

TOXIKOLOGISCHES GUTACHTEN
zur Bewertung von Immissionen des Werkes
Wopfinger Baustoffindustrie GmbH

Gutachter:

A.o. Univ.Prof. Dr. Wolfram Parzefall*
O.Univ.Prof. DDr. Rolf Schulte-Hermann**

27. Mai 2004

* Sommerergasse 17/2/2; A-1130 WIEN

** Skallgasse 6; A-3400 Klosterneuburg

Dienstadresse:

Institut für Krebsforschung, Abteilung Toxikologie, Borschkegasse 8a, A-1090 Wien

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	AUFTRAGGEBER UND GEGENSTAND DES GUTACHTENS.....3
2	BEFUND UND GUTACHTEN.....5
2.1	Datenquellen 5
2.2	Lage des Zementwerkes, meteorologische Situation 6
2.3	Entstehung und Zusammensetzung der Emissionen 9
2.4	Emissionswerte 10
2.5	Immissions-Messungen 11
2.6	Vergleich der maximalen werkseitigen Emissionen und der gemessenen und berechneten maximalen Immissionswerte 14
2.7	Stickstoffoxide und luftchemische Reaktionen, Entstehung von Ozon 24
2.8	Geruchsbildung 25
2.9	Mögliche gesundheitliche Auswirkungen 30
2.9.1	Allgemeines 30
2.9.2	Gesetzliche Vorgaben zum Schutz der Gesundheit des Menschen 30
2.9.3	Ozon (O ₃)..... 33
2.9.4	Stickstoffoxide..... 35
2.9.5	Schwefeldioxid..... 38
2.9.6	Staub..... 38
2.9.7	Kohlenmonoxid 39
2.9.8	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)..... 40
2.9.9	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) 43
2.9.9.1	Toxizität, Kanzerogenität von PCDD/F 43
2.9.9.2	"Grundbelastung" der Bevölkerung mit PCDD/F 44
2.9.9.3	Belastungen, die beim Menschen zu Gesundheitsschäden führen können 45
2.9.9.4	Direkte Belastungen durch PCDD/F-Immissionen auf dem Luftwege 46
2.9.10	Polychlorierte Biphenyle (PCB) 47
2.9.11	Chlorierte Benzole und Phenole 48
2.9.12	Benzol 51
2.9.13	Diisopropylnaphthaline (DIPN) 52
2.9.14	Andere organische Stoffe 53
3	ZUSAMMENFASSUNG.....54

1 AUFTRAGGEBER UND GEGENSTAND DES GUTACHTENS

Mit Datum vom 30.6.2003 erging der Auftrag der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH, A-2754 Waldegg, Wopfung 156, eine toxikologische Bewertung von Immissionen des Zementwerkes vorzunehmen.

Einwohner der Ortsteile Wopfung, Mühlthal und Ober-Piesting haben sich über Gerüche beschwert, die sie Emissionen des Zementwerkes Wopfung zuschreiben. Sie haben die Besorgnis geäußert, dass die Geruchswahrnehmungen zugleich toxische Wirkungen der emittierten Substanzen anzeigen. Deshalb wurden wir beauftragt, zu untersuchen, ob die Emissionen der Zementherstellung zu Immissionen führen, die Geruchsempfindungen hervorrufen und / oder gesundheitsschädliche Auswirkungen haben können. Als Basis für die Beurteilung wurden analytisch erhobene Emissions- und Immissionsdaten sowie die Ausbreitungsrechnungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) der Universität Wien zur Verfügung gestellt.

Nachfolgend werden die einzelnen analytisch nachgewiesenen Bestandteile der Emissionen / Immissionen des Zementwerkes daraufhin untersucht, ob sie für das Auftreten der Gerüche verantwortlich sein können. Insbesondere wird geprüft, ob die riechenden Stoffe als Indikatoren gesundheitsschädlicher Wirkungen in Betracht gezogen werden müssen.

Geruchsintensive Stoffe können, aber müssen nicht toxisch sein. Umgekehrt besitzen viele toxische Substanzen keinen Geruch. Daher werden –unabhängig von Geruchseigenschaften – auch jene Verbindungen in den Emissionen gutachterlich überprüft, die gemäß dem Stand der Wissenschaft als Leitsubstanzen für die Beurteilung der Toxizität von Verbrennungsabgasen aus Zementwerken dienen.

Abkürzungen:

BaP	Benz(a)pyren
GA	Gutachten
HMW	Halbstundenmittelwert
JMW	Jahresmittelwert
KG	Körpergewicht
IG-L	Immissionsschutzgesetz Luft
MMW	Monatsmittelwert
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
TCDD	2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-para-Dioxin
TEQ	Toxizitätsäquivalente
I-TEQ	internationale Toxizitäts Äquivalente
TMW	Tagesmittelwert

Verwendete Mengen- und Konzentrationsangaben

$$\begin{aligned}1 \text{ g} &= 1.000 \text{ mg (milligramm)} = 10^3 \text{ mg} \\ &= 1.000.000 \text{ } \mu\text{g (microgramm)} = 10^6 \text{ } \mu\text{g} \\ &= 1.000.000.000 \text{ ng (nanogramm)} = 10^9 \text{ ng} \\ &= 1.000.000.000.000 \text{ pg (picogramm)} = 10^{12} \text{ pg} \\ &= 1.000.000.000.000.000 \text{ fg (femtogramm)} = 10^{15} \text{ fg}\end{aligned}$$

$$1 \text{ ppm} = 1 \text{ part per million} = 1 \text{ ml/m}^3$$

$$1 \text{ ppb} = 1 \text{ part per billion (=Milliarde)} = 1 \text{ } \mu\text{l/m}^3$$

2 BEFUND UND GUTACHTEN

2.1 Datenquellen

Als Beurteilungsgrundlage werden die Daten aus folgenden Quellen herangezogen:

- (1) Emissionsmessungen am Zementdrehrohrofen der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH vom 12. Dezember 2002 lt. Bericht der FTU vom 15.1.2003
vom 9. Juli 2003 lt. Bericht der FTU vom 24.9.2003
vom 5. September 2003 lt. Bericht der FTU vom 28.10.2003
- (2) Immissionsmessungen vom 9. bis 19. Juli 2003, Bericht der FTU vom 24.9.2003 .
Alle Beprobungen und chemisch-analytischen Messungen wurden von der FTU, Wien, durchgeführt.
- (3) Bericht zur Erhebung organischer Verbindungen im Zementofenabgas der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH – Emissions- und Immissionsmessungen (FTU, Wien, 5.3.2004)
Dieser Bericht umfasst die Daten v. 9.7.2003 und 5.9.2003 (Punkt (1)) und alle Daten der Immissionsmessungen (Punkt (2)) und die werkseitigen Emissionen (Dokumentation der Betriebsdaten)
Emissionsprotokolle Drehofen für den Zeitraum 1. 7. 2003 – 31. 10. 2003 der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH, erhalten am 12. 1. 2004
- (4) Immissionsmessungen in Wopfung April-Oktober 2002; Prüfbericht der Niederösterreichische Umweltschutzanstalt (NUA) A-7-1/3-02
- (5) Immissionsmessungen Wopfung Juli-Oktober 2003; Zwischenbericht der Abteilung Umwelttechnik, Referat Luftgüteüberwachung, Amt der NÖ Landesregierung, 12.12.2003 (temporäre Messstelle, N)
- (6) Umweltmeteorologisches GA betreffend die Immissionssituation infolge Emissionen des Projekts „Alternative Brennstoffe Kalköfen der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH“
M. Piringer, W. Knauder, K. Baumann – Stanzer, ZAMG vom 27.8.2002
- (7) „Berechnung von Verdünnungsfaktoren infolge Emissionen des Zementofens der Wopfinger Baustoffindustrie“, erstellt von Mag. Werner Knauder; Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Wien, 16.7.2003.
- (8) Weitere Informationen wurden in Besprechungen mit Dipl. Ing. Tisch und Dipl. Ing. Philipp, Wopfinger Baustoffindustrie, und durch Lokalausweis erhalten.

2.2 Lage des Zementwerkes, meteorologische Situation

Das Zementwerk ist im Piesting-Tal lokalisiert, das beiderseits von Hügeln mit etwa 200m Höhe über dem Talgrund begrenzt wird (s. Karte Abb.1). Es befindet sich in einem Siedlungsgebiet mit überwiegend lockerer Bebauung.

Dem meteorologischen Gutachten der ZAMG ist zu entnehmen, dass im Untersuchungsgebiet tal-parallele Winde aus westlichen bzw. östlichen Richtungen dominieren. Am Tag und in der Nacht kommen Winde aus West mit etwa 40% Häufigkeit ungefähr gleich oft vor. Östliche Winde treten beinahe nur am Tag auf. Windschwache Wetterlagen (Windgeschwindigkeit < 0,8m/s, Calmen) bestehen am Tag in etwa 25%, in der Nacht in etwa 40% der Fälle. Die Ausbreitungsklassen 2 und 3, bei denen ein gutes vertikales Austauschvermögen besteht, kommen mit einer Häufigkeit von etwa 26% vor, die Klasse 4 mit mittelmäßigem vertikalen Austauschvermögen mit einer Häufigkeit von 44% und die Klassen 4 bis 7, bei denen das vertikale Austauschvermögen herabgesetzt ist, mit etwa 30% Häufigkeit. Inversions-Wetterlagen, bei denen der vertikale Austausch beeinträchtigt ist, können zusätzlich zu einer Verdoppelung der Immissionskonzentrationen führen. Solche Wetterlagen sind jedoch nach Aussagen des meteorologischen Gutachtens im Piestingtal eher selten und nicht lang anhaltend; ein Anstieg der Immissionskonzentration auf das Doppelte infolge von Inversionswetterlagen wird daher für unwahrscheinlich gehalten.

Von den in der Ausbreitungsrechnung der ZAMG verwendeten 12 Aufpunkten sind jene in Abbildung 1 angegeben, die maximale Immissionen erwarten lassen. Tabelle 1 enthält die für diese Aufpunkte berechneten Verdünnungsfaktoren der ZAMG. Division der Emissionswerte durch die jeweiligen Verdünnungsfaktoren ergibt die erwarteten Immissionswerte als maximale Halbstundenmittelwerte (HMW) und Jahresmittelwerte (JMW). Die maximalen HMW werden im meteorologischen GA (im Sinn einer „worst case“ Annahme) gleichgesetzt mit maximalen Tagesmittelwerten (TMW).

In Abbildung 1 ist außerdem der Ort der Messstelle der NÖ Landesregierung, die zeitlich befristet eingerichtet war, als N markiert.

Abbildung 1: Kartenausschnitt mit Angabe der Lage des Emittenten, der Messstellen bzw. Aufpunkte

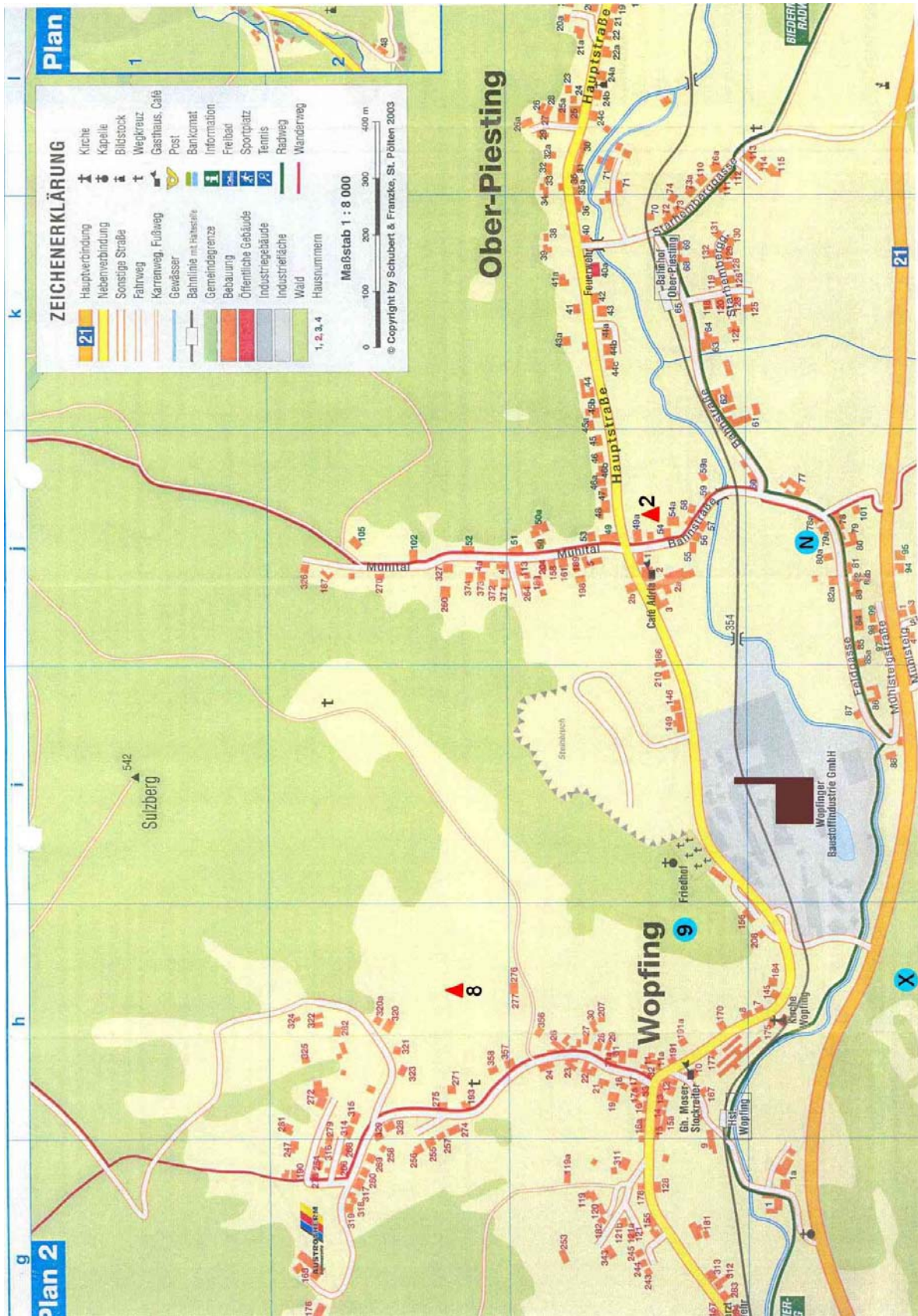


Tabelle 1: Verdünnungsfaktoren nach GA Knauder, ZAMG, v. 16.7.2003.^a

Aufpunkt	maxHMW Verd.faktor	maxHMW Wind <0,8 m/s Verd.faktor	JMW Verd.faktor
1	8.333	7.317	600.000
2	10.000	7.229	176.471
3	8.333	7.317	222.222
4	9.231	6.667	3.000.000
5	8.219	5.455	600.000
6	12.000	8.824	500.000
7	<u>5.357</u>	8.219	3.000.000
8	6.452	7.059	1.500.000
9	6.742	4.478	1.500.000
10	10.169	8.000	1.000.000
11	15.000	10.169	285.714
12	13.636	9.375	187.500
X ^b			<u>53.097</u>

^a Die niedrigsten Verdünnungsfaktoren sind unterstrichen, die für die Immissionswert-Berechnungen verwendeten Faktoren sind **fett** gedruckt.

^b Das Maximum der Jahresmittelwerte (ca. 400 m süd-westlich vom Emittenten).

In dieser Tabelle der ZAMG wurden die TOC-Emissionen des Drehrohres zugrunde gelegt (vgl. Kap. 2.3)

Aufpunkt 2 ist jene Position, an der die Immissionsmessungen der FTU durchgeführt wurden.

In den nachfolgenden Tabellen werden die gemessenen Emissions- und Immissionswerte der FTU wiedergegeben. Zusätzlich werden die maximalen HMW (für Wind < 0,8 m/s) am Aufpunkt 2 und 9 sowie der maximale JMW der Immission angegeben. Sie wurden mit Hilfe der in Tabelle 1 fett gedruckten Verdünnungsfaktoren berechnet.

2.3 Entstehung und Zusammensetzung der Emissionen

Die Emissionen des Werkes stammen im Wesentlichen aus drei Punktquellen, nämlich aus dem Zementdrehrohrofen und den Kalköfen 5 und 6. Außerdem gibt es diverse diffuse Quellen (z.B. Werksverkehr), die hier nicht quantifiziert sind und auch nicht in die folgende Begutachtung eingehen. Der Anteil der drei Punktquellen an den Emissionen kann je nach betrachtetem Gefahrstoff unterschiedlich sein.

Anhand der Massenströme der Stickstoffoxide (NO_x) und des organischen Kohlenstoffs (TOC) stellen sich die Anteile an der Gesamtemission wie folgt dar (Umweltmeteorologisches Gutachten, ZAMG 2002). Die TOC – Emissionen der Kalköfen bestehen überwiegend aus Methan. Die Emission von PAK durch die Kalköfen beträgt nur wenige Prozent derjenigen des Drehrohres (Angaben von Dipl. Ing. Philipp). Die Emissionen der Kalköfen von NO, PAK und TOC werden im vorliegenden Gutachten vernachlässigt.

