

LIS - Berichte

Nr. 63

Untersuchung über die
praktische Anwendung eines
numerischen Ausbreitungs-
modells (K-Modell)

für die Praxis der
Immissionssimulation

Herausgeber:

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Straße 6

D-4300 Essen 1

1986

ISSN 0720-8499

45526

Untersuchung über die praktische
Anwendung eines numerischen
Ausbreitungsmodells (K-Modell)
für die Praxis der Immissionssimulation

Josef Giebel

UNTERSUCHUNG ÜBER DIE PRAKTISCHE ANWENDUNG EINES NUMERISCHEN AUSBREITUNGS-
MODELLS (K-MODELL) FÜR DIE PRAXIS DER IMMISSIONSSIMULATION

Josef Giebel

Z u s a m m e n f a s s u n g

Die bei der Anwendung von numerischen Ausbreitungsmodellen (K-Modellen) zu berücksichtigenden Randbedingungen werden erläutert. Hierbei handelt es sich insbesondere um die speziell in K-Modellen verwendeten meteorologischen Parameter. Es wird angegeben, wie man sie aus vorhandenen meteorologischen Daten und der Rauigkeit des Untergrundes bestimmt.

Ein dreidimensionales numerisches Ausbreitungsmodell vom EULERSchen Typ [1] wird mit dem GAUSS-Modell nach TA-Luft sowie dem GAUSS-Modell nach PASQUILL verglichen. Die Eigenschaften der verschiedenen Modelltypen werden gegenübergestellt und die mit ihrer Hilfe simulierten Immissionskonzentrationen miteinander verglichen. Die Konzentrationswerte stimmen im allgemeinen relativ gut überein, lediglich unterhalb einer Quellenentfernung von etwa 500 m liefert das verwendete numerische Ausbreitungsmodell stark abweichende Werte. Die mit den üblichen K-Modellen im Nahbereich bis ca. 500 m eines Emittenten bis zur sogenannten Aufbruchphase der Abgasfahne simulierten Immissionskonzentrationen werden als unrealistisch angesehen, weil hier die Durchmischung der Abgase mit wachsender Entfernung noch stark zunimmt, in die K-Modelle aber gewöhnlich entfernungsunabhängige Diffusionskoeffizienten eingehen.

Die in einem angenommenen Störfall zu erwartende Immissionsbelastung wird mit Hilfe des K-Modells abgeschätzt. Da K-Modelle die Ausbreitung in der Windrichtung sowie das vertikale Windprofil berücksichtigen, sind sie insbesondere dafür geeignet, die im Lee eines Emittenten zu erwartende Immissionsbelastung bei Kurzzeit-Emissionen zu berechnen.

STUDY OF THE PRACTICAL APPLICABILITY OF A NUMERICAL DISPERSION MODEL (K-MODEL)
IN AIR QUALITY (IMMISSION) SIMULATION

S u m m a r y

The special conditions to be taken into consideration in numerical dispersion models (K-models) are explained. These include the meteorological parameters which are used mainly in K-models. The method of determining these parameters from existing meteorological data and from the surface roughness is described.

A 3-dimensional numerical model of EULERian type [1] is compared with the GAUSSian model contained in the Technical Directives for Air Quality Conserva-

tion (TA-Luft) and with the GAUSSIAN model according to PASQUILL. The characteristics of the various types of models are outlined and the ambient air pollutant (immission) concentrations simulated by the various models are compared. Generally, the concentrations agree relatively well with each other with the exception of the values obtained for distances from the source of less than 500 m. For such distances the used numerical dispersion model supplies strongly deviating values. The ambient pollutant concentrations simulated by the conventional K-models for distances up to approximately 500 m from the source to the so called breakup phase of the plume are considered unrealistic because mixing of the plume is still strongly increasing with growing distance while K-models commonly use diffusion coefficients which are independent of the distance.

The ambient pollution to be expected in an assumed accidental release is estimated with the help of the K-model. Since K-models take account of the dispersion in wind direction as well as of the vertical wind profiles, they are particularly suited for calculating the ambient pollution which is to be expected in the case of short-term emissions.

1. Einleitung

In der vorliegenden Arbeit werden die in numerischen Ausbreitungsmodellen vom Typ der K-Modelle verwendeten meteorologischen Parameter erläutert und Vergleichsrechnungen mit GAUSS-Modellen durchgeführt. In dem hierfür benutzten K-Modell [1] wird die Differentialgleichung der turbulenten Diffusion mit Hilfe eines Differenzverfahrens gelöst. Die Advektions-Diffusionsgleichung wird nach der Fractional-Step-Methode in fünf eindimensionale Differentialgleichungen aufgespalten. Zur Diskretisierung des Advektionsteils findet das CARLSON-Schema Anwendung. Der Diffusionsteil wird durch ein verallgemeinertes CRANK-NICOLSON-Verfahren approximiert.

In der Theorie der Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre werden die sogenannte K-Theorie und die statistische Theorie unterschieden. Eine Lösung der statistischen Theorie ist die GAUSSsche Ausbreitungsgleichung. Die K-Theorie geht von der Annahme aus, daß der mittlere turbulente Strom einer gegebenen Substanz dem Gradienten der mittleren Konzentration dieser Substanz proportional ist. Hierbei handelt es sich um eine angenäherte Darstellung der turbulenten Diffusion. Mit dem Massenerhaltungssatz folgt die Differentialgleichung der turbulenten Diffusion, wie sie unten angegeben ist. Unter vereinfachenden Randbedingungen ist die GAUSSsche Ausbreitungsgleichung eine analytische Lösung dieser Differentialgleichung. Eine numerische Lösung der Differentialgleichung der turbulenten Diffusion ist das K-Modell.

Differentialgleichung der turbulenten Diffusion:

$$\underbrace{\frac{\delta \bar{c}}{\delta t}}_{\text{lokale zeitliche Veränderung}} + \underbrace{\bar{u}(z) \frac{\delta \bar{c}}{\delta x} + \bar{v}(z) \frac{\delta \bar{c}}{\delta y}}_{\text{advektiver Transport}}$$

lokale zeitliche Veränderung

advektiver Transport

$$= \frac{\delta}{\delta z} \left[K_z(z) \frac{\delta \bar{c}}{\delta z} \right] + K_y \frac{\delta^2 \bar{c}}{\delta y^2} + K_x \frac{\delta \bar{c}}{\delta x^2} + Q \quad (1)$$

turbulente Diffusion

Quellen, Senken, Umwandlung

\bar{c} : Mittlere Konzentration
 \bar{u}, \bar{v} : Mittlere Windgeschwindigkeit
 K_x, K_y, K_z : Diffusionskoeffizient [$\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$]

K-Modelle erlauben in einzelnen Wettersituationen bei Berücksichtigung bestimmter Randbedingungen eine Abschätzung der Immissionsbelastung unter reali-

stischeren Bedingungen als ein GAUSS-Modell, da u.a. das vertikale Temperatur- und Windprofil berücksichtigt werden. Das ist auch dann von Vorteil, wenn Temperatur- und Windprofile geschätzt werden müssen. Da der zeitliche Ablauf des Emissionsvorganges berücksichtigt werden kann, lassen sich K-Modelle insbesondere zur Berechnung der Immissionsbelastung bei Störfällen verwenden, bei denen die Emissionzeit meist kurz ist im Vergleich zu der Zeit, in welcher die Schadstoffe von der Quelle zum Immissionsort transportiert werden. Bei K-Modellen können auch Windgeschwindigkeiten kleiner als 1 m s^{-1} berücksichtigt werden. Dies ist bei GAUSS-Modellen nicht möglich. Daß bei K-Modellen auch geringe Windgeschwindigkeiten berücksichtigt werden können, ist allerdings von nicht allzu großer Bedeutung, da die Diffusionskoeffizienten bei Windgeschwindigkeiten unterhalb von 1 m s^{-1} eine große Schwankungsbreite aufweisen. Nachteile der K-Modelle sind, daß sie für den Nahbereich der Quelle nicht angewendet werden können, und daß sie längere Rechenzeiten erfordern. Es liegen bisher auch noch nicht allzu viele Vergleiche mit gemessenen Konzentrationen vor. Das ist deswegen bedeutsam, weil auch bei den K-Modellen keine präzise Basis bzw. Kenntnis der turbulenten Diffusion vorhanden sind und die Bestimmung der Diffusionskoeffizienten Unsicherheiten enthält. Auch die Gültigkeit der K-Modelle kann ebenso wie die aller anderen Ausbreitungsmodelle nur nach dem Grad des Erfolges, d.h. der Übereinstimmung mit Meßwerten, beurteilt werden, der in der Prognose von Immissionskonzentrationen erreicht wird.

