

Gesundheitliche Relevanz von Tiefgaragenemissionen

Erschienen in „Mitteilungsblatt für Wohnmedizin und Bauhygiene“ Heft 6 (Dezember 1999)
Gesellschaft für Hygiene- und Umweltmedizin

Prof.Dr.rer.nat. Axel Zenger
FH Mainz
Umweltschutz im Bauwesen
Holzstr. 36
55116 Mainz

E-Mail: Axel.Zenger@t-online.de

gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt

Zusammenfassung

Abhängig vom Verkehrstagesgang, der Belegungszahl, der Luftwechselrate und dem Garagenvolumen können in Tiefgaragen vergleichsweise hohe CO-, NO₂-, Benzol- und Ruß- Emissionen und Immissionen auftreten. Messungen in einer ausgewählten Tiefgarage eines Verwaltungsgebäudes mit 240 Stellplätzen ergaben maximale ½-Stunden Mittelwerte der Benzol-, NO₂- und Rußimmission von 270, 180 und 50 µg/m³. Theoretische Abschätzungen zeigen, daß es durch die Abluft von größeren Tiefgaragen unter ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zu einer Belästigung bis hin zu einer Belastung der Anwohner kommen kann. Dies bestätigt sich anhand von entsprechenden Beschwerden, mit denen Behördenvertreter zunehmend konfrontiert sind.

Im Rahmen dieses Artikels wird ein Modell vorgestellt, mit dem die Emissionen aus und die Immissionen in Tiefgaragen vorhergesagt werden können. Es wird anhand eines Beispiels gezeigt, daß die Luftqualität in stark frequentierten Tiefgaragen als bedenklich zu werten ist, wenn Personen der Luft langfristig ausgesetzt sind. Aber auch in der näheren Umgebung von den Abluftöffnungen der Tiefgarage muß, je nach Umgebungsbebauung und meteorologischen Verhältnissen, mit vergleichsweise hohen Immissionskonzentrationen gerechnet werden.

Einleitung

Für geschlossene Pkw-Garagen gelten lufthygienische Sicherheitsvorschriften. Nach den Gesetz- und Verordnungsblättern der Bundesländer muß in Garagen gewährleistet sein, daß die Kohlenmonoxid (CO)- Konzentration im Mittel nicht mehr als 100 ppm beträgt. Dies gilt über einen Zeitraum von einer Stunde, und zwar auch bei den zu erwartenden Verkehrsspitzen. Kohlenmonoxid (CO) wird bei der Auslegung der Garagen als Leitsubstanz betrachtet. Bei der Einhaltung des CO- Richtwertes von 100 ppm wird davon ausgegangen, daß auch andere, von den Kfz emittierte Schadstoffe in unbedenklichen Konzentrationen vorliegen.

Schadstoffe in Kfz-Abgasen

Verbrennungsgetriebene Kraftfahrzeuge emittieren eine Vielzahl unterschiedlichster Schadstoffe. Neben den klassischen lufthygienisch relevanten Schadgasen Kohlenmonoxid (CO), Stickoxid (NO_x) und Schwefeldioxid (SO₂) treten in den letzten Jahren wegen der kanzerogenen Wirkung vor allem auch die Abgaskomponenten Benzol, Ruß und PAK (polyzyklische aromatische Kohlenstoffe) in den Vordergrund der Betrachtung. Die gesundheitlichen Auswirkungen der einzelnen Abgaskomponenten sind dabei sehr unterschiedlich. Im Folgenden werden die Schadstoffkomponenten CO, NO₂, Benzol und Ruß näher beschrieben. Eine Auflistung weiterer, von Kfz emittierten Schadstoffe wie von SO₂, H₂S, Schwebstaub, THC, Xylol und Toluol, PCDD und PCDF, Formaldehyd, Benzo(a)pyren, Naphthalin, PCB und PCP, deren Beurteilungswerte und die in einer ausgewählten Tiefgarage gemessenen mittleren Konzentrationen dieser Stoffe findet sich in Zenger et al. (1999a).

