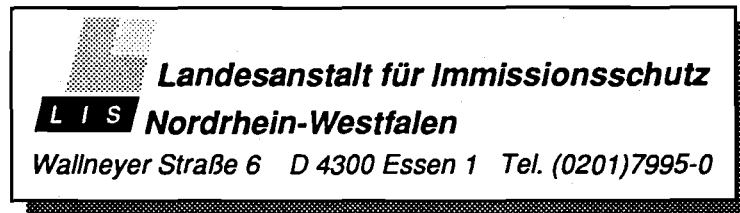
Abb. 6: Aluminiumoxidsäule

LIS-Berichte

der Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen, Essen

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus dem Untersuchungs- und Forschungsprogramm der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Sie werden - soweit nicht vergriffen - Interessenten auf Anfrage hin kostenlos zur Verfügung gestellt. Alle LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in zahlreichen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Einsichtnahme und Ausleihe zur Verfügung.

Bestellungen sind zu richten an die



Die Titel der LIS-Berichte Nr. 1 bis 50 sind in einem Prospekt nachgewiesen, der auf Anfrage gerne zugeschickt wird. Diese Berichte sind, bis auf teilweise noch verfügbare Überstücke, vergriffen.

- Berichte-Nr. 51: Herpertz, E., J. Assmann, D. Krane, E. Hartmann, B. Steck, E. Brewig
(vergriffen) und J. Krochmann:
Messen und Beurteilen von Lichtimmissionen (1984).
- Berichte-Nr. 52: Pfeffer, H.-U.:
(vergriffen) Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Teil 3: Ringversuche der staatlichen Immissions-Meß- und Erhebungsstellen in der Bundesrepublik Deutschland (STIMES).
Ergebnisse für die Komponenten SO₂, NO_x, O₃ und CO (1984).
- Berichte-Nr. 53: Beier, R.:
Zur Planung und Auswertung von Immissionsmessungen gemäß TA-Luft 1983 (1985).
- Berichte-Nr. 54: Bröker, G. und H. Gliwa:
Polychlorierte Dibenzodioxine und -Furane in den Filterstäuben und Schlacken der 12 Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sowie einiger Sondermüllverbrennungsanlagen (1985).
- Berichte-Nr. 55: Külske, S., J. Giebel, H.-U. Pfeffer und R. Beier:
Analyse der Smoglage vom 16. bis 21. Januar 1985 im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Teil 1: Text- und Bildband (1985)
Teil 2: Meßergebnisse (1985).
- Berichte-Nr. 56: Splittgerber, H., M. Klein und P. Neutz:
Untersuchungen zur Ermittlung der Wahrnehmungsschwelle bei Einwirkung von Erschütterungen auf den Menschen - Beschreibung der Versuchsanlage - (1985).
- Berichte-Nr. 57: Prinz, B., J. Hradetzky, H.-U. Pfeffer, H.W. Zöttl und H.-K. Lichtenthaler:
(vergriffen) Forschungsergebnisse zur Problematik der neuartigen Waldschäden (1985).
- Berichte-Nr. 58: Giebel, J. und W. Strampl:
Untersuchung über die Eignung des Korrelationsspektrometers COSPEC V zur Bestimmung des Transportes von Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid (1986).