Tabelle 2: Quantitative Anteile der Emissionsquellen an ausgewählten Emissionen

	Kalkofen 5	Kalkofen 6	Zementofen	
Massenstrom NO _x	478	341	20187	mg/s
% der Emission	2,3	1,6	96,1	
Massenstrom TOC	361	1023	1628	mg/s
% der Emission	12	34	54	

In den Verbrennungsprozess des Drehrohrofens werden neben den Grundstoffen für die Zementerzeugung zur Energiegewinnung Papierfaserschlamm aus der Altpapieraufbereitung, Braunkohle, Kunststoff und Tiermehl eingesetzt. Das Tiermehl wird laut Angaben der Werksleitung in einem geschlossenen Prozess aufgegeben. Das Altpapier enthält u. a. Diisopropylnaphthaline aus diversen Spezialpapieren. Nach der Altpapieraufbereitung finden sich diese Verbindungen im Papierfaserschlamm. Der Papierfaserschlamm wird mit der Abluftwärme des Drehrohres vorgetrocknet und anschließend im Drehrohr verbrannt. Die Abluft der Papierschlamm-trocknung wird über ein Staubfilter in den Kamin geführt und ohne weitere Behandlung mit der Abluft des Drehrohres emittiert.

Die im Drehrohfen erzielten sehr hohen Temperaturen (Flammtemperatur bis zu 2000 °C und Materialtemperatur bis zu 1450 °C) bewirken eine sehr weitgehende Oxidation aller anorganischen und organischen Stoffe. Dabei werden die organischen Gefahrstoffe nahezu vollständig zerstört; dies gilt sogar für die chemisch äußerst stabilen PCDD und PCDF. Die Summe der toxischen Kongenere unterschreitet den Grenzwert der Abfallverbrennungs-VO um den Faktor 5 (Tabelle 8), ohne dass besondere Abgasreinigungsverfahren außer zwei in Serie geschalteten Elektro-Staubfiltern im Einsatz sind.

Die im Abgas emittierten Stoffe umfassen eine Vielzahl von Verbindungen, die bei allen Verbrennungsprozessen entstehen können (z.B. in Öl- oder Kohlekraftwerken, beim Hausbrand, bei industriellen Prozessen, in Kraftfahrzeugabgasen, bei unkontrollierten Bränden, z.B. Wald- und Buschfeuer, Brandkatastrophen), und deshalb nicht allein für die Emissionen eines Zementwerkes charakteristisch sind. Weitere Emissionen entstammen der Abluft der Papierfaser-Trocknung. Auch die Beschaffenheit der Grundstoffe der Klinkerherstellung kann die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Emissionen beeinflussen. Im Rohmehl enthaltene flüchtige Verbindungen werden im Verlauf des Gegenstromprozesses im Wärmetauscher freigesetzt und gelangen in die Abluft. Unter den anorganischen Bestandteilen sind insbesondere Stickstoffoxide als relevante Komponenten zu nennen.

Für die vorliegende Begutachtung wurden die Emissionen derjenigen Substanzen und Substanzgruppen untersucht, die nach dem Stand der Wissenschaft als Leitsubstanzen zur Beurteilung der Toxizität von Verbrennungsabgasen dienen, weil sie besonders hohe Toxizität besitzen und /oder in relativ großer Menge im Abgas enthalten sind. Weitere emittierte Stoffe wurden als mögliche Geruchsträger analysiert.

2.4 Emissionswerte

Die Emissionen des Zementdrehrohrofens werden für die Gefahrstoffe Staub, Kohlenmonoxid, Stickstoffoxide, und Schwefeldioxid in Halbstundenintervallen kontinuierlich als Betriebsdaten gemessen und dokumentiert. Die während der Dauer der Emissionsmessungen der FTU am 9.7.2003 und am 5.9.2003 erhobenen Daten sind im Bericht der FTU vom 5.3.2004 tabelliert.

Die wichtigsten Werte sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Man erkennt, dass am 9.7. bei Betrieb mit niedrigerem Abgasvolumenstrom die Staub-, Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidkonzentrationen etwas höher lagen als am 5.9.2003, an dem der Abgasvolumenstrom um ca 7%

höher war. Lediglich für Kohlenmonoxid lagen die Emissionswerte während der zweiten Messkampagne höher als während der ersten. Bei Stickstoffoxiden lagen unter den Betriebsbedingungen am 9.7.2003 acht HMW und am 5.9.2003 fünf HMW (jeweils in 24 Stunden) über 1000 aber unter 1200 mg/Nm³. Damit ist lt Anlage §5 der Zement-VO¹ der Emissionsgrenzwert nicht überschritten.

Tabelle 3: Zusammenfassung von Daten der betriebseigenen Emissionsüberwachung während der Messkampagnen

9.7.2003	Staub mg/Nm³	CO mg/Nm³	NO_x * mg/Nm³	SO₂ mg/Nm³	Abgasstrom Nm³/h
Bereich	17,8 – 18,5	534 - 720	845 - 1171	27 - 29	
Überschreitungen			5		
MW der HMW im Messintervall	18,1	653	952	27,9	94.710
<i>TMW</i>	<i>17,9</i>	<i>715</i>	<i>915</i>	<i>29,4</i>	<i>94.779</i>

5.9.2003	Staub mg/Nm³	CO mg/Nm³	NO_x * mg/Nm³	SO₂ mg/Nm³	Abgasstrom Nm³/h
Bereich	16,1 – 16,6	790 - 977	707 - 978	23 - 25	
Überschreitungen			0		
MW der HMW im Messintervall	16,4	882	884	23,8	100.700
<i>TMW</i>	<i>16,8</i>	<i>902</i>	<i>917</i>	<i>23,9</i>	<i>101.130</i>

Die TMW sind über den gesamten Tag berechnet.

* berechnet als NO₂

Die Brennstoffaufgabe ist im GA von Prof. Wurst im einzelnen spezifiziert und entspricht dem durchschnittlichen Brennstoffeinsatz (lt. Angaben der Werksleitung). Nicht berücksichtigt sind bei dieser Datenzusammenfassung die Emissionen der beiden Kalköfen (vgl Abschnitt 2.3).

2.5 Immissions-Messungen

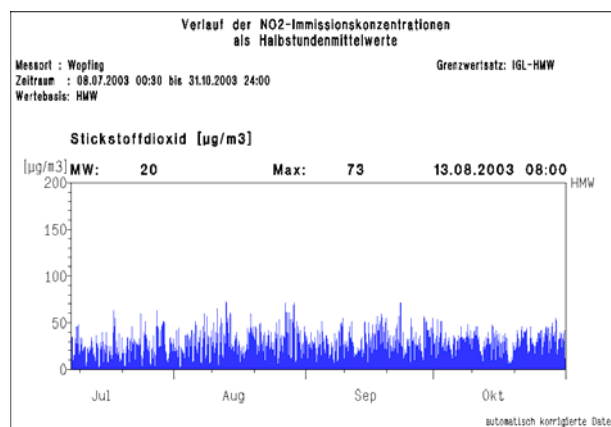
¹ Kontinuierliche Messungen: Der Emissionsgrenzwert gilt als überschritten, wenn innerhalb eines Kalenderjahres:

a) ein Tagesmittelwert den Emissionsgrenzwert überschreitet b) mehr als 3% der Beurteilungswerte den Grenzwert um mehr als 20% überschreiten c) ein Halbstundenmittelwert das Zweifache des Emissionsgrenzwertes überschreitet.

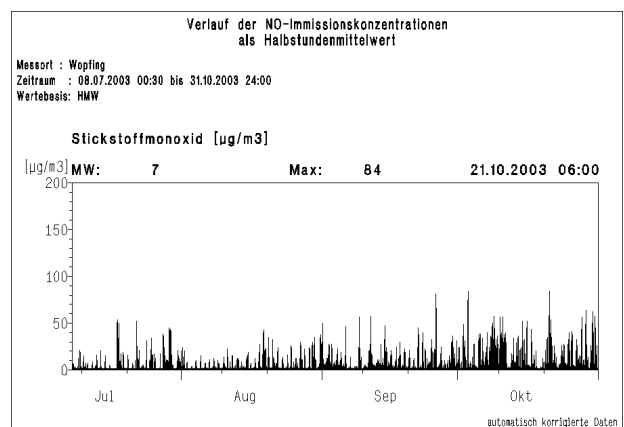
Immissions-Messwerte liegen von der Messstelle der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt (NUA) vor. Die Lage der Messstellen sind mit denjenigen von Aufpunkt 2 und Aufpunkt 8 des meteorologischen Gutachtens der ZAMG praktisch identisch. Weiters liegen Immissionsdaten von der Messstelle des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung in Wopfung vor (N in Abbildung 1). Die dort im Zeitraum vom 8.7.2003 bis 31.10.2003 erhobenen Messwerte wurden als Zwischenbericht zur Verfügung gestellt. Die Daten für Stickstoffdioxid und -monoxid (NO_2 , NO), Feinstaub (PM_{10}) sowie Ozon (O_3) sind graphisch im Zeitverlauf in der folgenden Abbildung 2 darstellt. Die ebenfalls von der NÖLR gemessenen Schwefeldioxid- und Kohlenstoffmonoxid-Immissionen sind sehr niedrig; die Maximalwerte sind der Tabelle 4 zu entnehmen.

Abbildung 2: Immissionsdaten der Landesmessstelle Wopfung (Messstelle N)

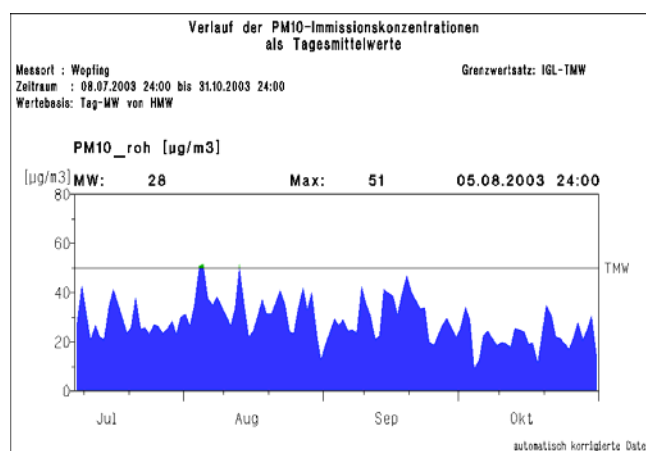
Stickstoffdioxid (NO_2) und



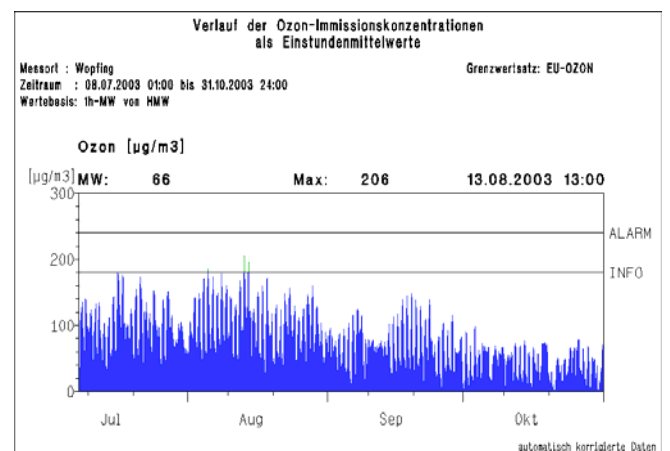
Stickstoffmonoxid (NO)



Feinstaub (PM_{10})



OZON (O_3)



Außerdem enthält der Zwischenbericht eine Zuordnung der Immissionskonzentrationen zu den unterschiedlichen Windrichtungen, die an der Messstelle Wopfung kontinuierlich erfasst werden. Aus den Darstellungen ist ersichtlich, dass NO₂ und NO-Belastungen hauptsächlich aus westlichen Richtungen, also aus Richtung des dort befindlichen Zementwerkes kommen. Auch die Staubbelastung tritt hauptsächlich bei westlichen Winden auf, allerdings sind auch bei östlichen Winden erhöhte Staubimmissionen festzustellen. Höhere Ozonimmissionen sind bei westlichen und östlichen Winden, vor allem bei letzteren zu finden. Abschließend enthält der Zwischenbericht einen Vergleich der Immissionssituation mit derjenigen einiger anderer Messstellen in der Umgebung, wie Mödling, Wr. Neustadt, Purkersdorf, Bad Vöslau, Stixneusiedl und anderen. Dabei zeigen sich keine größeren Differenzen bei den gemessenen Immissionen zwischen den einzelnen Messstellen; die Werte in Wopfung liegen meist im mittleren Bereich. Die mittleren Immissionswerte betragen laut Graphik für NO < 10 µg/ m³, für NO₂ < 20 µg/ m³ und überschritten somit nicht die geltenden Grenzwerte.

Die Immissionsmessungen der NUA wurden von April bis Oktober 2002 in Wopfung Dorf (entsprechend Aufpunkt 8) und Wopfung-Bahnstraße (entsprechend Aufpunkt 2) vorgenommen. Es wurden u.a. Stickoxide, SO₂, TOC und NMHC sowie Staub (PM₁₀) gemessen. Laut Bericht der NUA waren die SO₂-Immissionen generell sehr niedrig; die NO- und NO₂-Immissionen zeigten Immissionsspitzen, die zumeist dem Zementwerk zugeordnet wurden, lagen im Mittel des gesamten Messzeitraums jedoch < 5 µg/ m³ für NO und < 10 µg/m³ für NO₂ (als MMW). Somit wurden die gesetzlich vorgegebenen Grenzwerte eingehalten; dies wird auch für die Staubimmissionen festgestellt.

Maximale HMW aus beiden Immissionsmessreihen werden nachfolgend angegeben (Tabelle 4). Zusätzlich wurden Immissionswerte an der Messstelle Aufpunkt 2 während einer 10-tägigen Periode (9. - 19.7.2003) von der FTU gemessen. Dabei wurden PAK, PCB, Chlorbenzole, Chlorphenole, PCDD/F erfasst. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 7-10 (Spalte 3) dargestellt. Es ist zu beachten, dass es sich bei diesen Werten nicht um HMW, sondern um 10 – Tage – Mittelwerte handelt. Andere im Abgas erfasste organische Substanzen konnten immissionsseitig nicht nachgewiesen werden (GA Prof. Wurst, S22 Punkt 5.2.6).

2.6 Vergleich der maximalen werkseitigen Emissionen und der gemessenen und berechneten maximalen Immissionswerte

In den nachfolgenden Tabellen 4-10 werden die von der FTU und vom Werk gemessenen Emissionen (Spalte 2 der Tabellen) sowie die an den Aufpunkten 2 und 8 gemessenen Immissionen (Spalte 3 der Tabellen 4, 5, 7-10) zusammengefasst. Zusätzlich werden aus den angegebenen maximalen Emissionswerten mittels der meteorologischen Verdünnungsfaktoren (Tabelle 1) für Aufpunkt 2 und 9 maximale Immissionskonzentrationen berechnet. Es ist zu beachten, dass für den Zweck der toxikologischen Beurteilung die höchsten Emissionswerte und die niedrigsten Verdünnungsfaktoren verwendet werden, um für jeden Stoff die ungünstigsten möglichen Immissionskonzentrationen zu ermitteln („worst-case-scenario“). Die Maxima der werkseitig verursachten Immissionen befinden sich laut meteorologischem Gutachten an den Aufpunkten 9 für den HMW (bei windschwachen Wetterlagen) und „X“ für den JMW (vgl. Tabelle 1).

Aus dem beschriebenen Prozedere der Berechnungen folgt, dass die analytisch gemessenen und die berechneten Zahlenwerte der maximalen Immissions-Konzentrationen, wie in den Tabellen 4-10, Spalten 3-8 angegeben, nicht unmittelbar miteinander vergleichbar sind, da sie auf unterschiedlichen Analyse-Zeitpunkten basieren. Außerdem tragen neben dem Zementwerk auch andere Emittenten zu den Immissionen bei. Schließlich ist eine modell-bedingte Unschärfe der meteorologischen Ausbreitungsrechnungen, insbesondere in einem bergigen Gelände, in Rechnung zu stellen. Ein Vergleich an Hand der anorganischen Substanzen in Tabelle 4 zeigt unter diesen Prämissen ein befriedigendes Maß an Plausibilität der berechneten Immissionskonzentrationen. Diese Schlussfolgerung wird durch Vergleich der umfangreichen Immissionswert-Tabellen im meteorologischen Gutachten von 2002 mit den tatsächlich gemessenen Werten der NUA (2002) und der NÖ Landesregierung (2003) bestärkt. Für die Zielsetzung einer toxikologischen Risiko-Beurteilung kann daher – zumindest für die überwiegende Mehrzahl der Fälle - eine ausreichende Zuverlässigkeit der berechneten Immissionswerte angenommen werden.

Emissions- und Immissionskonzentrationen der organischen Gefahrstoffe PAK, Dioxine, anderer chlorierter Aromaten sowie diverser organischer Verbindungen finden sich in den Tabellen 6 bis 10.

Für den Vergleich der **berechneten** und **gemessenen** Immissionswerte am Aufpunkt 2 sind die berechneten JMW besser geeignet als die HMW, da die Immissionsmessung der FTU

kontinuierlich über einen Zeitraum von 10 Tagen erfolgte. Die berechneten Immissionswerte sind für die meisten Substanzen deutlich niedriger als die tatsächlich gemessenen Werte. So liegt bei den PAK die **gemessene** BaP Immissionskonzentration ($0,054 \text{ ng/m}^3$) weit (170x) über der **berechneten** Konzentration ($0,00032 \text{ ng/m}^3$) und nur um den Faktor 43 unter der Emissionskonzentration (Tabelle 7). Dies legt nahe, dass die hohe gemessene BaP Immission wesentlich durch andere Quellen verursacht wird. Auch das PAK-Profil der berechneten Immission weicht stark vom Profil der gemessenen Immission ab (Abbildung 3).