- Maßgeblich für die Toxizität des Kohlenmonoxids (CO) ist seine Reaktion mit dem Hämoglobin zu Carboxyhämoglobin (COHb) und der dadurch gehemmte Sauerstofftransport im Blut. Eine Vielzahl von Agenzien läßt die Toxizität von CO ansteigen. Kombinationswirkungen mit NO_x und Kohlenwasserstoffen werden vermutet. Toxikologisch relevant sind kurzzeitige Konzentrationsspitzen. Der MAK-Wert von CO liegt bei 30 ppm, das sind 37,5 mg/m³. Als Mindeststandard für die Luftqualität leitet Kühling (1986) einen ½- Stunden Mittelwert von 20 mg/m³ ab. Der Beurteilungswert für die Luftqualität in Tiefgaragen liegt mit 100 ppm, entsprechend 125 mg/m³ verglichen hierzu recht hoch.
- Unter dem Begriff der Stickoxide (NO_x) werden die Verbindungen NO und NO₂ verstanden. Hierbei steht das NO₂ bezüglich der gesundheitlichen Beeinträchtigung im Vordergrund. Das reaktive Reizgas wird zu 80-90% im Atemtrakt absorbiert wodurch es an den Schleimhäuten des Atemtraktes zu Reizungen kommen kann. Erhöhte Empfindlichkeiten bezüglich Infektionen sind im Tierversuch schon bei kurzzeitiger Exposition belegt. Ausgehend von Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation WHO gibt Kühling (1986) einen ½ - h Mindeststandard von 200 µg NO₂/m³ an. Nach dem § 40.2 BImSchG i.V. mit der 23. BImSchV ist der 98-Perzentilwert der ½ Stundenmittel von NO₂ auf 160 µg/m³ begrenzt. Der 98-Perzentilwert ist die Konzentration, die in maximal 2 % eines Jahres überschritten wird.
- Benzol beeinträchtigt das blutbildende System, die krebserregende Wirkung ist unumstritten. Da es für kanzerogene Substanzen keine als unbedenklich geltende Immission gibt, existieren für Benzol auch keine MIK- oder MAK-Werte, bei deren Einhaltung gesundheitliche Auswirkungen ausgeschlossen werden können. Als Beurteilungsgrößen für krebserregende Stoffe werden für Benzol, ebenso wie für Ruß wegen des Summationseffektes Langzeitmittelwerte und nicht kurzzeitige Spitzen herangezogen. Im Hinblick auf den Benutzer einer Tiefgarage, der sich nur wenige Minuten innerhalb der Parkzone aufhält, sind hohe Benzol- und Rußimmissionen wahrscheinlich nur wenig relevant. Für Personen, die jedoch im Bereich der Tiefgarage arbeiten (Kassen) und für alle, die der Abluft häufig ausgesetzt sind (Läden im Einfahrtsbereich, Fenster in der Nähe der Abluftöffnung) haben die Benzol Immissionen jedoch eine große Bedeutung. Der Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI, 1991) hat als Zielvorgabe einen flächenbezogenen Langzeitmittelwert für Benzol von 2,5 µg/m³ vorgeschlagen. Dieser Wert wird in Stadtgebieten meist überschritten. Nach dem § 40.2 BImSchG i.V. mit der 23. BImSchV sollen verkehrslenkende Maßnahmen geprüft werden, wenn der Jahresmittelwert der Benolkonzentration 10 µg/m³ übersteigt.
- Die lufthygienische Bedeutung von Ruß, insbesondere von Dieseluß, wurde in den letzten Jahren besonders durch Ergebnisse toxikologischer Untersuchungen stärker in die Diskussion gebracht. Die partikelförmigen Dieselmotoremissionen bestehen aus einem graphitischen Kohlenstoffkern, der im abkühlenden Abgas als Kondensationskern für schwer- und leichtflüchtige Stoffe dient. Die Kerne selbst entstehen durch Acetylenaddition in komplexen chemischen Reaktionen. Leider sind die Definitionen dessen, was als Ruß angesehen wird, nicht eindeutig. Um die verschiedenen Fraktionen des Rußes zu unterscheiden, werden folgende Begriffe eingeführt:

EC: partikelförmiger elementarer Kohlenstoff.

LOC: partikelförmiger leichtflüchtiger organischer Kohlenstoff

SOC: partikelförmiger schwerflüchtiger organischer Kohlenstoff

OC: partikelförmiger organischer Kohlenstoff

TC: Summe des partikelförmigen Kohlenstoffs. TC = EC + OC

Eine sehr hohe Partikelkonzentration hat eine schnelle Agglomeration der Partikel zur Folge, die Größenverteilung verschiebt sich zu größeren Partikeln. Die Abkühlung des Abgases bewirkt eine Kondensation von schwerflüchtigen Substanzen. Dies kann eine homogene Kondensation (Nukleation) als auch eine heterogene Kondensation oder Adsorption bewirken. Unter den an den Rußkern angelagerten Substanzen sind vor allem die polyzyklischen aromatischen Kohlenstoffe (PAK) bedeutsam. Neuere Ergebnisse lassen aber vermuten, daß vor allem der Kohlenstoffkern für das kanzerogene Potential der partikelförmigen Dieselmotoremissionen verantwortlich ist. Aus

diesem Grunde versteht man immissionsseitig im Zusammenhang mit dem § 40.2 BImSchG i.V. mit der 23. BImSchV unter Ruß den mit Hilfe eines Standardverfahrens (VDI-Richtlinie 2465, Blatt 1) gemessenen Anteil an elementarem Kohlenstoff einer mit einem 10 µm-Probenahmekopfes genommenen Feinstaubprobe.

Aufgrund ihrer geringen aerodynamischen Größe gelangen ca. 80 % der inhalierten Rußpartikel in die Lunge (Maaß und Kruse, 1994). Nach der Einschätzung der Arbeitsgruppe „Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen“ haben Dieselrußpartikel einen Anteil von mehr als 60 % am immissionsbedingten kanzerogenen Risiko (LAI, 1993). Als Grenzkonzentration gilt seit dem 1.7.1998 nach dem § 40.2 BImSchG i.V. mit der 23. BImSchV ein auf das Jahr bezogener, mittlerer punktbezogener Konzentrationswert von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Beurteilungswert für Ruß.