2. In K-Modellen verwendete meteorologische Größen

2.1. Diffusionskoeffizienten

In das K-Modell gehen die Diffusionskoeffizienten K_x , K_y und K_z ein. Diese sind die Proportionalitätsfaktoren zwischen dem turbulenten Transport und dem Gefälle des Schadstoffes, der transportiert wird, und stellen sowohl ein Maß für die Turbulenz aufgrund der Windscherung als auch ein Maß für die Turbulenz aufgrund von Konvektion dar. Sie sind nicht von der Quellentfernung abhängig. K_x beschreibt die Durchmischung der Abgase mit der Umgebungsluft in der Windrichtung, K_y die Durchmischung senkrecht zur Windrichtung in der Horizontalen und K_z die Durchmischung in der Vertikalen. Wenn ein meteorologisches Vorschaltmodell vorliegt, wird das K_z -Profil aus dem Temperatur- und Windprofil sowie den sonstigen Stabilitätsparametern berechnet. K_z steigt vom Erdboden aus allmählich an, erreicht innerhalb der Mischungsschicht ein Maximum und sinkt dann bis zur Obergrenze der Mischungsschicht wieder ab.

Während zur Berechnung des K_z -Profils eine große Anzahl unterschiedlicher Gleichungen entwickelt wurde, müssen für die seitliche Diffusion sowie die Diffusion in der Ausbreitungsrichtung vielfach die Diffusionskoeffizienten vorgegeben werden. Oft wird K_y konstant gesetzt ($K_y = 2 K_z \text{ max}$: TANGERMANN 1977; $K_y = 500 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$: SHIR/SHIEH 1974 oder in verschiedenen Höhenstufen als Vielfaches von K_z angenommen : RAGLAND/DENNIS 1975 oder auch in Beziehung zu den GAUSSschen σ_y -Werten gesetzt: HUANG 1979. Im letzteren Fall kann K_y mit Hilfe folgender Gleichung:

$$K_y = \frac{\sigma_y^2 \bar{u}}{2x} \quad (2)$$

mit σ_y : Diffusionsparameter
 \bar{u} : Transportgeschwindigkeit
 x : Quellentfernung windabwärts

in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse und der Entfernung abgeschätzt werden. Dabei kann K_y aus $\sigma_y(x)$ für eine mittlere Quellentfernung berechnet werden.

Bei einer solchen Gleichsetzung ist zu berücksichtigen, daß die GAUSSsche Ausbreitungsgleichung nur unter vereinfachenden Bedingungen eine analytische Lösung der Differentialgleichung der turbulenten Diffusion darstellt. Die vereinfachenden Randbedingungen sind insbesondere eine homogene Turbulenz mit:

$$\frac{\delta K_i}{\delta x} = \frac{\delta K_i}{\delta y} = \frac{\delta K_i}{\delta z} = 0; \quad i = x, y, z \quad (3)$$

K_i : turbulenter Diffusionskoeffizient

sowie konstante Emissions- und Ausbreitungsverhältnisse. Wind- und K_z -Profil werden als höhenunabhängig vorausgesetzt.

Der Diffusionskoeffizient K_x für die Diffusion in der Windrichtung wird in den K-Modellen gleich dem Diffusionskoeffizienten K_y gesetzt, welcher die Diffusion in der Horizontalen senkrecht zur Windrichtung beschreibt.

Der Diffusionskoeffizient K in seiner skalaren Form läßt sich folgendermaßen darstellen:

$$K = K_{M_U} + K_{M_V} + K_H \quad \text{mit} \quad (4)$$

(Der Index M steht für mechanische, der Index H für konvektive Turbulenz)

$$\left. \begin{aligned} -\overline{u'w'} &= K_{M_U} \frac{\delta \bar{u}}{\delta z} \\ -\overline{v'w'} &= K_{M_V} \frac{\delta \bar{v}}{\delta z} \end{aligned} \right\} \text{Turbulenz aufgrund von Windscherung}$$

$$-\overline{\theta'w'} = K_H \frac{\delta \bar{\theta}}{\delta z} \quad \text{Turbulenz aufgrund von Konvektion}$$

| | |
|---|--|
| u, v | : Windgeschwindigkeit in der Horizontalen |
| w | : Windgeschwindigkeit in der Vertikalen |
| Θ | : potentielle Temperatur |
| $\bar{u}, \bar{v}, \bar{w}, \bar{\Theta}$ | : Mittelwerte |
| u', v', w', Θ' | : Abweichung von den Mittelwerten bzw. turbulente Zusatzbewegung |
| $u = \bar{u} + u'; v = \bar{v} + v'; w = \bar{w} + w'; \Theta = \bar{\Theta} + \Theta'$ | : Momentanwerte der einzelnen Größen |

2.2. Weitere meteorologische Größen und Rauigkeitsparameter

Folgende Größen können bei der Immissionssimulation mit Hilfe von K-Modellen eine Rolle spielen (wesentliche Informationen bzw. Definitionen wurden aus [2] entnommen).

2.2.1. MONIN-KAZANSKI-Stabilitätsparameter

MONIN-KAZANSKI-Stabilitätsparameter: $\mu = h/L$ mit

- h : Mischungsschichthöhe und
- L : MONIN-Obukhov-Länge

μ ist vielfach bei der Simulation der Ausbreitung von Schadstoffen innerhalb der "surface layer" in das K-Modell einzugeben. Typische Werte von μ liegen bei stabiler Temperaturschichtung zwischen +10 und +50 und bei labiler Temperaturschichtung zwischen -10 und -50. Bei neutraler Temperaturschichtung nimmt der Stabilitätsparameter den Wert 1 an. In diesem Fall wird die Mischungsschicht nur durch die Windscherung erzeugt.

2.2.2. MONIN-Obukhov-Länge L

Der Absolutwert der MONIN-Obukhov-Länge L läßt sich als grobes Maß für die Tiefe der Strömung ansehen, in welcher Turbulenz aufgrund von Schubspannung entsteht, d.h. durch Zunahme der Windgeschwindigkeit mit der Höhe. Aufgrund der Reibung zwischen den einzelnen Luftschichten sowie der Reibung an den Rauigkeitselementen am Boden bilden sich wirbelartige Luftbewegungen aus, die vom Wind mitgeführt werden. Dabei zerfallen sie allmählich in immer kleinere "Wirbel", bis sie sich voll in Wärme umgewandelt haben. Da die Turbulenz aufgrund der Windscherung viel rascher mit der Höhe abnimmt als die Turbulenz aufgrund von Konvektion, gibt es gewöhnlich eine Höhe, über der die Turbulenz aufgrund der Konvektion überwiegt. Obukhov vermutete, daß diese Höhe ein brauchbarer Scale wäre und versuchte, sie zu schätzen. Das Ergebnis ist die MONIN-Obukhov-Länge.

Die MONIN-Obukhovsche-Länge L errechnet sich auf folgende Weise:

$$L = - \frac{\Theta u_*^3}{g \chi \overline{w' \Theta'_o}} \quad (5)$$

- Θ : potentielle Temperatur
 u_* : Schubspannungsgeschwindigkeit
 g : Gravitationskonstante
 χ : KARMANSche Konstante
 $w'; \Theta'_o$: Die Vertikalgeschwindigkeit w läßt sich aufspalten in Grundbewegung \bar{w} und Störbewegung $w' : w = \bar{w} + w'$. Das gleiche gilt für die potentielle Temperatur Θ . Bei \bar{w} handelt es sich um den Mittelwert der Störbewegungen, der natürlich Null ist, und bei $\overline{w' \Theta'_o}$ um den Mittelwert der jeweiligen Produkte der beiden Störgrößen.