- Berichte-Nr. 59: Prinz, B., D. Schwela, E. Koch, S. Ganser und T. Eikmann:
Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit
von Pseudokrupperkrankungen im Stadtgebiet Essen (1986)..
- Berichte-Nr. 60: Manns, H. und H. Gies:
Ergebnis der Erprobung des automatischen Ozon-Meßgerätes Dasibi, Typ 1008 AH
(1986).
- Berichte-Nr. 61: Splittgerber, H.:
Messung und Beurteilung von Erschütterungsimmissionen - Vergleich verschiedener Ver-
fahren - (1986).
- Berichte-Nr. 62: Buck, M. und P. Kirschmer:
Immissionsmessungen polychlorierter Dibenzo-p-Dioxine und Dibenzofurane in Nord-
rhein-Westfalen (1986).
- Berichte-Nr. 62: Buck, M. und P. Kirschmer:
Measurements of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Outdoor Air
(1987).(Übersetzung des 1986 erschienenen LIS-Berichtes Nr. 62)
- Berichte-Nr. 63: Giebel, J.:
(vergriffen) Untersuchung über die praktische Anwendung eines numerischen Ausbreitungsmodells (K-
Modell) für die Praxis der Immissionssimulation (1986).
- Berichte-Nr. 64: Winkler, H.D.:
(vergriffen) Thalliumemissionen bei der Zementherstellung - Ursachen und Minderungsmaßnahmen -
(1986).
- Berichte-Nr. 65: Wietlake, K.H.:
(vergriffen) Erschütterungseinwirkungen durch Exzenter-Schmiedepressen und ihre Minderung durch
Direktabfederung (1986).
- Berichte-Nr. 66: Viertes Symposium über die Technik der Kernreaktorfernüberwachungssysteme am 8. und 9.
Oktober 1985 in der LIS, Essen (1986).
- Berichte-Nr. 67: Assmann, J.:
(vergriffen) Hinweise zur Prognose von Geräuschemissionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren
nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (1986).
- Berichte-Nr. 68: Manns, H. und H. Gies:
(vergriffen) Erprobung des Schwebstaubmeßgerätes FH 62 I 3 m³/h für die automatisierte Immissions-
messung (1986).
- Berichte-Nr. 69: Beine, H.:
(vergriffen) Phosphorsäureester und verwandte Verbindungen -
Umweltrelevanz und luftanalytische Bestimmung (1987).
- Berichte-Nr. 70: Buck, M. und H.-U. Pfeffer:
Air Quality Surveillance in the State North-Rhine-Westphalia (F.R.G.).
(Vollständig neu bearbeitete Fassung LIS-Berichtes Nr. 46) (1987).
- Berichte-Nr. 71: Wefers, H. und H. Katzer:
Zusammenstellung von zusätzlichen sicherheitstechnischen Anforderungen an Anlagen zur
Lagerung von druckverflüssigtem Ammoniak in Kraftwerken (1987).
- Berichte-Nr. 72: Beier, R., J. Kohlert und M. Buck:
(vergriffen) Entwicklung der Immissionsbelastung in der Umgebung der Aluminiumhütte im Essener
Norden in den Jahren 1984 bis 1986 (1987).
- Berichte-Nr. 73: Schade, H.:
(vergriffen) Erstellung eines Emissionskatasters und einer Emissionsprognose für Feuerungsanlagen im
Sektor Haushalte und Kleinverbraucher des Belastungsgebietes Ruhrgebiet Ost.
(1987).

- Berichte-Nr. 74: Beier, R. und M. Buck:
(vergriffen) Möglichkeit und Grenzen der Nutzung von Luftqualitätsdaten aus diskontinuierlichen Messungen gemäß TA-Luft (1988).
- Berichte-Nr. 75: Koch, E. und P. Altenbeck:
Prinzipien des prophylaktischen Immissionsschutzes (1988).
- Berichte-Nr. 76: Giebel, J.:
Eine vereinfachte Methode zur Immissionssimulation (1988).
- Berichte-Nr. 77: Külske, S., R. Beier und H.-U. Pfeffer:
(vergriffen) Die Smoglage vom 14. bis 22. Januar 1987 in Nordrhein-Westfalen und ihre Ursachen. (1988).
- Berichte-Nr. 78: Geueke, K.-J. und H. Niesenhaus:
(vergriffen) Bestimmung von Benzol in Abgasen (1988).
- Berichte-Nr. 79: Wietlake, K.-H.:
(vergriffen) Geräuschminderung durch Teilkapselung von Schmiedehämmern (1988).
- Berichte-Nr. 80: Krause, G.H.M. und B. Prinz:
Experimentelle Untersuchungen der LIS zur Aufklärung möglicher Ursachen der neuartigen Waldschäden (1989).
- Berichte-Nr. 81: Goldberg, K.H.:
(vergriffen) Untersuchungen zur Geräuschemission und -ausbreitung von Schußsignalen bei Kleinkaliberschießständen (1988).
- Berichte-Nr. 82: Buck, M. und K. Ellermann:
Die Immissionsbelastung durch Benzol in Nordrhein-Westfalen (1988).
- Berichte-Nr. 83: Wefers, H., S. Delling und T. Schulz:
Hinweise zur Erstellung und Prüfung von betrieblichen Alarm- und Gefahrenabwehrplänen nach der Störfall-Verordnung (1988).
- Berichte-Nr. 84: Wefers, H., T. Schulz und R. John:
(vergriffen) Hinweise und Suchstrategien zu den Stoffen der Störfall-Verordnung (1988).
- Hinweis:** Die Grundlage des LIS-Berichtes bildet eine ständig fortgeschriebene PC-Organismen- und Stoffliste mit modularem Aufbau (mit mehr als 30 Einzellisten) die von der LIS mit Hilfe einer relationalen Datenbank für Personalcomputer erstellt wurde. Die PC-Organismen- und Stoffliste kann auf PC mit Festplatte und dem Betriebssystem MS-DOS (IBM-kompatibel) betrieben werden. Sie wird im Auftrag der LIS von der Fa. Colman Computer Service, Brunnenstr. 61 - 65, 4300 Essen, (Tel.: 0201/87206-0; Telefax: 0201/784559) für DM 195,- vertrieben!
- Berichte-Nr. 85: Krause, G.H.M.:
(vergriffen) Untersuchungen zum Vegetationszustand im Umgebungsbereich der nordrhein-westfälischen Aluminiumhütten mit Hilfe der Falschfarbenfotografie (1988).
- Berichte-Nr. 86: Katzer, H. und R. John:
(vergriffen) Einsatz von Ammoniakwasser in katalytischen DeNO_x-Anlagen - Ergebnisse an einer Versuchsanlage - (1989).
- Berichte-Nr. 87: Kirschmer, P. und A. Gerlach:
Immissionsmessungen von Chlorkohlenwasserstoffen - Probenahme, Analyse, Ergebnisse - (1989).
- Berichte-Nr. 88: Euteneuer, U., H. Katzer und H. Wefers:
(vergriffen) Sicherheitstechnische Überprüfung einer verfahrenstechnischen Anlage nach einem modifizierten PAAG-Verfahren am Beispiel eines Flüssiggaslagers (1989).
- Berichte-Nr. 89: Beier, R. und A. Doppelfeld:
Analyse der räumlichen Repräsentativität automatischer Meßnetze der Luftqualität (1989).