Tabelle 4: Anorganische Emissionen / Immissionen

1 Stoffname/Formel	2 Emissionskonzentrationen gemessen			3 Immissionskonzentrationen gemessen			6 Immissionskonzentrationen berechnet ^a		
	maxHMW 12.12.02 (mg/Nm ³)	maxHMW 09.07.03 (mg/Nm ³)	maxHMW 05.09.03 (mg/Nm ³)	maxHMW IV - X 2002 (Aufpunkt 8) (µg/Nm ³)	maxHMW IV - X 2002 (Aufpunkt 2) (µg/Nm ³)	maxHMW VII - X 2003 (Aufpunkt N) (µg/Nm ³)	maxHMW 09.07.03 (Aufpunkt 2) (µg/Nm ³)	maxHMW 09.07.03 (Aufpunkt 9) (µg/Nm ³)	maxJMW 09.07.03 (Aufpunkt X) (µg/Nm ³)
Staub		18,5	16,6	44 ^b	64		2,6	4,1	0,35
PM ₁₀ als TMW				19 ^b	38 ^b	51 ^b			
Kohlenmonoxid (CO)		720	977			760	99,6	160,8	13,6
Stickstoffmonoxid (NO)				65	129 (Sep) ^d	84			
Stickstoffdioxid (NO₂)				99	54 (Juli) ^d	73			
Stickstoffoxide (NO_x) ^c		1171	991		124 (Okt) ^d		162,0	261,5	22
Schwefeldioxid (SO ₂)		29	25	13	23,6	9	4,0	6,5	0,55
Chlorwasserstoff (HCl)	1,34						0,1854	0,2992	
Fluorwasserstoff (HF)	0,22						0,0304	0,0491	
Ammoniak (NH ₃)	0,44						0,0609	0,0983	
Cyanwasserstoff (HCN)	0,0061						0,0008	0,0014	

^a Zur Berechnung wurde der höhere Emissionswert v. 9.7.03 verwendet.

^b Die Staubimmissionen sind als TMW angegeben

^c berechnet als NO₂

^d Die maximalen HMW für NO und NO₂ sind zeitlich voneinander unabhängig, deshalb ist eine Summation zu NO_x nicht möglich.

Tabelle 5: Organischer Kohlenstoff, Methan und Nichtmethankohlenwasserstoffe (NMHC)

1	2		3	4		5	
	Emissionskonzentrationen gemessen			gemessen	Immissionskonzentrationen berechnet		
	HMW 12.12.2002 (mg/Nm ³)	HMW 12.12.2002 (mg/Nm ³ red 10%O ₂)		maxHMW (Aufpunkt 2) (ppm)	maxHMW (Aufpunkt 9) (µg/Nm ³ red 10%O ₂)		maxJMW (Aufpunkt X) (µg/Nm ³ red 10%O ₂)
organischer Kohlenstoff	18,7	23,2		5,18	0,44		
Methan	8,1	---		---	---		
Methan-C	6,1	7,5		1,67	0,14		
NMHC	---	15,7	0,79	3,51	0,30		
	HMW 5.9.2003 (mg/Nm ³)	HMW 5.9.2003 (mg/Nm ³ red 10%O ₂)		maxHMW (Aufpunkt 9) (µg/Nm ³ red 10%O ₂)	maxJMW (Aufpunkt X) (µg/Nm ³ red 10%O ₂)		
organischer Kohlenstoff	46,6	48,2		10,76	0,91		

Tabelle 6: Diverse organische Stoffe

1	2 Emissionskonzentrationen gemessen		3 Immissionskonzentrationen berechnet		
	12.12.2002 (µg/Nm³)	5.9.2003 (µg/Nm³)	maxHMW (Aufpunkt 2) (ng/Nm³)	maxHMW (Aufpunkt 9) (ng/Nm³)	maxJMW (Aufpunkt X) (ng/Nm³)
Cyclohexan		12	1,66	2,68	0,23
Benzol	48	340	47,03	75,93	6,40
Toluol		215	29,74	48,01	4,05
Ethylbenzol		15	2,07	3,35	0,28
m,p-Xylol		130	17,98	29,03	2,45
o-Xylol		32	4,43	7,15	0,60
a-Pinen		n.n			
1,2,3-Trimethylbenzol		10	1,38	2,23	0,19
1,2,4-Trimethylbenzol		15	2,07	3,35	0,28
1,3,5-Trimethylbenzol		15	2,07	3,35	0,28
Benzaldehyd		642	88,81	143,37	12,09
Benzonitril		138	19,09	30,82	2,60
2-Ethyl-Hexanol		80,1	11,08	17,89	1,51
Benzylalkohol		n.n			
Acetophenon		51,3	7,10	11,46	0,97
n-Heptan		n.n			
n-Octan		33	4,56	7,37	0,62
n-Nonan		45	6,22	10,05	0,85
n-Decan		30	4,15	6,70	0,57
n-Dodecan		n.n			
n-Tridecan		28	3,87	6,25	0,53
n-Tetradecan		34	4,70	7,59	0,64
Diisopropylnaphthalin		122	16,88	27,24	2,30
Diisopropylnaphthalin		135	18,67	30,15	2,54
Diisopropylnaphthalin		100,6	13,92	22,47	1,89
Diisopropylnaphthalin		190,4	26,34	42,52	3,59
Diisopropylnaphthalin		181,3	25,08	40,49	3,41
Diethylbiphenyl		83,2	11,51	18,58	1,57
n-Eicosan		n.n			
Summe:		2679	370	598	50,4

n.n. = nicht nachweisbar

Tabelle 7: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

1 Gefahrstoff k = kanzerogen	2 Emissionskonzentrationen		3 Immissionskonzentrationen				
	gemessen 12.12.2002	gemessen 9.7.2003	gemessen 9.7.-19.7.2003 (Aufpunkt 2)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 2)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 9)	JMW berechnet (Aufpunkt 2)	maxJMW berechnet (Aufpunkt X)
	(µg/Nm ³)	(µg/Nm ³)	(ng/Nm ³)	(ng/Nm ³)	(ng/Nm ³)	(ng/Nm ³)	(ng/Nm ³)
Naphthalin	23	13,0	323,0	1,7983	2,9031	0,07367	0,24483
Acenaphthylen	0,42	0,5	0,9	0,0692	0,1117	0,00283	0,00942
Acenaphthen	0,076	0,4	6,3	0,0553	0,0893	0,00227	0,00753
Fluoren	1,3	3,9	44,0	0,5395	0,8709	0,02210	0,07345
Phenanthren	2,8	20,0	59,0	2,7666	4,4663	0,11333	0,37667
Anthracen (k)	3,5	3,5	2,3	0,4842	0,7816	0,01983	0,06592
Fluoranthen	0,32	0,4	5,2	0,0553	0,0893	0,00227	0,00753
Pyren	0,27	0,54	6,2	0,0747	0,1206	0,00306	0,01017
Benz(a)anthracen k	0,011	0,0089	0,13	0,0012	0,0020	0,00005	0,00017
Chrysen k	0,039	0,12	1,1	0,0166	0,0268	0,00068	0,00226
Benzo(b)fluoranthen k	0,0025	0,014	0,14	0,0019	0,0031	0,00008	0,00026
Benzo(k)fluoranthen k	<0,00074	0,0018	0,19	0,0002	0,0004	0,00001	0,00003
Benzo(a)pyren k	<0,0013	0,0023	0,054	0,0003	0,0005	0,00001	0,00004
Indeno(123-cd)pyren k	<0,0012	0,0036	0,072	0,0005	0,0008	0,00002	0,00007
Dibenzo(ac,ah)anthracen k	<0,0012	0,015	0,18	0,0021	0,0033	0,00008	0,00028
Benzo(ghi)perylen k	<0,00087	0,0022	0,058	0,0003	0,0005	0,00001	0,00004
Summe aller PAK (nach EPA)	32 41 (10%O ₂)	42,4	449	5,8663	9,4703	0,24031	0,7987

Für die Berechnung der Immissionskonzentrationen wurden die Emissionen v. 9.7.2003 zugrunde gelegt

Verdünnungsfaktoren				7229	4478	176471	53097
---------------------	--	--	--	------	------	--------	-------

Tabelle 8: PCDD/PCDF

1	2		3				4				5				6				7			
	Emissionskonzentrationen		Immissionskonzentrationen																			
	gemessen 9.7.2003		gemessen am 9.7.-19.7.2003 (Aufpunkt 2)		maxHMW berechnet (Aufpunkt 2)		maxHMW berechnet (Aufpunkt 9)		JMW berechnet (Aufpunkt 2)		maxJMW berechnet (Aufpunkt X)											
I-TEQ ng/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³		I-TEQ fg/Nm ³										
2378 T4CDD	0,00146000	n.n.	0,2020	0,3260	0,00827	0,02750																
12378 P5CDD	0,00028050	n.n.	0,0388	0,0626	0,00159	0,00528																
123478 H6CDD	n.n.	n.n.																				
123678 H6CDD	0,00017000	n.n.	0,0235	0,0380	0,00096	0,00320																
123789 H6CDD	0,00003950	n.n.	0,0055	0,0088	0,00022	0,00074																
1234678 H7CDD	0,00003160	0,307	0,0044	0,0071	0,00018	0,00060																
O8CDD	0,00000712	0,118	0,0010	0,0016	0,00004	0,00013																
2378 T4CDF	0,00411000	0,509	0,5685	0,9178	0,02329	0,07741																
12378 P5CDF	0,00198500	2,335	0,2746	0,4433	0,01125	0,03738																
23478 P5CDF	0,00920000	6,350	1,2727	2,0545	0,05213	0,17327																
123478 H6CDF	0,00060900	12,800	0,0842	0,1360	0,00345	0,01147																
123678 H6CDF	0,00030100	4,390	0,0416	0,0672	0,00171	0,00567																
123789 H6CDF	n.n.	n.n.																				
234678 H6CDF	0,00014300	2,110	0,0198	0,0319	0,00081	0,00269																
1234678 H7CDF	0,00001470	0,655	0,0020	0,0033	0,00008	0,00028																
1234789 H7CDF	0,00001886	0,465	0,0026	0,0042	0,00011	0,00036																
O8CDF	0,00000132	0,143	0,0002	0,0003	0,00001	0,00002																
Summe PCDD+PCDF	0,01837	30,2	2,54	4,10	0,10411	0,35																

n.n. = nicht nachweisbar

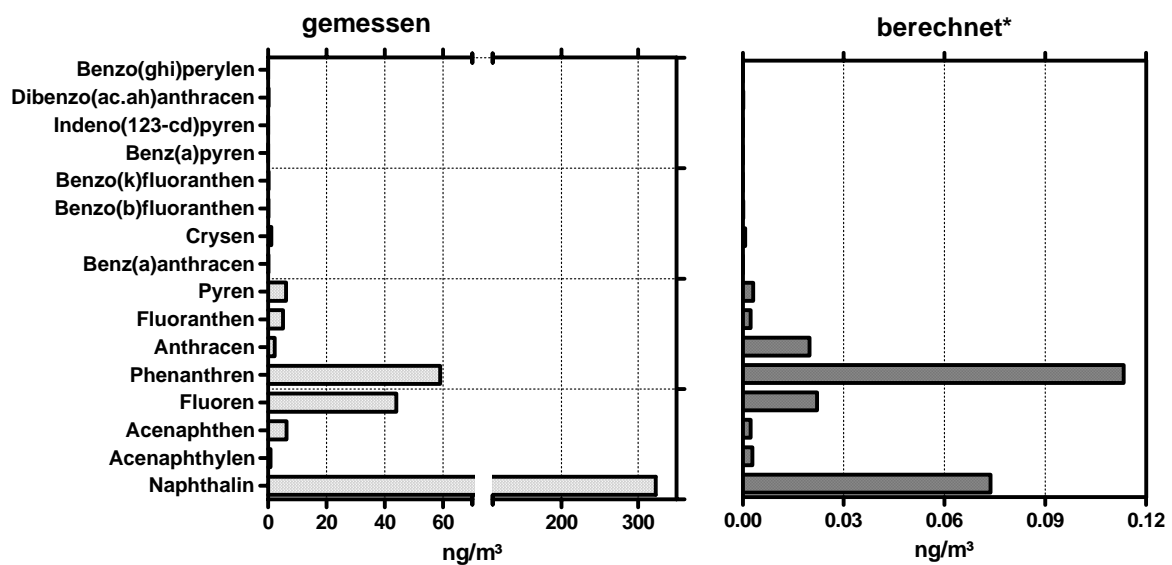
Tabelle 9: Polychlorierte Biphenyle (PCB)

1 PCB-Ballschmitter Nummer	2	3	4	5	6	7
	Emissionskonzentrationen	Immissionskonzentrationen				
	gemessen 9.7.2003 (ng/Nm ³)	gemessen 9.7.-19.7.2003 (Aufpunkt 2) (pg/Nm ³)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 2) (pg/Nm ³)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 9) (pg/Nm ³)	JMW berechnet (Aufpunkt 2) (pg/Nm ³)	maxJMW berechnet (Aufpunkt X) (pg/Nm ³)
2,4,4'-Cl3BP 28	530,0	160	73,32	118,36	3,00	9,98
2,2',5,5'-Cl4BP 52	870,0	53	120,35	194,28	4,93	16,39
2,2',4,5,5'-Cl5BP 101	61,0	32	8,44	13,62	0,35	1,15
2,2',4,4',5,5'-Cl6BP 153	36,0	35	4,98	8,04	0,20	0,68
2,2',3,4,4',5-Cl6BP 138	40,0	47	5,53	8,93	0,23	0,75
2,2',3,4,4',5,5'-Cl7BP 180	9,4	15	1,30	2,10	0,05	0,18
Summe der 6 PCB	1546,4	342	213,9	345,3	8,76	29,1
Chlorhomologe PCBs	(ng/Nm ³)	(pg/Nm ³)			(pg/Nm ³)	
Cl3BP	530	440	73,32	118,36	3,00	9,98
Cl4BP	4300	200	594,83	960,25	24,37	80,98
Cl5BP	320	91	44,27	71,46	1,81	6,03
Cl6BP	120	110	16,60	26,80	0,68	2,26
Cl7BP	39	15	5,39	8,71	0,22	0,73
Cl8BP	2,9	n.n.	0,40	0,65	0,02	0,05
Cl9BP	nicht nachgewiesen (n.n.)	n.n.			n.n.	
Cl10BP	n.n.	n.n.			n.n.	
Summe PCB	5312	860	734,8	1186,2	30,1	100,0

Tabelle 10: Chlorbenzole und Chlorphenole

1	2	3	4	5	6	7
	Emissionskonzentrationen	Immissionskonzentrationen				
	gemessen 9.7.2003 (ng/Nm ³)	gemessen 9.7.-19.7.2003 (Aufpunkt 2) (ng/Nm ³)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 2) (ng/Nm ³)	maxHMW berechnet (Aufpunkt 9) (ng/Nm ³)	JMW berechnet (Aufpunkt 2) (ng/Nm ³)	maxJMW berechnet (Aufpunkt X) (ng/Nm ³)
Summe Tetrachlorbenzole	190	0,29	0,0263	0,0424	0,0011	0,0036
Pentachlorbenzol	32	0,26	0,0044	0,0071	0,0002	0,0006
Hexachlorbenzol	31	0,3	0,0043	0,0069	0,0002	0,0006
Trichlorphenol	130	< 0,1	0,0180	0,0290	0,0007	0,0024
Tetrachlorphenol	24	< 0,1	0,0033	0,0054	0,0001	0,0005
Pentachlorphenol	100	< 0,1	0,0138	0,0223	0,0006	0,0019

Abbildung 3: Vergleich der Immissionsprofile von PAK
gemessene und berechnete Immissionswerte am Aufpunkt 2



*berechnet mittels Verdünnungsfaktor für den JMW (Tabelle 1)

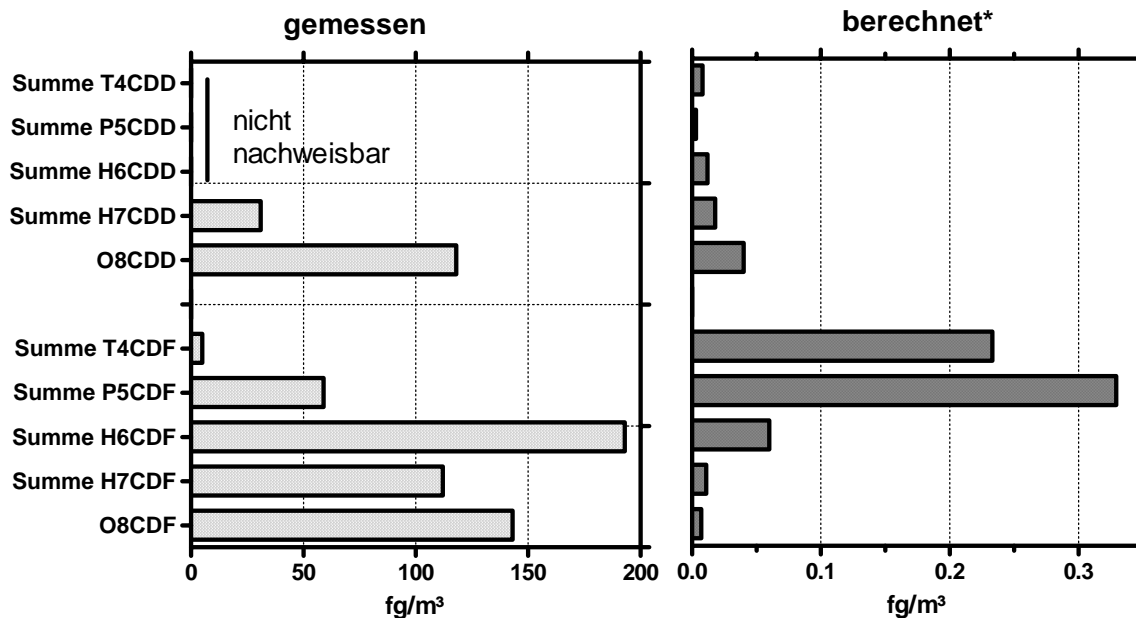
So ist bei den Emissionen das Verhältnis Naphthalin zu Fluoren wesentlich niedriger als immissionsseitig, umgekehrt ist das Verhältnis Phenanthren zu Fluoren in der Emission höher. Diese Variationen sind weit größer als die Differenzen der Messergebnisse zu unterschiedlichen Zeitpunkten (12.12.02 und 9.7.03, Tabelle 7, Spalte 2). Ähnliche quantitative Differenzen und Verschiebungen der Substanzprofile zeigen sich auch bei den polychlorierten Dioxinen und Furanen (Abbildung 4), Biphenylen und Benzolen (Tab. 8-10).