In den Abb. 1 bis 4 (s. Anhang) ist die MONIN-OBUKHOV-Länge L und damit auch die Mächtigkeit der "surface layer" in Abhängigkeit von der Rauigkeitslänge und der Windgeschwindigkeit bzw. der Rauigkeitslänge und dem Temperaturprofil für stabile und labile Temperaturschichtung dargestellt [3].

2.2.3. "Surface layer"

Das verwendete K-Modell enthält zwei unterschiedliche meteorologische Vorschaltmodelle. Das eine ist für den Fall gedacht, daß der Transport der Schadstoffe zwischen Quelle und Aufpunkten auf die "surface layer" beschränkt ist, das andere für den Fall, daß die Ausbreitung der Schadstoffe hauptsächlich in den Luftschichten darüber erfolgt. Die Unterscheidung erfolgt deshalb, weil sich die Turbulenzverhältnisse in der "surface layer" von denen in den darüber liegenden Luftschichten unterscheiden.

Die "surface layer" ist die erdbodennahe Luftschicht innerhalb eines Höhenbereichs, der kleiner ist als der Absolutwert der MONIN-OBUKHOVschen-Länge L :

$$z < |L|$$

Die Werte für die MONIN-OBUKHOVsche-Länge $|L|$ in der Abb. 1 - 4 zeigen, welche Mächtigkeit die "surface layer" in Abhängigkeit von Rauigkeitslänge, Windgeschwindigkeit und Temperaturprofil annimmt. Die sehr großen Werte von $|L|$ bei neutraler Temperaturschichtung sind allerdings nicht relevant. In Abhängigkeit von den genannten Parametern hat die "surface layer" gewöhnlich eine Mächtigkeit zwischen 10 und 100 m. Bei großer Rauigkeit des Untergrundes, wie sie in Städten gegeben ist, kann sie auch noch etwas höher liegen. In der "surface layer" führt der vertikale turbulente Impulsaustausch zwischen Schichten unterschiedlicher mittlerer Windgeschwindigkeit und unterschiedlicher Turbulenz zum Auftreten von horizontalen Schubspannungen zwischen diesen Schichten. Die Schubspannung ist dabei eine tangential auf die Flächeneinheit wirkende Kraft:

$\tau_{zx} = \mu' \frac{du}{dz}$. Der Parameter μ' ist dabei die Zähigkeit der Luft aufgrund von Turbulenz, $\frac{du}{dz}$ die Abnahme der Windgeschwindigkeit mit der Höhe. Aus der Schubspannung errechnet sich die Schubspannungsgeschwindigkeit:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_{zx}}{\rho}} = \sqrt{(u'w')}, \quad (6)$$

welche in die Gleichung zur Berechnung von L eingeht. Für die "surface layer" ist charakteristisch, daß in ihr die Schubspannung unabhängig von der Höhe ist und darüber hinaus die Richtung des gemittelten Windvektors besitzt. Auch die turbulenten Transporte von latenter und nichtlatenter Wärme sind in dieser Schicht ähnlich wie die Schubspannung unabhängig von der Höhe.

Es wird zwischen der surface layer, der "free-convection layer", der "mixed layer" und der "entrainment-interfacial layer" unterschieden. Die sich an die "surface layer" anschließende "free-convection layer" ist dadurch charakterisiert, daß in ihr die Schubspannung keine Rolle spielt. Diese Schicht reicht im instabilen Fall von $-z/L = 1$ bis etwa $0,1 h$, wobei h die Mischungsschichthöhe darstellt.

An die "free-convection layer" schließt sich die mixed layer an. Sie macht den Hauptteil der Mischungsschicht aus. In ihr ist die Struktur der Turbulenz sowohl unabhängig von der Höhe z als auch von der Schubspannung. Die "entrainment-interfacial layer" schließlich reicht grob von $0,8 h$ bis $1,2 h$. Die Turbulenzstruktur wird hier maßgeblich bestimmt von Einmischungs-Effekten sowie den Charakteristiken der stabilen Atmosphäre darüber. Solche Einmischungseffekte treten z.B. dann auf, wenn die Mischungsschicht im Laufe des Tages in die Höhe wächst und von der Erdoberfläche aufsteigende Luftquanten in die stabile Luftschicht oberhalb der Mischungsschicht eindringen.

2.2.4. Mischungsschichthöhe h

Die Mächtigkeit der Mischungsschicht, die ebenfalls notwendig ist, um den MONIN-KAZANSKI-Stabilitätsparameter zu bestimmen, kann entweder aus dem vertikalen Temperaturprofil ermittelt, oder für die Zeiten, für die keine Radiosonden-Aufstiege vorliegen (ausgehend von dem mit dem geringsten zeitlichen und räumlichen Abstand gemessenen Temperaturprofil), mit Hilfe der in [4] angegebenen Gleichungen in Abhängigkeit von Tages-, Jahreszeit, Sonneneinstrahlung und Windgeschwindigkeit abgeschätzt werden.

2.2.5. Rauigkeitsparameter z_0

Zur Berücksichtigung der Bebauung und des Bewuchses kann bei den K-Modellen gewöhnlich ein Rauigkeitsparameter z_0 vorgegeben werden, der die Dimension einer Länge hat. Dieser steht zu den Rauigkeitsstörungen der Unterlage in Beziehung. Seiner Herkunft nach ist er eine Integrationskonstante, welche sich bei be-

stimmten Ansätzen zur Berechnung des vertikalen Windprofils ergibt. In der Höhe z_0 verschwindet nach diesen Gleichungen der Wind. Je größer die Rauigkeit des Untergrundes, umso größer ist die in der "surface layer" auftretende Turbulenz, umso mächtiger ist des weiteren auch die "surface layer".

In der folgenden Tabelle sind typische Werte des Rauigkeitsparameters z_0 angegeben:

Tabelle 1: Größe des Rauigkeitsparameters z_0 in Abhängigkeit von der Art der Erdoberfläche

| Art der Erdoberfläche | z_0 (cm) |
|---------------------------------|------------|
| Glatte See | 10^{-2} |
| Rasenfläche (Gras etwa 1 cm) | 0,1 |
| Rasenfläche (Gras etwa 5 cm) | 1 - 2 |
| Langes Gras (etwa 60 cm) | 4 - 9 |
| Tiefland (Winter) | 1 - 2 |
| Tiefland (Sommer) | 2 - 4 |
| Baumbedeckung | 100 |
| Vorstadt | 200 |
| Stadtzentrum in einer Großstadt | 500 |

2.2.6. Mischungsweglänge

Ein weiterer Stabilitätsparameter ist die Mischungsweglänge l . Sie wurde von PRANDTL (1925) in Analogie zur freien Weglänge der kinetischen Gastheorie eingeführt. Während bei der kinetischen Gastheorie der Impulstransport durch die Molekularbewegung erfolgt, ist in der Atmosphäre der Impulstransport durch die Bewegung größerer Luftquanten bedingt. Der Impulstransport kommt nach der Mischungsweghypothese durch Wirbel zustande, welche sich in der Vertikalen mit der Geschwindigkeit w über eine Distanz l bewegen, bevor sie ihren Impuls an die bewegende Strömung abgeben. Der Mischungsweg l ist daher eine Größe, welche die lokale Intensität der turbulenten Vermischung in einem beliebigen Niveau charakterisiert.