Emissionen

Die Schadstofffreisetzungen der Pkw werden mit Hilfe von Emissionsfaktoren beschrieben. Je nach der Motortemperatur der Pkw wird beim Fahrbetrieb zwischen warmen und kalten Faktoren (Einheit mg/Fahrzeug und m) unterschieden. Aber auch nach dem Abstellen des Fahrzeuges treten Emissionen durch die Verdunstung von Kohlenwasserstoffverbindungen (HC) und damit auch von Benzol, Xylol und Toluol auf. Bei dieser Art der Emissionen differenziert man zwischen den Emissionsfaktoren für die Verdampfung nach dem Abstellen des betriebswarmen Kfz (Einheit: g/Fahrzeug und Abstellvorgang) und den Emissionsfaktoren für die Verdunstung infolge der Tankatmung (Einheit: g/Fahrzeug und Tag). In der Tabelle 1 sind die verschiedenen Kfz-spezifischen Emissionsfaktoren zusammen mit ihren wesentlichen Abhängigkeiten aufgeführt.

Tabelle.1: Übersicht und Abhängigkeiten der Emissionsfaktoren einer Fahrzeugschicht

Bezeichnung der E-Faktoren	"Warm"	„Kalt“ bzw. "Startzuschläge"	"Verdampfung nach Motorabstellen"	"Verdampfung infolge Tankatmung"
Einheit	[mg/(Pkw · m)]	[mg/(Pkw · m)]	[g/Pkw und Abstellvorgang]	[g/Pkw und Tag]
Abhängig von	Fahrmuster (Längsneigung)	Umgebungstemperatur Standzeit, Fahrtlänge Fahrmuster	Motortemperatur Vorausgegangene Fahrtlänge	Änderung der Umgebungstemperatur und -druckes
Einschränkungen			gilt nur für HC-Emissionen	gilt nur für HC-Emissionen

Modell zur Bestimmung der Pkw-Emissionen und Immissionen in Tiefgaragen

Zur Berechnung der Pkw-Emissionen in Tiefgaragen wurde im Rahmen des Forschungsprojektes *Modell zur Prognose der Emissionen und mittleren Luftqualität in Tiefgaragen sowie Verifizierung anhand von Messungen* (Zenger et al. 1998a, 1998b) das Rechenmodell T-emi sowie ein Mischungsmodell erstellt. Das Emissionsmodell T-emi stützt sich auf die schichtspezifischen Emissionsfaktoren des TÜV Rheinland sowie Faktoren für Fahrzeugschichten, wie sie zwischen dem Umweltbundesamt und dem Verband der Automobilindustrie Anfang 1998 abgestimmt wurden (Knörr et al., 1998). Das Mischungsmodell basiert auf einer numerischen Integration der Kontinuitätsgleichung und ist in Zenger (1997) beschrieben. Die bisher durchgeführten Untersuchungen in zwei gänzlich unterschiedlichen Garagen zeigen, daß es durch die Kopplung des Emissions- und Mischungsmoduls möglich ist, die Emissionen und die Innenraum-Gleichgewichtskonzentrationen von Pkw bedingten Schadstofffreisetzungen in Tiefgaragen ausgehend von dem Verkehrstagesgang, der zeitabhängigen Luftwechselrate, der Vorbelastung und den Garagenkenngrößen abzuleiten (Zenger et al., 1998a, b und 1999). Dies soll nachfolgend anhand eines Beispiels erläutert werden.

Beispiel: Emissionen in einer Tiefgarage

Betrachtet wird eine Tiefgarage mit 240 Stellplätzen, die auf 2 Ebenen untergebracht sind. Das Garagenvolumen beträgt 13000 m^3 , die Luftwechselrate¹ ist 2 [1/h] . Im Schnitt legt jeder Pkw bei der Ein- und Ausfahrt eine Strecke von 185 m zurück. Mit dem Emissionsmodell T-emi erhält man für eine Schichtenverteilung der Nutzer-Pkw wie sie in der untersuchten Tiefgarage beobachtet wurde, die in der Tab. 2 aufgeführten Emissionsfaktoren.

Tabelle 2: Emissionen pro Pkw in der untersuchten Tiefgarage (bekannte Pkw- Schichtverteilung)

	Warm ein- fahrende Pkw [mg/(Pkw · m)]	Kalt Aus- fahrende Pkw [mg/(Pkw · m)]	warm abgestellte Pkw [g/(Pkw · Stopp)]	abgestellte und abgekühlte Pkw [g/(Pkw · Tag)]
Benzol	0,045	0,4	0,04	0,06
CO	7	65		
HC	0,6	6,2	1,1	1,5
NO _x	0,55	1,55		
Ruß	0,025	0,08		

Die CO-Emission ergibt sich für den hier betrachteten Fall in der abendlichen Stoßzeit zwischen 16^{00} und 17^{00} , wenn etwa 100 Fahrzeuge pro Stunde ausfahren (Fahrstrecke 185 m), mit den obigen Werten (Kaltstart) im Mittel zu etwa 330 mg/s . Es muß erwähnt werden, daß sich für eine abweichende Schichtverteilung der Pkw (z.B. entsprechend dem bundesdeutschen Mittel 1999) andere Emissionsfaktoren ergeben. Eine Sensitivitätsuntersuchung zur Abhängigkeit der Emissionsfaktoren vom Fahrmodus, der Schichtverteilung und anderen Parametern findet sich in Zenger et al. (1998a, 1998b).