Somit ist der Schluss zu ziehen, dass andere Emittenten mit einem unterschiedlichen Emissionsprofil wesentliche Beiträge zur gemessenen Immission liefern müssen. Als weitere Emittenten kommen Kraftfahrzeuge, andere gewerbliche Quellen und der Hausbrand in Frage. Da die Immissionsmessungen im Sommer erfolgt sind, ist der Beitrag von Kleinverbrauchern mit Hausbrand als relativ gering anzusetzen. Hausbrand zu Heizzwecken erzeugt erfahrungsgemäß im Winter erhöhte PAK- und PCDD/F-Immissionsbelastungen, allerdings mit einem deutlich abweichenden Kongeneren-Profil¹. Das gegenständliche Profil zeigt Ähnlichkeit mit dem von KFZ-Emissionen².

¹ UBA, Wien (1994) Dioxine in der Luft von Ballungsräumen. Monographien Bd. 50

² Miyabara Y, Hashimoto S, Sagai M, and Morita M (1999) PCDDs and PCDFs in Vehicle Exhaust Particles in Japan. Chemosphere. 39, 143-150

Abbildung 4: Vergleich der Immissionsprofile von Dioxinen (PCDD und PCDF)
gemessene und berechnete Immissionswerte am Aufpunkt 2



*berechnet mittels Verdünnungsfaktor für den JMW (Tabelle 1)

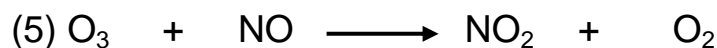
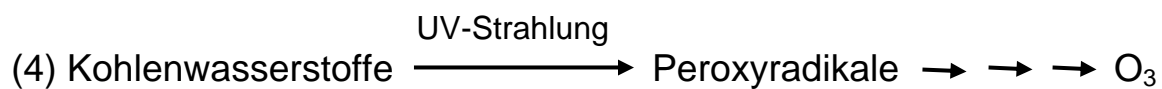
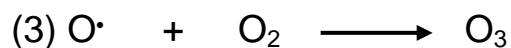
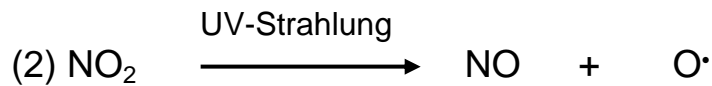
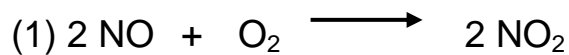
Beachte:

Um den Vergleich mit publizierten Dioxinprofilen zu ermöglichen, sind die Konzentrationen nicht in I-TEQ (wie in Tabelle 8), sondern in **absoluten Massenkonzentrationen** angegeben!

2.7 Stickstoffoxide und luftchemische Reaktionen, Entstehung von Ozon

Die hohe Arbeitstemperatur im Drehrohr bewirkt die Oxidation des Luftstickstoffs. Zementdrehrohröfen sind deshalb starke Stickstoffoxidemittenten. Das primär emittierte Produkt ist im wesentlichen Stickstoffmonoxid (NO). Dieses wird an der Luft im Lauf von Minuten bis Stunden zu Stickstoffdioxid (NO₂) oxidiert, s. Formeln auf S 25, Gleichung (1). Hierbei spielen luftchemische Prozesse besonders im Sommer wegen der erhöhten UV-Strahlung eine wesentliche Rolle. NO₂ absorbiert UV-Licht, was zur Abspaltung von atomarem Sauerstoff führt, der mit O₂ Ozon (O₃) bildet (2) (3). Kohlenwasserstoffe, besonders Olefine und substituierte Aromaten, aber auch Methan und aus Wäldern emittierte Terpene werden durch atomaren Sauerstoff und Ozon oxidiert und bilden freie Radikale und Photooxidantien. Letztendlich wird die Bildung von Stickstoffdioxid und Ozon gefördert (3 - 5). Diese Reaktionen

treten in Städten typischerweise häufig im Sommer unter den folgenden Bedingungen auf: starker KFZ-Verkehr, intensive Sonneneinstrahlung und Windstille; sie führen zur Entstehung von „Sommersmog“. Die wichtigsten Reaktionen sind im Folgenden dargestellt (nach Wissenschaftlicher Beirat für Umwelthygiene, 1989³):



2.8 Geruchsbildung

Den erhaltenen mündlichen Informationen zufolge tritt der dem Zementwerk zugeschriebene Geruch vorwiegend bei sommerlichen, föhnigen Wetterlagen mit Windrichtungen aus S bis SO auf; er wird in Abhängigkeit von der Windrichtung jeweils im Bereich der Abgasfahne lokalisiert. Betroffen sind lt. mündlicher Schilderung die Aufpunkte 8 und 9 mit dem Taleinschnitt von Wopfung Dorf, selten auch Aufpunkt 2 und Anwohner in der Feldgasse. Der Geruch wird als ähnlich dem des Abgases des Drehrohrofens (eher aromatisch, nicht stechend) beschrieben (DI Tisch, DI Philipp).

Die Häufung im Sommer dürfte auf die geringere Temperaturdifferenz zwischen Abgas und Umgebung und dadurch einen verzögerten Aufstieg der Abgasfahne bedingt sein. Außerdem sind luftchemische Veränderungen durch UV-Einstrahlung im Sommer stärker ausgeprägt als im Winter (s. Kap. 2.7 und unten).

³ Wissenschaftlicher Beirat für Umwelthygiene, 1989: Photooxidantien in der Atmosphäre, Luftqualitätskriterien Ozon, herausgegeben vom BMUJF.

Die Emissionen des Zementwerkes enthalten eine größere Zahl von Substanzen, die bei ausreichender Konzentration Geruchswirkungen besitzen oder zur Entstehung geruchsintensiver Stoffe führen können. In Tabelle 11 sind eine Reihe von relevanten Abgaskomponenten mit Geruchsschwellen und Immissionskonzentrationen angegeben. Zum Vergleich sind zusätzlich Geruchsschwellen für einige bekannte, stark riechende Stoffe aufgeführt, die nicht im Abgas nachgewiesen wurden.

Die folgenden Substanzen erscheinen als mögliche Geruchsträger von besonderem Interesse:

Stickstoffmonoxid (NO) hat einen als streng und süßlich beschriebenen Geruch, die Geruchsschwelle ist individuell unterschiedlich, die empfindlichsten Personen bemerken den Geruch ab $375\mu\text{g}/\text{m}^3$. **Stickstoffdioxid (NO₂)** hat bei hoher Verdünnung oberhalb der Grenze der Geruchswahrnehmung einen süßlich-aromatisch-„chemischen“ Geruch. Erst bei hohen Konzentrationen, wie über konzentrierter Salpetersäure, tritt eine stechende Geruchskomponente hervor (Geruchsschwelle $(200 - 410\mu\text{g}/\text{m}^3)^4$). Der Geruch von **Ozon (O₃)** wird als stechend und heuartig charakterisiert; die Geruchsschwelle liegt bei $40\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Ozon-Konzentration kann bei starkem Sommersmog bis zu $300\mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen, diejenige von NO₂ bis zu $200\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Geruch von Ozon, unterlegt mit NO₂ kann daher an Sommertagen in Städten sowie an anderen Standorten deutlich wahrgenommen werden. Möglicherweise ruft eine Kombination von NO und NO₂ mit Ozon den Geruch in Wopfung hervor. Nach dem Verständnis der Gutachter stimmt die Geruchsqualität von Gemischen von NO, NO₂ und Ozon mit den von Werksangehörigen beschriebenen Geruchswahrnehmungen überein.

4 WHO, 1987, Air Quality Guidelines for Europe

Tabelle 11: Geruchsstoffe in den Emissionen und Immissionen

1 Stoffname/Formel	2 Geruchsschwelle (µg/m³)	3 Immissionskonzentrationen		4
		gemessen max HMW (µg/Nm³)	berechnet max HMW Aufpunkt 9 (µg/Nm³)	
Stickstoffmonoxid (NO)	375 – 1250 ¹⁰	129 ²	---	
Stickstoffdioxid (NO ₂)	200 – 410 ⁶ ; 353 ⁵	99 ¹	262	
Ozon (O ₃)	40 / 102 ⁵	206 ³	---	
Schwefeldioxid (SO ₂)	1.841 ⁵ – 5.200 ⁸	13 ¹	6,5	
Kohlenmonoxid (CO)	geruchlos		161	
Chlorwasserstoff	6.310 ⁵	---	0,3	
Ammoniak	3500 – 35.000 ⁴	---	0,1	
Cyanwasserstoff (HCN)	200 – 5.500 / 666 ⁵	---	0,001	
Acetophenon	1780 ⁵	---	0,012	
Benzaldehyd	185 ⁵	---	0,143	
Benzol	5.000 / 27.680 ⁵	---	0,076	
Chlorbenzole	3.483 ⁵	0,000.85	0,00006	
Naphthalin	75 ⁵	---	0,003	
Methan	geruchlos	---	1,67	
Octan	27.600 ⁵ / 1.868.000 ⁷ 725.000–1.308.000 ⁷	---	0,007	
Decan	11.300 ⁷	---	0,007	
Toluol	9.000 ⁷	---	0,048	
Xylol	4.300 ⁷	---	0,036	

Vergleichswerte:

Schwefelkohlenstoff (CS ₂)	307 ⁸	---	---
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	1 ⁸	---	---
2-Methylpropanol	2.200 ¹⁰	---	---
2-Methyl-1-butanol	30 ⁹	---	---
1-Octen-3-ol	16 ⁹	---	---
Vanillin	0,6 – 1,2 ¹¹	---	---
Dimethylsulfid	0,1 ⁷	---	---

¹) Messstelle der NÖ Umweltschutzanstalt (April-Oktober 2002) ²) NÖ Landesregierung Juli-Okt 2003; ³) 1-Std-MW ⁴) EPA;

⁵) 3M™ Respirator Selection Guide (2002); ⁶) WHO, 2000, Air Quality Guidelines for Europe;

⁷) Clayton: Patty's Industrial Hygiene and Toxicology; ⁸) Amore und Hautala, J Appl Toxicol. 3, 272, 1983

⁹) ECETOC; ¹⁰) Marquardt-Schäfer (2004) Lehrbuch der Toxikologie; ¹¹) Blank et al. (1989) Z Lebensm Unters Forsch. 189, 246.

Emissionsseitig liegt die Konzentration von NO (ca 700 mg/m³) im Mittel ca 500 bis 2000-fach über der Geruchsschwelle, diejenige von SO₂ ca 25-fach darüber. Die Konzentrationen von Ammoniak, Chlorwasserstoff und Cyanwasserstoff liegen bereits in den Emissionen unter der jeweiligen Geruchsschwelle. Kohlenmonoxid ist geruchlos. Unter den erfassten organischen Substanzen weist lediglich Benzaldehyd eine Konzentration über der Geruchsschwelle auf (Faktor 3-4).

Nach dem Eintritt des Abgases in die Atmosphäre dürfte unter UV-Einwirkung (Sonnenstrahlung!) rasch ein Teil des NO zu NO₂ oxidiert werden; dabei entsteht Ozon, wobei die im Abgas enthaltenen TOC und Terpene aus den umliegenden Wäldern sowie in der Atmosphäre bereits vorhandenes Ozon und andere Stoffe mitwirken (vgl. Formelschema in Kap. 2.7). Reaktionsgeschwindigkeiten und Konzentrationsverhältnisse in einer Sonnenlicht-bestrahlten Abgasfahne können allerdings von toxikologischer Seite nicht abgeschätzt werden. Es ist davon auszugehen, dass mehrere Einzelsubstanzen (wie z.B. NO und NO₂) auch dann, wenn sie in Konzentrationen unterhalb ihrer Geruchsschwelle auftreten, in Kombination zu einer wahrnehmbaren Geruchsbildung führen oder Geruchsempfindungen verstärken. Ebenso sollte mit der Möglichkeit einer gelegentlichen Unterschreitung der meteorologisch ermittelten Verdünnungsfaktoren an Auftrittspunkten der Abgasfahne gerechnet werden, wodurch höhere Immissionskonzentrationen als erwartet auftreten würden.

Die Immissionsmessungen in Wopfung zeigen, dass die Geruchsschwelle für Ozon zeitweise beträchtlich (bis zum 5-Fachen) überschritten wird. Der gemessene maximale HMW für NO₂ am Aufpunkt 8 liegt nur beim halben Wert der Geruchsschwelle; der berechnete maxHMW für den Aufpunkt 9 jedoch liegt bereits über der Geruchsschwelle (Tabelle 11). Daher ist die Annahme plausibel, dass bei entsprechender Witterung ein den Emissionen ähnlicher Geruch nach Stickoxiden, unterlegt mit Ozon, in den von der Abgasfahne betroffenen Bereichen auftritt.

Die übrigen im Abgas des Zementwerkes nachgewiesenen, meist organischen Substanzen sind immissionsseitig nur in Konzentrationen von 1 – 100 ng/m³ oder noch darunter enthalten. Diese Werte liegen um 1 bis 6 Größenordnungen niedriger als die jeweiligen Geruchsschwellen. Die Konzentrationen sind zumeist auch niedriger als die bekannter geruchsintensiver Vergleichsstoffe wie Vanillin oder Dimethyldisulfid, eines der stärkst riechenden Mercaptane (Tabelle 11). Insgesamt ist daher praktisch auszuschließen, dass von den gemessenen Stoffen (Tabelle 6, außer NO_x und Ozon) eine bemerkbare Geruchsbildung in Wopfung ausgeht.

Bei der Beurteilung der möglichen Rolle der organischen Emissionen des Zementwerkes bei der Geruchsentwicklung ist zu beachten, dass die berechnete Immissionskonzentration von

organischem Kohlenstoff als max. HMW 5,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt bzw. nach Abzug des Anteils von Methan 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabelle 5). Die Fraktion „org. C“ umfasst zahlreiche Substanzen, die nur zum Teil analytisch erfasst wurden (Tabelle 6, 11 und 18). Angesichts der niedrigen Immissionskonzentration von org. C dürften auch bei Berücksichtigung des Anteils an Heteroatomen nur wenige Substanzen in Betracht kommen, die eine ausreichend hohe Geruchsintensität besitzen, um zu der beschriebenen Geruchswahrnehmung beitragen zu können. Zu diesen wären z.B. einige Mercaptane zu zählen, die aber auf Grund ihrer Geruchsqualität nicht als wesentliche Geruchsträger in den Emissionen anzunehmen sind. Naturgemäß ist nicht mit ausreichender Sicherheit auszuschließen, dass andere als die analytisch erfassten Abgaskomponenten die Geruchsbildung verursachen; jedoch liegen dafür keine Anhaltspunkte vor.

Nach augenblicklichem Kenntnisstand sind daher NO_2 und NO in Kombination mit Ozon, möglicherweise verstärkt durch weitere Substanzen, als die wahrscheinlichsten Träger der Geruchsentwicklung im Bereich der Abgasfahne des Zementwerks anzusehen.

2.9 Mögliche gesundheitliche Auswirkungen

2.9.1 Allgemeines

Die vorliegende Abschätzung von gesundheitlichen Risiken durch Emissionen des Zementwerkes beschränkt sich auf die Betrachtung der höchsten festgestellten Belastungen („worst case“-Analysen). Daher werden die maximalen Immissions-HMW und -JMW für die Beurteilung herangezogen. Diese Vorgangsweise entspricht auch der (neuen) TA Luft von 2001, die „auf die punktbezogene Beurteilung der Schadstoffbelastung an dem Ort der mutmaßlich höchsten relevanten Belastung“ abstellt.

