



Kanzerogene Luftschadstoffe in der Stadt Zürich

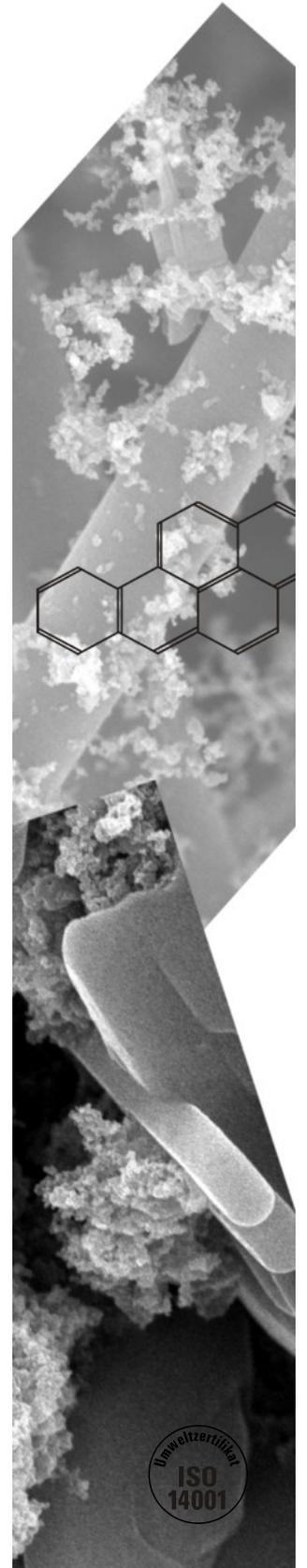
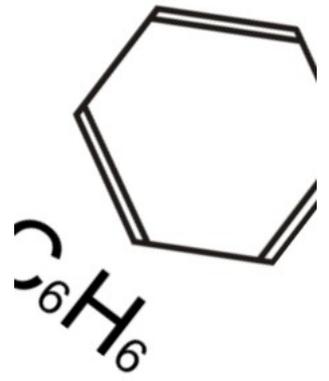
Bericht Nr. 20030201

Verfasser/in:

Markus Scheller, wissenschaftlicher Mitarbeiter
Fachbereich Labor

Zürich, Februar 2003

Gesundheits- und Umweltdepartement



Impressum

Herausgeberin

Stadt Zürich

Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich UGZ

Abteilung Umwelt
Fachbereich Labor
Walchestrasse 31
8021 Zürich

Sachbearbeitung

Markus Scheller

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	3
3	Glossar	4
4	Schadstoffe	5
5	Benzol-Messungen in der Stadt Zürich	8
6	PAH-Messungen in der Stadt Zürich	13
7	Russmessungen in der Stadt Zürich	20
8	Auswirkungen der kanzerogenen Luftschadstoffe	21
9	Risiko durch kanzerogene Luftschadstoffe der Stadt Zürcher Luft	28
10	Literatur	31
11	Anhang	32

1 Zusammenfassung

In der Luftreinhalte-Verordnung sind keine Grenzwerte für krebserregende Stoffe definiert, da es keine Grenze gibt, unter der keine Gefahr für die Gesundheit mehr besteht (Umweltschutzgesetz Artikel 11, Absatz 3). Deshalb gilt es, die Gefährdung durch diese Stoffe zu minimieren.

Noch immer ist die Stadt Zürich ein lufthygienisches Sanierungsgebiet. Der motorisierte Verkehr ist dabei der Hauptverursacher hoher Luftbelastungen. Zudem stammen von ihm ein Grossteil der kanzerogenen Luftschadstoffe. Dies beeinflusste die Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe. Analysiert wurden die Auswirkungen von Benzol, polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH resp. BaP) und Russ. Benzol stammt vor allem von benzinbetriebenen Fahrzeugen (80 Prozent), während PAH und Russ hauptsächlich den dieselbetriebenen Fahrzeugen zu geschrieben werden kann. Diese Substanzen bestimmen mehrheitlich das von Luftschadstoffen ausgehende Krebsrisiko.

Im Vergleich zu Mitte der Neunzigerjahre kann eine deutliche Verringerung der Benzolbelastung festgestellt werden. Seit 1995 gingen die Benzolkonzentrationen um etwa 50 Prozent zurück. Dies ist auf die verbesserte Katalysatorteknik der Fahrzeuge, aber auch auf die Reduzierung des Benzolgehaltes im Benzin zurückzuführen. Auch bei den PAH gingen die Konzentrationen zurück. Vergleicht man die heutigen Werte den denen aus den Siebzigerjahren, sind die Konzentrationen auf einen Bruchteil zurückgegangen. So betrug der gemessene Benzo[a]pyren-Jahresmittelwert in der Periode von Mai 71 bis April 72 in Albisrieden 7.38 ng/m³. Der Jahresmittelwert an der Stampfenbachstrasse von 2000/2001 ergab vergleichsweise „niedrige“ 0.30 ng/m³. Jahresmittelwerte von Russ- resp. EC-Konzentrationen in der Stadt Zürich liegen seit dem Jahr 2000 vor. Die Konzentrationen an der Stampfenbachstrasse bewegen sich recht stabil, mit einem leichten Trend nach unten, im Bereich von 3 µg/m³.

Auf Grund ihrer Übereinstimmung mit der mittleren städtischen Belastung, bildeten die Messwerte der Station Stampfenbachstrasse die Grundlage für die Abschätzung der durch die kanzerogenen Luftschadstoffe bedingten Krebsfälle in der Stadt Zürich.

Tab. 1 Jahresmittelwerte kanzerogener Luftschadstoffe (Stampfenbachstrasse 2001)

	Benzol	PAH / BaP	Russ / EC
Jahresmittelwert 2001	2.4 µg/m ³	0.3 ng/m ³	3.1 µg/m ³

Tab. 2 Krebsfälle in Folge der Luftbelastung durch kanzerogene Luftschadstoffe

Krebsfälle auf Grund kanzerogener Luftschadstoffe in der Stadt Zürich 2001			
	Krebsfälle innerhalb von 70 Jahren	Krebsfälle pro Jahr (nach LAI)	Krebsfälle pro Jahr bei ungünstigster Annahme
Schadstoff			
Benzol	5	0.07	0.11
PAH (BaP)	8	0.11	0.14
Russ / EC	112	1.6	37 (bei U.R. 230 x 10 ⁻⁵)
Gesamtrisiko	125	1.78	37

Nach dem Unit-Risk-Prinzip wurden aus den Jahresmitteln Krebsrisiken gerechnet. Es stellte sich heraus, dass Russ bzw. EC den mit Abstand grössten Einfluss auf das Gesamtrisiko ausübt.

An der gesamten Krebsinzidenz gemessen, ist der Anteil der durch kanzerogene Luftschadstoffe verursachte Krebserkrankungen gering. Werden die Unit-Risk-Werte des LAI übernommen beträgt der Risikoanteil weniger als ein Promille. Bei ungünstigeren Annahmen, steigt der Beitrag auf etwa 1.3 Prozent.

Da dieses Risiko allen aufgezungen wird und es vom Einzelnen nicht direkt beeinflussbar ist, erhält dieser Risikoanteil einen ganz anderen Stellenwert, im Vergleich zu den persönlich beeinflussbaren Risikofaktoren, wie es beispielsweise das Rauchen darstellt.

2 Einleitung

Auf der ganzen Welt gibt es seit Jahrzehnten keinen Ort mehr, der frei von anthropogenen Luftfremdstoffen ist. Alle Menschen sind deshalb Luftfremdstoffen ausgesetzt, die natürlicherweise nicht in ihrer Umwelt vorkommen. In der Schweiz hat sich die lufthygienische Situation in Bezug Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid oder Blei generell verbessert. Dennoch bleibt die Luftverschmutzung ein wichtiges Thema, da nach wie vor die Belastungen mit Stickoxiden, Ozon, flüchtigen organischen Substanzen und Feinstaub ein Problem darstellt. Stark verbessert haben sich die Kenntnisse über die Auswirkungen der Luftschadstoffe, so dass heute niemand mehr daran zweifelt, dass die Luftverschmutzung gesundheitliche Folgen hat. Dies nicht nur in lufthygienischen Extremsituationen, wie Smogphasen, sondern auch im ganz normalen Alltag. Studien haben gezeigt, dass dies auch für die Schweiz gilt.

Das Gemisch von Luftschadstoffen, wie es in Städten, Agglomerationen und längs stark befahrenen Strassen vorkommt, enthält Substanzen, wie Benzol, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Dieselabgase, mit krebserregendem Potential (gemäss WHO).

In der Luftreinhalte-Verordnung sind nirgends Grenzwerte für krebserregende Stoffe definiert, da es keine Grenze gibt, unter der eine Gefahr für die Bevölkerung ausgeschlossen werden kann (Umweltschutzgesetz Artikel 11, Absatz 3). Deshalb gilt es, die Gefährdung durch diese Stoffe zu minimieren.

In der Stadt Zürich wurden bereits vor dreissig Jahren Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potential gemessen. In den Jahren 1971/1972 wurde TSP auf den Gehalt von Benzo[a]pyren untersucht. In diesem Bericht sollen Ergebnisse älterer und aktuellerer Messungen von kanzerogenen Luftschadstoffen zusammengefasst und anschliessend ihr gesundheitsgefährdendes Ausmass bezüglich des resultierenden Krebsrisikos abgeschätzt werden.

Noch immer ist die Stadt Zürich ein lufthygienisches Sanierungsgebiet. Als Hauptverursacher der zu hohen Luftbelastungen ist der motorisierte Verkehr zu nennen. Dieser Umstand bestimmte die Auswahl der zu untersuchenden Substanzen. Benzol stammt vor allem von benzinbetriebenen Fahrzeugen (80 %), während PAH und Russ hauptsächlich den dieselbetriebenen Fahrzeugen zugeschrieben werden kann.

Dreissig Prozent aller Todesfälle in der Schweiz (Stadt Zürich 1999: 27 %) sind bei den Männern und 25 Prozent (Stadt Zürich 1999: 20 %) sind bei den Frauen auf Krebs zurückzuführen. Somit steht Krebs an zweiter Stelle der Todesursachen, unmittelbar nach den kardiovaskulären Erkrankungen (Herz-Kreislauf).

Ziel dieses Berichtes ist eine Beurteilung der Luftschadstoffe in Bezug auf ihr Potential Krebs hervorzurufen und dieses mit der Gesamtinzidenz von Krebs in der Stadt Zürich zu vergleichen. Grundlage dieser Bewertung stellen die Messwerte des UGZ der letzten Jahre dar.

3 Glossar

BaP	Benzo[a]pyren
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
EC	Elementarer Kohlenstoff, Kohlenstoffanteil des Russpartikels
EPA	Environmental Protection Agency
FID	Flammenionisationsdetektor
HC1010	Airmotec HC1010 (kontinuierlich arbeitender, vollautomatischer Gaschromatograph)
HiVol	High-Volume Sammler
Inzidenz	Anzahl Neuerkrankungsfälle bezogen auf eine bestimmte Krankheit in einer bestimmten Population innerhalb eines bestimmten Zeitraumes (in der Regel pro 100'000 Einwohner)
LAI	Länderausschuss für Immissionsschutz
LRV	Luftreinhalte-Verordnung
LSVA	Leistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe
LUA NRW	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Mortalität	Anzahl Todesfälle in einer bestimmten Bevölkerungsgruppe in bestimmten Zeitraum (in der Regel pro 100'000 Einwohner).
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
PAH/PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAS / PEAS	Photoelektrischer Aerosolsensor
PPAH	Partikelgebundene polyaromatische Kohlenwasserstoffe
Russ / EC	Kohlenstoffanteil des Russpartikels
STABA	Messstation Stampfenbachstrasse
U. R.	Unit-Risk
Unit-Risk	Geschätztes zusätzliches Krebsrisiko eines Menschen nach konstanter Exposition über 70 Jahre gegenüber einer Konzentration von 1 µg Schadstoff pro m ³ Luft (resp. Liter)
USG	Umweltschutzgesetz
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen)
WHO	World Health Organisation
WIED	Messstation Bahnhof Wiedikon, Schimmelstrasse

4 Schadstoffe

Der motorisierte Verkehr trägt zu einem grossen Teil zur Luftbelastung in der Stadt Zürich bei. In seinen Abgasen sind krebserregende Stoffe enthalten. Besonders zu erwähnen sind Benzol (aus benzinbetriebenen Fahrzeugen), PAH und Russ, welche hauptsächlich von dieselbetriebenen Schadstoffen stammen. Diese Substanzen bilden den Hauptanteil der krebserregenden Luftschadstoffe in der Stadt Zürich.

4.1 Benzol

Benzol (chemische Formel C_6H_6) ist eine farblose Flüssigkeit mit charakteristischem „aromatischem“ Geruch. Der Stoff ist der einfachste und zugleich bekannteste Vertreter der aromatischen Kohlenwasserstoffe. Unter Normalbedingungen ist Benzol brennbar, chemisch stabil und in Wasser mässig löslich. Durch seinen hohen Dampfdruck liegt es in abgasbürtigen Emissionen und der Umgebungsluft gasförmig vor.

Als natürliche Substanz kommt Benzol in geringen Konzentrationen in Rohöl vor. Da eine wirtschaftliche Nutzung der natürlichen Vorkommen nicht möglich ist, hat die Industrie bereits in den 40er Jahren mit der Herstellung von Benzol auf Steinkohlebasis begonnen. Mitte der 50er Jahre lief dann die Produktion aus Erdöl an. Benzol ist Ausgangsstoff für eine Vielzahl von Produkten wie Kunststoffe (z.B. Polystyrol), Harze, Pflanzenschutzmittel, Farbstoffe (z.B. auf Anilinbasis) oder Waschmittel.

Benzol entsteht bei der Raffination von Erdöl. Deshalb ist es auch in Kraftstoffen enthalten. Besonders durch die Verfahrenstechniken (Reforming), welche zur Erhöhung der Klopfestigkeit von Treibstoffen dienen, führen aber auch zu erhöhten Benzolkonzentrationen.

Haupt-Emissionsquelle von Benzol ist der Kraftfahrzeugverkehr. Durch Motorabgase und Verdunstung aus dem Benzintank, aus Vergaser oder Einspritzanlage gelangt es in die Luft. Auch bei der Verteilung von Benzin von der Raffinerie bis zur Tankstelle und bei der Betankung von Autos werden Benzoldämpfe emittiert. Teilweise wird Benzol auch im heissen Abgas aus eng verwandten Verbindungen neu gebildet. In der Stadt Zürich tragen die benzinbetriebenen Fahrzeuge (vor allem PW) mit rund 80 % zu den Benzolemissionen bei [1]. Weitere Quellen der Benzolabgabe sind Lagerung, Transport und Umschlag von Benzol und benzolhaltiger Produkte.