Mit der Luftwechselrate von 2, einem Raumvolumen von 13000 m^3 und dem Emissionsmassenstrom von 330 mg/s stellt sich nach einer Stunde eine Immissionskonzentration von etwa 45 mg/m^3 ein. Eine exakte Analyse mit dem tatsächlichen Emissionszeitverlauf durch die ein- und ausfahrenden Pkw mit dem Emissions- und Mischungsmodell ergibt das in der Abb. 1 dargestellte Ergebnis. Für den Zeitraum von 15^{00} bis 19^{00} ist die prognostizierte CO-Immission (durchgezogene Linie) sowie die Meßergebnisse in der Tiefgaragenabluft (Symbole) aufgetragen.

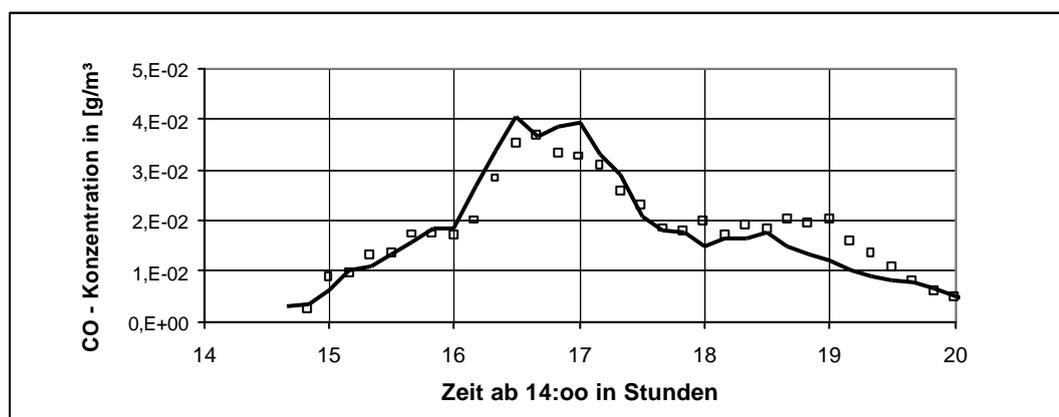


Abb. 1: Zeitserie der prognostizierten (Linie) und gemessenen (Symbole) CO-Konzentration in der Tiefgaragenabluft

¹ Eine Luftwechselrate von 1 bedeutet, daß durch die Lüftung pro Stunde einmal das gesamte Luftvolumen der Garage ausgetauscht wird.

Man erkennt anhand der Abb.1, daß die mit dem Modell prognostizierte maximale CO-Innenraumkonzentration von 40 mg/m^3 sehr gut mit der maximalen gemessenen Konzentration von 38 mg/m^3 übereinstimmt. Daß die berechneten Konzentrationen zwischen 16^{00} und 17^{00} etwas zu hoch und zwischen 18^{30} und 19^{30} vergleichsweise zu niedrig sind, liegt daran, daß die zuerst ausfahrenden Pkw nahe am Ausgang parkten und damit einen kürzeren Weg zurücklegen mußten als die später ausfahrenden Pkw. Gerechnet wurde für alle Fahrzeuge mit einem mittleren Fahrweg von 185 m. Mit einer Immissionskonzentration von 38 mg/m^3 ist der Beurteilungswert der maximal zulässigen CO-Konzentration in der betrachteten Tiefgarage deutlich unterschritten. Es stellt sich somit die Frage, wie die Immissionskonzentrationen anderer Schadstoffe zu beurteilen sind.

Mit den Benzol-Emissionsfaktoren aus Tabelle 2 ergibt sich die Emission während der Ausfahrtperiode unter Berücksichtigung der Verdunstungsemissionen zu ca. $2,3 \text{ mg/s}$. Das führt zu einer (prognostizierten und auch gemessenen) Innenraum- und damit auch Abluftkonzentration von $270 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Dieser Wert liegt deutlich über den Vorgabewerten des Langzeitmittelwertes von $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Im Hinblick auf die Benutzer der Tiefgarage, die sich nur wenige Minuten innerhalb der Parkzone aufhalten, sind derart hohe Benzolimmissionen nur wenig relevant. Dies gilt hingegen nicht für Bedienstete oder andere, der Abluft ständig ausgesetzte Personen.

Für NO_x , das ist die Summe aus NO und NO_2 , ergeben sich die Emissionen in der untersuchten Tiefgarage zu 8 mg/s . Emittiert wird von den Pkw im wesentlichen NO , das sich zu dem toxikologisch relevanten NO_2 umwandelt. Die Umwandlungsrate ist vor allem von der NO_x - und Ozonkonzentration abhängig und ergibt sich im vorliegenden Fall zu 0.18 (Zenger et al., 1998a). Das bedeutet, daß in der Tiefgarage bei einer prognostizierten (und auch gemessenen) NO_x -Immission von nahezu 1 mg/m^3 eine NO_2 -Konzentration von ca. $150 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ auftritt.