In das verwendete K-Modell sind für l folgende Werte einzugeben:

$$100 \text{ m für } \frac{\delta \Theta}{\delta z} < 0; \quad 30 \text{ m für } \Theta \leq \frac{\delta \Theta}{\delta z} < 10^{-4}; \quad 12,5 \text{ m für } \frac{\delta \Theta}{\delta z} > 10^{-4} \quad (7)$$

2.2.7. MONIN-OBUKHOVSche-Konstante

Neben dem Stabilitätsparameter μ und der Mischungsweglänge l geht auch die MONIN-OBUKHOVSche-Konstante β in die Gleichungen zur Berechnung des vertikalen Wind- und K-Profiles ein, wenn Immissionssimulationen für die "surface layer" durchgeführt werden sollen. β nimmt folgende Werte an:

- $\beta = 5$ stabile Schicht
- $\beta = 3$ labile Schicht
- $\beta = 0$ neutrale Schicht

2.2.8. Berechnung des vertikalen Windprofils

2.2.8.1. Ausbreitung oberhalb der "surface layer"

Wenn die Ausbreitung der Schadstoffe hauptsächlich in den Luftschichten oberhalb der "surface layer" erfolgt, so wird das vertikale Windprofil mit Hilfe der folgenden Potenzgleichung berechnet:

$$u(z) = u_{z_A} (z/z_A)^m \quad (8)$$

- mit $u(z)$: Windgeschwindigkeit in der Höhe z ($m s^{-1}$)
 u_{z_A} : Windgeschwindigkeit in Anemometerniveau z_A ($m s^{-1}$)
 m : von der Ausbreitungsklasse abhängiger Exponent (s. Tabelle 2)

Für Höhen von mehr als 200 m wird die Windgeschwindigkeit gleich dem Wert für 200 m gesetzt. Es handelt sich um das gleiche Verfahren, wie es auch in der TA-Luft [5] vorgeschrieben ist, lediglich die Anwendung ist unterschiedlich. Der Exponent m in der Windprofilgleichung richtet sich nach der Ausbreitungsklasse entsprechend Tabelle 2:

Tabelle 2: Exponent m der Potenzgleichung für das Windgeschwindigkeitsprofil

| Ausbreitungsklasse | m-Wert | |
|--------------------|------------------|------|
| stabil { | I | 0,42 |
| | II | 0,37 |
| neutral { | III ₁ | 0,28 |
| | III ₂ | 0,22 |
| labil { | IV | 0,20 |
| | V | 0,09 |

2.2.8.2. Ausbreitung innerhalb der surface layer

Bei vorwiegender Ausbreitung innerhalb der surface layer wird das Windprofil über den folgenden linear-logarithmischen Ansatz berechnet:

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \left(\ln \frac{z}{z_0} + \beta \frac{z-z_0}{L} \right) \quad (9)$$

mit

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_{zx}}{\rho}} = \sqrt{(u'w')}$$

u_* : Schubspannungsgeschwindigkeit

κ : KARMANsche Konstante

ρ : Dichte der Luft

In diesem Ansatz sind β die MONIN-OBUKHOVsche-Konstante und z_0 der Rauigkeitsparameter.

2.2.9. Temperaturgradienten

Bei dem verwendeten K-Modell können in die meteorologischen Vorschaltmodelle Temperaturgradienten ≤ -1 K/100 m eingegeben werden. Wenn kein gemessenes Temperaturprofil vorliegt, läßt sich der Temperaturgradient auf folgende Weise schätzen: Man bestimmt aufgrund der synoptischen Daten - Windgeschwindigkeit in Anemometerniveau, Bewölkungsgrad sowie Tages- und Jahreszeit - die Ausbreitungsklasse nach PASQUILL [6]. Den einzelnen Ausbreitungsklassen entsprechen im Mittel die Temperaturgradienten [7], wie sie in der folgenden Tabelle angegeben sind:

Tabelle 3: Ausbreitungsklasse nach PASQUILL und Temperaturgradient $\frac{\Delta T}{\Delta z}/100$ m

| Ausbreitungsklasse | | Temperaturgradient | |
|--------------------|-------|-----------------------------------|-----------|
| | | $\frac{\Delta T}{\Delta z}/100$ m | |
| extrem labil | Kl. A | | < - 1,9 |
| labil | Kl. B | - 1,9 \leq | " < - 1,7 |
| leicht labil | Kl. C | - 1,7 \leq | " < - 1,5 |
| neutral | | - 1,5 \leq | " < - 0,5 |
| leicht stabil | Kl. D | - 0,5 \leq | " < 1,5 |
| deutl. stabil | Kl. E | 1,5 \leq | " < 4,0 |
| extrem stabil | Kl. F | 4,0 \leq | " |

Die Definitionen der Ausbreitungsklassen nach TA-Luft unterscheiden sich geringfügig von denen nach PASQUILL.

3. Vergleich K-Modell / GAUSS - Modell

3.1. Gegenüberstellung der Eigenschaften von K-Modell und GAUSS-Modell

| | K-Modell | GAUSS-Modell |
|-------------------------------|---|--|
| Verwendungszweck | Zur Zeit nur als synoptisches Kurzzeitmodell verwendbar. | In erster Linie als klimatologisches Langzeitmodell, aber auch als synoptisches Kurzzeitmodell verwendbar. |
| Meteorologische Parameter | Vorgabe des K-Profiles, oder bei Vorhandensein eines meteorologischen Vorschaltmodells Vorgabe eines vertikalen Temperaturprofils. (Bei dem in der LIS vorhandenen Modell ist die Vorgabe von Temperaturgradienten ≤ -1 K / 100 m möglich). Bei Ausbreitung in der "surface layer" ist u.a. auch die Angabe des MONIN-KAZANSKIschen Stabilitätsparameters $\mu = h/L$ erforderlich mit h: Mischungsschichthöhe und L: MONIN-Obukhov-Länge. | Berücksichtigung durch Ausbreitungsklassen, welche aufgrund von Windgeschwindigkeit Tages-, Jahreszeit und Sonneneinstrahlung bestimmt werden. Die Windgeschwindigkeit wird für den Transportvorgang als mit der Höhe konstant vorausgesetzt. Für eine Reihe meteorol. Stationen des Deutschen Wetterdienstes liegen über 10 Jahre gemittelte Ausbreitungsklassenverteilungen vor. |
| Beschreibung der Turbulenz | Die Turbulenz wird durch die Diffusionskoeffizienten K_x , K_y und K_z berücksichtigt. K_z ist höhenabhängig. K_x wird gleich K_y gesetzt und steht in Beziehung zum K_z -Profil. Es gibt Modelle, in denen auch $K_x = K_y$ in Abhängigkeit von der Höhe berechnet wird. Eine Entfernungsabhängigkeit der Diffusionskoeffizienten ist nicht gegeben. | Berücksichtigung der Turbulenz durch die entfernungsabhängigen Diffusionsparameter $\sigma_y(x)$ und $\sigma_z(x)$, welche die Ausbreitung in der Horizontalen und Vertikalen beschreiben. Für verschiedene Klassen von Quellhöhen sind in der TA-Luft unterschiedliche Diffusionsparametersätze angegeben. |
| Diffusion in der Windrichtung | Berücksichtigung durch den Diffusionskoeffizienten K_x . Die Diffusion in der Windrichtung spielt bei Kurzzeit-Emissionen eine Rolle. | Normalerweise keine Berücksichtigung. Bei Windgeschwindigkeiten von mehr als 1 m/s ist die Diffusion in der Windrichtung bei Langzeit-Emissionen vernachlässigbar. |

K-Modell

GAUSS-Modell

| | | |
|--|--|--|
| Räumlicher Anwendungsbereich | Ab etwa 500 m bis in größere Quellentfernungen. Die Verwendung unterhalb von 500 m ist fragwürdig, weil mit konstanten Diffusionskoeffizienten gerechnet wird, unterhalb von 500 m Quellentfernung aber die Diffusionskoeffizienten mit der Verbreiterung der Abgasfahne noch stark anwachsen. Bei Quellentfernungen von mehr als 50 km werden meist numerische Modelle verwendet. | Zwischen 100 m und 15 km liefert das Modell die sichersten Ergebnisse. Zwischen etwa 10 und 100 m sind vereinfachte Abschätzungen möglich. Bei einer Extrapolation über etwa 15 km hinaus müssen u.a. die σ_z -Parameter begrenzt werden. |
| Verwendung bei niedrigen Windgeschw. | Auch bei Windgeschwindigkeiten unterhalb 1 m/s verwendbar. | Für Windgeschwindigkeiten unterhalb 1 m/s sind keine Immissionssimulationen möglich. |
| Höheninversionen, niedr. Mischungsschichthöhe | Berücksichtigung auf eine wirklichkeitsnahe Weise. | Berücksichtigung u.a. durch Begrenzung der σ_z -Parameter. |
| Trockene Ablagerung am Boden | Kann in der Regel durch ein additives Glied in der Differentialgleichung der turbulenten Diffusion wirklichkeitsnah modelliert werden. | Angenäherte Berücksichtigung durch spezielle Ablagerungsmodelle. |
| Bebauung, Bewuchs | Berücksichtigung durch Angabe der Rauigkeitslänge, bei dem in der LIS vorhandenen Modell bei vorwiegender Ausbreitung in der "surface layer". | Eventuell Berücksichtigung durch Verwendung verschiedener Diffusionsparametersätze. |
| Kurzzeit-Emissionen bzw. zeitl. veränd. Emissionen | Werden ohne besonderen Aufwand berücksichtigt. Hier liegt ein großer Vorteil der K-Modelle. | Können nur näherungsweise und mit einigem Aufwand berücksichtigt werden. |
| Ausbreitungsraum | Im Ausbreitungsraum ist ein Gitter aufzuspannen. Dabei sind die Abstände $\Delta x, \Delta y, \Delta z$ zwischen den einzelnen Gitterpunkten so klein wie möglich zu wählen. Außerdem | Die Immissionskonzentrationen werden für vorgegebene x,y,z-Koordinaten berechnet. |