Benzol ist hoch toxisch und eindeutig krebserzeugend. Es kann beim Menschen Leukämie auslösen. Nachgewiesene erbgutverändernde Wirkungen im Tierversuch mit Säugern führen zu der begründeten Annahme, dass die Exposition des Menschen gegenüber dem Stoff zu vererbaren Schäden führen kann (zu detaillierten Wirkungsmechanismen siehe Kapitel 8.5)

Die Benzolbelastungen haben seit Einführung des Katalysators und der Gasrückführung an Tankstellen markant abgenommen. Am 1. Januar 2000 wurde eine neue LRV-Bestimmung in Kraft gesetzt, welche den Benzolgehalt im Motorenbenzin auf maximal ein Prozent begrenzt. In der Tab. 3 sind die gesetzlichen Vorschriften in der Schweiz hinsichtlich der Inhaltsstoffe von Benzinen chronologisch dargestellt.

Tab. 3 Benzininhaltsstoffe chronologisch seit 1947

Datum Inkrafttreten	Bleigehalt [g/l]			Benzol	Aromaten	Schwefel
	"Normal"	"Super"	"Bleifrei"	[% vol]	[% vol]	[mg/kg]
11.04.1947	- ¹⁾	- ¹⁾	-	-	-	-
1.11.1955	0.63	0.63	-	-	-	-
1.10.1971	0.54	0.54	-	5.0 ²⁾	-	-
1.01.1975	0.4	0.4	-	5.0	-	-
1.01.1978	0.15	0.4	-	5.0	-	-
1.01.1982	0.15	0.15	-	5.0	-	-
1.01.1985	---- ³⁾	0.15	0.013	5.0	-	-
1.01.2000	---	---	0.005	1.0 ⁴⁾	42.0	150
1.01.2005	---	---	0.005	1.0	35.0	50

¹⁾ Verbot der Zusetzung von Blei in Benzin aufgehoben

²⁾ gültig ab 1.04.1972

³⁾ Verkauf verboten seit dem 1.07.1986

⁴⁾ Übergangsfrist bis zum 30.06.2000 (31.12.2004 für Pflichtlager)

4.2 Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK oder engl. PAH) sind eine Klasse von organischen Verbindungen mit mindestens drei kondensierten Benzolringen. PAH bilden sich, wenn organische Stoffe höheren Temperaturen (> 700°C) ausgesetzt oder unvollständig verbrannt werden. Diese meist schwerflüchtigen und im Wasser praktisch unlöslichen Stoffe sind in der Umwelt weit verbreitet, im Allgemeinen allerdings in sehr tiefen Konzentrationen. In der Luft können PAH gasförmig und/oder an Partikel gebunden vorkommen.

Bei verschiedenen Vertretern dieser Stoffgruppe ist die krebserregende oder erbgutschädigende Wirkung eindeutig nachgewiesen. Die kanzerogenen Vertreter der PAH sind eher schwerflüchtig und liegen deshalb vorwiegend partikelgebunden vor. Hauptquelle der PAH in Aussenluft ist der dieselbetriebene Verkehr. Insbesondere in ländlichen Gebieten kann die Holzverbrennung eine weitere bedeutende PAH-Quelle darstellen.

Zusammen mit den sehr feinteiligen Verbrennungsaerosolen können die PAH tief in den Atemtrakt eindringen. Die gesundheitsschädigenden Wirkungen der PAH wird durch die lange Verweildauer der Partikel in der Lunge verstärkt (Depoteffekt). Ein prominenter Vertreter der PAH ist das Benzo[a]pyren, weil es weit verbreitet und stark kanzerogen ist. Es ist deshalb die Leitsubstanz bei der Erfassung von PAH-Immissionen. Die Konzentrationen in der Aussenluft sind sehr tief, sie liegen im Nanogramm-Bereich.

4.3 Russ

Dieselmotoren stossen eine grosse Zahl von Einzelsubstanzen aus, die zum Teil gasförmig, zum Teil partikelförmig vorliegen. Den Dieselpartikeln kommt dabei eine besondere gesundheitliche Bedeutung zu. Der partikelförmige und kohlenstoffhaltige Teil der Dieselmotoremissionen wird auch als „Dieselruss“ bezeichnet. Er ist hauptsächlich der Grund,

weshalb Dieselaabgase ein wesentlich grösseres Gesundheitsrisiko darstellen als Abgase von Benzinmotoren.

Dieselmotorabgase sind von der Weltgesundheitsorganisation WHO als "wahrscheinlich kanzerogen für den Menschen" eingestuft. Diese Bewertung stützt sich einerseits auf tierexperimentelle Daten (v.a. Inhalationsversuche an Ratten). Andererseits liefern auch epidemiologische Studien Hinweise, dass in Berufen mit erhöhter Dieselauss-Exposition das Krebsrisiko zunimmt.

Nach heutigem Wissensstand beruht die Kanzerogenität (Lungentumore) hauptsächlich auf dem inneren Kern der Dieselpartikel, der im Wesentlichen aus elementarem Kohlenstoff besteht. Die auf den Russkernen haftenden weiteren Kanzerogene tragen zwar zum Krebsrisiko bei, sie können jedoch nicht allein für die beobachtete hohe Lungentumor-Rate verantwortlich sein. Wahrscheinlich hat bereits das Vorliegen einer grossen Zahl von mechanisch-reizenden und nicht abbaubaren Kohlenstoffkernen erheblichen Anteil an der kanzerogenen Wirkung. Das von Dieselauss ausgehende Krebsrisiko übertrifft dasjenige von anderen Luftschadstoffen, denen ein kanzerogenes Potential zugeschrieben wird. Die Grösse der Dieselausspartikel liegt typischerweise zwischen 0.1 und 1 Mikrometer, d.h. es handelt sich um eine vollständig alveolengängige Komponente des PM10-Schadstoffkomplexes. Aufgrund dieser Eigenschaften kommt den verkehrsbedingten Russmissionen eine besondere lufthygienische Relevanz zu.

Auch Dieselauss ist keine einheitliche Substanz. Er umfasst neben dem Kern aus elementarem Kohlenstoff eine Vielzahl von angelagerten organischen und anorganischen Einzelverbindungen. Damit die Belastungen bewertet werden können, muss jedoch eine eindeutige Messgrösse definiert werden. Derzeit existiert allerdings noch keine Definition, die von der Messmethode unabhängig wäre. In Deutschland wurde deshalb festgelegt, dass Russ in PM10 als Konzentration des elementaren Kohlenstoffs (EC) nach einem bestimmten Referenzmessverfahren zu bestimmen ist [2]. Die im vorliegenden Bericht angegebenen Messergebnisse richten sich nach dieser Konvention.

Die weitaus wichtigsten Emittenten von Russ sind dieselaetriebene Fahrzeuge und Maschinen. In der Schweiz stammen 85 – 90 Prozent aller Russmissionen von dieselaetriebenen Strassenfahrzeugen. Die höchsten Immissionen treten deshalb an stark verkehrsbelasteten Standorten mit hohem Schwerverkehrsanteil auf. Vor allem in städtischen Gebieten ist es dringend erforderlich, die Russbelastung weiter zu senken. Eine erfolgversprechende Massnahme ist der Einsatz von Partikelfiltern, die den Ausstoss von Partikeln aller Grössenklassen massiv vermindert. Heute stehen technisch erprobte und zuverlässig funktionierende Partikelfiltersysteme zur Verfügung, sie können als „Stand der Technik“ bezeichnet werden.

5 Benzol-Messungen in der Stadt Zürich

5.1 Benzolmessungen 1994 – 1996

Von Herbst 1994 bis Sommer 1996 führte der Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich (UGZ) mehrmonatige Messungen von flüchtigen, organischen Verbindungen, an unterschiedlich verkehrsexponierten Messorten in der Stadt Zürich durch. Die Messungen erfolgten mit einem kontinuierlich arbeitenden Gaschromatographen (Airmotec HC 1010). Dabei wurden auch die Benzolbelastungen ermittelt. Diese Benzol-Periodenmittelwerte wurden mit Hilfe der sehr guten Korrelation zu Kohlenmonoxid in Jahresmittelwerte umgerechnet [3].

Tab. 4 Hochgerechnete Jahresmittelwerte der Jahre 1994 bis 1996.

Periode 1994 bis 1996	Stampfenbachstrasse [µg/m ³]	Schimmelstrasse [µg/m ³]	Bellevue [µg/m ³]	Saatlen [µg/m ³]
Jahresmittel Kohlenmonoxid	903	1242	1530	458
Jahresmittel Benzol	4.7	6.5	8.0	2.4

5.2 Benzolmessungen 2000/2001

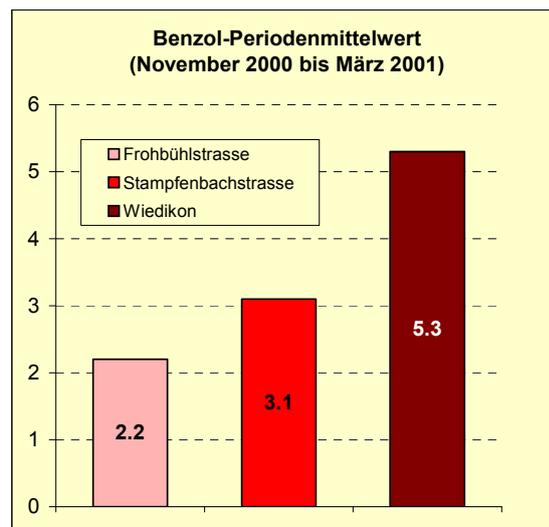
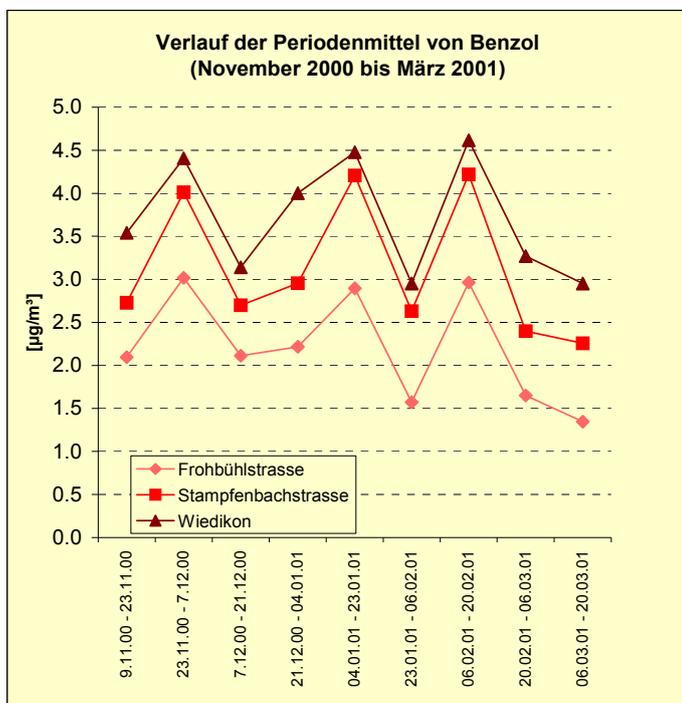


Abb. 1 Werte der Messungen an der Frohbühlstrasse im Vergleich mit der Stampfenbachstrasse und der Schimmelstrasse in Wiedikon. Infolge der Expositionsperiode während der Wintermonate liegen die Periodenmittel über den Jahresmittel.

Auf Grund von Klagen von Anwohnern der Frohbühlstrasse in Seebach über Geruchsbelästigungen und gesundheitliche Beeinträchtigungen wurde ein Messkonzept zur Beurteilung der lufthygienischen Situation ausgearbeitet.

Es beinhaltete den Einsatz VOC-Passivsammler an der Frohbühlstrasse, der Stampfenbachstrasse und an der Schimmelstrasse (Wiedikon). In Abb. 1 ist der Verlauf der Periodenmittelwerte (14 Tage) dargestellt. Zusätzlich sind die Mittelwerte über die gesamte Messperiode angegeben.

Der annähernd parallele Verlauf an den drei Messorten zeigt, dass die Höhe der Immission allseits durch die allgemeinen atmosphärischen Austauschbedingungen bestimmt wurde. Die Benzolkonzentration an der Frohbühlstrasse ist gegenüber den innerstädtischen Vergleichswerten um rund 30 bzw. 60 Prozent vermindert. Der Jahresmittelwert dürfte unterhalb $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Damit liegt das Belastungsniveau auch tiefer als im verkehrsfernen Hintergrund des Stadtzentrums (Messung 1999 im Kasernenhof: $2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel). Vergleichbare Benzolwerte wurden in mittelgrossen Ortschaften des schweizerischen Mittellandes gefunden (VOC-Messkampagne 1999).