Sehr hohe Innenraum und damit auch Abluftkonzentrationen ergeben sich auch für Dieselruß. Mit einer mittleren Rußemission von $0,4 \text{ mg/s}$ (als EC) wird eine Immissionskonzentrationen von $53 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ prognostiziert, beobachtet wurden $50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Eine detaillierte Beschreibung der über einen Zeitraum von zwei Tagen durchgeführten Prognosen und Messungen in der untersuchten Tiefgarage findet sich in Zenger et al. (1998a)

Beispiel: Gebäudeanordnung und Quellverteilung

Nachfolgend soll anhand eines fiktiven Beispiels gezeigt werden, daß die aus einer Tiefgarage freigesetzten Emissionen auch in der näheren Umgebung des Freisetzungsortes zu relevanten Immissionen führen können. Betrachtet wird das schon beschriebene Beispiel einer Tiefgarage mit 240 Stellplätzen und einer mittlere Fahrlänge der Pkw von 185 m innerhalb der Garage. Es wird angenommen, daß die gesamte Abluft von $7 \text{ m}^3/\text{s}$ aus einem $6 \text{ m} \times 3 \text{ m}$ großen Portal in eine 12 m breite und 52 m lange Straßenschlucht abgeleitet wird. Die Randbebauung hat eine Höhe von 16 m . Die Geometrie der Straßenschlucht sowie die Lage der Austrittsöffnung ist in der Abb.2 dargestellt.

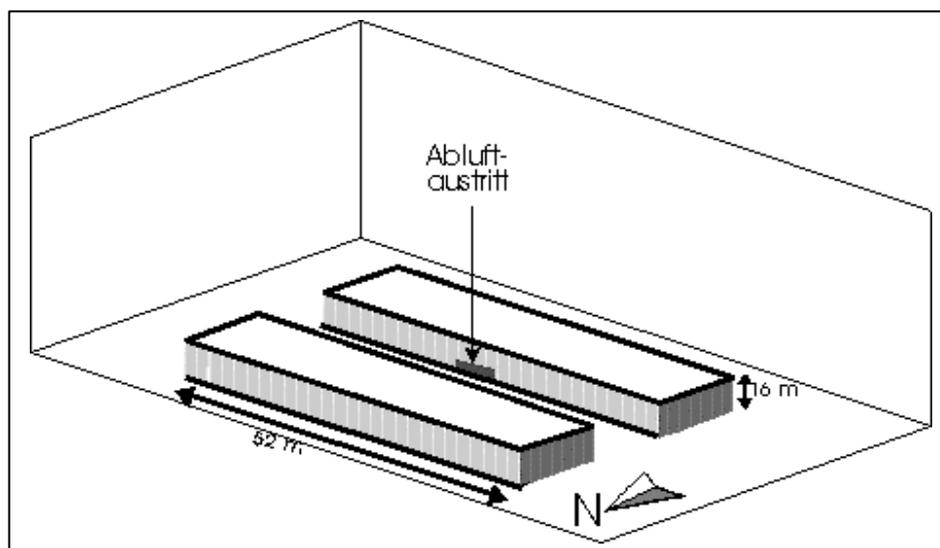


Abb. 2: Darstellung der Straßenschlucht und Lage des Portals der Tiefgarage

Zur Berechnung der Strömungs- und Ausbreitungsbedingungen wurde das Modell MISKAM (Eichhorn, 1989) benutzt. MISKAM besteht aus einem prognostischen Strömungsmodell mit dem das Windfeld in bebautem Gelände in Abhängigkeit der Anströmung und der atmosphärischen Stabilität berechnet werden kann. Ausgehend von dem ermittelten Windfeld wird dann in einem zweiten Schritt die Ausbreitung der Schadstoffe modelliert.

Windfeld in der untersuchten Straßenschlucht

In der Abb.3 ist als Beispiel das Strömungsfeld im Bereich der Straßenschlucht für eine Anströmung aus 180 Grad (Süd) als Vektorfeld dargestellt.