- Berichte-Nr. 90: Beier, R. und J. Kohlert:
Pilotstudie zur Überwachung von Tetrachlorethen in der Nachbarschaft von Chemisch-Reinigungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (1989).
- Berichte-Nr. 91: Buck, M. (Bearb.):
Asbest-Immissionsbelastung durch Abwitterung.
Fachkolloquium am 06. Juli 1989 in der LIS NRW, Essen,
Tagungsbericht. Gem. hrsg. von: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg,
Niedersächsisches Landesamt für Immissionsschutz, Landesanstalt für Immissionsschutz
Nordrhein-Westfalen (1989).
- Berichte-Nr. 92: Kirschmer, P. und P. Eynck:
Meßverfahren mit automatisierter Probenahme zur Bestimmung von Aldehyden in der Luft
(1989).
- Berichte-Nr. 93: Ehl, W. und A. Ertl:
Kriterien-Katalog zur "Prüftiefe" bei Sicherheitsanalysen am Beispiel eines Flüssiggasla-
gers. (1990).
- Berichte-Nr. 94: Manns, H., G. Nitz und B. Striefler:
Weiterentwicklung und Erprobung von Immissionsmeßverfahren für gesundheitsgefähr-
dende organische Stoffe. (1990).
- Berichte-Nr. 95: Splittergerber, H. und R. Hillen:
Wahrnehmungsschwelle für Ganzkörperschwingungen in sitzender Körperhaltung.
(1991).
- Berichte-Nr. 96: Mang, F. und F. Wolfmüller
Großvolumige Behälter zur erdgedeckten Lagerung von druckverflüssigtem
Propan, Butan und Ammoniak (bearb. von W. v. Borries und H. Katzer).
(1991).
- Berichte-Nr. 97: Hansmann, G. und H. Wefers:
Sicherheitstechnik bei Aktivkoksfiltren an Abfallverbrennungsanlagen
- Hinweise und Anforderungen aus der Sicht der Störfall-Verordnung
(1991)
- Berichte-Nr. 98: Koch, E. und P. Altenbeck:
Umsetzung der Großfeuerungsanlagen-Richtlinie der EG in den Mitgliedstaaten.
(1992)
- Berichte Nr. 99: Beisheim, K., A. Ertl und H. Wefers:
Sicherheitsanalysen zu Pflanzenschutzmittellägern
- gutachterliche Bewertung zweier Beispiele.
(1992)
- Berichte Nr. 100: Pfeffer, H.-U., H. Dobrick und R. Junker:
Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Anforderungen an die Telemetrischen Echtzeit-Immissionsmeßsysteme TEMES und
MILIS in NRW.
(1992)
- Berichte Nr. 101: Beier, R. und A. Doppelfeld:
Räumliche Übertragbarkeit und Interpolation von Luftqualitätsdaten im Meßnetz TEMES.
(1992)
- Berichte Nr. 102: Essers, K.-H.:
Praxiserfahrungen mit dem LIS-Olfaktometer MEO-5.
(1992)