5.3 Benzolmessungen 2001

Vom 6. Juni 2001 bis zum 12. November 2001 wurden an der Messstation Stampfenbachstrasse mit einem kontinuierlich arbeitenden vollautomatischem Gaschromatographen (Airmotec HC1010) mit Flammenionisationsdetektor (FID) VOC-Messungen durchgeführt. In Abb. 2 sind die Benzolbelastungen in dieser Zeitspanne in Form von Tagesmittelwerten dargestellt. Die ermittelten Tagesmittelwerte bewegten sich im Bereich von $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $6.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der Periodenmittelwert lag bei $2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

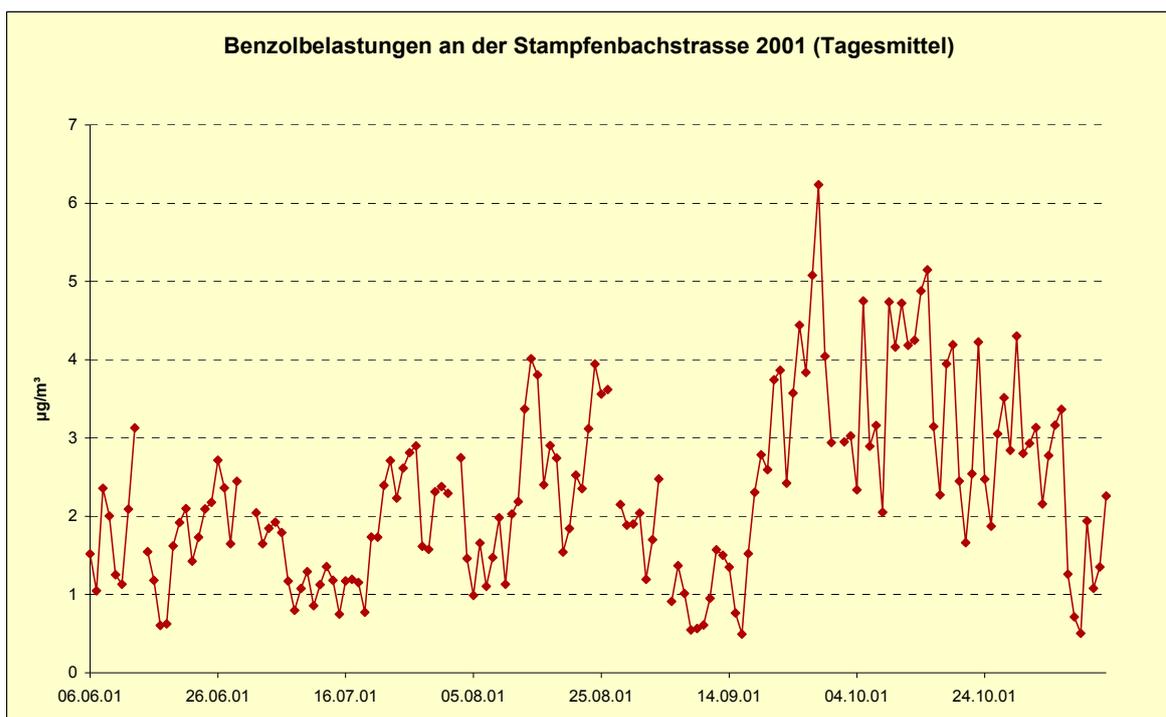


Abb. 2 Darstellung der Benzol-Tagesmittelwerte aus der Messperiode vom 6. Juni 2001 bis zum 12. November 2001 an der Stampfenbachstrasse.

Neben der erwähnten Messung mit dem Gaschromatographen wurden 2001 am Bellevue und an der Stampfenbachstrasse das ganze Jahr mit Passivsammler die VOC-Belastung gemessen. Besonders interessant ist die Periode Juni – November, da in dieser Zeit der Passivsammler und der Gaschromatograph parallel messen. In dieser Periode zeigte sich eine gute Übereinstimmung der 14-Tage-Mittelwerte dieser beiden Messmethoden (Abb. 3). Der Jahresmittelwert der Passivsammler am Bellevue ergaben $4.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während an der Stampfenbachstrasse $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ resultierten.

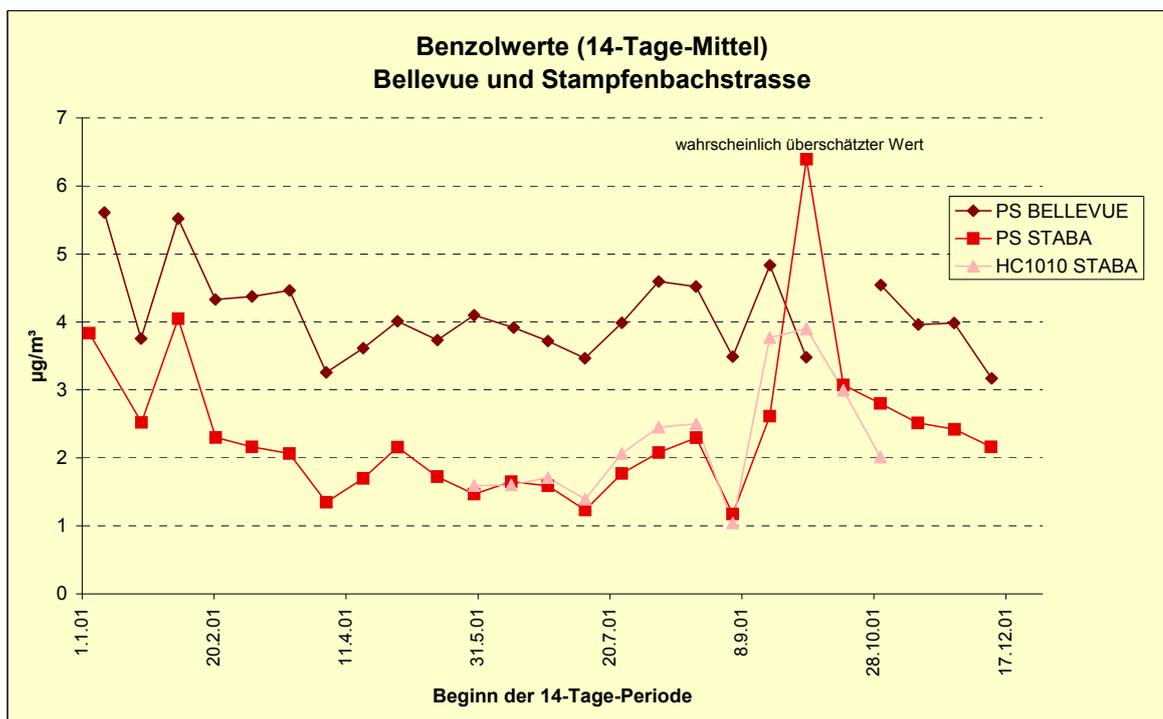


Abb. 3 14-Tage-Mittelwerte aus dem Jahr 2001 von Passivsammlern und HC1010 (Gaschromatograph) im Vergleich.

In Abb. 4 ist die gute Korrelation ($r^2 = 0.8221$) von Kohlenmonoxid und Benzol dargestellt. Die Messwerte stammen von der Stampfenbachstrasse aus der Periode zwischen dem 6. Juni 2001 und dem 12. November 2001.

Da die Tagesmittelwerte von Kohlenmonoxid und Benzol gut korrelieren, lässt sich das Benzolperiodenmittel von Benzol mit Hilfe der Verhältnisses CO/Benzol aus dem Jahresmittelwert CO hochrechnen. Dieser Wert kann als zusätzliche Sicherheit neben dem Passivsammlerwert genutzt werden.

Tab. 5 Hochrechnung des Benzolperiodenmittels mit Hilfe des CO-Jahresmittels und der Korrelation zwischen CO und Benzol.

Schadstoff	Periodenmittel 6.6.01 11:00 – 12.11.01 24:00 [µg/m³]	Jahresmittel [µg/m³]
CO	643	661
Benzol	2.3	2.4 (hochgerechnet)

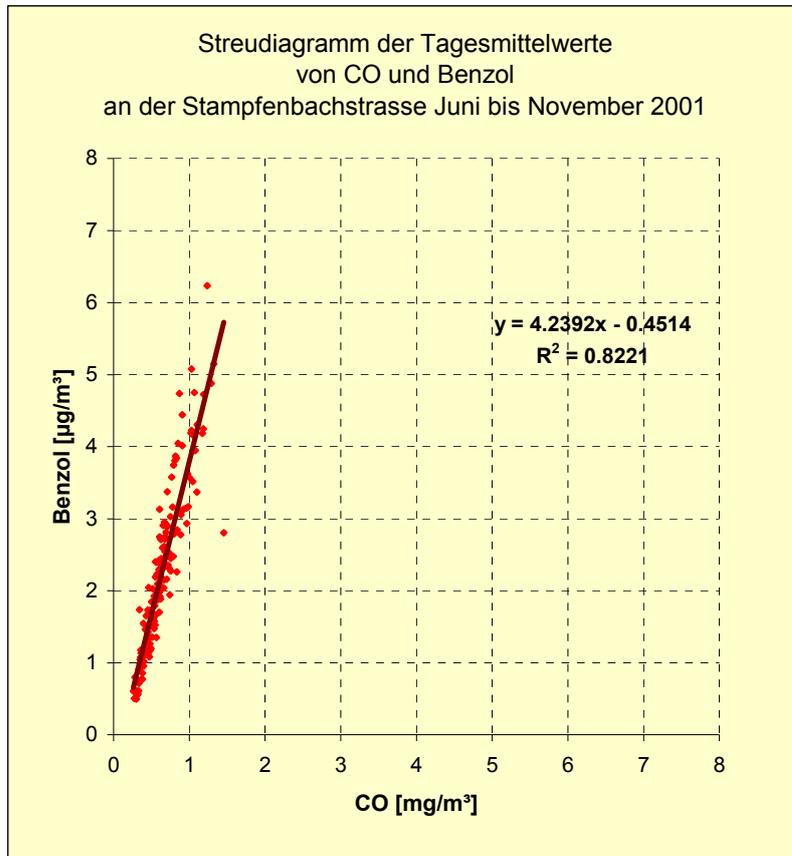


Abb. 4 Korrelation von CO und Benzol in der Periode Juni 2001 bis November 2001.

5.4 Vergleich Benzolbelastung 2001 und vor fünf Jahren

Im Vergleich zu Mitte der Neunzigerjahre kann eine deutliche Verringerung der Benzolbelastung festgestellt werden. Betrachtet man die Jahresmittelwerte gingen die Belastungen seit 1995/96 um etwa 50 % zurück. Dies ist auf die verbesserte Katalysatorteknik der Fahrzeuge, aber auch auf die Reduzierung des Benzolgehaltes im Benzin zurückzuführen.

Tab. 6 Periodenmittelwerte von Benzolmessungen an der Stampfenbachstrasse und dem Bellevueplatz aus dem Jahre 94/95 resp. 95/96. Im Vergleich dazu die Mittelwerte der VOC-Passivsammler an den gleichen Messorten während der entsprechenden Perioden aus dem Jahr 2001.

	8.11.94 – 26.1.95 resp. 8.8.95 – 18.1.96	entsprechende Perioden 2001	Abnahme
STABA	5.1 µg/m³	2.7 µg/m³	47 %
BELLEVUE	10.5 µg/m³	4.1 µg/m³	61 %
	hochgerechneter Jahresmittelwert[3]	Jahresmittelwert	hochgerechnete Abnahme
STABA	4.7	2.4	51 %
BELLEVUE	8.0	4.1	49 %

5.5 Benzolmissions-Prognosen für 2010

Über 2/3 der Benzolemissionen stammen aus Personenwagen, und über 90% der gesamten Benzolemissionen werden innerorts emittiert. An den Benzolmissions-Karten in Abb. 5 ist dieser Umstand gut zu erkennen auch wenn die Immissionsmodellierung die mit Passivsammlern gemessenen Belastungen nicht immer ganz korrekt widerspiegelt (Bsp.: Bellevue mit einer Benzolkonzentration von $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ müsste rot erscheinen). Dennoch sind die erhöhten Konzentrationen entlang der Hauptverkehrsachsen gut zu erkennen. Benzol ist nicht nur kanzerogen, sondern es ist auch als Vorläufer von Ozon und sekundären Aerosolen von Bedeutung.

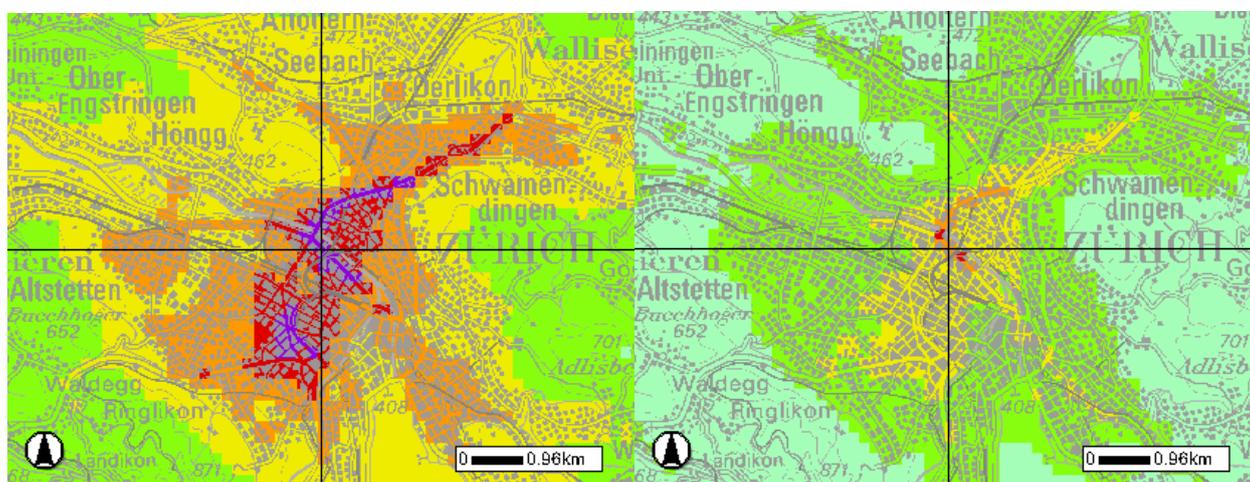


Abb. 5 Über 90% der gesamten Benzolemissionen werden innerorts emittiert – Hauptverursacher sind die benzinbetriebenen Personenwagen (Quelle: BUWAL Interaktive Karte zu Benzolmissions).

6 PAH-Messungen in der Stadt Zürich

Daten von PAH- resp. BaP-Belastungen in der Stadt Zürich wurden bereits vor dreissig Jahren erhoben. Ab Mitte der Neunzigerjahre wurden mit PAS und Auswertung von HiVol-Filtern wieder PAH erfasst.

6.1 „Historische“ Immissionsmessungen (BaP und Schwebestaub)

Schwebestaubmessungen und Benzo[a]pyren-Bestimmungen wurden bereits 1971/72 an sechs Messstellen in der Stadt Zürich durchgeführt [4]. Die Messungen dauerten von Januar 1971 bis Ende Dezember 1972. Sechs Messstellen wurden eingerichtet, wobei von der Messstelle Uetliberg erst ab September 1971 Messwerte vorhanden sind. In den Monaten Januar, Februar und März 1971 erfolgten zeitweise Unterbrechungen der Messungen (Lärmimmissionen der LIB-Staubmessgeräte). Ab Mai 1972 wurde das Messprogramm reduziert. In Tab. 7 sind die Jahresmittelwerte der beiden Jahre angegeben, sie sind jedoch unter den oben erwähnten Einschränkungen zu betrachten.

Tab. 7 Messungen von Schwebestaub und Benzo[a]pyren aus den Jahren 1971/72.