K-Modell

muß das Gitter den Ausbreitungsraum in etwa abdecken, auch wenn für die Punkte $y \neq 0$ z.B. keine Konzentrationen berechnet werden sollen. Die Simulationsergebnisse hängen bis zu einem gewissen Grade von den Dimensionen des Gitters ab. Die Quelle ist aus rechentechnischen Gründen auf den 3. oder 4. Gitterpunkt zu legen. Für die ersten Gitterpunkte nach dem Gitterpunkt, auf dem die Quelle liegt, sind die Ergebnisse fehlerhaft.

- 3.2. Berechnung von Immissionskonzentrationen mit dem K-Modell und Vergleich der Konzentrationswerte mit Immissionskonzentrationen, die mit dem GAUSS-Modell nach TA-Luft [5] und dem GAUSS-Modell nach TURNER [6] berechnet wurden

Die Abbildungen 5 und 6 (im Anhang) zeigen die Ergebnisse von Immissionssimulationen mit dem K-Modell für effektive Quellhöhen von 20, 50, 70, 100, 150 und 200 m sowie Temperaturgradienten von -1 und -1,6 K pro 100 m. Das ist bei einem Temperaturgradienten von -1 K pro 100 m eine neutral/labile und bei einem Temperaturgradienten von -1,6 K pro 100 m eine labile Temperaturschichtung. Die Windgeschwindigkeit in Anemometerhöhe (= 10 m) wurde mit 3 m s^{-1} , die Mischungsschichthöhe mit 1000 m angesetzt. Es wurden die Immissionskonzentrationen am Boden unterhalb der Abgasfahne für Quellentfernungen zwischen 100 und 10000 m berechnet. Für Quellentfernungen unterhalb von 1000 m wurde ein geringerer Abstand der Gitterpunkte gewählt als für Quellentfernungen oberhalb von 1000 m. Es wurde angenommen, daß die Ausbreitung der Abgase hauptsächlich oberhalb der "surface layer" erfolgt. Die für eine Quellentfernung von weniger als etwa 500 m berechneten Immissionskonzentrationen sind aus den in Abschnitt 3.3 genannten Gründen als unrealistisch anzusehen. Mit zunehmender effektiver Quellhöhe sinken die Immissionskonzentrationen ab. Die Unterschiede sind im Nahbereich der Quelle am größten und in einer Quellentfernung von 10 km nur noch gering. Durch die unterschiedlichen Temperaturgradienten werden keine größeren Unterschiede in der Immissionsbelastung verursacht. Zu erwähnen ist, daß sich bei höheren Quellen bei neutral/labiler Temperaturschichtung etwas höhere Immissionskonzentrationen ergeben als bei labiler Temperaturschichtung. Bei Immissionssimulationen mit den GAUSS-Modellen ist es umgekehrt (s. Abb. 9 im Anhang). In den Abb. 7 und 8 (s. Anhang) wurde das K-Modell für einen Temperaturgradienten von -1,6 K pro 100 m und effektive Quellhöhen von 20, 50, 70 und 200 m mit dem GAUSS-Modell nach TA-Luft, Ausbreitungsstufe 4, und dem

GAUSS-Modell nach TURNER, Ausbreitungsklasse C (nach PASQUILL), verglichen. Es zeigt sich, daß die mit dem K-Modell berechneten Immissionskonzentrationen im allgemeinen niedriger liegen als die mit den GAUSS-Modellen berechneten Werte. Im quellnahen Bereich, in dem das K-Modell fehlerhafte Werte liefert, liegen die mit dem K-Modell berechneten Immissionskonzentrationen meist jedoch wesentlich höher. Das K-Modell stimmt mit dem GAUSS-Modell nach TURNER besser überein als mit dem GAUSS-Modell nach TA-Luft.

Das GAUSS-Modell nach TURNER enthält Ausbreitungsparameter, welche bei Ausbreitungsexperimenten in der Prärie ermittelt wurden. Die in dem GAUSS-Modell nach TA-Luft verwendeten Ausbreitungsparameter gehen hauptsächlich auf Ausbreitungsexperimente in der Umgebung der Kernforschungsanstalten Jülich und Karlsruhe zurück. Das Gelände ist teilweise bebaut und mit Bäumen bewachsen. Die Rauigkeit des Untergrundes ist hier größer als bei den Prariegrasexperimenten. Außerdem waren die Auslahohen der Tracer-Substanzen unterschiedlich.

3.3. Anwendbarkeit von K-Modellen im Nahbereich des Emittenten

Bei der Simulation im Nahbereich eines Emittenten ist das bei K-Modellen vorzuzugende Gitter so eng wie möglich zu wählen. Wenn Immissionskonzentrationen für unterschiedliche Quellentfernungen zu berechnen sind, ist es daher vielfach zweckmäßig, die Rechnungen mit unterschiedlichen Gitterabständen durchzuführen.

Die Quelle ist auf den 3. oder 4. Gitterpunkt zu legen, keinesfalls auf den Rand des Gitters. Die Rechnungen für die ersten Gitterpunkte nach dem Gitterpunkt, auf dem die Quelle liegt, sind als fehlerhaft anzusehen. Die Gründe für diese Vorgehensweise hängen mit der numerischen Lösung der Diffusionsgleichung zusammen. Durch die numerische Lösung der Differentialgleichung ergibt sich eine rein rechnerisch bedingte Diffusion, die auch vorhanden ist, wenn die Diffusionskoeffizienten gleich Null gesetzt werden. Wenn man das Gitter fein genug wählt, erhält man Immissionskonzentrationen für Quellentfernungen von weniger als 100 m, gegen die aus rechentechnischen Gründen nichts einzuwenden ist. Es gibt jedoch einen anderen schwerwiegenden Grund, aufgrund dessen man die K-Modelle für Quellentfernungen von weniger als etwa 500 m im Regelfall nicht verwenden kann:

Bei den K-Modellen wird mit entfernungsunabhangigen Diffusionskoeffizienten gerechnet, in Wirklichkeit nimmt aber die turbulente Durchmischung einer Abgasfahne mit der Umgebungsluft im Nahbereich mit zunehmender Quellentfernung noch stark zu, und zwar zumindest solange, bis die sogenannte Aufbruchphase der Abgasfahne abgeschlossen ist. Messungen, welche bis zu einer Quellentfernung von etwa 250 m an der Abgasfahne eines 57 m hohen Raffinerieschornsteins durchgeführt wurden, ergaben, daß die Diffusionskoeffizienten bei labiler und neutraler Temperaturschichtung mit der Quellentfernung stark anstiegen [8]. Bei stabiler Temperaturschichtung war die Zunahme nur noch gering. Zwar ist die atmosphärische Turbulenz unabhängig von der Quellentfernung einer Abgasfahne, jedoch wirkt sie auf die Abgasfahne nicht unabhängig von der Quellentfernung ein. Das hat zwei Ursachen: Einmal bringt die Abgasfahne eine Eigen-

turbulenz mit, welche zunächst einem Aufbrechen der Fahne Widerstand entgegensetzt. Dieser Widerstand ist z.B. bei Kühlturmfahnen ziemlich groß. Kühlturmfahnen behalten ihre kompakte Struktur mitunter über mehrere km hinweg. Der andere Grund ist folgender: Die atmosphärischen Wirbel zerstreuen eine Abgasfahne solange nur in geringem Maße, wie der Durchmesser der Abgasfahne kleiner ist als die charakteristische Länge der turbulenten Wirbel, welche die Durchmischung mit der Umgebungsluft hauptsächlich bewirken. Solange eine Abgasfahne noch eng gebündelt ist, wird sie von der atmosphärischen Turbulenz in erster Linie als Ganzes verschoben. Nach dem Austritt aus der Schornsteinmündung wächst eine Abgasfahne zunächst allmählich in die Breite und Höhe, bis sie die sogenannte Aufbruchphase erreicht, in der sich ihr Querschnitt relativ rasch vergrößert, weil sich hier die atmosphärischen Wirbel voll der Abgasfahne bemächtigen. Die Aufbruchphase liegt bei größeren Abgasfahnen, wie sie z.B. ein Kraftwerk mittlerer Größe emittiert, im Mittel in etwa 500 m Quellentfernung [9]. Sie rückt bei labiler Temperaturschichtung näher an den Emittenten heran und bei neutraler und leicht stabiler Temperaturschichtung weiter von der Quelle fort.

Die K-Modelle, in denen mit konstanten Diffusionskoeffizienten gerechnet wird, können frühestens von der Quellentfernung ab verwendet werden, von der ab die Aufbruchphase abgeschlossen ist.

3.4. Anwendbarkeit von K-Modellen bei Kurzzeit-Emissionen, wie sie bei Störfällen auftreten

Unter Kurzzeit-Emissionen sind Emissionen zu verstehen, welche innerhalb einer Zeit freigesetzt werden, die kleiner ist als die Zeit, welche der Wind benötigt, um die Schadstoffe von der Quelle zu dem Ort zu transportieren, für den die Immissionskonzentration zu berechnen ist. Die Emissionszeiten sind bei Kurzzeit-Emissionen, wie sie meist bei Störfällen auftreten, vielfach kleiner als eine halbe Stunde. Sie können im Minutenbereich, bei Explosionen aber auch im Sekundenbereich liegen. Mit Hilfe von K-Modellen ist die Immissionsbelastung aufgrund von Kurzzeit-Emissionen aus folgenden Gründen relativ leicht zu berechnen:

- K-Modelle berücksichtigen die Diffusion in der Windrichtung, welche nicht vernachlässigt werden darf, wenn die Emissionszeit kürzer ist als die Ausbreitungszeit. Durch die Diffusion in der Windrichtung wird die Abgaswolke in der Ausbreitungsrichtung auseinandergezogen und die Immissionskonzentrationen sinken ab.

- Des Weiteren berücksichtigen K-Modelle, daß die Abgaswolke aufgrund der Zunahme der Windgeschwindigkeit mit der Höhe auseinandergezogen wird. Mit der Ausbreitung der Schadstoffwolke in der Vertikalen kommen die oberen Teile der Abgaswolke in einen Bereich höherer Windgeschwindigkeit und werden rascher transportiert. Die Immissionskonzentrationen sinken dadurch ebenfalls ab. Bei neutraler Temperaturschichtung ist die Windgeschwindigkeit in 70 m Höhe im Mittel immerhin schon fast doppelt so hoch wie in 10 m Höhe.

Da von K-Modellen das vertikale Windprofil berücksichtigt wird, läßt sich mit ihrer Hilfe auch der Zeitpunkt besser abschätzen, wann die bei einem Störfall freigesetzte Abgaswolke einen bestimmten Punkt erreicht.

Im folgenden werden die Ergebnisse von Immissionssimulationen beschrieben, wie sie aufgrund der Anfrage eines Gewerbeaufsichtsamtes durchgeführt wurden:

Es wurde ein Störfall aufgrund eines Flußsäureausbruchs angenommen, bei dem 10 t HF innerhalb von 10 Minuten in Bodennähe verdampfen. Die Abschätzungen sollten hauptsächlich für eine Quellentfernung von 25 km durchgeführt werden, da in dieser Entfernung zwei Städte liegen, für deren Bewohner bei dem angenommenen Flußsäure-Ausbruch eine Räumung erwogen wurde.

Die Immissionssimulationen wurden für mittlere Wetterverhältnisse durchgeführt. Darunter wurde eine mittlere Temperaturabnahme von 1 K/100 m, eine Windgeschwindigkeit in Anemometerniveau von $3,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ und eine Mischungsschichthöhe von 800 m verstanden. Die Immissionssimulationen hatten folgendes Ergebnis (s. auch Abb. 10 im Anhang): Im Nahbereich zwischen 100 und 1000 m Quellentfernung dürfte die Immissionskonzentration von etwa 15 000 auf $1500 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ absinken. Diese Abschätzung wurde nur zum Teil mit Hilfe des K-Modells vorgenommen.

25 Minuten nach Beginn der Emission liegt das Immissionsmaximum in 4 km Quellentfernung und beträgt $40 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Auf einer Länge von 7 km in der Windrichtung treten zu diesem Zeitpunkt Immissionskonzentrationen zwischen 10 und $40 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ auf, wobei die Konzentrationswerte von $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ am Rande der Wolke in 7,5 bzw. 0,5 km Quellentfernung liegen. Vom Immissionsmaximum, das in der Mitte der freigesetzten Abgaswolke liegt, fallen die Konzentrationen zu den Rändern der Abgaswolke hin allmählich ab, 250 m seitlich von der Abgasfahnenachse betragen die Immissionskonzentrationen im Maximum etwa $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

50 Minuten nach Beginn der Emission liegt das Immissionsmaximum in 12,5 km Quellentfernung und beträgt $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Auf einer Länge von 7 km in der Windrichtung treten Immissionskonzentrationen zwischen 6 und $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ auf.

500 m seitlich von der Abgasfahnenachse sind die Immissionskonzentrationen im Maximum auf etwa $1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ abgesunken. Bei labiler Temperaturschichtung würde sich die Abgasfahne in stärkerem Maße in der Horizontalen senkrecht zur Windrichtung ausbreiten. Die Immissionskonzentrationen auf der Abgasfahnenachse würden absinken.

Bereits 75 Minuten nach Beginn der Emission treten in 25 km Quellentfernung Immissionskonzentrationen von $4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ auf. Die Werte steigen dann etwas später noch bis auf etwa $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ an. Immissionskonzentrationen zwischen 4 und $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ treten in der Windrichtung auf einer Länge von 7 km auf.

500 m seitlich von der Abgasfahnenachse liegt die Immissionskonzentration zwischen 18 und 25 km Quellentfernung etwas unterhalb von $1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

Wird, im Gegensatz zu der Berechnung mit dem K-Modell, eine mit der Höhe konstante Transportgeschwindigkeit von $3,5 \text{ m s}^{-1}$ angenommen und die Diffusion in der Windrichtung vernachlässigt, so ergibt sich eine Länge der Abgaswolke von nur 2,1 km, also gerade etwa 1/3 des oben angegebenen Wertes. Die Immissionsbelastung liegt entsprechend höher. Des weiteren wird die Schadstoffwolke erst nach 2 Stunden und nicht bereits nach 75 Minuten in der 25 km entfernten Stadt erwartet.

Bei den Immissionssimulationen betrug der Abstand der Gitterpunkte auf der x-Achse 700 m. Auf der y-Achse, der Achse quer zur Ausbreitungsrichtung, war der Abstand der Gitterpunkte 50 m. Insgesamt wurde die Breite des Ausbreitungsraumes mit 500 m angenommen. Bei einer Vergrößerung des Abstandes der Gitterpunkte auf der y-Achse von 50 auf 500 m unter Beibehaltung ihrer Anzahl, sank die Immissionskonzentration im Maximum in 4,2 km Quellentfernung um 1/3 ab. Die Maximalkonzentrationen in 12,6 und 21 km Quellentfernung gingen um etwa 10 % zurück (s. auch Abb. 11 im Anhang). Die Vergleiche zeigen, daß der Abstand der Gitterpunkte das Ergebnis der Immissionssimulationen maßgeblich beeinflussen kann. Die sich ergebenden Unterschiede sind bei den einzelnen K-Modellen unterschiedlich. Sie sind abhängig von der verwendeten Lösungsmethode der Differentialgleichung der turbulenten Diffusion.