Bei der Bewertung stoffbezogener Risiken wird ferner auf die reversible oder irreversible Natur toxischer Wirkungen Bedacht genommen. Es ist zu unterscheiden zwischen Substanzen mit akuten toxischen Wirkungen, die mehr oder weniger rasch reversibel sind, und solchen mit chronischen Effekten, die auf Grund der Kumulation der Schadstoffe oder der Wirkung als weitgehend irreversibel angesehen werden müssen. Als Beispiel für letztere Gruppe sind erbgutverändernde krebserzeugende Substanzen wie PAK und chlorierte Kohlenwasserstoffe vom Typ der Dioxine anzuführen. Diese Stoffe können daher auch in bestimmten niedrigen Konzentrationen, die keine akute Toxizität besitzen, infolge von Kumulation Gesundheitsschäden auslösen, wenn sie über längere Zeit einwirken. Hier ist daher die Expositionshöhe im langfristigen Durchschnitt, multipliziert mit der Expositionsdauer, für die Beurteilung des gesundheitlichen Risikos maßgeblich. Für die Bewertung derartiger Substanzen werden im vorliegenden Gutachten die JMW herangezogen.

2.9.2 Gesetzliche Vorgaben zum Schutz der Gesundheit des Menschen

Das Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L, 2001) gibt jene Immissionskonzentrationen an, bei deren Einhaltung keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit zu erwarten ist (Tabelle 12).

Die deutsche TA-Luft definiert, dass unter bestimmten Bedingungen Emissionen aus Verbrennungsanlagen als irrelevant erachtet werden (Irrelevanzkriterium der TA-Luft 2001): Das gilt für Gefahrstoffe dann, wenn (1) deren Immissionsbeitrag weniger als 3% des Jahres-

mittelwertes ausmacht und (2) weitere über den Stand der Technik hinausgehende Maßnahmen durchgeführt werden⁵.

Tabelle 12: Immissionsgrenzwerte zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit

Luftschadstoff	Einheit	HMW	MW8	TMW	JMW
Schwefeldioxid	µg/m ³	200		120	
Kohlenmonoxid	mg/m ³		10		
Stickstoffdioxid	µg/m ³	200			2002: 55 2003: 50 2004: 45 2005-2009: 40 1010-2011: 35 ab 2012: 30
Schwebstaub	µg/m ³			150	
PM10	µg/m ³			50*	
Benzol	µg/m ³				5

* pro Jahr bis 2004 gelten 35 Überschreitungen nicht als Grenzwertverletzung.

Im vorliegenden Fall gehen die Gutachter von den höchsten gemessenen Emissionskonzentrationen aus (Tabelle 4) und berechnen mit den niedrigsten Verdünnungsfaktoren die Immissionskonzentrationen für den Jahresmittelwert aus den meteorologischen Gutachten (Tabelle 1) für den Aufpunkt X. Liegt dieser Wert niedriger als der in Abschnitt 4.4.3 der TA-Luft, Tabelle 5, angegebene Wert, so wird die Immission als irrelevant angesehen (Tabelle 13).

⁵ In den Begründungen zur TA-Luft (2001) wird ausgeführt:

„Nummer 4.6.2.1 regelt, dass die Bestimmung der Vorbelastung, Zusatzbelastung und Gesamtbelastung – auch bei Überschreitung eines Immissionswertes – regelmäßig nicht erforderlich ist, wenn u.a. die in Tabelle 7 festgelegten Emissionsmassenströme eingehalten werden. Diese wurden im Wesentlichen durch Multiplikation der in Nummer 5.2 festgelegten Massenströme mit einem Abgasvolumenstrom von 50.000 m³/h je Stunde hergeleitet. Ein solcher Abgasvolumenstrom wird bereits bei kleinen bis mittelgroßen Anlagen erreicht, für die die kostspielige Ermittlung einer Vorbelastung dazu führen kann, dass eine Genehmigung erst gar nicht beantragt wird. Eine solche Regelung ist auch dann vertretbar, wenn die Zusatzbelastung 3,0 % des Immissionsjahreswertes überschreitet, da bei dem zu einer kleinen bis mittelgroßen Anlage zugehörigen kleineren Beurteilungsgebiet eine Überlappung mit entsprechenden hohen Beiträgen anderer kleiner oder mittelgroßer Anlagen im Regelfall nicht zu erwarten ist.“

und

„Nummer 4.2.2 Abs. 1 Buchst. a) bestimmt, dass die Überschreitung eines gesundheitsrelevanten Immissionswertes (z.B. bei Schwebstaub) kein Anlass für eine Versagung der Genehmigung ist, wenn die Zusatzbelastung 3,0 % des Immissionsjahreswertes nicht überschreitet und – unter Berücksichtigung von Artikel 10 der IVU-Richtlinie – weitere, über den Stand der Technik hinausgehende Maßnahmen durchgeführt werden. Eine solche rechnerische Zusatzbelastung von 3,0 % ist nicht als Beitrag zum Entstehen oder zur (qualitativen) Erhöhung schädlicher Umwelteinwirkungen anzusehen.“

Tabelle 13: Überprüfung auf relevante Gefahrstoffimmissionen

	Emission mg/Nm³	Immission Aufpunkt X JMW µg/Nm³	irrelevante Zusatzbelastung* JMW µg/Nm
Stickstoffoxide (NO _x)	1171	22	3
Schwefeldioxid (SO ₂)	29	0,55	2
Fluorwasserstoff	0,22	0,0012	0,04

* TA-Luft (2001), Tab. 5

Es ist zu erkennen, dass das Irrelevanzkriterium für Fluorwasserstoff und Schwefeldioxid, nicht jedoch für Stickstoffdioxid zutrifft. Die TA-Luft legt außerdem Massenströme von Schadstoffen fest, die keine wesentlichen zusätzlichen Belastungen darstellen (Bagatellmassenströme). Diese sind in Tabelle 14 den tatsächlichen Massenströmen des Zementdrehrohrofens gegenüber gestellt.

Tabelle 14: Bagatellmassenströme nach TA-Luft (2001, Tabelle 7)

Schadstoffe	Bagatellmassenstrom kg/h	Massenstrom des Zementdrehrohrofens kg/h
Stickstoffoxide (NO und NO ₂) angegeben als NO ₂	20	73
Staub	1	1,5
Schwefeloxide	20	2,8
Benzo(a)pyren (BaP)	0,0025	0,000000225
Benzol	0,05	0,0332

Das Zementwerk emittiert Stickstoffoxide und Staub in größeren Mengen als der Bagatellmassenstrom vorgibt. Bei Schwefeloxiden, BaP und Benzol werden die Grenzen des Bagatellmassenstroms nicht erreicht.

2.9.3 Ozon (O₃)

Ozon ist nicht Bestandteil der Emissionen des Werkes Wopfung. Es wird jedoch durch die emittierten Stickstoffoxide gebildet und addiert sich zu der aus anderen Quellen stammenden Hintergrundbelastung (Kap.2.7 und 2.8).

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel. Es addiert an Doppelbindungen, z.B. Lipide von Zellmembranen, oxidiert SH-Gruppen in Proteinen etc. und führt zur Bildung von Radikalen und oxidativem Stress in exponierten Zellen. Auf Grund dieser Wirkungen ist es ein starkes Reizgift, das Zellen und Gewebe schädigt. Da es nur schwach wasserlöslich ist, erfolgt die Wirkung bei niedrigen Belastungen (ab 0,1ppm entspr. 200µg/m³) - anders als bei SO₂ - auch im unteren Atemtrakt, insbesondere in den Lungenbläschen und terminalen Bronchien. Ähnliche Konzentrationen führen zu einer Reizung der Schleimhaut von Auge und Atemwegen, mit Brennen der Augen, Tränenfluss, Sehstörungen und Lungenfunktionsstörungen sowie Hustenreiz. Je nach Intensität und Dauer der körperlichen Belastung während der Ozonexposition treten die Symptome bei unterschiedlichen Konzentrationen auf. Nach chronischer Inhalation höherer Konzentrationen (0,25 – 0,5 ppm) wurden Bronchiolitis sowie emphysematöse und fibrotische Veränderungen des Lungenparenchyms festgestellt, ferner wurde auch eine erhöhte bronchiale Reagibilität beobachtet. Bei asthmatischen Kindern und Atopikern ist der Einfluss des Ozons auf die bronchiale Hyperreaktivität deutlicher als bei Gesunden⁶. Bei wiederholter Exposition an aufeinanderfolgenden Tagen tritt eine begrenzte Toleranzentwicklung auf. **Unterhalb von 0,1 ppm (200 µg/m³) Ozon sind Veränderungen der Lungenfunktion nicht mehr nachweisbar.** Schwangere scheinen etwas empfindlicher zu reagieren.

Ozon ist in verschiedenen Tests auf erbgutverändernde Wirkungen als Mutagen identifiziert worden. Studien an Mäusen haben nach Dauer-Exposition gegenüber 1 ppm Ozon über 2 Jahre die Entstehung von Adenomen und Karzinomen in den Atemwegen nachgewiesen, allerdings nur im weiblichen Geschlecht, bei männlichen Tieren war das Ergebnis nicht eindeutig. Ferner wurden auch Tumorstufen im oberen Respirationstrakt gefunden, die jedoch bei 0,12 ppm nicht mehr auftraten. Es wird angenommen, dass Ozon auf Grund seiner gewebescheidenden und entzündungsauslösenden Wirkung bei höheren Konzentrationen Zellproliferation auslöst,

⁶ Kreit JW et.al. (1989) Ozone-Induced Changes in Pulmonary Function and Bronchial Responsiveness in Asthmatics. J Appl Physiol. 66, 217-222

die für die Tumorentstehung in der Maus verantwortlich ist. Beim Menschen wurden bisher keine Anzeichen für gehäufte Tumorentstehung beobachtet, auch nicht bei Berufsgruppen wie z.B. Schutzgasschweißern, bei denen eine hohe berufliche Exposition besteht. Die deutsche MAK-Kommission hat Ozon wegen seiner mutagenen Wirkung in die Klasse 3B eingeordnet und den MAK-Wert ausgesetzt. Die Grenzwerte-VO in Österreich (unverändert gültig seit 2001) sieht einen MAK-Wert von 0,1 ppm entsprechend 0,2 mg/m³ vor.

Die Ozon-Immissionen an der Messstelle Wopfung (NUA, Aufpunkt N) lagen in den Sommermonaten Juli bis Oktober 2003 in der Regel unter der Informationsschwelle (180 µg/m³). Die Tagesspitzen der 1 Std MW bewegten sich im Juli und August zwischen 100 und 180 µg/m³. An zwei Tagen überschritt der 1 Std MW den Informations-Schwellenwert und erreichte ca 200 bis 210 µg/m³ (Abbildung 2). Damit wurden in Wopfung Sommer-Ozonkonzentrationen erreicht, wie sie ebenfalls andernorts im Lee von Ballungsgebieten auftreten. Wie die obigen Ausführungen zeigen, können derartige Konzentrationen eventuell bei empfindlichen Personen die Lungenfunktion beeinträchtigen. Da die Ozon- Spitzenkonzentrationen täglich nur kurzzeitig auftreten, ist die Wahrscheinlichkeit für solche Wirkungen äußerst gering. Dies hat auch den Gesetzgeber veranlasst, die Informationsschwelle auf 180 und die Alarmschwelle auf 240 µg/m³ zu setzen.

Die luftchemischen Prozesse der Ozonbildung bedürfen zwar der Stickstoffoxide als Vorläufersubstanzen, doch kann eine erhöhte Ozonkonzentration nur erhalten bleiben, wenn die Vorläufersubstanzen, insbesondere NO, nicht weiter nachgeliefert werden, weil ansonsten das Ozon wieder abgebaut wird (s.Kap.2.7). Deshalb findet man häufig erhöhte Ozonkonzentrationen in Reinluftgebieten leeseitig von Ballungsgebieten mit hohem Verkehrsaufkommen. Laut vorliegenden Immissionsmessungen der NUA und der NÖ Landesregierung treten höhere Ozonkonzentrationen an den Aufpunkten 2 und N bei östlichen Winden auf. Diese Angabe zeigt, dass das Zementwerk **nicht** hauptverantwortlich für die festgestellten Ozon-Immissionen ist.

2.9.4 Stickstoffoxide

Stickstoffmonoxid (NO) kann nach Aufnahme größerer Dosen Methämoglobin bilden und damit den Sauerstofftransport in die Gewebe beeinträchtigen. Reizwirkungen auf die Atemorgane stehen nicht im Vordergrund. Methämoglobin-Bildung wurde bei NO-Konzentrationen oberhalb von 30-40 mg/m³ in der Atemluft beobachtet. Diese Konzentrationen liegen weit über der gemessenen maximalen Immissionskonzentration für NO (129 µg/m³, Tabelle 4). Toxische Wirkungen durch die Immission von NO selbst sind nicht anzunehmen.

Stickstoffdioxid, NO₂, ist ein stark wirkendes Reizgas und die toxikologisch relevante Komponente in den NO_x-Emissionen. Bei Inhalation schädigt es besonders die Alveolen in der Lunge; höhere Konzentrationen können nach einer Latenzzeit von mehreren Stunden bis 2 Tagen zu einem toxischen Lungenödem führen. Auch die Atemwege können durch NO₂ geschädigt werden. NO₂ hemmt die Zilien-Tätigkeit des Atemtraktes und vermindert die Funktionen der alveolären Makrophagen. Konzentrationen von mehr als 2 mg/m³ können bereits zu einer Einschränkung der Atemfunktion führen. Asthmatiker sind besonders empfindlich und können bereits ab Konzentrationen von 0,5 mg/m³ Beschwerden zeigen.

Studien *in vitro* weisen NO₂ als mutagen aus⁷. Dies wurde an Bakterien nachgewiesen; in Säugetierzellen wurden in einigen, aber nicht in allen Studien Chromosomen-schädigende Effekte beobachtet⁸. Die deutsche MAK-Kommission hat NO₂ im Jahr 2003 vorsorglich in die Kategorie III,3B eingeordnet und den MAK-Wert (bis dahin 9,5 mg/m³) ausgesetzt⁹. Dies liegt definitionsgemäß darin begründet, dass „Anhaltspunkte für eine krebserzeugende Wirkung aus Versuchen *in vitro* oder Tierversuchen vorliegen, die jedoch zu einer Einordnung in eine andere Kategorie nicht ausreichen“, d.h. zur Einstufung als Tier- oder Humankanzerogen. Im Fall des NO₂ sind allerdings die vorliegenden Ergebnisse aus Studien an Tieren entweder negativ oder nicht schlüssig; Hinweise auf tumorfördernde Wirkungen bei Ratten wurden bei langfristiger Exposition gegenüber hohen Konzentrationen erhalten und dürften durch die dann auftretende

⁷ Victorin K (1994) Review of the Genotoxicity of Nitrogen Oxides. Mutat Res. 317, 43-55

⁸ Luhr OR et al. (1998) Induction of Chromosome Aberrations in Peripheral Blood Lymphocytes After Short Time Inhalation of Nitric Oxide. Mutat-Res. 414, 107-115

⁹ Die Grenzwerte-VO in Österreich (unverändert gültig seit 2001) bestimmt einen MAK-Wert⁹ von 6 mg/m³.

Gewebeschädigung bedingt sein (vgl. Ozon). Aus epidemiologischen Studien^{10·11·12} liegen keine Hinweise vor, dass NO₂-Expositionen mit erhöhtem Tumorrisiko assoziiert sind.

Der Grenzwert des IG-L für NO₂ wurde aufgrund medizinisch-lufthygienischer Beurteilungen der Österreichischen Akademie der Wissenschaften „zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit“ mit 200 µg/m³ für den HMW festgesetzt (Tabelle 12). Die WHO (2000)¹³ hat einen 1-Stundenwert von 200 µg/m³ als „guideline“ empfohlen¹⁴. Laut WHO (2000, Wortlaut: siehe Fußnote) sind erst bei doppelt so hoher Exposition bei Asthmatikern schwache Wirkungen auf die Lungenfunktion zu erwarten. Entsprechend hat der Gesetzgeber im IG-Luft die Höhe des **Alarmwertes für Stickstoffdioxid auf 400 µg/m³** (als gleitenden Dreistundenmittelwert) festgesetzt.

Die Emissionswerte von Stickstoffoxiden, angegeben als NO₂, durch das Zementwerk lagen im Durchschnitt bei 950 mg/Nm³, zeigen aber gelegentlich deutlich höhere Spitzenwerte. Der höchste Wert in der Berichtsperiode betrug 1171 mg/Nm³ (gemessen am 9.7.2003); während eines anderen Messintervalls (5.9.2003) lag der maximale HMW bei 991 mg/Nm³. Aus dem höchsten vorliegenden Messwert wurden maximale Immissionskonzentrationen berechnet, wie sie unter ungünstigen meteorologischen Verhältnissen kurzfristig auftreten können (Tabelle 4). Der maximale HMW am Aufpunkt 9 ergab sich dabei zu 261 µg/Nm³; er hätte damit den Grenzwert von 200 µg/Nm³ des IG-L überschritten. Allerdings ist im berechneten NO₂-Wert auch das als NO₂ berechnete NO enthalten; der tatsächliche Immissionswert für NO₂ allein dürfte somit deutlich niedriger sein. Dies wird durch vorliegende analytische Messungen von NO und NO₂ bestätigt (Tabelle 4). Die tatsächlich gemessenen Immissionskonzentrationen von NO₂ weisen einen Maximalwert von 99 µg/Nm³ (Aufpunkt 8) auf. Grenzwertüberschreitungen wurden nicht festgestellt, offenbar auch nicht bei jenen ungünstigen Wetterlagen, welche Geruchsbeeinträchtigungen mit sich brachten. Im Langzeitmittel lagen die analytisch

¹⁰ Raaschou-Nielsen et al (2001) Air Pollution From Traffic at the Residence of Children With Cancer. Am-J-Epidemiol. 153(5), 433-443

¹¹ Nyberg Fet al. (2000) Urban Air Pollution and Lung Cancer in Stockholm. Epidemiology. 11(5), 487-495

¹² Feychting M, et al. (1998) Exposure to Motor Vehicle Exhaust and Childhood Cancer. Scand-J-Work-Environ-Health. 24(1), 8-11

¹³ World Health Organization: Air quality guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No. 91, Genf, 2000.