Messstelle	Schwebestaubkonzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		Benzo[a]pyrenkonzentration [ng/m^3]	
	1971	1972	1971	1972
Escher Wyss	119	109	5.0	4.0
I Paradeplatz	153	146	5.5	4.3
II Albisrieden	169	160	7.1	6.0
I Untere Zäune	115	108	6.2	5.0
II Triemli	96	94	3.7	3.6
Uetliberg	-	-	ca.1.8	1.5

Betrachtet man die jedoch die unterbrechungsfreie Periode Mai 1971 bis April 1972 ergeben sich beim TSP mit bis zu $173 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und beim BaP bis zu $7.4 \text{ng}/\text{m}^3$ sehr hohe Belastungen im Jahresmittel.

Tab. 8 Unterbruchsfreie Periodenmittelwerte von Schwebestaub- und BaP-Messungen aus den Siebzigerjahren.

Messstelle	Mai 71 bis April 72	
	Schwebestaub [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	BaP [ng/m^3]
Escher Wyss	122	5.1
I Paradeplatz	150	5.6
II Albisrieden	173	7.4
I Untere Zäune	119	6.4
II Triemli	96	4.4

6.2 PAH-Messungen 1994-1995

Während der Messkampagne 94/95 wurde ein Photoelektrischer Aerosolsensor (PAS) zum Erfassen der partikelgebundenen polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PPAH) eingesetzt. Sein Messprinzip beruht auf der Photoionisation der oberflächenangelagerten PAH (Bestrahlung des Aerosols mit UV-Licht und Messung der dadurch aufgeladenen Partikel als Ionenstrom). Das Verfahren erlaubt schnelle und empfindliche Echtzeitmessungen, liefert aber lediglich ein Summensignal für die teilchengebundenen PPAH. Das PAS-Signal ist proportional zur Ladungsdichte im Aerosolstrom und kann über eine Kalibrierung mit chemisch-analytischen Methoden als PPAH-Massenkonzentration interpretiert werden. Dieser Zusammenhang gilt nur für Belastungssituationen mit einem ähnlichen PPAH-Profil. Die eingesetzten PPAH-Sensoren waren für Immissionsmessungen in städtischer Strassenluft kalibriert. Dazu fanden Vergleichsmessungen u. a. auch an der Stampfenbachstrasse statt [5].

Parallelmessungen ergaben jedoch grosse Diskrepanzen zwischen den Messwerten kalibrierter PAS und der Summenkonzentration der auf Filtern gesammelten PPAH-Fraktion ([6], [7]). Es war deshalb nicht möglich, mit genügender Zuverlässigkeit von den PAS-Messresultaten auf die PPAH-Gesamtkonzentration zu schliessen oder die Belastung durch interessierende Leit schadstoffe genügend genau abzuschätzen. Die im Folgenden angegebenen Jahresmittelwerte der PPAH-Konzentrationen sind deshalb lediglich als "Belastungsindex" zu betrachten. Um direkte Vergleiche mit den Ergebnissen andernorts durchgeführter PAS-Messungen zu ermöglichen, wurde die Dimension ng/m^3 jedoch beibehalten (dies entspricht der Geräteanzeige).

Tab. 9 Jahresmittelwerte von partikelgebundenen polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PPAH). Diese Werte sind lediglich als „Belastungsindex“ im Vergleich mit andern PAS-Messungen zu betrachten.

Messort	Jahresmittelwert PPAH 94/95 [ng/m^3]
Wohnzone	
Eichbühlstrasse	25
SchulhausHeubeeribüel	11
Grosswiesenstrasse	12
Birchstrasse	18
Wohnzone mit direkter Verkehrsexposition	
Rosengartenstrasse	64
Tulpenstrasse	58
Forchstrasse	30
Verkehrsreicher Platz	
Bellevue	46
Franklinstrasse	29

Die höchsten PPAH-Werte traten in Strassenräumen mit hohem Verkehrsaufkommen auf, während in abgelegeneren Wohngebieten bis zu sechsfach tiefere Mittelwerte gemessen wurden. Diese Unterschiede könnten teilweise mit der Alterung des Aerosols zusammenhängen (Abschwächung des PAS-Signals durch Partikelummantelung während längerer Verweildauer in der Atmosphäre [5]. Vergleicht man im Einzelnen die Messstellensituation mit den Messwerten, so ergeben sich jedoch insgesamt plausible relative Belastungswerte.

Eine eindeutige Beziehung zu PPAH-Konzentrationen bzw. Anteilen von Leitstoffen wie BaP kann, wie eingangs erwähnt, zurzeit nicht hergestellt werden. Eine Abschätzung der gesundheitlichen Relevanz über eine Dosis-Risiko-Funktion [8] ist deshalb nicht eindeutig möglich.

6.3 PAH-Messungen 1996/1997

An der Stampfenbachstrasse fanden in der Periode Juli 1996 bis Ende Mai 1997 PAH-Messungen mit einem PAS statt. Das PAH-Summensignal wird in der Abb. 6 dem Stickoxidwert gegenübergestellt. Phasenweise stimmen die beiden Parameter gut überein, jedoch driften sie immer wieder auseinander.

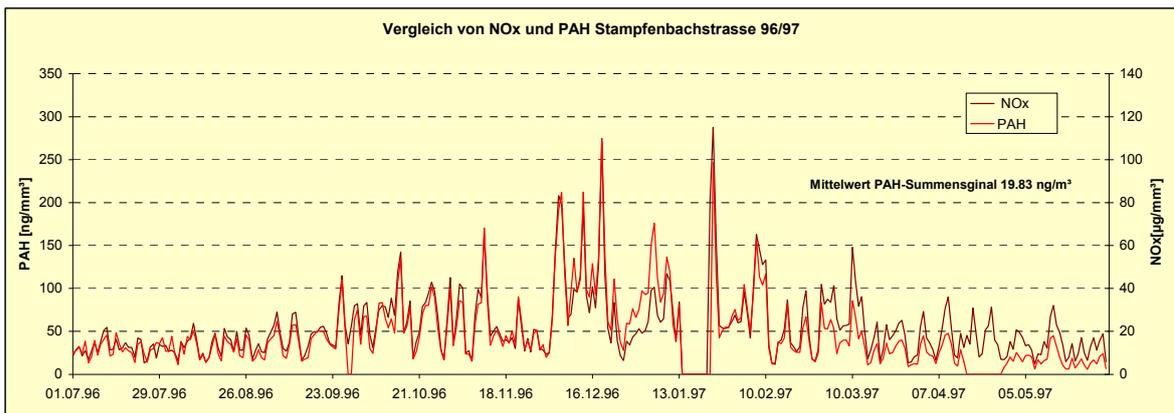


Abb. 6 Gegenüberstellung des PAH-Summensignals mit dem NOx-Wert an der Stampfenbachstrasse.

6.4 PAH-Messungen 1998/1999

In den Jahren 1997 bis 1999 wurden in Wiedikon, mit einem HiVol-Sampler, diverse einzelne PAH-Messungen durchgeführt. Ab dem Juli 98 sind die vorhandenen Werte der Messstation Schimmelstrasse den Werten der Messstation Kaserne des NABEL gegenübergestellt.

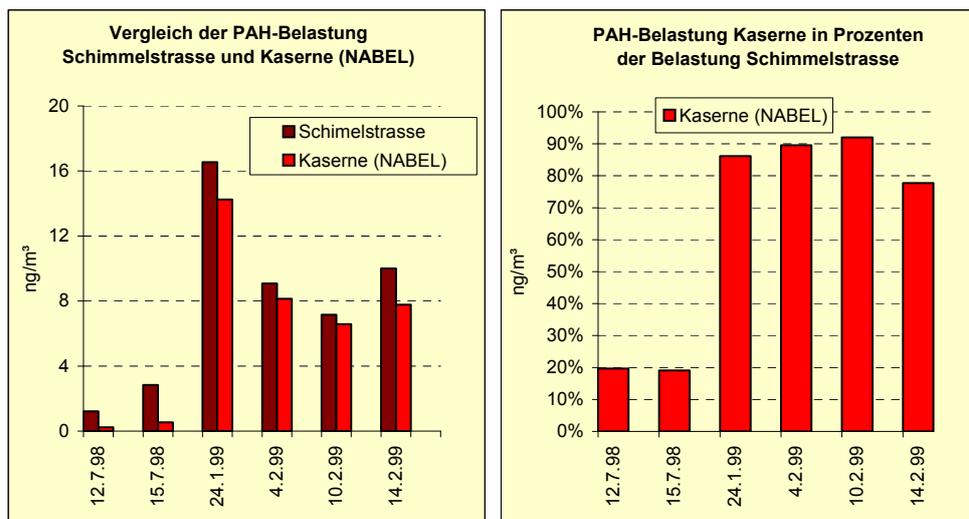


Abb. 7 Vergleich der PAH-Summenparametern von der Messstation Schimmelstrasse und der NABEL-Station Zürich Kaserne.

Die durchwegs höheren PAH-Werte ergeben sich infolge der verkehrsexponierten Lage der Messstation Schimmelstrasse an der Westtangente. Die grossen Konzentrationsunterschiede von 1998 zwischen der Schimmelstrasse und Kaserne stehen hervor. Es fällt ausserdem auf, dass die Belastung an der Kaserne zweimal ziemlich genau 20 % derjenigen der Schimmelstrasse erreicht.

An der Schimmelstrasse sind die Konzentrationen der meisten PAH erwartungsgemäss höher als an der Kaserne mit der Ausnahme von Benzo[b]fluoranthen Benzo[k]fluoranthen, die trotz niedrigerer Durchschnittsbelastungen höhere oder gleich hohe Konzentrationen aufweisen (Abb. 8).

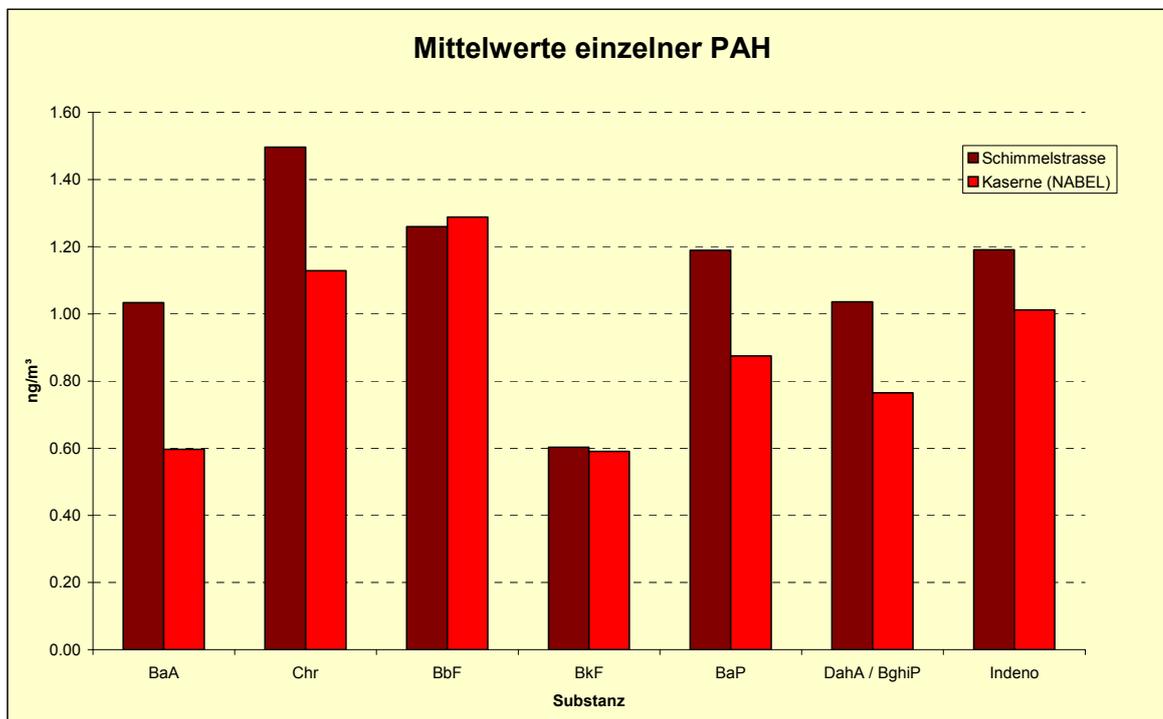


Abb. 8 Mittelwerte der einzelnen PAH aus sechs Messungen von 1998/1999.

6.5 PAH-Parallelmessungen mit PAS in Wiedikon 1999

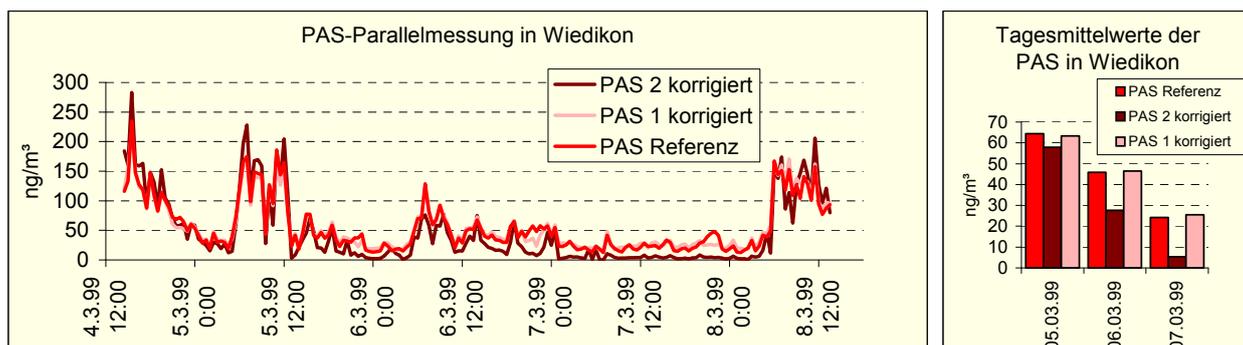


Abb. 9 Grafische Darstellung der Parallelmessung von PAH mittels PAS in Wiedikon. Links die 30-Minuten-Mittelwerte und rechts die Tagesmittelwerte.

Im März 1999 wurde in Wiedikon eine Parallelmessung mit drei PAS durchgeführt. Ein PAS diente dabei als Referenz. Die Werte von PAS 1 und PAS 2 sind bereits mit einem Korrekturfaktor versehen. Die Tagesmittelwerte zeigen recht grosse Unterschiede zwischen den drei PAS. Während das PAS 2 mit Referenzgerät vergleichbare Werte liefert, driften die Werte des PAS 1 innerhalb der drei Tage stark.