S c h r i f t t u m

- [1] HARTWIG, S. und G. SCHNATZ:
Transloc - ein numerisches Modell zur Simulation von Dispersionsvorgängen in der Atmosphäre und seine Anwendung für die Ausbreitung radioaktiver Substanzen bei einem Reaktorstörfall.
Proceedings: Europäisches Seminar über radioaktive Ableitungen, Ris Ø 22 - 25, April 1980.
- [2] NIEUWSTADT, F.T.M. und H. VAN DOP:
Atmospheric Turbulence and Air Pollution Modelling.
A Course held in the Hague, 21-25 September 1981.
D. Reidel Publishing Company 1982.
- [3] NANNI, T. und M. TAGLIAZUCCA:
Turbulent Dispersion of Gaseous Pollutants: Numerical Study of Ground Level Concentration as a Function of Eddy Diffusivity Parametrization on the Atmospheric Boundary Layer.
Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. B, 31 (1982), S. 159 - 190.
- [4] GIEBEL, J.:
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten.
LIS-Bericht Nr. 12 (1981) der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW in Essen, 39 S.
- [5] Allgemeine Verwaltungsvorschriften zur Änderung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz - Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft).
GMBL der Bundesministerien, Nr. 6 vom 28.02.1983, S. 106 - 108.
- [6] TURNER, D.B.:
Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. Air Resources Field Research Office, Environmental Science Services Administration.
U.S. Department of Health Education and Welfare Public Health Service, Cincinnati, Ohio 1969.
- [7] ARON, R.H., S.C. HODGSON and I. ARON:
Effects of Atmospheric Stability and Wind Direction Correlation on Wind Speed.
Air Pollution Control Assoc., Vol. 33 (1983), No. 10, S. 985 - 986.
- [8] BROTZ, W., A. SCHÖNBUCHER und V. SCHELLER:
Langzeit-Äquidensitenstrukturen von Rußfahnen zur Ermittlung von Ausbreitungsparametern und Stoffaustauschgrößen.
Staub-Reinhalt. Luft, 43 (1983), Nr. 12, S. 463 - 469.

[9]

GIEBEL, J.:

Messungen der Abgasfahnenüberhöhung eines Steinkohlekraftwerkes mit Hilfe von Lidar.

Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, Heft 47, S. 42 - 59, Verlag W. Girardet, Essen 1979.



Bildanhang



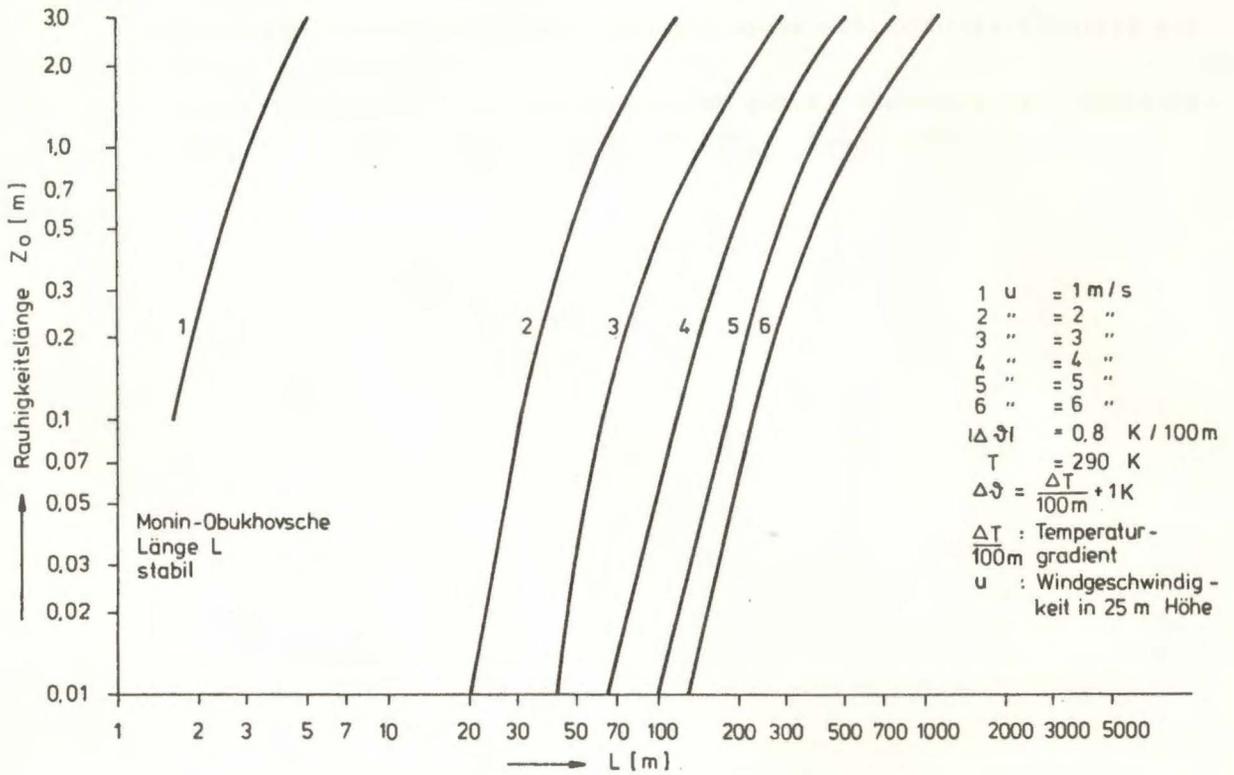


Abb. 1: Die MONIN-OBUKHOVSche Länge L bzw. Mächtigkeit der surface layer in Abhängigkeit von der Rauigkeitslänge und der Windgeschwindigkeit bei stabiler Temperaturschichtung