¹⁴ On the basis of these human clinical data, a 1-hour guideline of 200 µg/m³ is proposed. At double this recommended guideline (400 µg/m³) there is evidence to suggest possible small effects in the pulmonary function of asthmatics. Should the asthmatic be exposed either simultaneously or sequentially to nitrogen dioxide and an aeroallergen, the risk of an exaggerated response to the allergen is increased. At 50% of the suggested guideline (100 µg/m³, 50 ppb) there have been no studies of acute response in 1 hour.

nachgewiesenen NO₂-Immissionen während mehrmonatiger Messperioden unter 10 µg/m³ (MMW, s. Kapitel 2.5). Dem entsprechend ist zu erwarten, dass der Langzeitmittelwert nach IG-L eingehalten wird (NUA¹⁵). Auch der Leitwert der WHO für langfristige Exposition (40 µg/m³) und der ab 2012 verbindliche JMW von 30 µg/m³ wird voraussichtlich eingehalten.

Die **Geruchswahrnehmung**, die lokal bei wetterbedingtem Auftreten der Abgasfahne erfolgt, ist nach den Ausführungen in Kap. 2.8 mit Wahrscheinlichkeit auf den Gehalt an **NO₂**, kombiniert mit **NO** und **Ozon**, zurückzuführen. Diese drei Stoffe sind unter den hier erfassten Komponenten die einzigen, deren immissionsseitige Konzentration im Bereich ihrer Geruchsschwelle liegt. Aus präventiv – medizinischer Sicht ist die Möglichkeit anzunehmen, dass die berechneten Verdünnungsfaktoren laut Tabelle 1 in der Realität unterschritten werden können. Bereits lokale Unterschreitungen dieser Verdünnungs-Werte um den Faktor 2-5 würden an mehreren Aufpunkten NO und – wetterabhängig - NO₂ riechbar machen. Für NO₂ sind Geruchsschwelle und lufthygienischer Grenzwert (IG-L) mit 200 µg/m³ identisch. Eine (räumlich und zeitlich begrenzte) Überschreitung der gemessenen und berechneten Immissionswerte etwa um den Faktor 2 könnte die Geruchsempfindungen erklären und würde zugleich die Möglichkeit geringgradiger gesundheitlicher Beschwerden durch NO₂ bei besonders empfindlichen Personen bedeuten. Derartige Beschwerden sind von kurzer Dauer und reversibel; sie können allerdings durch (hintergrund- und emissions-bedingtes) Auftreten erhöhter Ozonwerte verstärkt werden. Da Episoden mit erhöhten Stickstoffdioxid-Immissionskonzentrationen im Jahresdurchschnitt selten sind und jeweils relativ kurz dauern, ist mit dem Auftreten chronischer Atemwegsveränderungen nicht zu rechnen.

Zusammenfassend kann aus Sicht der Gutachter nicht ausgeschlossen werden, dass das Auftreten des Abgas-Geruches zugleich die Möglichkeit geringer, kurzfristiger gesundheitlicher Beeinträchtigungen anzeigt. Aus Gründen der Vorsorge und Prävention wird daher und wegen der noch nicht geklärten Frage nach Langzeit-Schäden empfohlen, Maßnahmen zur Reduktion der werkseitigen NO_x- Emissionen zu setzen.

¹⁵ NUA, Bericht über Immissionsmessungen

2.9.5 Schwefeldioxid

Schwefeldioxid (SO₂) ist ein Reizgas, das bei entsprechender Konzentration die Schleimhäute von Augen, Nase, Mund und Atemwegen reizt. Relativ niedrige SO₂-Konzentrationen (5 ppm = 13 mg/m³) führen zunächst zu einer raschen Zunahme des Strömungswiderstandes in den Atemwegen durch eine Kontraktion der Bronchial-Muskulatur (Bronchokonstriktion). Zudem wird der Selbstreinigungs-Mechanismus des Respirations-Traktes („mucoziliäre Clearance“) gehemmt, sodass Schleim und eingedrungene Staub-Partikel und Bakterien weniger effizient nach außen transportiert werden können. Hierdurch kann eine erhöhte Infektionsfähigkeit verursacht werden. Bei körperlicher Belastung sinkt diese Schwelle auf 1-3 ppm, empfindliche Individuen reagieren bereits auf 1 ppm (= 2,6 mg/m³). Bei Asthmatikern wurde ein erhöhter Atemwiderstand schon ab 0,25 ppm (0,65 mg/m³, entsprechend 650 µg/m³) beobachtet. Zu den empfindlichen Personengruppen gehören Säuglinge und Kleinkinder, bei denen auch obstruktive Bronchitiden und Pseudokrapp ausgelöst werden können, besonders bei Einwirkung zusätzlicher Reizstoffe wie Staub, NO_x etc.

Die genannten Wirkungen treten bei Konzentrationen unterhalb von 200 µg/m³ **nicht** auf. Die analytisch von der NUA und vom Amt der NÖ Landesregierung nachgewiesenen HMW für SO₂ lagen im Bereich von 9 bis 29 µg/m³ (Tabelle 4) und somit deutlich unterhalb der Wirkungsschwelle und unterhalb des Grenzwertes (IG-L). Die berechnete Zusatzimmission durch das Zementwerk liegt für den ungünstigsten Fall bei 6,5 µg/m³ und in der Regel deutlich darunter. Gesundheitliche Gefährdungen und Grenzwertüberschreitungen sind daher für SO₂ nicht zu erwarten.

2.9.6 Staub

Die Kenntnisse über die gesundheitlichen Auswirkungen von Staubpartikeln haben in den letzten Jahren wesentliche Ergänzungen erfahren (WHO, 2000). Prinzipiell ist zwischen Schwebstaub, umfassend sämtliche luftverfrachtete Partikel, und PM₁₀ (Particulate Matter < 10 µm aerodynamischer Durchmesser), lungengängiger Staub, zu unterscheiden. Die Verhältnisse dieser beiden Staubtypen zueinander können für die Aufpunkte 2, 8 und N in Wopfung der Tabelle 4 entnommen werden; ca 50% des Schwebstaubes liegt hier als PM₁₀ vor. Die derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnisse lassen keinen Schwellenwert für die

gesundheitlichen Auswirkungen von Staub erkennen. Deshalb gibt die WHO (2000) keinen definitiven Richtwert für Staubimmissionen an. Die Toxizität steigt von niedrigen PM₁₀ Werten linear an. Für die akuten Staubwirkungen errechnet sich aus epidemiologischen Studien ein zusätzliches Risiko für das Auftreten von Symptomen an den unteren Atemwegen von 1,0324 je 10 µg/m³ Anstieg des PM₁₀ (TMW) und die Spitzen-Ausatemgeschwindigkeit nimmt im Mittel um 0,13% ab. Bei chronischer Exposition ist mit höheren Gesundheitsrisiken zu rechnen; hier nimmt die Spitzen-Ausatemgeschwindigkeit im Mittel um 1% je 10 µg/m³ PM₁₀-Anstieg ab, wobei für die Risikoberechnung hier der JMW für PM₁₀ einzusetzen ist.

Epidemiologische Daten weisen zudem auf mögliche Gesundheitsschäden durch feine (<2,5 µm) und ultrafeine („Nano“-) Partikel hin. Da die Gesamtoberfläche der Partikel im wesentlichen die Toxizität bestimmt, nehmen die Gesundheitsschäden (bei gleichen Staubmassen) mit der Feinheit der Partikel zu. Die vorliegenden Daten erfordern jedoch noch weitere analytische und toxikologische Abklärung; erst danach können beschränkende Maßnahmen gesetzt werden.

Das Maximum der Hintergrundkonzentration für Schwebstaub in Wopfung liegt bei 44 µg/m³ (als TMW) und 64 µg/m³ (als HMW). Für PM₁₀ wurden maximale Immissionskonzentrationen von 19, 38 und 51 µg/m³ gemessen (Tabelle 4), mit einem Mittelwert von 28 µg/m³ (Juli bis Oktober 2003). Die PM₁₀-Belastung in Wopfung liegt im selben Bereich wie in anderen Gegenden Österreichs, was durch die Vergleichsgraphik der NÖ Landesregierung¹⁶ für die Orte Wiener Neustadt, Purkersdorf, Wopfung, Mödling und Stixneusiedl belegt wird. Generell wurde in Wopfung der Grenzwert 50 µg/m³ (TMW) des IG-L während der Messperiode Juli-Oktober eingehalten (Abbildung auf Seite 3 oben desselben Berichtes), wobei die im Gesetz bestimmte Toleranz für Überschreitungshäufigkeit (bis zu 35 mal pro Jahr) nur an wenigen Tagen in Anspruch genommen wurde. Nach WHO (s.o.) ist bei der an diesen österreichischen Orten bestehenden PM₁₀ Hintergrundbelastung mit einem geringfügig erhöhten Risiko (< 1,12) für das Auftreten von Symptomen an den unteren Atemwegen zu rechnen. Die anzunehmende maximale zusätzliche Immissionskonzentration durch das Zementwerk beträgt 2-4 µg/m³ (Tabelle 4, Schwebstaub, HMW) und trägt damit nur unwesentlich zur Hintergrundbelastung bei.

2.9.7 Kohlenmonoxid

¹⁶ Zwischenbericht der Abteilung Umwelttechnik, Referat Luftgüteüberwachung, Amt der NÖ Landesregierung, 12.12.2003, (S 5 unten)

Kohlenmonoxid verdrängt Luftsauerstoff aus der Bindung an Hämproteine, insbesondere Hämoglobin, und kann so den Sauerstofftransport aus der Lunge zu den Geweben unterbinden. Diese Effekte sind mit Abatmung des CO voll reversibel. Bei einer Konzentration von 30 ppm = 33 mg/m³ (der derzeitige MAK-Wert) sind ca. 5% des Hämoglobins durch CO inaktiviert. Diese Einschränkung ist beim Gesunden ohne nachweisbare Bedeutung. Der vom Amt der NÖ Landesregierung am Aufpunkt N festgestellten Hintergrundbelastung (maximal 0,76 mg/m³) und ebenso der maximal erwarteten zusätzlichen Immission (0,16 mg/m³) durch das Zementwerk sind keinerlei gesundheitliche Auswirkungen zuzuschreiben (Tabelle 4).

2.9.8 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK werden bei unvollständigen Verbrennungsprozessen und bei der Pyrolyse von organischem Material und in Verbindung mit der weltweiten Nutzung von Erdöl, Erdgas, Kohle und Holz bei der Energiegewinnung gebildet. Tabakrauch leistet zusätzliche Beiträge zur Belastung der Innenraumluft mit PAK. Wegen dieser vielfältigen Quellen kann man PAK nahezu überall nachweisen. PAK umfassen Hunderte von Verbindungen, bei Verbrennungsprozessen entstehen stets komplexe Gemische verschiedener PAK.

PAK sind in erster Linie für die krebsauslösende Wirkung von Verbrennungsabgasen, Teer und Russ verantwortlich. Sie tritt beim Menschen in den Atemwegen auf, wo Bronchialkrebs induziert wird; nach häufigerem Hautkontakt mit Teer wurde auch Hautkrebs beobachtet. Unter den zahlreichen chemisch identifizierten einzelnen PAK werden einige auf Grund von Studien an Tieren als kanzerogen eingestuft, andere nicht; bis heute sind jedoch nur relativ wenige PAK ausreichend untersucht. Als eindeutig kanzerogen haben sich in Tierstudien mehr als 20 PAK erwiesen, zu denen Benz(a)pyren (BaP) und weitere PAK gehören, die in Tabelle 2 mit "k" gekennzeichnet sind. In Struktur-Wirkungs-Versuchen erwiesen sich PAK mit 4 bis 6 Ringen als besonders stark kanzerogen^{17,18}.

BaP wurde auf Grund seiner hohen Wirkungsstärke und seines regelmäßigen Vorkommens bei Verbrennungsprozessen besonders eingehend untersucht; es gilt als „Leitsubstanz“ für die Klasse der PAK. Die jährlichen Durchschnittskonzentrationen an BaP liegen in ländlichen

¹⁷ Grimmer et. al. 1984

Gegenden unter $0,1 \text{ ng/m}^3$ Luft und in Europäischen Städten zwischen 1 und 10 ng/m^3 (Tabelle 15):

PAK sind Kanzerogene mit genotoxischem Wirkungstyp, d.h. dass sie das Erbgut der Zellen verändern (mutagene Wirkung) und hierdurch zur Krebsentstehung führen können. Für derartige Kanzerogene gilt, dass eine Wirkungsschwelle (Schwellendosis), unterhalb derer ein Effekt ausgeschlossen werden kann, nicht anzugeben ist. In sehr niedrigen Dosisbereichen sinkt das Risiko jedoch auf ein irrelevantes Niveau ab, das von den Risiken anderer Noxen überlagert wird. Mutationen sind im Prinzip irreversibel, sie bleiben lebenslang bestehen. Die Folgen können sich jederzeit zu denen anderer Mutationen addieren. Daher ist, wie unter 2.9.1 besprochen, für die Abschätzung gesundheitlicher Risiken die über lange Zeiträume aufgenommene Gesamtdosis zugrunde zu legen. Diese wird aus den Jahresmittelwerten der Belastung und der Lebensdauer abgeleitet.

Die Belastung des Menschen mit PAK aus verschiedenen Quellen kann stark schwanken. Allgemein gilt, dass die Aufnahme von PAK über die Nahrung wesentlich größer ist als über die Luft. Besonders in Räucherwaren und gegrilltem Fleisch (ca $3 \text{ } \mu\text{g/kg}$) wurden relativ hohe PAK-Gehalte gefunden (der gesetzliche Grenzwert für geräuchertes Fleisch beträgt $1 \text{ } \mu\text{g/kg}$). Der tägliche Beitrag der Nahrung zur BaP-Belastung in Österreich wurde mit 70 ng/Person/Tag (Bereich $15\text{-}360$) geschätzt¹⁹. Ein möglicher Aufnahmepfad, der durch luftgetragene Immissionen beeinflusst wird, ist jener über Grüngemüse und Früchte. Dieser Weg wurde hier nicht weiter untersucht, da die werkseitigen Emissionskonzentrationen und die daraus resultierenden Immissionskonzentrationen so niedrig liegen, dass deren Beitrag im Verhältnis zur Belastung aus anderen Quellen als irrelevant erachtet wird.

¹⁸ Pott und Heinrich 1993

¹⁹ Pfannhauser, Ber. des Forschungsinst. für Ernährungswirtschaft, Wien 1989

Tabelle 15: Benz(a)pyren-Luftkonzentrationen im Vergleich

Emissionsquelle	ng/m³
ländliche Gebiete (WHO 2000)	< 0,1
städtische Gebiete (WHO 2000)	1 - 10
Ballungsgebiete* Rhein-Ruhr Berlin-West	1 - 3 3 - 6
Ruhrgebiet (1969)	47-87 ²⁰
Emittenten-Nahbereich KFZ Kokerei	3 - 6 10 - 50
stark verrauchter Raum (Zigaretten)	22
Rauch einer modernen „Niedrig-Teer“ Zigarette	10 ng/Zigarette
Emission durch gegenständliche Anlage (Tabelle 7)	2,3
Immissionskonzentrationen, gemessen	0,054
berechneter max. HMW	0,0003
berechneter max. JMW	0,00004

*Luftkonzentrationen in der BRD 1985-1989 (Buck, 1991²¹)

Die Aufnahme an BaP über die Atemwege beträgt für Nichtraucher und Nicht-Passivraucher in ländlichen Gebieten bis zu 2 ng/Person und Tag (Stadt: bis zu 50 ng/Person und Tag). Aufgrund der in Wopfing gemessenen Immissionskonzentration beträgt die maximale tägliche Aufnahme von BaP über die Atemluft ca 1 ng/Person (unter Annahme eines täglichen Atemvolumens von ca. 20 m³ und einer vollständigen Aufnahme des BaP aus der Atemluft). Das heißt, dass das über Inhalation aufgenommene BaP in Wopfing ebenso wie an anderen Orten maximal nur zu 1/70 zur Gesamtbelastung beiträgt. Wie in Kapitel 2.6 dargestellt, entstammen die in Wopfing (Aufpunkt 2) analytisch nachgewiesenen PAK- und BaP- Immissionen überwiegend nicht dem Zementwerk (vgl. auch Tabelle 15). Lediglich eine Aufnahmemenge von etwa 0.0008 ng BaP/Person/Tag lässt sich der Emission des Zementwerkes zuordnen (berechnet auf Basis des JMW am Aufpunkt X). Dies ist ein verschwindend geringer Anteil an der täglichen Gesamtdosis von 70 ng/Person in Österreich (vgl. oben).