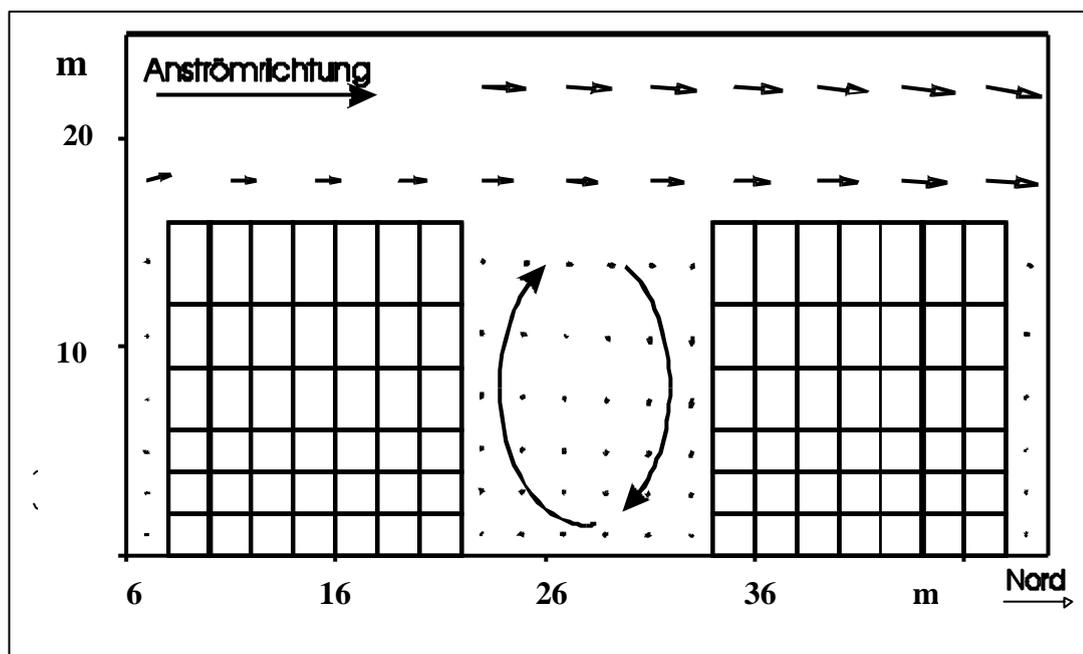


Abb. 3: Strömungsfeld im Bereich der Straßenschlucht bei einer Anströmung aus Süden

Man erkennt aus der Abb. 3, wie das Strömungsfeld und die Windgeschwindigkeitsverteilung durch die Bebauung geprägt wird. In der Straßenschlucht tritt ein Wirbel auf, die bodennahe Strömung ist entgegen der großräumigen Windrichtung orientiert und beträgt nur ein Bruchteil der Überdachgeschwindigkeit. Auf der dem Wind zugewandten Seite der Schlucht tritt eine Aufwärts- auf der abgewandten Seite eine Abwärtsbewegung auf. Durch den Wirbel erhöht sich die Verweilzeit der Schadstoffe innerhalb der Gebäudegrenzen wodurch sich eine gegenüber einer freien Anströmung vergleichsweise geringe Verdünnung ergibt. Dies ist der Grund, warum im Bereich von Straßenschluchten (eine gleiche Emission vorausgesetzt) vielfach höhere Immissionen auftreten als in unbebautem Gelände.

In der Abb. 4 ist die Immissionsverteilung für eine Anströmung aus südlicher Richtung in einer Ebene parallel zur Windrichtung am Ort der Abgasfreisetzung in Prozent des Schichtmaximums dargestellt. Deutlich erkennt man den Einfluß des durch den Straßenschluchtwirbel verursachten Windfeldes auf die Immissionsverteilung. Die höchsten Immissionskonzentrationen treten im Bereich des Portals an der dem Wind zugewandten Seite der Straßenschlucht auf.

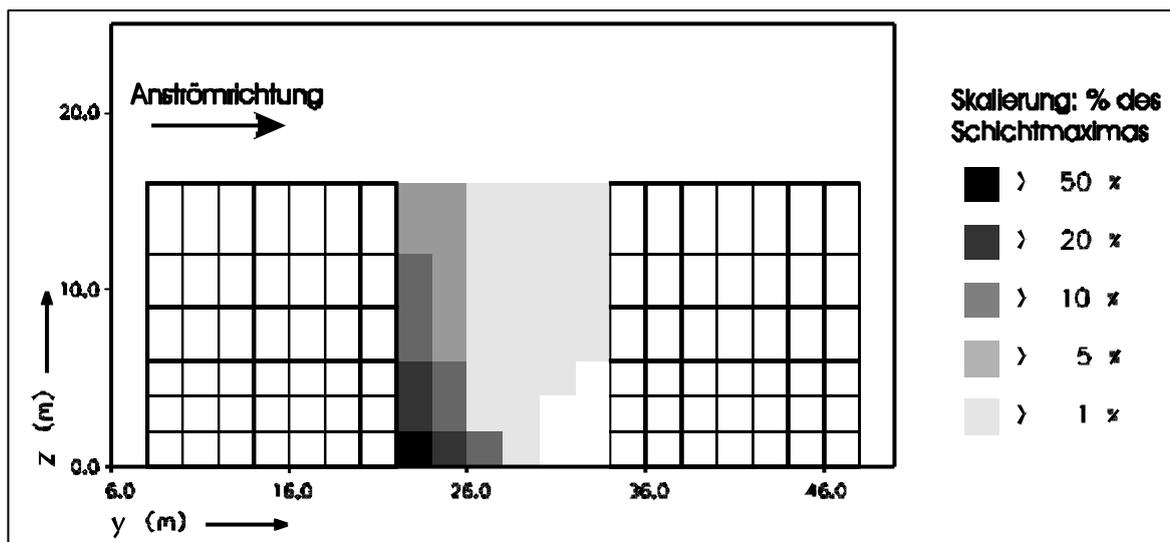


Abb. 4: Immissionsverteilung in der Straßenschlucht für eine Anströmung aus südlicher Richtung