6.6 PAH – Messungen 2000/2001

Vom Juli 2000 bis Juni 2001 wurden an der Stampfenbachstrasse monatlich mit einem HiVol-Gerät sieben PM2.5-Proben gesammelt. Die Probensammeltage waren, wenn möglich der 4. 8. 12. 16. 20. 24. 28 jedes Monats, so dass an jedem Wochentag eine Probe gesammelt wurde. Aus den exponierten Filtern eines Monats wurden Rondellen gestanzt und analysiert. Die daraus resultierten Monatsmittelwerte sind in Tab. 10 dargestellt.

Die aufgeführten sieben Substanzen sind Teil eines „Cocktails“ von 16 PAH, welche die EPA auf Grund ihrer möglichen kanzerogenen Wirkung zusammengestellt hat. Der „Leitschadstoff“ der Mischung ist Benzo[a]pyren und wird in den folgenden Abbildungen gestrichelt dargestellt und dient zur Krebsrisikoberechnung mit der Unit-Risk-Methode. Die Separierung des Dibenz[ah]anthracen-Peaks gelang nicht optimal. Deshalb sind die zwei Substanzen Dibenz[ah]anthracen und Benzo[ghi]perylen (DahA/BghiP) als Summenparameter angegeben.

Tab. 10 Tabellarische Aufstellung der Monatsmittel aller untersuchten PAH.

Messperiode	BaA ng/m ³	Chr ng/m ³	BbF ng/m ³	BkF ng/m ³	BaP ng/m ³	DahA / BghiP ng/m ³	Indeno ng/m ³	Summe ng/m ³
Jul. 2000	0.05	0.12	0.16	0.07	0.07	0.18	0.12	0.78
Aug. 2000	0.05	0.08	0.14	0.05	0.05	0.21	0.09	0.67
Sep. 2000	0.10	0.16	0.30	0.15	0.14	0.41	0.21	1.48
Okt. 2000	0.28	0.37	0.72	0.34	0.40	0.75	0.53	3.39
Nov. 2000	0.67	0.79	1.25	0.53	0.64	1.07	0.87	5.83
Dez. 2000	0.64	1.01	1.43	0.66	0.73	1.25	1.12	6.85
Jan. 2001	0.49	0.80	0.72	0.28	0.48	0.66	0.61	4.05
Feb. 2001	0.45	0.83	1.02	0.50	0.49	0.83	0.54	4.67
Mrz. 2001	0.27	0.44	0.76	0.34	0.33	0.68	0.55	3.38
Apr. 2001	0.11	0.19	0.30	0.15	0.11	0.28	0.21	1.35
Mai. 2001	0.05	0.08	0.17	0.07	0.07	0.19	0.13	0.76
Jun. 2001	0.03	0.08	0.20	0.06	0.05	0.15	0.18	0.75
Juli 2000 bis Juni 2001	0.27	0.41	0.60	0.27	0.30	0.56	0.43	2.83

Benz[a]anthracen (BaA)	Benzo[k]fluoranthen (BbF)	Benzo[a]pyren (BaP)	Indeno[1,2,3-cd]pyren (Indeno)
Chrysen (Chr)	Benzo[b]fluoranthen (BkF)	Dibenz[ah]anthracen/Benzo[ghi]perylen (DahA/BghiP)	

Die PAH-Belastung schwanken saisonal stark. Im Dezember 2000 erreichte der Monatsmittelwert des Summensignals der sieben aufgeführten PAH einen Wert um 7 ng/m³, während in den Sommermonaten der Wert unter 1 ng/m³ abfiel (Abb. 10).

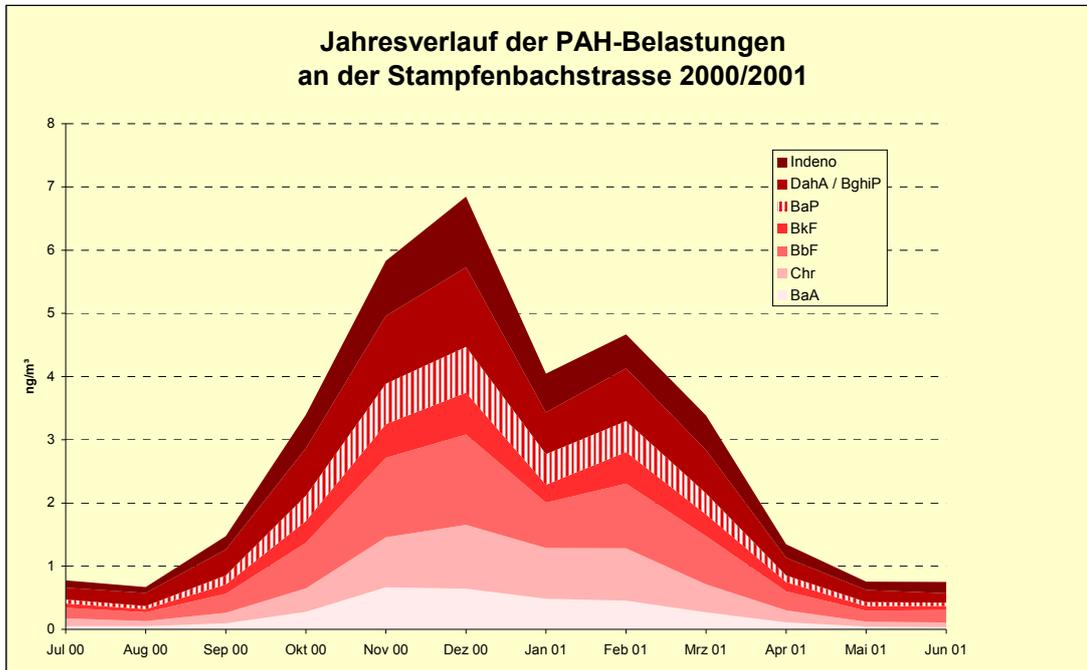


Abb. 10 Jahreszeitliche Schwankungen der PAH-Belastungen an der Stampfenbachstrasse
 Indeno: Indeno[1,2,3-cd]pyren, DahA/BghiP: Dibenz[ah]anthracen/Benzo[ghi]perylen, BaP: Benzo[a]pyren, BkF Benzo[k]fluoranthen, BbF: Benzo[b]fluoranthen, Chr: Chrysen, BaA: Benz[a]anthracen.

In den Sommermonaten sinken die Werte von Benz[a]anthracen, Chrysen und Benzo[a]pyren anteilmässig an der PAH-Gesamtbelastung deutlich ab. Dies deutet auf eine teilweise Verflüchtigung dieser Stoffe hin. Die Angaben über die Dampfdrücke der „PAH-Zusammenstellung“ in Tab. 11 zeigen für BaP und BaA die niedrigsten Dampfdruckwerte und unterstützen diese Annahme.

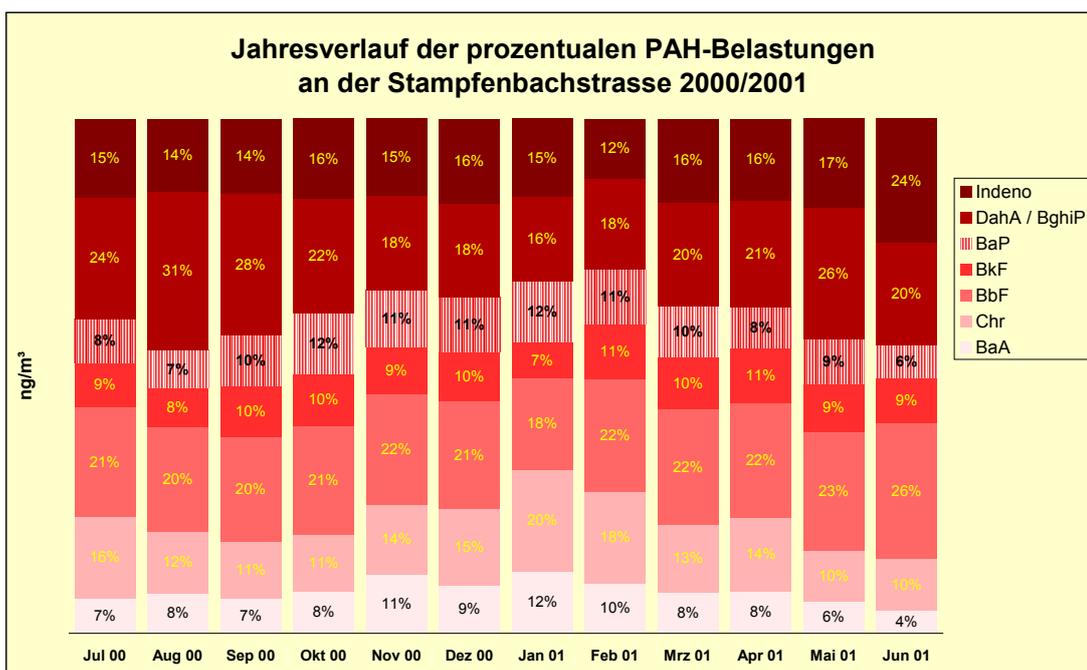


Abb. 11 Prozentuale Verteilung der einzelnen PAH auf die Summenbelastung innerhalb von zwölf Monaten.

Tab. 11 Dampfdrücke der sieben PAH bei 25 °C.

Substanz	Dampfdruck bei 25 °C	Substanz	Dampfdruck bei 25 °C
Benz[a]anthracen (BaA)	2.5×10^{-6}	Benzo[k]fluoranthen (BbF)	6.7×10^{-7}
Benzo[a]pyren (BaP)	7.0×10^{-5}	Chrysen (Chr)	k. A.
Benzo[b]fluoranthen (BkF)	6.7×10^{-7}	Dibenz[ah]anthracen (DahA)	1.3×10^{-8}
Benzo[ghi]perylen (BghiP)	k. A.	Indeno[1,2,3-cd]pyren	1.3×10^{-10}

7 Russmessungen in der Stadt Zürich

Mit der Einführung des kontinuierlichen Staubmessgerätes FH 62 I-R der Firma ESM Anderson Instruments, bestand ab 1999 die Möglichkeit, mit dem installierten Russmesskopf EC-Werte zu generieren. Die EC-Werte werden mit der coulometrischen Kohlenstoffbestimmung von HiVol-Filtern extern kalibriert.

Jahresmittelwerte liegen an der Stampfenbachstrasse seit dem Jahr 2000 vor, während an der Schimmelstrasse seit 2001 gültige Jahresmittel vorhanden sind. Von der Messkampagne 1999/2000 liegt zusätzlich ein EC-Mittelwert der Periode vom 1 Juli 1999 bis zum 30. Juni 2000 vor. Die EC-Jahresmittel an der Stampfenbachstrasse sind in den drei letzten Jahren um ca.8 % zurückgegangen. Die Werktage (Mo – Fr) verzeichnen dabei eine grössere Abnahme, als die Wochenendtage.

Tab. 12 Jahresmittel der EC-Werte an der Stampfenbachstrasse und Schimmelstrasse (Bhf. Wiedikon).

	Stampfenbachstrasse [µg/m³]	Schimmelstrasse (Bhf. Wiedikon) [µg/m³]
2000	3.2	
2001	3.1	4.8
2002	3.0	4.7

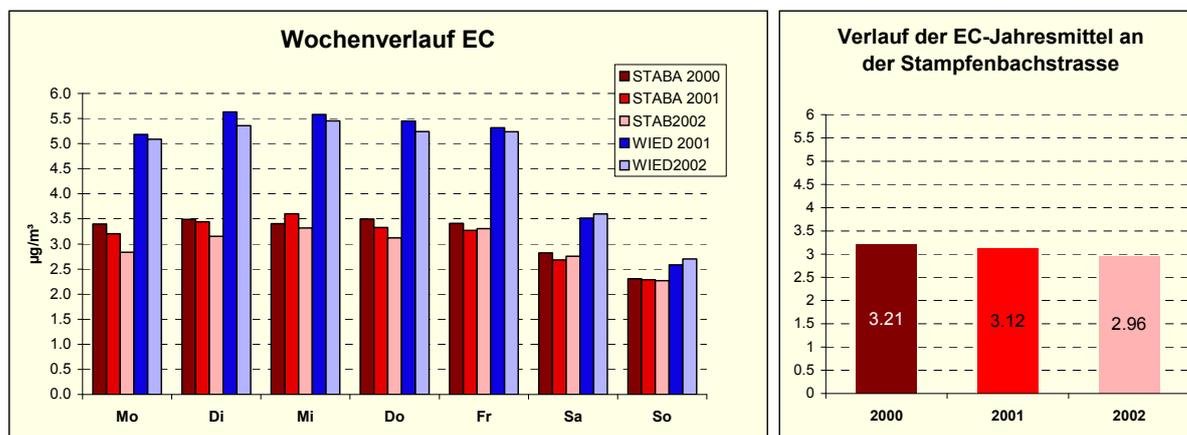


Abb. 12 Zeitliche Entwicklung der EC-Tagesbelastungen an der Messstation Stampfenbachstrasse und Bahnhof Wiedikon und der Verlauf der EC-Jahresmittelwerte der letzten drei Jahre.

Gut zu erkennen sind die verschiedenen Expositionstypen der Stationen Stampfenbachstrasse und Wiedikon Schimmelstrasse (Abb. 12). Während in Wiedikon die Konzentrationen über das Wochenende etwa um 40 Prozent abfallen, vermindern sie sich an der Stampfenbachstrasse um etwa 20 Prozent. Dies ist die Folge des hohen Transitverkehrsanteils (Schwerverkehr) an der Station Wiedikon, welcher über das Wochenende stark nachlässt. Die durchschnittlichen EC-Konzentrationen betragen an der Stampfenbachstrasse 3 µg/m³, während es an der stärker belasteten Station in Wiedikon 4.7 µg/m³ sind.

8 Auswirkungen der kanzerogenen Luftschadstoffe

An der Entstehung von Krebskrankheiten ist meistens nicht nur ein Faktor beteiligt, sondern verschiedene Faktoren wirken zusammen. Die einzelnen Faktoren beeinflussen sich gegenseitig. Wenn auch alle Risikofaktoren bekannt wären, könnten sie als Folge dieser gegenseitigen Beeinflussung nicht einfach addiert werden. Dadurch wird die Bestimmung des Anteils einer Krankheit in der Bevölkerung, die ausschliesslich einem Risikofaktor zugeschrieben werden kann, sehr schwierig. Besonders gilt dies für die Bestimmung des Risikoanteils der Luftbelastung, der im Vergleich zu andern Risikofaktoren klein ist.