²⁰ Pott, Staub u. Reinhaltung der Luft45, 369, 1985

Das Unit-Risk für die Entstehung von Bronchialkrebs durch BaP ist definiert mit 7×10^{-2} bei lebenslanger gleichbleibender Exposition gegenüber $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LAI, 1992²²). Übersetzt heißt dies, dass bei lebenslanger Expositionshöhe von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ theoretisch mit 70 zusätzlichen Todesfällen infolge Bronchialkarzinomen je 1 Million exponierter Personen zu rechnen ist. Nimmt man an, dass die gemessene Immissionskonzentration von $0,054 \text{ ng}/\text{m}^3$ lebenslang besteht, so errechnet sich daraus ein Risiko von 3,8 pro 1 Million Personen; für die Immission aus dem Zementwerk ergibt sich ein nochmals (um 3 Größenordnungen) geringeres Zusatzrisiko. Es ist vernachlässigbar und nicht nachzuweisen. Als akzeptables Risiko für die Exposition gegenüber emittierten chemischen Substanzen wird oft ein zusätzlicher Krebstodesfall pro 1 Million Personen angesehen.

Für organischen Kohlenstoff und PAK gibt es bisher keine Festlegung von Richt- und Grenzwerten für Immissionen. Der Vergleich der BaP Emissionen des Zementofens mit dem Kriterium des Bagatellmassenstroms der TA-Luft belegt, dass das Zementwerk nur unbedeutend geringe Mengen von BaP, und begleitend damit auch von anderen PAK emittiert. Dies gilt nach den vorliegenden Emissionsmessungen insbesondere für jene PAK, die als kanzerogen bekannt sind (Kennzeichnung „k“ in Tabelle 7).

Von den gemessenen PAK-Emissionen und den daraus abgeleiteten Immissionen des Zementwerkes kann weder eine erkennbare Gefährdung der menschlichen Gesundheit noch eine relevante Zusatzbelastung der Umwelt abgeleitet werden.

2.9.9 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

2.9.9.1 Toxizität, Kanzerogenität von PCDD/F

Auch PCDD/F sind typische Produkte von verschiedenen Verbrennungsprozessen. Sie besitzen die stärkste bekannte Giftwirkung (mit Ausnahme einiger Toxine biologischer Herkunft) und dienen daher als Indikatorsubstanzen zur Beurteilung gesundheitlicher Risiken von Verbrennungsabgasen. PCDD/F können bei Tier und Mensch eine Reihe verschiedener toxischer Wirkungen entfalten. Bei langfristiger Zufuhr steht die mögliche krebsauslösende Wirkung im Vordergrund. Diese ist bei Tieren eindeutig belegt, beruht jedoch im Unterschied zu anderen

²¹ Buck, M. Methodik und Ergebnisse der Messung krebserzeugender polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe. VDI-Berichte Nr 888, 49-70, 1991.

²² LAI, Länderausschuss für Immissionsschutz: "Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen", 1992

Kanzerogenen, wie z.B. PAK, auf einem nicht-gentoxischen Wirkungsmechanismus (Promoter-Typ). Das bedeutet für die Risiko-Abschätzung, dass eine Schwellendosis für PCDD/F existiert, unterhalb derer die krebsfördernde Wirkung nicht auftritt. Wegen der extrem geringen Ausscheidungskapazität des menschlichen Organismus für diese Substanzen reichern sie sich über Jahre im Körper an (Kumulation); daher ist auch hier die Dauer der Belastung und ihre Höhe im langfristigen Durchschnitt für die Risikobewertung heranzuziehen (Kap. 2.9.1).

Die kanzerogene Wirkung von PCDD/F wurde von der Internationalen Agentur für Krebsforschung der WHO (IARC 1997²³) neu bewertet: Danach gilt 2,3,7,8-TCDD als Humankanzerogen. Für die anderen Kongenere gab es keine genügende Evidenz für eine entsprechende Bewertung. Im Gegensatz hierzu hat die MAK-Kommission in Deutschland TCDD nicht als Humankanzerogen eingestuft, weil der Mechanismus der Krebsentstehung durch Prozesse charakterisiert ist, denen eine Schwellenkonzentration zugeordnet werden kann, die unter den Bedingungen des Arbeitsplatzes nicht erreicht wird. TCDD ist in der Österreichischen Grenzwerte-VO ebenfalls nicht als Humankanzerogen, sondern als „bislang nur im Tierversuch als krebserzeugend erwiesen“ (Abschnitt III A2) eingestuft.

Insgesamt 17 Kongenere der PCDD/F wirken über denselben Mechanismus wie 2,3,7,8-TCDD toxisch (Bindung an den Ah-Rezeptor). Deshalb werden ihnen entsprechend ihrer Wirkungsstärke Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (I-TEQ) zugeordnet und durch Multiplikation mit den analytisch bestimmten Massen ergeben sich die Toxizitätsäquivalente (TEQ), die in Tabelle 8 aufgeführt sind. Sie werden für die folgende Risikoabschätzung verwendet. In den Emissionen des Zementwerkes stellt 2,3,7,8-TCDD einen sehr geringen Anteil an der Summe der PCDD/F dar (8 % der TEQ). Es spielt also trotz seines hohen Toxizitäts-Äquivalenzfaktors nur eine untergeordnete Rolle für die toxikologische Beurteilung der PCDD/F-Emissionen/Immissionen.

2.9.9.2 "Grundbelastung" der Bevölkerung mit PCDD/F

Die beim Menschen ermittelten Organkonzentrationen zeigen, dass eine generelle Kontamination der menschlichen Bevölkerung mit PCDD/F vorliegt und somit eine "Grundbelastung" darstellt. Dies wird durch den Gehalt an PCDD/F in der Fettphase von Milch, Rindfleisch, Eiern und Fisch verursacht. Der Mitteleuropäer nimmt täglich ca 30 bis 70 pg TEQ

²³ IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzopara-Dioxin (TCDD). Hrsg.: World Health Organization, Lyon, France, Vol 69, p. 33, 1997.

auf^{24,25}, d.h. die Tagesdosen liegen in Deutschland und USA gegenwärtig bei 0,5 - 1 pg TEQ/kg KG/Tag.

Die Dioxinbelastung der Nahrung hat in den letzten 2 Jahrzehnten in den USA und Europa kontinuierlich abgenommen^{26,27}. Die abnehmende Belastung ist mit Sicherheit auch in Österreich gegeben, weil hier entsprechende lufthygienische Maßnahmen schon viel früher gesetzt wurden als in Deutschland.

2.9.9.3 Belastungen, die beim Menschen zu Gesundheitsschäden führen können

Wegen der wesentlich stärkeren Kumulation von 2,3,7,8-TCDD beim Menschen als bei der Ratte ist eine Abschätzung möglicher Gesundheitsschäden auf Basis eines Vergleichs der Dosis beim Tier mit jener der Exposition beim Menschen mit einer großen Unsicherheit behaftet. Von dieser Problematik wird insbesondere auch die Festlegung von Grenz- oder Richtwerten für eine maximal zulässige, gesundheitlich unbedenkliche tägliche Dosis betroffen. Das Bundesgesundheitsamt Berlin hat, um von der unwirksamen Dosis an der Ratte ("NOAEL") eine gesundheitlich unbedenkliche Aufnahmemenge beim Menschen abzuleiten, unter dem Vorsorgeaspekt einen großen Sicherheitsfaktor von 1000 benutzt. Damit ergab sich eine maximale Aufnahmemenge von 1 pg/kg Körpergewicht und Tag (Bundesgesundheitsblatt 1990). Die WHO hat eine Neubewertung für eine duldbare tägliche Aufnahme von Dioxinen vorgenommen (Schrenk et al. 1999²⁸), in der sie zu einem Bereich von 1-4 pg/kg Körpergewicht und Tag kommt. Mit dem Auftreten von klinischen Symptomen infolge von Dioxin-Exposition kann erst nach chronischer Einwirkung wesentlich höherer Dosen gerechnet werden. Derartige Expositionen sind in einigen Chemiewerken in den Fünfzigerjahren, bzw bei Unglücksfällen (z.B. Seveso 1976, Linz)²⁹ aufgetreten. Dabei wurde festgestellt, dass das Leitsymptom Chlorakne erst bei einer Körperbelastung mit Dioxinen auftrat, die zu Fettgewebe-Spiegeln über 825 ng TEQ/kg führte. Bei Grundbelastung (ca. 1 pg/kg) beträgt die Konzentration im

²⁴ Focant JF, Eppe G, Pirard C, Massart AC, Andre JE, De Pauw E (2002) Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in Belgian foodstuffs--assessment of dietary intake. *Chemosphere* 48(2):167-179

²⁵ Wittsiepe J, Schrey P, and Wilhelm M (2001) Dietary Intake of PCDD/F by Small Children With Different Food Consumption Measured by the Duplicate Method. *Chemosphere*. 43, 881-887

²⁶ Wittsiepe J, Schrey P, Ewers U, Selenka F, Wilhelm M. Hintergrundbelastung Mit PCDD/F Im Zeitraum 1989 -1999. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 4, 347-353, 1999

²⁷ Hays SM and Aylward LL (2003) Dioxin Risks in Perspective: Past, Present, and Future. *Regul Toxicol Pharmacol*. 37, 202-217

²⁸ Schrenk D, Fürst P. Ableitung der tolerierbaren täglichen Dioxin-Aufnahme durch die WHO. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 4, 163-167, 1999

²⁹ Mocarelli et al. (1991) *J. Toxicol. Env. Health*, 32, 357.

Fettgewebe weniger als 30 ng TEQ/kg Fettgewebe³⁰; dabei treten klinisch nachweisbare Krankheitssymptome nicht auf. Insgesamt ergibt sich die Schlussfolgerung, dass Krankheitssymptome erst bei chronischer Aufnahme von Tagesdosen auftreten, die mindestens 25x höher als die Grundbelastung sind.

2.9.9.4 Direkte Belastungen durch PCDD/F-Immissionen auf dem Luftwege

Die **Emissionen** an Dioxinen/Furanen aus dem Zementwerk liegen bei 0,018 ng TEQ/Nm³, und bleiben damit deutlich unter dem Emissionsgrenzwert von 0,1 ng TEQ/Nm³, der z.B. für Abfall-Mitverbrennungsanlagen vorgeschrieben ist.

Die **JMW-Zusatzbelastung** mit PCDD/F durch das Zementwerk berechnet sich für den Aufpunkt X zu **0,35 fg**, am **Aufpunkt 2 zu 0,1 fg TEQ/m³**. Die Immissionsmessungen am Aufpunkt 2 ergaben einen Wert von **30 fg TEQ/m³** (Tabelle 8). Dieser Wert liegt in jenem Bereich, der bei Messkampagnen des Umweltbundesamtes Wien als Hintergrundkonzentration, ohne Vorhandensein einer besonderen Emissionsquelle, ermittelt worden ist. Somit trägt das Zementwerk nicht in relevantem Umfang zur immissionsseitigen Belastung mit PCDD/F bei (vgl auch Kap. 2.6).

Inhalation von Atemluft, die mit 30 oder 0,35 fg TEQ/m³ belastet ist, führt bei chronischer Aufnahme im Jahresdurchschnitt zu Tagesdosen von 0.01 pg/kg oder 0,00012 pg/kg. Diese Zusatzbelastung über die Atemluft ist im Verhältnis zur täglichen Aufnahme von Dioxinen mit der Nahrung (s.o.) unbedeutend und beträgt weniger als 1% der oralen Zufuhr. Der Anteil der vom Zementwerk allein verursachten Immission macht weniger als 0,03% der über die Nahrung aufgenommenen Menge aus.

Der Beitrag des Zementwerks zur Gesamtbelastung mit PCDD/F ist also sehr niedrig. Eine nennenswerte Zunahme der Grundbelastung und eine gesundheitliche Gefährdung des Menschen können daraus nicht abgeleitet werden.

³⁰ Wittsiepe et al. (1999) Umweltmedizin in Forschung und Praxis 4, 347-353.

2.9.10 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Auch PCB sind typische Emissionen von Verbrennungsanlagen; einige PCB zeichnen sich durch hohe Persistenz im Körper und hohe Toxizität aus. Von den insgesamt 209 PCB wurden in Wopfung 6 Indikator-PCB gemessen. Die Summe der 6 PCB betrug emissionsseitig 1,55 µg/m³, immissionsseitig 0,34 ng/m³ (Tabelle 9). Diese Werte können nur bedingt mit Daten von anderen Orten verglichen werden, da oft ein sehr unterschiedliches Kongenerenprofil analysiert wurde (Tabelle 16). Einige der nicht-ortho- oder mono-ortho substituierten PCB haben eine ähnliche Gefahrstoffcharakteristik wie PCDD/F. Deshalb werden diesen ebenfalls Dioxin-Toxizitätsäquivalente zugeordnet (Van den Berg et al. 1998)³¹. Allerdings wird den PCB in einer neuen zusammenfassenden Auswertung aller vorliegenden epidemiologischen Studien keine krebsauslösende Wirkung mehr zugeschrieben³². Von den 6 in Wopfung gemessenen PCB gehört keines zur Gruppe der dioxinähnlichen Kongenere.

Tabelle 16: Immissionskonzentrationen von polychlorierten Biphenylen (ng/m³)

Summe von 63 Kongeneren ³³	1,35 km nordöstlich von MVA ³⁴ alle Kongenere	ländlicher Hintergrund ³⁵ alle Kongenere	Wopfung 6 Indikator-kongenere	belastete Innenräume, 6 Indikator-kongenere ³⁶
3,3 (1991) 6,8 (1996)	1,08 - 1,35	0,8 - 1,4	0,34	77 – 10.655

Bei Personen, die sich für mehrere Jahre in stark belasteten Innenräumen (Luftkonzentrationen bis zu 11.000 ng/m³) aufgehalten haben, wurde die interne Belastung durch Blutanalysen ermittelt. Bei den höher chlorierten Kongeneren (PCB 138,153 und 180) waren gegenüber unbelasteten Kontrollpersonen keine Unterschiede feststellbar. Für das niedrig chlorierte PCB 28

³¹ Van den Berg M. et al. (1998) Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. Environ Health Perspect 106: 775-792

³² Golden, R. et al. Crit. Rev. Toxicol. 33(5), 543-580, 2003.

³³ Ishaq R, Naf C, Zebuhr Y, Broman D, Jarnberg U (2003) PCBs, PCNs, PCDD/Fs, PAHs and Cl-PAHs in air and water particulate samples--patterns and variations. Chemosphere 50(9):1131-1150

³⁴ NRW-Meßprogramm (1990) in der Nähe einer MVA alter Bauart mit Emissionswert für PCDD/F von 2-4 ng TEQ /m³

³⁵ NRW-Meßprogramm (1990)

³⁶ Gabrio T, Piechotowski I, Wallenhorst T, Klett M, Cott L, Friebel P, Link B, Schwenk M (2000) PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. Chemosphere 40(9-11):1055-1162

lagen die Werte bei hoch Exponierten mit 0,098 µg/l höher als bei der nicht exponierten Kontrollpopulation (0,036 µg/l). Die Autoren schließen daraus, dass die Aufnahme von PCB über den Atemweg keinen nennenswerten Beitrag zur Gesamtkörperbelastung darstellt, sondern dass diese überwiegend durch kontaminierte Nahrung verursacht wird. Gesundheitsschäden durch eine PCB- Belastung der Atemluft sind daher nicht zu erwarten.

Die in Wopfung gemessenen PCB-Immissionen (0,34 ng/m³) liegen im unteren Bereich der Hintergrundkonzentrationen (vgl. Tabelle 16). Wie aus Tabelle 9 und Kapitel 2.6 zu entnehmen ist, kann nur ein geringer Teil der nachgewiesenen PCB- Immissionen der Emission des Zementwerks zugeschrieben werden. Der berechnete Immissions-JMW des Werkes der 6 Indikator-Kongeneren beträgt im Aufpunkt 2 0,009 ng/m³ bzw im Aufpunkt 9 0,029 ng/m³ (max JMW). Die Langzeitwerte sind wegen der Kumulation einiger der PCB im Organismus heran zu ziehen. Der Beitrag des Zementwerkes zur Belastung der Umgebungsluft mit PCB macht also ca. 10% aus.

Die Schlussfolgerung ist also, dass die Summe der Immissionen von PCB durch das Zementwerke und durch andere Quellen in Wopfung auch langfristig nicht geeignet ist, die Gesundheit der Bevölkerung zu beeinträchtigen.

2.9.11 Chlorierte Benzole und Phenole

Die untersuchten Chlorbenzole und -phenole sind als Emissionen verschiedener Verbrennungsanlagen bekannt. Die analytisch nachgewiesenen Immissionskonzentrationen der 3 Chlorbenzole (Tabelle 10, Tabelle 17) liegen um den Faktor 100-1000 über dem berechneten JMW am Aufpunkt X und auch deutlich (Faktor 10-100) über den berechneten HMW am Aufpunkt 2 (die mit dem gemessenen 10-Tage-Durchschnittswert der analytischen Immissionsmessung nicht vergleichbar sind)³⁷. Offensichtlich trägt das Zementwerk nur einen sehr geringen Anteil zu den gemessenen Immissionswerten bei, die im wesentlichen durch andere Quellen verursacht sein dürften.

Die gemessenen Immissionen liegen in der gleichen Größenordnung (HCB) oder sogar deutlich höher als Immissionskonzentrationen an städtischen/industriellen Standorten (Tabelle 17). Dagegen sind die berechneten, dem Zementwerk zuzuschreibenden Immissionen niedriger als in der Literatur für ländliche Bereiche berichtet wird.