Jahresmittelwerte der Benzolimmission

Zur Beurteilung der lufthygienischen Relevanz von Benzol- und Rußimmissionen sind nicht die Konzentrationen für eine ausgewählte meteorologische Situation, sondern die Jahresmittelwerte relevant. Für Stickstoffdioxid (NO_2) wird der 98-Perzentilwert herangezogen. Das bedeutet, das Ergebnis einer Ausbreitungsmodellierung muß den Jahresmittel- und 98-Perzentilwert der Immissionskonzentrationen liefern. Hierzu wird die Strömungs- und Ausbreitungsrechnung für eine Vielzahl von unterschiedlichen meteorologischen Situationen durchgeführt. Meist untersucht man 36 bzw. 12 Anströmrichtungen, 9 Windgeschwindigkeits- und gegebenenfalls noch verschiedene Stabilitätsklassen (zur Erläuterung siehe z.B. Zenger, 1998). Auch für die Emission muß entweder der Jahresmittelwert bzw. für den 98-Perzentilwert eine Häufigkeitsverteilung der Einzelwerte berücksichtigt werden. Für die verschiedenen meteorologischen Situationen wird jeweils eine eigene Immissionsprognose durchgeführt. Diese Teilergebnisse müssen anschließend, entsprechend der Häufigkeit mit der die jeweilige meteorologische Situation im Jahresmittel auftritt, gewichtet werden. Hierzu wird eine sogenannte Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik herangezogen in der aufgeführt ist, in wieviel Prozent der Jahresstunden eine bestimmte meteorologische Situation (definiert durch eine Windrichtung, -geschwindigkeit und Stabilitätsklasse) am Untersuchungsort auftritt. Die Windrichtungsverteilung der für das vorliegende Beispiel verwendeten Ausbreitungsklassenstatistik ist in der Abb. 5 dargestellt. Man erkennt aus der Abb.5, daß am Untersuchungsort vornehmlich Winde aus süd-südwestlichen (210°) und nordöstlichen (45°) Richtungen auftreten. Ausgehend von den für jede der berücksichtigten meteorologischen Situationen berechneten Immissionen, der Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik sowie der Vorbelastung wurde der Jahresmittelwert der Benzol-Schadstoffbelastung ermittelt. Als Vorbelastung wurde für den betrachteten Fall eine Konzentration von $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berücksichtigt

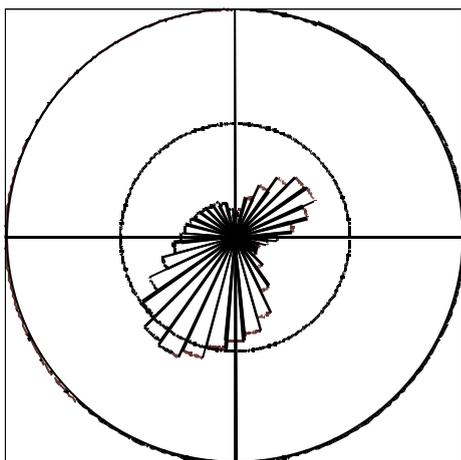


Abb. 5: Windrichtungsverteilung, die zur Berechnung der Jahresmittelwerte der Benzolimmission zugrunde gelegt wurde

In der Abb. 6 ist die räumliche Verteilung der Benzolimmissionen in der horizontalen Ebene in Bodennähe, d.h. als Mittelwert über den Höhenbereich zwischen 0-2 m Höhe dargestellt.

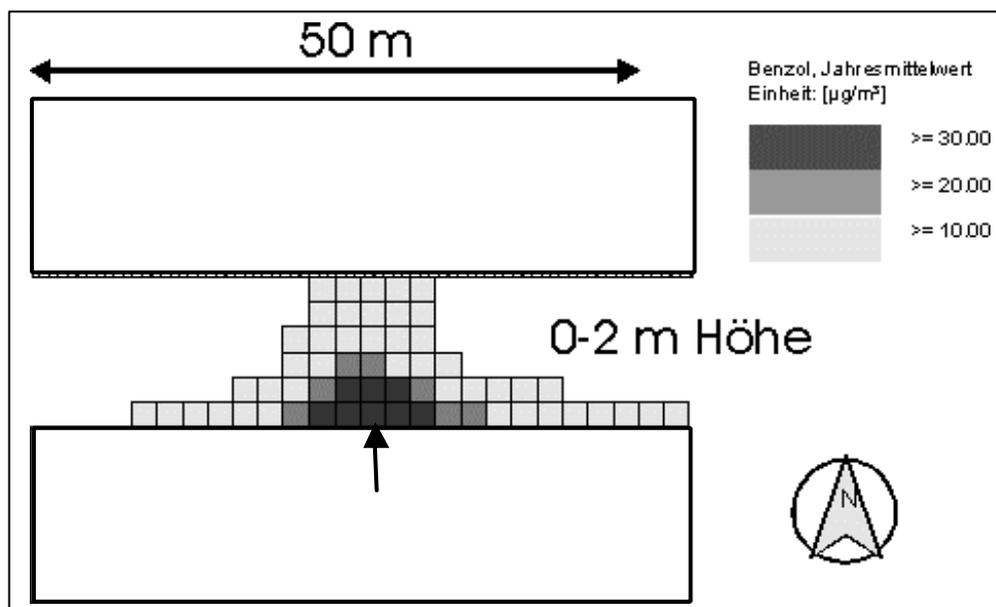


Abb. 6: Flächenhafte Darstellung der Benzolkonzentration in der Straßenschlucht im Höhenbereich 0-2 m Die Lage des Portals ist mit einem Pfeil verdeutlicht