8.1 Unit-Risk-Konzept

Das Unit-Risk-Konzept dient einer quantitativen Risikoabschätzung im umweltbezogenen Gesundheitsschutz. Es beschreibt das Lebenszeitrisiko bei einer lebenslänglich konstanten Exposition ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (resp. $1 \mu\text{g}/\text{l}$) über 70 Jahre). Beim Unit-Risk-Konzept wird von einer linearen Dosis–Risiko-Funktion ausgegangen, das heisst Lebenszeitrisiken sind proportional zur Expositionshöhe und -dauer. Dies ist vor allem in den wichtigen Bereichen um den Nullpunkt kritisch. In einer Publikation der EPA von 1990 steht denn auch die kritische Bemerkung, dass das grösste Fehlerpotential beim Schätzen des Krebsrisikos vom Unit-Risk ausgeht [9].

Bei der Ableitung des Unit-Risk aus tierexperimentellen Daten ergeben sich Unsicherheiten durch Extrapolation von hohen zu niedrigen Dosen und durch die Übertragung dieser Resultate auf den Menschen. Auch bei der Ableitung von epidemiologischen Daten resultieren Unsicherheiten dadurch, dass die tatsächlichen Expositionen schwierig zu schätzen sind [13]. Das Unit-Risk gilt jedoch als konservativer Wert, unter dem wahrscheinlich das tatsächliche Risiko liegt.

Ein Beispiel:

Wenn der Unit-Risk-Wert eines Stoffes den Wert $1.5 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$ besitzt, wird erwartet, dass 1.5 von 1'000'000 Leute, wenn sie lebenslang täglich einer Dosis von $1 \mu\text{g}$ dieser Substanz in einem Kubikmeter Atemluft ausgesetzt sind, einen Tumor entwickeln (lebenslang = 70 Jahre).

Infolge der zuvor erwähnten Unsicherheiten, variieren die U.R. je nach Organisation, welche den Schätzwert ermittelt hat (EPA, WHO, LAI, ...), zum Teil stark. Besonders grosse Unsicherheiten bestehen bei Dieselruß. Eine reelle Abschätzung des Krebsrisikos ist somit nur bedingt möglich, doch ermöglicht dieses Konzept sicher eine Einordnung dieses aufgezwungenen Risikos, welche von kanzerogenen Luftschadstoffen ausgeht, im Vergleich zu eher beeinflussbaren Risikos, wie Rauchen eines darstellt.

8.2 Regelung der kanzerogenen Luftschadstoffe in der Schweiz

Krebserregende Stoffe, wie Benzol gehören in die Klasse 1. Für diese Stoffe sind keine Schwellen nachgewiesen worden, unterhalb derer keine Gefahr für die Gesundheit besteht. Immissionen krebserregender Substanzen sind deshalb schädlich und lästig im Sinn von Artikel 11, Absatz 3 des Umweltschutzgesetzes [10] anzusehen. Die Immissionen solcher Schadstoffe müssen daher reduziert werden. Um dieses Ziel in der Praxis zu erreichen, erarbeiten der Bund,

die Kantone und Gemeinden dazu Massnahmenpläne. Auf Bundesebene sind etwa die Lenkungsabgabe für VOC oder die LSVA zu nennen.

Um in der Praxis entscheiden zu können, welches Risiko der Schweizer Bevölkerung zugemutet werden darf, müssen die recht unscharf definierten Begriffe „schädlich“ und „lästig“ genauer definiert werden können. Beispielsweise ist der verfassungsmässige Schutzanspruch der Bevölkerung vor Benzolbelastungen laut BUWAL [11] in einem Rechtsgutachten abgeklärt worden. Dieses kommt zu Schluss, dass der Schutzanspruch gegenüber Benzol bei einem Krebsfall pro zehn Jahren gewährleistet sei.

8.3 Regelung der kanzerogenen Luftschadstoffe in Deutschland

In Deutschland wird das Problem der kanzerogenen Luftschadstoffe mit Hilfe von Grenzwerten geregelt. Um dieses Problem für den Gesetzgeber behandelbar zu machen, schlägt der Länderausschuss für Immissionsschutz ein so genanntes "akzeptables Krebsrisiko von 1 Krebsfall pro 2'500 Einwohner" vor. Ein darüber hinausgehendes Krebsrisiko solle durch die Umweltgesetzgebung verhindert werden. Aus diesem Risikowert leitet der Länderausschuss für Immissionsschutz Vorschläge für Grenzwerte z.B. für Benzol und Dieselrußpartikel in Höhe von 2,5 µg/m³ bzw. 1,5 µg/m³ ab. Diese Vorschläge sind jedoch nicht rechtsverbindlich. In Deutschland gilt seit dem Jahr 2000 der Bewertungswert von 5 µg/m³ für Benzol und ein Prüfwert (nach 23. BImSchV) von 8 µg/m³ für Russ (EC).

Der folgenden Tabelle ist zu entnehmen, welche Konzentrationen zu welchen Gesamtrisiken führen, wenn man lebenslang ihnen in bestimmten Konzentrationen ausgesetzt ist. Diesen Zahlen liegt das Modell des LAI zu Grunde, welches mit der Rahmenbedingung eines bestimmten Gesamtrisikos die Gefahrenpotentiale einer Vielzahl von krebserregenden Substanzen berücksichtigt.

Tab. 13 Bewertungsmassstäbe für bestimmte krebserregende Stoffe bei unterschiedlichem Gesamtrisiko.

Stoff	Gesamtrisiko			Einheit
	1:1'000	1:2'500	1:5'000	
Arsen	13	5	2,5	ng/m³
Asbest	220	88	44	Fasern/m³
Benzol	6,3	2,5	1,3	µg/m³
Cadmium	4,2	1,7	0,8	ng/m³
Dieselruß	2,8	1,1	0,6	µg/m³
PAK (BaP)	3,2	1,3	0,6	ng/m³
2,3,7,8-TCDD	39	16	7,8	fg/m³

8.4 Krebsrisiko durch Benzol

Wirkungsmechanismus von Benzol

Bei inhalativer Aufnahme folgt die Benzolresorption einer Sättigungskinetik, die durch den inhalativen Anteil bestimmt wird. Bei Beginn der Benzol-Exposition werden ca. 80 % des Benzols resorbiert. Im Gleichgewicht zwischen Inhalation und Exhalation liegt die Resorptionsrate zwischen 40 und 50 Prozent. Bei Exposition gegenüber Benzol in der Luft, ist

die dermale Aufnahme von Benzol praktisch ohne Bedeutung. Die chronische Exposition gegenüber Benzol führt zu einer Beeinflussung des hämatopoetischen Systems (Erythro-Leuko-, Thrombopoese). Expositionsdauer und –dosis sowie die Latenzperioden bis zum Auftreten hämatotoxischer Effekte sind nicht eindeutig quantifizierbar. Leukämien traten nach einer Expositionsdauer von 1 ½ bis 15 Jahren und einer Latenzzeit von bis zu 12 Jahren auf (bei hohen Konzentrationen 50 – 1'500 mg/m³). Durch kovalente Bindungen reaktiver Benzolmetaboliten an die Zellkern-DNA können biologisch stabile Schäden in somatischen Zellen gesetzt werden. Punktmutationen sowie chromosomale Deletionen, Inversionen oder Translokationen können ebenfalls bei Benzol-Exposition auftreten und zur Tumorentstehung beitragen.

Effekte, welche Benzol im exponierten Organismus bewirkt: DNA-Adduktbildung, cytotoxischer Schaden an teildifferenzierten Knochenmarkszellen, Immuntoxizität, Deletion oder Translokation von Chromosomenbruchstücken.

Unit-Risk-Werte für Benzol

Beim Unit-Risk-Verfahren wird von einer linearen Dosis–Risiko-Funktion ausgegangen, was vor allem in den wichtigen Bereichen um den Nullpunkt kritisch ist. Deshalb variieren die Unit-Risk, je nach Organisation, welche den Schätzwert ermittelt (EPA, WHO, LAI, ...) hat, zum Teil stark. In der folgenden Tabelle sind Unit-Risk-Werte von verschiedenen Organisationen für Benzol aufgeführt.

Tab. 14 Auflistung von Unit-Risks für Benzol verschiedener Organisationen. ¹⁾ Empfohlen bzw. Zielwert für 2.5 µg/m³, zur Begrenzung des Gesamtrisikos durch krebserzeugende Luftschadstoffe auf 1:2'500.

Organisation	Unit-Risk [1/(µg/m³)]
Landesumweltamt NRW	9 x 10 ⁻⁶
EPA	2.2 x 10 ⁻⁶ , 7.8 x 10 ⁻⁶
EG	6 x 10 ⁻⁶
WHO	4 x 10 ⁻⁶
Deutschland, LAI	6 x 10 ⁻⁶ , 9 x 10 ⁻⁶ ¹⁾

Krebsrisiko durch Benzol in der Aussenluft der Stadt Zürich

Zur Risikobewertung von Benzol in der Stadtzürcher Luft wurde ein Unit-Risk-Wert von 6 x 10⁻⁶ angenommen. Dieser entspricht einem mittleren Schätzwert der folgenden Tabelle.

Tab. 15 Krebsfälle in 70 Jahren bei stetiger Exposition gegenüber der entsprechenden Konzentration. Die fettgedruckten Situationen entsprechen einer durchschnittlichen Stadtzürcher Belastung und können auf die Gesamtbevölkerung angewendet werden.

Jahr	Messort	Jahresmittelwert Benzol [µg/m³]	Bevölkerungszahl	Krebsfälle in 70 Jahren wenn die ganze Bevölkerung dieser Belastung ausgesetzt wäre
2001	STABA	2.4	362042	5.1
2001	Bellevue	4.2	362042	9.1
1994 –1996	STABA	4.1	361000	8.8
1994 –1996	Bellevue	8.00	361000	17.3

Lebensgewohnheiten und Benzol Zufuhr

Die durchschnittliche persönliche Benzol-Exposition scheint höher zu sein, als dies auf Grund von Aussenluft Messungen anzunehmen ist [11], denn der Benzolgehalt in der Aussenluft ist nur ein Teil der gesamten inhalativen Zufuhr an Benzol. Persönliche Gewohnheiten, wie Rauchen, Autofahren, aber auch die Wohnsituation liefern die grösseren Anteile an der Gesamtbenzolbelastung, als die reine Aussenluftexposition. Beispielsweise wird beim Abbrennen einer Zigarette 10-100 µg Benzol frei. Gemäss dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen wird bei einem täglichen Konsum von 20 Zigaretten die tägliche Benzol-Aufnahme auf 400 µg geschätzt [14].

Das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen [15] hat zudem Berechnungen angestellt, wie hoch die tägliche Zufuhr an Benzol ist. Inhalation als Hauptaufnahmepfad ist anhand der Tab. 16 gut zu erkennen. Die orale Zufuhr spielt normaler Weise eine zu vernachlässigende Rolle. Je nach Lebensgewohnheiten schwankt der Belastungsanteil von Benzol aus der Aussenluft von 1 % bis maximal 33 %. Bei einem Raucher kann, gemäss diesen Berechnungen, der Benzol-Belastungsanteil durch die Aussenluft auch bei ungünstigsten Annahmen nicht über 10 % der Gesamtbelastung ansteigen.

Tab. 16 Inhalative und orale Zufuhr von Benzol pro Tag bei verschiedenen Expositionsarten.

Inhalative Zufuhr von Benzol [µg / Tag]			
Aussenluft	< 2 - 60		
Innenraum	150	Zufuhr Raucher	Anteil Aussenluft
Autofahren	25-100	ca. 600 -720	< 1 % bis 10 %
Tabakrauch	400	Zufuhr Nichtraucher	Anteil Aussenluft
Passivrauchen	7	ca.180 - 320	1 % bis 33 %
Orale Zufuhr von Benzol [µg / Tag]			
Trinkwasser	< 1		
Nahrung	< 1		

Neben dem Rauchen und dem eigentlichen Autofahren gehören auch der Aufenthalt in Garagen, Autoabstellplätzen oder Tankstellen zu den Faktoren, welche die persönliche Benzol-Exposition erheblich erhöhen können.

Risikobeurteilung der Benzolbelastung in der Schweiz durch das BAFU

Die heutige durchschnittliche Benzolbelastung in der Schweiz verursacht ein Leukämie-Risiko für die Bevölkerung von 2 Fällen pro Jahr [11]. Laut einem Rechtsgutachten ist der Schutzanspruch der Bevölkerung jedoch grösser. Der USG-konforme Schutzanspruch liegt bei einem Fall in zehn Jahren. Somit liegt das momentane, vom Benzol ausgehende Risiko, auf Grund der durchschnittlichen Schweizer Luftbelastung, rund 20 Mal über dem, von der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene als verfassungskonform erachtetes Risiko.

8.5 Krebsrisiko durch PAH

Wirkungsmechanismus von PAH (BaP)

Bereits 1775 berichtete Percival Pott über die ungewöhnlich hohe Inzidenz des Scrotumkrebses bei Londoner Schornsteinfegern. Den ursächlichen Zusammenhang sah er in der Exposition gegenüber Russ und Asche. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde durch Tierexperimente die Kanzerogenität der PAH erwiesen. Studien mit Rauchern zeigten ein erhöhtes Risiko an Lungenkrebs zu erkranken.

Inhalierte PAH sind zudem überwiegend an Russpartikel absorbiert. Da diese meist klein sind gelangen sie bis in Alveolen. Etwa 50 Prozent der PAH werden wieder ausgeatmet. Die andere Hälfte wird, je nach Grösse des Partikels, bereits in den Bronchien oder entsprechend tiefer abgeschieden. Die PAH in den Bronchien werden innerhalb eines Tages zur Speiseröhre transportiert. Die PAH in den Alveolen besitzen eine lange Verweildauer (bis 500 Tage). Sie gehen kaum in Lösung und werden im Körper metabolisiert. Dabei kommt es zu einer eigentlichen „Giftung“. Das heisst, die PAH bedürfen die Aktivierung des mikrosomen-gebundenen Cytochrom P450-Enzymsystems, das eigentlich der Entgiftung im Körper dient, um ihre kanzerogene Wirkung zu entfalten. Bestimmend für die kanzerogene Potenz der PAH ist die Aktivität und Substratspezifität dieses Enzymsystems der verschiedenen Organe [16]. Deshalb ist die Kanzerogenität je nach PAH sehr verschieden, obwohl ihre Struktur ähnlich ist.

Unit-Risk-Werte für PAH (BaP)

In der folgenden Tabelle sind die Unit-Risk-Werte der acht Substanzen aufgeführt, welche während der PAH-Messungen (Kapitel 6) auf Seite 17 analysiert wurden. Das von den PAH als Luftschadstoff ausgehende Risiko wird jedoch nur durch ihre Leitsubstanz Benzo[a]pyren abgeschätzt.