HCB weist eine sehr hohe Persistenz auf und kumuliert über Jahrzehnte im menschlichen Körper. Daher stehen solche gesundheitliche Wirkungen von HCB im Vordergrund der Risikoabschätzung, die nach chronischer Zufuhr auftreten können, und es sind Langzeitmittelwerte (JMW) und lange Expositionszeiträume zugrunde zu legen.

Angaben zu Immissionskonzentrationen, bei denen akute oder chronische Gesundheitsstörungen auftreten können, sind in der Literatur nicht zu finden. HCB wird, so wie auch PCB und PCDD/PCDF, hauptsächlich über das Nahrungsfett tierischer Herkunft aufgenommen. Erkrankungen wurden von Kollektiven berichtet, die HCB mit der Nahrung in relativ hoher Dosis aufgenommen hatten. Die Symptomatik (Porphyrie) wird meist mit der internen Belastung mit der Substanz (als Blutkonzentration) assoziiert. Bei der gesunden Normalbevölkerung steigt die Konzentration im Blut mit dem Alter an. Sie liegt im Bereich von 0,4 bis 4,6 µg/L Vollblut (Referenzbereich). Bei einer Bevölkerungsgruppe in der Nähe eines Werkes, das HCB herstellte, lagen die Werte im Mittel bei 3,6 µg/L. Diese Personen hatten keine manifeste Porphyrie, aber übernormal hohe Koproporphyrinwerte im Plasma. Bei Arbeitern einer HCB herstellenden Fabrik wurden Blutkonzentrationen von 1 bis 160 µg/L, im Mittel 38,4 µg/L, gemessen. Bei diesen Arbeitern waren die IgM und IgG Titer signifikant erhöht und bei Belastung mit Hefesporen-Antigenen wurde eine abgeschwächte Immunabwehr (verringerte lytische Aktivität der neutrophilen Zellen) beobachtet (Queiroz et al. 1998)³⁸.

Im vorliegenden Fall ist die Körperbelastung der Bevölkerung mit HCB nicht bekannt. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sie im Referenzbereich liegt. Die im Vergleich zur oralen Zufuhr geringe inhalative Aufnahme dürfte nur wenig zur internen Belastung beitragen. Ähnlich ist die Situation für Tetra- und Pentachlorbenzol, deren Kumulationstendenz geringer als bei HCB ist. Gesundheitliche Schäden durch Belastung der Umwelt mit diesen Substanzen sind nicht bekannt geworden.

Die gemessenen Immissionskonzentrationen der **chlorierten Phenole** (Tetra-, Penta- und Hexachlorphenol) lagen jeweils **unter 0,1 ng/m³**. Die berechneten Immissionskonzentrationen (JMW, Aufpunkt X) liegen im Bereich von 2 pg/m³ oder darunter und sind als irrelevant anzusehen.

³⁷ Nach Angaben von Prof. Wurst (Telefonat am 14.5.2004) sind die Messwerte durch GC-MS abgesichert; und ihre Relation zu den übrigen erfassten Chloraromaten liegt in einem für thermische Emissionen üblichen Bereich.

³⁸ Queiroz ML et al. (1998) Immunoglobulin levels in workers exposed to hexachlorobenzene. Hum-Exp-Toxicol 17(3):172-175

Tabelle 17: Immissionskonzentrationen von Chloraromatenalle Angaben in ng/m³ (Mittelwert bzw Min - Max)

	Wopfung gemessen 9.-19.7. 2003	Wopfung berechnet max HMW*	Wopfung berechnet max JMW**	Bitterfeld, Leipzig (Juni- Aug. 1998) ³⁹ 14-Tage-MW	ländlicher Hintergrund ⁴⁰ MMW
Summe der Tetrachlorbenzole	0,29	0,026	0,0036	0,012 –0,053	0,010 - 0,030
Pentachlorbenzol	0,26	0,0044	0,0006	0,010 –0,028	0,030 – 0,060
Hexachlorbenzol	0,30	0,0043	0,0006	0,083 –0,280	0,090-0,170
Trichlorphenol	< 0,1		0,0024	---	---
Tetrachlorphenol	< 0,1		0,0005	---	---
Pentachlorphenol	< 0,1		0,0019	---	---

* für Aufpunkt 2; ** für Aufpunkt 9

In der Luft städtischer Gebiete sind Konzentrationen von 0,1-0,4 ng/m³ für Pentachlorphenol festgestellt worden (Tabelle 17)⁴¹. Im vorliegenden Fall beträgt die Summe der untersuchten chlorierten Phenole maximal 0,3 ng/m³. Dies ergibt eine maximale Tagesdosis von 0,1 ng/kg (60 kg schwere Person, Atemvolumen 20 m³/Tag d.i. der maximal anzunehmende Wert bei 100%-iger Aufnahme über die Lunge). Diese Dosis liegt weit unter dem von der WHO empfohlenen ADI-Wert von 3 µg/kg Körpergewicht/Tag. Folglich lassen sich bei den gegenständlichen Chlorphenol-Konzentrationen in der Luft keine gesundheitlichen Risiken ableiten.

Die Emissionen/Immissionen an chlorierten Benzolen und Phenolen aus dem Zementwerk tragen zu keiner messbaren Erhöhung der vorhandenen Umweltbelastung bei. Eine Gefährdung oder Beeinträchtigung der Gesundheit ist aufgrund vorliegender Erfahrungen im gegebenen Konzentrationsbereich nicht zu erwarten.

³⁹ Popp P, Bruggemann L, Keil P, Thuss U, Weiss H (2000) Chlorobenzenes and hexachlorocyclohexanes (HCHs) in the atmosphere of Bitterfeld and Leipzig (Germany). Chemosphere 41(6):849-855

⁴⁰ NRW-Meßprogramm (1990)

⁴¹ BUA, Stoffbericht 3, Weinheim: VCH, 1986

2.9.12 Benzol

Benzol entsteht typischerweise bei vielen Verbrennungsprozessen. Deshalb kann man Benzol praktisch überall in der Umgebung menschlicher Aktivitäten nachweisen. Da Benzol Blutkrebs (Leukämie) auslösen kann, soll dessen Konzentration in der Atemluft möglichst niedrig sein. Bei sehr niedriger Exposition ist die Wahrscheinlichkeit, dass die Substanz in messbarer Menge in den Blutkreislauf aufgenommen wird, äußerst gering. Benzol wurde im Abgas des Werkes Wopfung mit 48 bzw 340 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen (Tabelle 6). Die sich daraus ergebende Immissionskonzentration (als HMW am Aufpunkt 9) liegt bei maximal 76 ng/m^3 . Als Vergleichswert ziehen wir hier Immissionsmesswerte von Wien heran (Tabelle 18). Vor der Stadt liegt die Benzolkonzentration mit 678 ng/m^3 im üblichen Bereich des ländlichen Hintergrundes, wogegen die Messwerte hinter der Stadt (3312 ng/m^3) deutlich den Einfluss der Siedlungs- und Verkehrs-bedingten erhöhten Benzolimmission dokumentieren. Die durch das Werk Wopfung verursachte Benzolimmission von 76 ng/m^3 stellt also keine ungewöhnlich hohe Luftbelastung dar. Das wird unterstrichen durch die Tatsache, dass der Benzolmassenstrom aus dem Zementwerk auch den Bagatellmassenstrom nach TA-Luft unterschreitet (Tabelle 14).

Tabelle 18: Emissionen und Immissionen von einigen Kohlenwasserstoffen

Substanz	Wopfung		Vergleichswerte Wien	
	Emission gemessen $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	maximale Immission berechnet* ng/Nm^3	Immission Luv-seitig ng/m^3	Immission Lee-seitig ng/m^3
Benzol	340	75,9	678	3312
Toluol	215	48,0	672	3881
Ethylbenzol	15	3,3	154	823
m,p-Xylol	130	29,0	233	1826
o-Xylol	32	7,1	590	1184
1,2,3-Trimethylbenzol	10	2,2	15	145
1,2,4-Trimethylbenzol	15	3,3	175	720
1,3,5-Trimethylbenzol	15	3,3	0	85

* mit dem geringsten Verdünnungsfaktor (4478) für Aufpunkt 9 als HMW berechnet.

Die WHO (2000)⁴² hat Benzol als kanzerogenen Stoff bewertet. Aufgrund der in der Literatur vorliegenden Risikoabschätzungen gibt sie ein zusätzliches Lebenszeit-Krebsrisiko von 1 zu einer Million bei Exposition gegenüber 170 ng/m³ Benzol an. Wie im Kapitel über PAK ausgeführt, ist ein so niedriges Zusatzrisiko vernachlässigbar und nicht nachzuweisen; es wird als akzeptabel angesehen. Die Immissionskonzentration, die dem Zementwerk zugeschrieben werden kann, liegt für Halbstundenmittelwerte bei 76 ng/m³. Da jedoch die lebenslange Aufnahme berücksichtigt werden muss, ist der JMW zur Ermittlung der Belastung zu verwenden. Dieser beträgt 6,4 ng/m³, wodurch sich das berechnete Zusatzrisiko auf 1: 20 Millionen reduziert.

Daraus folgt, dass die Benzolimmissionen aus dem Zementwerk so niedrig sind, dass keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen abgeleitet werden können.

Für das Werk Wopfung sind auch Toluol oder die Xylole als Indikatoren für die Emission toxischer Stoffe aus dem Drehrohrofen anzusehen. Wieder erkennt man (Tabelle 18), dass die aus den gemessenen Emissionen berechneten Immissionen, selbst im Aufpunkt mit der geringsten Verdünnung, sehr niedrige Werte erreichen. Sie liegen durchwegs bei einem Zehntel bis Fünfzigstel der in der Umgebungsluft der Stadt Wien gemessenen Werte und besitzen daher keine gesundheitliche Bedeutung.

2.9.13 Diisopropylnaphthaline (DIPN)

Diese Substanzgruppe wird vermutlich nach der Vortrocknung des Papierfaserschlammes über die Abluft emittiert. Die Immissionskonzentrationen liegen im Aufpunkt 9 bei geringster Verdünnung in Summe bei 180 ng/m³ (Tabelle 6). Ein erwachsener Mensch würde also pro Tag eine Menge von 3,6 µg inhalieren; bei einem Körpergewicht von 60 kg entspricht dies einer Dosis von 0,000.06 mg/kg.

Toxikologische Erfahrungen mit der Inhalation von DIPN beim Menschen liegen nicht vor. Bei Mäusen wurde die Substanz in die Bauchhöhle gespritzt (3000 mg/kg, das ist ungefähr 75 mg je Maus). Im Gegensatz zu Naphthalin, das bei einer Dosis von 200 mg/kg Lungentoxizität besitzt,

⁴² World Health Organization: Air quality guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No. 91, Genf, 2000.

konnte für DIPN keine toxische Wirkung festgestellt werden⁴³. Generell wird dieser Substanzgruppe aufgrund der Alkylseitengruppen, die eine rasche Metabolisierung und Entgiftung begünstigen, ein geringes Gefährdungspotential zugeschrieben⁴⁴.

Der Vergleich der Dosis, dem die Bewohner in Wopfung unter ungünstigsten Bedingungen ausgesetzt wären (0,000.06 mg/kg) und der in Mäusen nicht toxischen Dosis (3000 mg/kg) zeigt einen über viele Zehnerpotenzen reichenden Sicherheitsabstand auf.

Eine gesundheitliche Gefährdung durch derartig niedrige Expositionen ist praktisch auszuschließen.

2.9.14 Andere organische Stoffe

Neben den genannten Stoffen treten eine große Anzahl weiterer organischer (und anorganischer) Verbindungen im Abgas auf. Diese Substanzen können bis zu 50% des organisch gebundenen Kohlenstoffs umfassen. Stichprobenweise wurden Emissionen von mutmaßlich geruchs- oder gesundheitsrelevanten Stoffen im September 2003 gemessen (Tabelle 6). Die Immissionskonzentrationen aller erfassten Stoffe liegen im (meist unteren) ng – Bereich. Die nach dem Stand der Wissenschaft in diesem Konzentrationsbereich relevanten, potentiell toxischen organischen Stoffe wurden oben beschrieben.

⁴³ Honda T, Kiyozumi M, Kojima S (1990) Alkyl-naphthalene. XI. Pulmonary toxicity of naphthalene, 2-methylnaphthalene, and isopropyl-naphthalenes in mice. Chem-Pharm-Bull-(Tokyo) 38(11):3130-3135

⁴⁴ Höke H, Zellerhoff R (1998) Metabolism and toxicity of diisopropyl-naphthalene as compared to naphthalene and monoalkyl-naphthalenes: a minireview. Toxicology 126(1):1-7

3 ZUSAMMENFASSUNG

Das vorliegende Gutachten wurde im Auftrag der Wopfinger Baustoffindustrie GmbH, A-2754 Waldegg, Wopfung 156, erstellt.

Anwohner aus der Umgebung des Zementwerkes Wopfung haben sich über Gerüche beschwert, die bei bestimmten Wetterlagen auftreten und die sie Zementwerks-Emissionen zuschreiben. Wir wurden beauftragt, zu untersuchen, ob vom Zementwerk verursachte Immissionen Geruchsempfindungen hervorrufen und / oder gesundheitsschädliche Auswirkungen haben können. Als Basis für die Beurteilung wurden Emissions- und Immissionsdaten der Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz (FTU), Wien, Ausbreitungsrechnungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) der Universität Wien und andere Befunde verwendet.

- 1) Es wurden Emissionskonzentrationen und analytisch gemessene sowie mittels Verdünnungsfaktoren berechnete Immissionskonzentrationen bewertet. Grundsätzlich wurden für jeden Schadstoff die höchsten Immissionswerte ermittelt, die bei Zusammentreffen mehrerer ungünstiger Bedingungen auftreten können, und auf mögliche gesundheitliche Auswirkungen untersucht („worst-case“ Prinzip der Risikoanalyse).
- 2) Gemessene und berechnete Immissionskonzentrationen zahlreicher Abgasbestandteile wurden mit den jeweiligen stoffspezifischen Geruchsschwellenwerten verglichen. Dabei ergab sich, dass NO₂ zusammen mit NO und Ozon als wahrscheinliche Träger der Geruchswirkung anzusehen sind. Alle übrigen von der FTU im Abgas nachgewiesenen Substanzen sind immissionsseitig zu niedrig konzentriert, um die Geruchswahrnehmungen zu erklären.
- 3) Für NO₂ ist der Geruchsschwellenwert identisch mit dem gesundheitlich relevanten Grenzwert des Immissionsschutzgesetzes-Luft (IG-L). Die gemessenen Immissionswerte unterschreiten diesen Grenzwert deutlich (Ausschöpfung weniger als 50%). Andererseits zeigt die Ausbreitungsrechnung, dass die Immissionskonzentrationen an bestimmten Aufpunkten die Geruchsschwelle unter ungünstigen Bedingungen erreichen können. Die Geruchswahrnehmung könnte daher eine geringe, vorübergehende gesundheitliche Beeinträchtigung bei einzelnen empfindlichen Personen anzeigen. Ozonbildung, die durch die örtliche Hintergrundbelastung (infolge von Sonneneinstrahlung, Verkehrsemissionen und

aus Wäldern emittierten natürlichen Stoffen) und durch luftchemische Reaktionen im Abgas verursacht wird, kann zum Auftreten derartiger Beschwerden beitragen. Im Langzeitmittel lagen die NO₂-Immissionswerte deutlich unter dem derzeit bzw. ab 2012 geltenden Jahresmittelwert des IG-L.

- 4) Weiterhin wurden Emissions- und Immissionskonzentrationen solcher anorganischer und organischer Verbindungen analysiert, die bei Verbrennungsprozessen entstehen und als toxische Leitsubstanzen zur Beurteilung gesundheitsschädlicher Wirkungen von Verbrennungsabgasen dienen können. Bei diesen Analysen wurden Schwefeldioxid (SO₂), Kohlenmonoxid (CO) und Staub sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F), polychlorierte Biphenyle (PCB), chlorierte Benzole und Phenole, Benzol, Diisopropylnaphthaline (DIPN) und weitere Substanzen einbezogen. In allen Fällen erwiesen sich die werkseitig verursachten Immissionen als so gering, dass weder eine erkennbare Gefährdung der menschlichen Gesundheit noch eine deutliche Zusatzbelastung der Umwelt abgeleitet werden konnte.
- 5) Bei mehreren Gefahrstoffen, so u.a. bei Ozon, PAK, PCDD/F, PCB und chlorierten Benzolen/Phenolen wurden immissionsseitige Belastungen festgestellt, die weit höher als die vom Zementwerk zu erwartenden Immissionen waren. Für diese Substanzen sind daher andere Emissionsquellen anzunehmen. Diese Immissionen überstiegen jedoch nicht die geltenden Grenzwerte und erreichten nicht gesundheitlich bedenkliche Konzentrationen. Auch die Staub-Immission lag unterhalb der geltenden Grenzwerte und im selben Größenbereich wie in anderen vergleichbaren Orten.
- 6) Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheitsschutzes wird wegen der Möglichkeit kurzfristiger gesundheitlicher Beeinträchtigungen und auch wegen noch ungeklärter Fragen nach Langzeitschäden durch Stickstoffdioxid (NO₂) empfohlen, Maßnahmen zur Reduktion der werkseitigen NO_x-Emissionen zu setzen.

Wien, 27. Mai 2004


o.Univ.Prof. DDr. Rolf Schulte-Hermann


ao Univ. Prof. Dr. Wolfram Parzefall