Wie man aus der Abb. 6 erkennt, werden in 0-2 m Höhe über eine Länge von 44 m Jahresmittelwerte der Benzolimmission von mehr als $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Die höchsten Immissionskonzentrationen finden sich, bedingt durch die Windrichtungsverteilung und die Lage des Portals, auf der Südseite der Straßenschlucht. Der Bereich hoher Benzolimmissionen beschränken sich nicht auf die bodennahen Schichten. Selbst in einer Höhe von 69 m werden im südlichen Bereich der Straßenschlucht (am Gebäuderand) über eine Länge von 14 m noch Benzol Jahresmittelwerte zwischen 10 und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert. Vergleicht man diese Konzentrationen mit dem Beurteilungswert nach dem § 40.2 BImSchG i.V. mit der 23. BImSchV von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so wird deutlich, daß die Vorgabeziele in weiten Bereichen der Straßenschlucht überschritten ist. Befinden sich in diesen Bereichen Geschäfte, Verkaufsstellen oder Lufteinlässe von Wohnungen bzw. Büros o.ä., so kann es hier zu Konflikten kommen.

Zusammenfassend läßt sich aus der vorliegenden Untersuchung ableiten, daß die von größeren Tiefgaragen ausgehenden Emissionen unter ungünstigen Ausbreitungsbedingungen einen nicht zu vernachlässigenden Einfluß auf die Lufthygiene in der unmittelbaren Umgebung der Abluftöffnung haben. Es ist daher bei der Planung entsprechender Einrichtung darauf zu achten, daß die Abluftführung so realisiert wird, daß eine mögliche Belastung von Anwohnern minimiert und die schadstoffspezifischen Beurteilungswerte nicht überschritten werden.

Literatur

- Eichhorn, J. 1989: Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikro-skaligen Stadtklima-Modells. Dissertation Universität Mainz. 1989.
- Knörr, W., Höpfner, U., Lambrecht, U., Nagel, H.-J., Patyk, A. (IFEU): TREMOD: Transport Emission Estimation Model; im Rahmen des Forschungsvorhabens „Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 bis 2020“; im Auftrag des Umweltbundesamtes; Berlin 1998
- Kühling, W. 1986: Planungsrichtwerte für die Luftqualität. Schriftenreihe Landes- und Stadtentwicklungsforschung des Landes Nordrhein-Westfalen. Band 4.045, 1986
- LAI, 1991: Beurteilungsmaßstäbe zur Begrenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen. Abschlußbericht der Arbeitsgruppe „Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen“ des Länderausschusses für Immissionsschutz.
- LAI (1993): Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Materialienband II. Länderausschuß für Immissionsschutz. Herausgegeben vom MURL Nordrhein- Westfalen, Düsseldorf.
- Maaß, A. und H. Kruse (1994): Emissionen von Personen-Kraftfahrzeugen und ihre Gesundheitsrisiken. Schriftenreihe des Inst. für Toxikologie der Universität Kiel, Heft 32.
- Zenger, A. 1997: Einfaches Rechenverfahren zur Abschätzung zeitlicher Variationen der Innenraumkonzentrationen luftgetragener Schadstoffe. Boden, Wasser, Luft 7/8 1997
- Zenger, A. (1998): Atmosphärische Ausbreitungsmodellierung. Grundlagen und Praxis. Springer Lehrbuch, Heidelberg 1998.
- Zenger, A. und N.van der Pütten (1998a): Entwicklung eines numerischen Modells zur Prognose der Emissionen und mittleren Luftqualität in Tiefgaragen. Abschlußbericht über das Projekt 12667, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Oktober 1998.
- Zenger, A, T. Gritsch, U. Höpfner, M. Sinn, P. Rabl, N. van der Pütten und H.Gabler (1998 b): Modell zur Prognose der Emissionen und mittleren Luftqualität in Tiefgaragen sowie Verifizierung anhand von Messungen. Bericht zur Umweltschutzingenieurtagung 1998, 10/98 Regensburg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Zenger, A, T. Gritsch, U. Höpfner, M. Sinn, P. Rabl, N. van der Pütten und H.Gabler (1999): Predicting emission and mean air quality in underground garages. Tagungsband „Transport and air pollution and cost 319 Final conference 1999“, TU Graz, eingereicht 02/99.
- Zenger, A, T. Gritsch, U. Höpfner, M. Sinn, P. Rabl, N. van der Pütten und H.Gabler (1999a): Tiefgaragenabluft – Analyse der Luftqualität sowie Entwicklung eines Modells zur Prognose der Emissionen. VDI/DIN-Kolloquium „Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität“. Heidelberg, April 1999.