Tab. 17 Unit-Risk-Werte der in Kapitel 6 erfassten PAH. (Quelle: OEHHA, 1993).

Substanz	Unit-Risk-Wert
Benz[a]anthracen (BaA)	1.10×10^{-4}
Chrysen (Chr)	1.10×10^{-5}
Benzo[k]fluoranthen (BbF)	1.10×10^{-4}
Benzo[b]fluoranthen (BkF)	1.10×10^{-4}
Benzo[a]pyren (BaP)	$1.10 \times 10^{-3} / 7 \times 10^{-2}$ (LAI)
Dibenz[ah]anthracen (DahA)	1.10×10^{-3}
Benzo[ghi]perylen (BghiP)	-
Indeno[1,2,3-cd]pyren (Indeno)	1.1×10^{-4}

Die gesundheitliche Relevanz der PAH-Immissionen wird hinsichtlich des Kanzerogenitätsrisikos durch den Vergleich mit dem Zielwert des LAI verdeutlicht (1.3 ng/m^3 bei einem Gesamtrisiko von 1:2'500). Der LAI schätzt, dass eine lebenslange Exposition gegenüber $1 \text{ } \mu\text{g BaP/m}^3$ etwa 7 Krebsfälle je 100 Exponierte (Unit-Risk) verursachen würde. Dies entspricht 7 Krebsfälle je 100'000 Exponierte bei einer Immission von 1 ng BaP/m^3 .

Krebsrisiko durch PAH (BaP) in der Aussenluft der Stadt Zürich

Die unterschiedlichen Unit-Risk-Werte des LAI, der WHO und des OEHHA führen in der Risikobewertung von PAH zu beachtlichen Differenzen. In der Tab. 19 werden für die Risikoberechnung der Wert des LAI und der Mittelwert benutzt.

Tab. 18 Unit-Risk Abschätzungen für Benzo[a]pyren von verschiedenen Organisationen.

Organisation	Unit-Risk [1/(µg/m³)]
OEHHA	1.1 x 10 ⁻³
LAI	7 x 10 ⁻²
WHO	9 x 10 ⁻²
EPA	-

Eine lebenslange Exposition gegenüber 0.30 ng/m³ Benzo[a]pyren, wie sie als Zwölf-Monatsmittel an Stampfenbachstrasse während der Messperiode 2000/2001 auftrat, würde etwa 2 Fälle je 100'000 lebenslang exponierte Personen bedeuten, das heisst, dass in der Stadt Zürich etwa 7 bis 8 Krebsfälle in 70 Jahren durch die Benzo[a]pyren-Belastung auftreten würden. An der Schimmelstrasse in Wiedikon wurden in den Jahren 1996 bis 1999 immer wieder vereinzelt PAH-Messungen mit Hivol-Geräten durchgeführt. Nimmt man den Mittelwert aus diesen Messungen von 0.83 ng/m³ als Grundlage, so erhält man, verglichen mit der Stampfenbachstrasse (2000/2001) ein etwa dreifaches Risiko an Krebs zu erkranken.

Berechnet man, als Vergleich jedoch, die Belastungen durch BaP aus den Siebzigerjahren, resultieren massiv höhere Risiken. Von Mai 1971 bis April 1972 lagen die BaP-Werte zwischen 4.35 ng/m³ (Triemli) und 7.38 ng/m³ (Albisrieden). Dies bedeutete ein Krebsrisiko für die Stadtzürcher Bevölkerung von etwa 130 bis 220 Krebserkrankungen in 70 Jahren resp. ca. zwei bis drei Krebsfälle pro Jahr, die allein durch BaP resp. BaP hervorgerufen wurden.

Tab. 19 Krebsfälle in 70 Jahren bei stetiger Exposition gegenüber der entsprechenden Konzentration. Die fettgedruckten Situationen entsprechen einer durchschnittlichen Stadtzürcher Belastung und können auf die Gesamtbevölkerung angewendet werden.

Messperiode	Messstelle	Jahresmittelwert BaP [ng/m ³]	Bevölkerungszahl	Krebsfälle in 70 Jahren wenn die ganze Bevölkerung dieser Konzentration ausgesetzt wäre
2000/2001	STABA	0.3	362'000	7.6 (LAI) , 6.2 (Mittelwert)
1996/1999*	WIED	0.8	360'000	20.9(LAI), 17 (Mittelwert)
1971/1972	Triemli	4.4	423'000	129 (LAI), 105 (Mittelwert)
1971/1972	Albisrieden	7.4	423'000	219 (LAI), 178 (Mittelwert)

8.6 Krebsrisiko durch EC

Wirkungsmechanismus von Dieselruss (EC)

Dieselrusspartikel haben kleine aerodynamische Durchmesser. Deshalb gelangt der grösste Teil bis in die Alveolen. Davon wird die Hälfte wieder ausgeatmet. Die anderen 50 Prozent bleiben in der Lunge liegen. Der krebserzeugende Wirkungsmechanismus der Dieselpartikel ist jedoch zu einem grossen Teil unbekannt. Unter Verdacht steht der unlösliche Russkern. Die geringen Mengen an adsorbierten kanzerogenen PAH können die hohe Kanzerogenität der Dieselpartikel nicht erklären, auch wenn ihre stark verlangsamte Freisetzung vom Russkern und die damit gesteigerte Metabolisierung berücksichtigt werden. Diskutiert wird auch die Oberflächentheorie [8], die nur vom Partikelkern ausgeht. In Tierexperimenten wurden mit Partikeln aus Titanoxid, wenn sie klein genug waren, Tumore erzeugt, ohne die Einwirkung von PAH (lediglich über die Wirkung der Oberfläche). Entzündungen und eine Verzögerung der alveolären Reinigungs-

funktionen, sowie einer daraus resultierenden (krankhaften) Bindegewebsvermehrung werden ebenfalls als Folgen einer Partikelexposition diskutiert.

Krebsrisiko durch EC (Dieselabgase)

Die Kanzerogenität von Dieselabgasen und den Russkernen werden je nach Studie sehr unterschiedlich bewertet. Die Bandbreite der publizierten Unit-Risk-Werte erstreckt sich über einen Bereich 1×10^{-5} bis zu 230×10^{-5} . Epidemiologische Studien kommen dabei zu durchwegs höheren Werten (Faktor 10!) als Studien auf tierexperimenteller Basis. Der höhere Wert des LAI stützt sich auf die Annahme, dass der Russkern 70 % des Gesamtpartikels ausmacht. Der resultierende Unit-Risk-Wert basiert demnach auf demselben Risiko und bezieht sich nur auf den geringeren Anteil im Dieseleruss.

Tab. 20 Unit-Risk Abschätzungen für Dieselpartikel und Russkern von verschiedenen Organisationen.
* Obere 95 % Grenze epidemiologischer Studie [17].

Organisation	Unit-Risk [$1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$]	
	Dieselpartikel	Russkern
OEHHA	30×10^{-5} (3×10^{-5} - 230×10^{-5})*	43×10^{-5}
LAI	7×10^{-5}	10×10^{-5}
WHO	3.4×10^{-5}	-

In Tab. 21 wurden die Unit-Risk-Werte vom LAI übernommen. Die berechneten Krebsfälle sind jedoch mit grossen Unsicherheiten behaftet, da wie bereits erwähnt der Wirkungsmechanismus und die sich daraus ergebende Kanzerogenität der Russkerne kaum bekannt sind. Das UPI (Umwelt- und Prognose-Institut) bemängelt in ihrem Bericht Nummer 44, dass sich der LAI-Wert für Dieselpartikel nur auf zwei Untersuchungen abstützt, obwohl in der Zwischenzeit viele Untersuchungen publiziert worden sind. Zudem basieren die beiden Resultate auf Rattenversuche. Epidemiologische Studien mit den massiv höheren Werten wurden nicht berücksichtigt. Es könnte sehr wohl der Fall sein, dass der tatsächliche Risikowert um einiges höher ausfällt, als in der Tab. 21 aufgeführt ist.

Tab. 21 Krebsfälle in 70 Jahren bei stetiger Exposition gegenüber der entsprechenden Konzentration. Die fettgedruckten Situationen entsprechen einer durchschnittlichen Stadtzürcher Belastung und können auf die Gesamtbevölkerung angewendet werden.

Messperiode	Messstelle	Jahresmittelwert EC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Bevölkerungszahl	Krebsfälle in 70 Jahren wenn die ganze Bevölkerung dieser Konzentration. ausgesetzt wäre
2002	STABA	3.0	362'000	109
2002	WIED	4.7	362'000	170
2001	STABA	3.1	362'000	112
2001	WIED	4.8	362'000	174

9 Risiko durch kanzerogene Luftschadstoffe der Stadt Zürcher Luft

In der Stadt Zürich sind 1999 bei den Männern 27 Prozent und bei den Frauen 20 Prozent aller Sterbefälle auf Krebs zurückzuführen. Insgesamt wurden 1999 in der Stadt Zürich gut 900 von knapp 4'000 Sterbefälle durch Krebs verursacht. Gemäss dem Krebsregister des Kanton Zürich werden in der Stadt Zürich in der Regel höhere Krebsinzidenzraten beobachtet, als in den übrigen Gemeinden. Die deutlichsten Unterschiede zeigen sich beim Lungenkrebs und den bei den mit Alkoholkonsum einhergehenden Krebsformen (Mund-Rachen, Speiseröhre, Kehlkopf, Leber). Dieser Befund lässt sich dadurch erklären, dass in grösseren Agglomeration und Städten sozial benachteiligte Menschen in der Bevölkerung statistisch übervertreten sind. Die Inzidenzrate aller Krebsformen bewegt sich in der Stadt Zürich im Bereich von gut 800 Fällen pro Jahr und 100'000 Einwohner (Abb. 13). Pro Jahr ist in der Stadt Zürich also mit knapp 2'900 Krebserkrankungen zu rechnen.

Hauptsächliche Krebsformen bei Frauen im Kanton Zürich							
Krebsart		Inzidenzrate 1988–1992			Mortalität 1989–1992		
		Kanton Zürich			Kanton		Stadt
		Total	Stadt	übr. Gmd.	Rate	SMR	SMR
Darm		35,2	36,4	34,2	16,2	97	101
Lunge		15,4	18,8	13,2	12,4	110	127
Melanom der Haut		17,4	18,5	16,9	2,7	103	97
Brust		98,2	108,2	92,3	36,3	104	113
Gebärmutter		30,6	31,7	28,8	10,2	116	113
Eierstock		16,6	17,3	16,1	9,8	98	99
Lymphome		13,8	14,2	13,3	5,7	107	117
Alle Krebsformen		311,7	337,8	294,4	150,1	101	106

Hauptsächliche Krebsformen bei Männern im Kanton Zürich							
Krebsart		Inzidenzrate 1988–1992			Mortalität 1989–1992		
		Kanton Zürich			Kanton		Stadt
		Total	Stadt	übr. Gmd.	Rate	SMR	SMR
Magen		17,4	20,1	15,6	11,8	79	87
Darm		53,9	53,4	53,5	28,7	102	102
Lunge		70,6	83,1	63,5	62,0	95	105
Melanom der Haut		19,5	19,5	19,3	3,6	94	89
Prostata		104,3	108,2	101,3	40,4	102	94
Harnblase		33,5	36,3	32,1	11,0	102	103
Lymphome		20,4	22,9	19,5	9,3	110	108
Alle Krebsformen		446,8	481,4	427,9	257,0	97	98

Abb. 13 Hauptsächliche Krebsformen im Kanton Zürich. (Quelle: Statistisches Amt des Kanton Zürich).

Als Grundlage für die Berechnung des von Luftschadstoffen ausgehenden Krebsrisikos wurden die Konzentrationen der Messstation Stampfenbachstrasse benutzt. Dieser Standort zeichnet sich durch Messwerte aus, welche einer mittleren Städtischen Belastung entsprechen.

Tab. 22 Jahresmittelwerte der Station Stampfenbachstrasse als Grundlage zur Risikobestimmung.

Jahresmittel der Messstation Stampfenbachstrasse von 2001	
Benzol	2.4 µg/m³
PAH (BaP)	0.3 ng/m³
Russ / EC	3.1 µg/m³

In der Tab. 23 sind die, durch die Einwirkung von kanzerogenen Luftschadstoffen, zu erwartenden Krebsfälle dargestellt. Dabei muss nach den Beurteilungsmassstäben des LAI mit etwa zwei Krebsfällen pro Jahr in der Stadt Zürich gerechnet werden. Es zeigt sich, dass Russ/EC mit Abstand den grössten Anteil zum Krebsrisiko beiträgt. Da dieser Schadstoff neben dem grössten Einfluss auch die grösste Unsicherheit bei den Unit-Risk-Werten aufweist, steht und fällt mit der Güte dieser Abschätzung die Qualität des ermittelten Gesamtrisikos.

Die Annahme eines Unit-Risk-Wertes von 230×10^{-5} (oberer Wert des 95 % Intervalls einer epidemiologischen Studie) führt zu einer massiven Erhöhung des Lebenszeitrisikos. Es wurde bewusst ein hoher Wert ausgewählt. Welches der beiden Szenario realistischer ist, lässt sich nicht aufzeigen. Die Zukunft wird zeigen, welche Annahme der Wirklichkeit besser entspricht.

Tab. 23 Krebsfälle auf Grund kanzerogener Schadstoffe in der Stadt Zürich 2001.

Krebsfälle auf Grund kanzerogener Luftschadstoffe in der Stadt Zürich 2001			
Schadstoff	Krebsfälle innerhalb von 70 Jahren	Krebsfälle pro Jahr (nach LAI)	Krebsfälle pro Jahr bei ungünstigster Annahme
Benzol	5	0.07	0.11
PAH (BaP)	8	0.11	0.14
Russ / EC	112	1.6	37 (bei U.R. 230×10^{-5})
Gesamtrisiko	125	1.78	37

Im Vergleich zu der gesamten Krebsinzidenz ist der Anteil an luftschadstoffinduzierten Krebserkrankungen jedoch auch im ungünstigsten Fall mit 1.3 Prozent recht bescheiden. Nimmt man die Werte des LAI erhält man einen Anteil von weniger als einem Promille. Jedoch ist dieser Teil aufgezwungen und, im Unterschied zu vielen andern Risikofaktoren, für den Einzelnen nicht beeinflussbar.

Die kanzerogenen Luftschadstoffe Arsen, Cadmium und Asbest wurden in diesem Bericht nicht berücksichtigt. Diese drei Substanzen erreichten in der Bewertung des LAI [8] einen Anteil am Krebsrisiko von 13 Prozent. Dies gilt für die Verhältnisse in Deutschland innerhalb von Ballungsgebieten im Jahre 1992. Diese Verhältnisse sind nicht mit denen in der Stadt Zürich im Jahre 2001 zu vergleichen, da diese Schadstoffe in Schweizer Städten generell tiefer sind und seit dem Jahre 1992 noch beträchtlich gesunken sind.

Es kann jedoch festgestellt werden, dass, gemessen am Gesamtrisiko Krebs zu bekommen, nur ein kleines Risiko von den Luftschadstoffen ausgeht, sofern die verwendeten U. R. den wirklichen Gegebenheiten entsprechen. Gerade beim Russ besteht noch eine sehr grosse

Unsicherheit, die in Zukunft zu einer beträchtlichen Korrektur der Risikobewertung von kanzerogenen Luftschadstoffen führen könnte.

Da dieses Risiko allen zugemutet wird und es vom Einzelnen nicht direkt beeinflussbar ist, erhält dieser Risikoanteil einen ganz anderen Stellenwert im Vergleich zu den persönlich beeinflussbaren Risikofaktoren.

10 Literatur

- [1] Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich (UGZ), Luftbilanz Stadt Zürich 2000, Zürich, 2002
- [2] BRD, 23. Bundesimmissionsschutzverordnung der BRD (23. BImSchV),, 1995
- [3] J. Brunner, Luftbelastung durch flüchtige organische Verbindungen in der Stadt Zürich, Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich, Bericht Nr. 19970531, Zürich, 1997
- [4] M. Waibel, Bestimmung von Schwebestaub- und 3.4 Benzpyrenimmissionen in Zürich, ETH Zürich, Zürich, 1972
- [5] K. M. Hart et al., The Occurrence and the Fate of Organic Pollutants in the Atmosphere, *Water Air and Soil Pollution*, 68, 91 - 112, 1993
- [6] M. Karrer, Vergleichende Messungen von Schwebestaubimmissionen an stark verkehrsexponierter Lage, Diplomarbeit, Institut für Hygiene und Arbeitsphysiologie, ETH Zürich, Zürich, 1994
- [7] Carbotech AG, PAH-Immissionsmessungen in den Kantonen Zürich, Schaffhausen und Luzern (1994/1995), Carbotech AG, Basel, 1995
- [8] LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz), Entwicklung von "Beurteilungsmassstäben für kanzerogene Luftverunreinigungen", 37. Umweltministerkonferenz, Leipzig, 1992
- [9] EPA, Cancer Risk from Outdoor Exposure to Air Toxics, Volume 1, Final Report, im Auftrag Environmental Protection Agency, Bericht Nr. EPA-450/1-90-004a, Research Triangle park, 1990
- [10] Schweiz. Eidgenossenschaft, Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz USG), EDMZ, 814.01.,, 1983
- [11] BUWAL, Benzol in der Schweiz, Schriftenreihe Umwelt, Bd. 350, BUWAL, Bern, 2003
- [12] D. W. Dockery et al., An Association Between Air Pollution and Mortality in six U. S. Cities, *The New England Journal of Medicine*, 329, 1753-1759, 1993
- [13] Devrim Yetergil, Externe Kosten von Krebserkrankungen durch kanzerogene Luftschadstoffe, VDI Verlag GmbH, Fortschritt-Berichte VDI, Düsseldorf, 1998
- [14] Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Fachinformation "Umwelt und Gesundheit", Passivrauchen, 2000<http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubbpas.htm>
- [15] Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Fachinformation "Umwelt und Gesundheit", Benzol, 1994, <http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubbben.htm>
- [16] H. Marquardt und S. G. Schäfer, Lehrbuch der Toxikologie, BI Wissenschaftsverlag, Zürich, 1994
- [17] E. Garshick et al., A Retrospektive Cohort Study of Lung Cancer and Diesel Exhaust Exposure in Railroad Workers, *American Review of Respiratory Disease*, 137, 820 – 825, New York, 1988

11 Anhang

11.1 Detaillierte Messwerte der Staub- und BaP-Messungen von 1971 / 1972

Tab. 24 Monatsmittelwerte von Schwebestaub- und BaP-Messungen in der Stadt Zürich aus den Jahren 1971 und 1972.

Historische Messungen (Schwebestaub, BaP-Immissionen in der Stadt Zürich)

Schwebestaub		$\mu\text{g}/\text{m}^3$				
	Escher-Wyss	Parade-Platz	Albisrieder-Platz	Untere Zäune	Triemli	Üetliberg
Jan. 71	131	169	189	130	104	
Feb. 71	135	217	258	162	135	
Mrz. 71	140	219	249	134	119	
Apr. 71	125	174	179	125	96	
Mai. 71	118	138	145	109	92	
Jun. 71	83	97	96	68	60	
Jul. 71	96	107	107	84	79	
Aug. 71	78	88	94	63	53	
Sep. 71	102	112	115	88	81	56
Okt. 71	129	143	158	122	95	60
Nov. 71	93	113	118	96	74	42
Dez. 71	197	256	319	204	165	42
Jan. 72	199	274	323	206	256	61
Feb. 72	169	225	302	191	133	61
Mrz. 72	149	191	219	149	115	74
Apr. 72	79	197	113	70	67	53
Mai. 72	60	75	80	58	40	32
Jun. 72	56	77	83	58	44	29
Jul. 72	63	83	88	60	49	33
Aug. 72	69	86	87	63	52	41
Sep. 72	87	110	110	87	74	57
Okt. 72	132	145	154	97	97	59
Nov. 72	100	116	129	112	74	30
Dez. 72	149	173	226	145	126	36

BaP		ng/m^3				
	Escher-Wyss	Parade-Platz	Albisrieder-Platz	Untere Zäune	Triemli	Üetliberg
Jan. 71	10.7	10.6	14.7	12.4	6	
Feb. 71	8.3	11.4	14.7	12.8	7.7	
Mrz. 71	7.6	9	13.6	9.8	6.6	
Apr. 71	2.9	2.9	4.9	4.1	2.1	
Mai. 71	2.3	2.6	3.5	2.7	2	
Jun. 71	1.6	2	2.8	2.1	1.2	
Jul. 71	1.7	2.3	3.2	1.9	1.3	
Aug. 71	2.5	2.5	3.8	2.1	1.6	
Sep. 71	2.9	2.9	3.5	2.4	0.2	0.9
Okt. 71	5.6	4.5	0.6	5.2	3.8	1.9
Nov. 71	4.7	4.7	5.7	6.5	3.6	1.6
Dez. 71	9.4	10.9	14.4	12.3	8.1	2.6
Jan. 72	10.1	11.4	15.6	13.4	9.4	3.8
Feb. 72	8.4	8.9	13	10.9	6.6	2.9
Mrz. 72	3.8	4.6	6.7	5.1	3.1	1.7
Apr. 72	3.1	3.7	4.4	4.1	2.9	1.2
Mai. 72	1.8	2	2.6	2.8	1.6	0.6
Jun. 72	1.4	1.6	2.4	1.7	1.1	0.6
Jul. 72	1.1	1.4	2.1	1.3	1.1	0.5
Aug. 72	1.4	2	2.7	1.8	1.1	0.4
Sep. 72	2	2.1	3	2.3	1.7	0.9
Okt. 72	4	4.1	5.1	4	4.1	1.8
Nov. 72	4.1	3.6	4.7	4.9	3.4	0.8
Dez. 72	7	5.9	9.5	7.7	7.1	2.2

Jahresmittelwerte Schwebestaub						
	Escher-Wyss	Parade-Platz	Albisrieder-Platz	Untere Zäune	Triemli	Üetliberg
1971	119	153	169	115	96	50
1972	109	146	160	108	94	47

Jahresmittelwert BaP						
	Escher-Wyss	Parade-Platz	Albisrieder-Platz	Untere Zäune	Triemli	Üetliberg
1971	5.0	5.5	7.1	6.2	3.7	1.8
1972	4.0	4.3	6.0	5.0	3.6	1.5

11.2 Detaillierte EC-Messresultate

Stampfenbachstrasse 2000

Mittelwert		Jan.00	Feb.00	Mrz.00	Apr.00	Mai.00	Jun.00	Jul.00	Aug.00	Sep.00	Okt.00	Nov.00	Dez.00
3.49	Mo	3.86	3.74	3.09	3.39	2.57	2.44	2.87	3.48	3.64	3.78	4.25	4.71
3.44	Di	4.24	3.43	3.55	3.19	3.27	2.52	2.29	3.18	4.35	3.38	3.44	4.48
3.42	Mi	4.51	2.20	3.09	2.91	3.02	2.81	1.96	3.68	3.83	3.84	4.25	4.88
3.52	Do	4.44	3.28	3.18	2.89	3.01	2.63	2.44	3.73	3.66	3.76	4.58	4.64
3.48	Fr	5.09	3.44	3.14	3.25	2.26	2.77	2.84	3.77	4.20	3.63	3.05	4.35
2.82	Sa	3.68	2.84	2.15	2.37	2.17	2.57	2.03	3.58	2.13	3.98	2.73	3.60
2.31	So	2.52	3.14	1.34	2.18	2.02	1.90	1.86	2.74	1.89	2.91	2.40	2.80
3.21		4.05	3.15	2.79	2.88	2.62	2.52	2.33	3.45	3.38	3.61	3.53	4.21

Stampfenbachstrasse 2001

Mittelwert		Jan.01	Feb.01	Mrz.01	Apr.01	Mai.01	Jun.01	Jul.01	Aug.01	Sep.01	Okt.01	Nov.01	Dez.01
3.20	Mo	4.66	4.29	2.13	2.78	2.80	1.87	2.38	3.11	2.72	3.86	4.47	3.38
3.44	Di	4.56	4.52	2.91	2.62	2.59	2.73	2.69	2.90	3.01	4.87	4.46	3.49
3.60	Mi	5.26	5.09	4.71	2.71	3.16	2.99	2.54	3.08	3.14	4.26	3.20	3.08
3.33	Do	6.38	4.51	2.80	1.81	2.81	2.40	2.59	3.50	3.21	3.82	3.32	2.74
3.27	Fr	4.87	3.60	2.92	2.48	2.52	2.60	2.54	3.37	3.34	4.71	3.07	3.23
2.68	Sa	3.15	2.69	2.81	1.77	2.31	1.98	1.92	2.73	2.46	4.37	3.02	2.98
2.29	So	2.59	3.48	1.41	1.85	1.84	1.43	1.61	2.31	1.87	3.31	3.44	2.32
3.12		4.50	4.03	2.82	2.29	2.58	2.29	2.32	3.00	2.82	4.17	3.57	3.03

Bahnhof Wiedikon 2001

Mittelwert		Jan.01	Feb.01	Mrz.01	Apr.01	Mai.01	Jun.01	Jul.01	Aug.01	Sep.01	Okt.01	Nov.01	Dez.01
5.18	Mo	5.79	5.30	4.45	4.51	4.95	4.08	5.43	5.46	4.56	6.44	6.46	4.76
5.63	Di	6.18	6.57	4.50	5.10	4.91	6.05	5.48	5.59	4.71	7.51	6.91	4.05
5.58	Mi	6.90	6.79	5.55	4.58	5.59	5.92	5.41	5.17	4.54	6.75	5.09	4.69
5.45	Do	7.64	6.15	4.32	4.09	5.24	5.39	4.95	6.43	5.02	6.59	4.88	4.70
5.32	Fr	6.64	4.77	5.10	4.01	4.47	5.34	5.49	5.74	5.16	7.58	5.22	4.29
3.52	Sa	3.30	3.34	3.58	2.78	3.02	3.00	3.11	3.92	3.19	5.38	4.07	3.51
2.58	So	2.98	3.43	1.66	2.11	2.03	2.11	2.17	3.00	2.27	3.56	3.33	2.31
4.75		5.63	5.19	4.17	3.88	4.31	4.56	4.58	5.04	4.21	6.26	5.14	4.05

Stampfenbachstrasse 2002

Mittelwert		Jan.02	Feb.02	Mrz.02	Apr.02	Mai.02	Jun.02	Jul.02	Aug.02	Sep.02	Okt.02	Nov.02	Dez.02
2.84	Mo	4.12	3.09	3.42	2.47	1.82	2.69	2.54	2.71	2.33	2.80	3.40	2.65
3.15	Di	4.82	2.60	3.68	3.16	2.31	2.74	2.80	2.47	2.61	3.79	3.65	3.20
3.32	Mi	6.17	2.02	3.57	3.31	2.82	2.88	2.47	2.43	2.80	3.71	3.78	3.86
3.12	Do	4.84	2.45	3.05	3.49	2.52	2.82	1.96	2.23	2.74	3.71	4.00	3.65
3.31	Fr	4.99	3.66	2.96	3.22	2.57	2.69	2.50	3.00	2.78	3.17	3.60	4.53
2.75	Sa	5.29	3.39	3.01	2.31	1.65	2.50	2.05	2.57	2.50	1.78	2.78	3.24
2.27	So	3.51	3.38	2.74	1.79	1.21	2.17	1.72	2.15	1.98	2.00	2.20	2.37
2.96		4.82	2.94	3.20	2.82	2.13	2.64	2.29	2.51	2.53	2.99	3.34	3.36

Bahnhof Wiedikon 2002

Mittelwert		Jan.02	Feb.02	Mrz.02	Apr.02	Mai.02	Jun.02	Jul.02	Aug.02	Sep.02	Okt.02	Nov.02	Dez.02
5.09	Mo	5.53	4.06	5.60	4.58	4.13	5.35	5.61	5.33	6.18	5.46	4.86	4.38
5.36	Di	5.77	3.48	5.65	5.21	5.29	5.50	5.80	5.10	5.79	6.36	5.74	4.64
5.45	Mi	7.52	3.58	5.47	5.52	5.02	5.81	4.53	5.17	5.71	6.08	5.87	5.16
5.24	Do	6.26	4.08	4.75	5.34	5.09	5.52	4.32	5.26	5.50	5.98	5.63	5.19
5.23	Fr	5.03	4.69	4.57	4.97	4.99	4.81	5.44	6.22	5.51	5.10	5.02	6.48
3.60	Sa	4.57	3.44	3.90	3.05	2.73	3.46	3.07	4.39	4.14	2.84	3.57	4.03
2.70	So	2.65	3.07	2.93	2.16	1.93	2.86	2.38	3.15	2.93	2.65	2.86	2.84
4.67		5.33	3.77	4.69	4.40	4.17	4.76	4.45	4.95	5.11	4.92	4.79	4.67