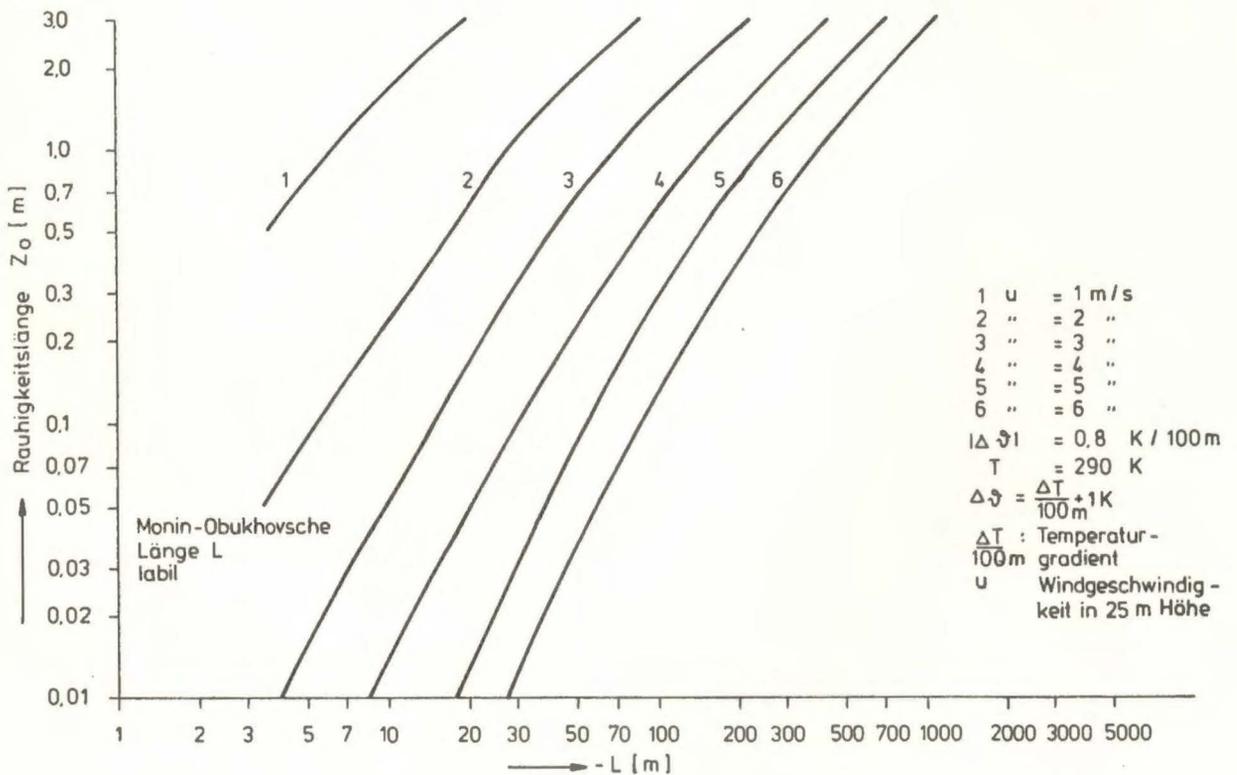


Abb. 2: Die MONIN-OBUKHOVSche Länge L bzw. Mächtigkeit der surface layer in Abhängigkeit von der Rauigkeitslänge und der Windgeschwindigkeit bei labiler Temperaturschichtung

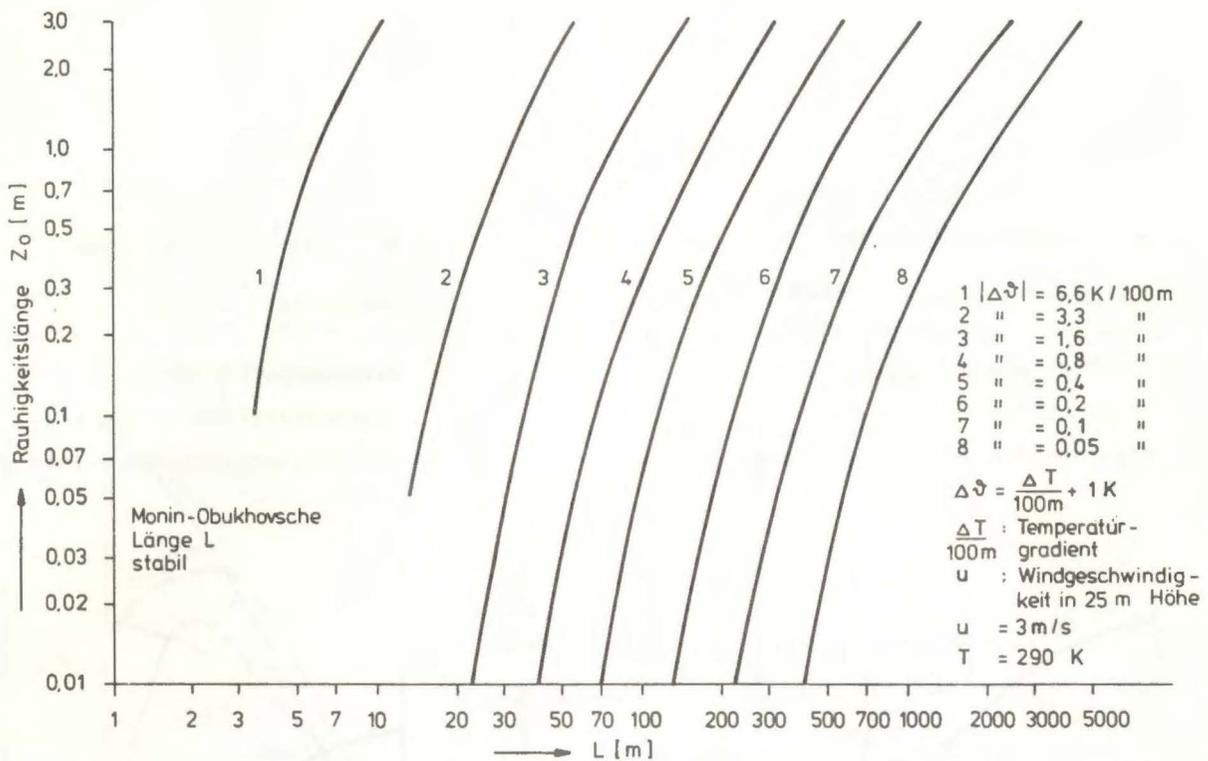


Abb. 3: Die MONIN-OBUKHOV'sche Länge L bzw. Mächtigkeit der surface layer in Abhängigkeit von der Rauigkeitslänge und dem Temperaturgradienten bei stabiler Temperaturschichtung

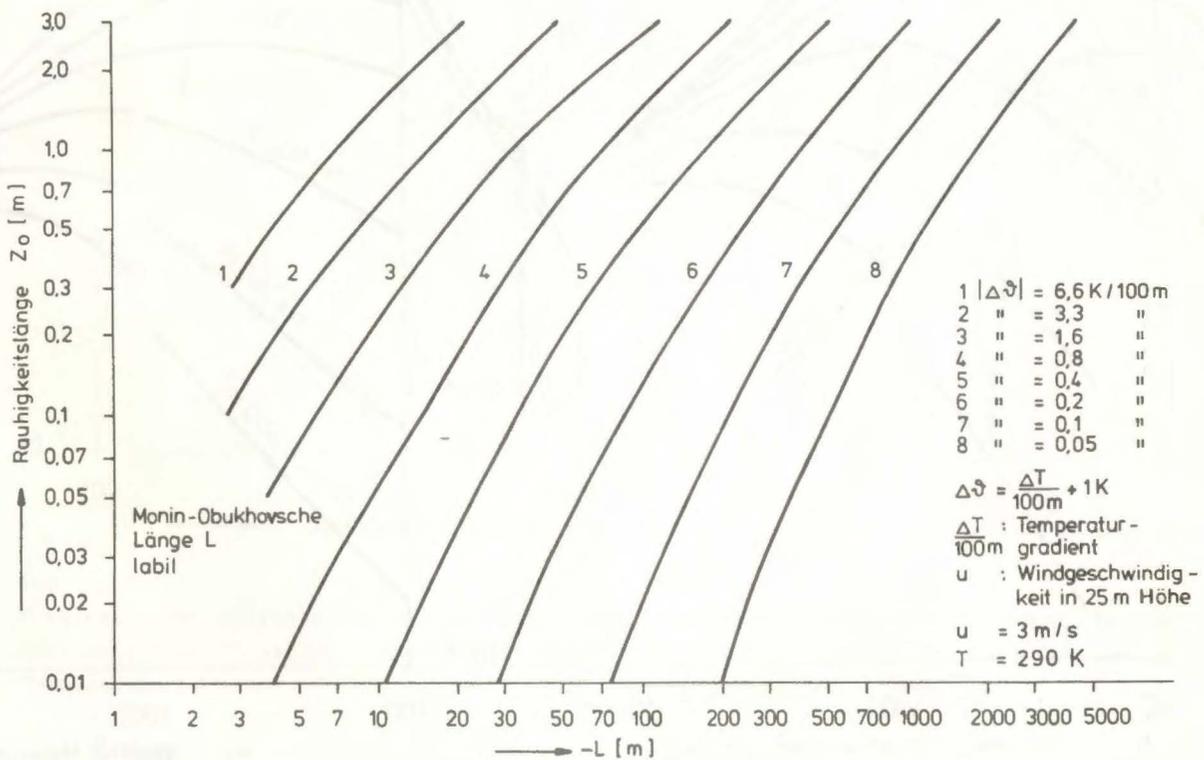


Abb. 4: Die MONIN-OBUKHOV'sche Länge L bzw. Mächtigkeit der surface layer in Abhängigkeit von der Rauigkeitslänge und dem Temperaturgradienten bei labiler Temperaturschichtung

h : effektive Quellhöhe

Temperaturgradient $\frac{\Delta T}{\Delta z} : - 0,010 \text{ K/m}$

Windgeschwindigkeit in
Anemometerniveau : 3 m s^{-1}

Mischungsschichthöhe : 1000 m

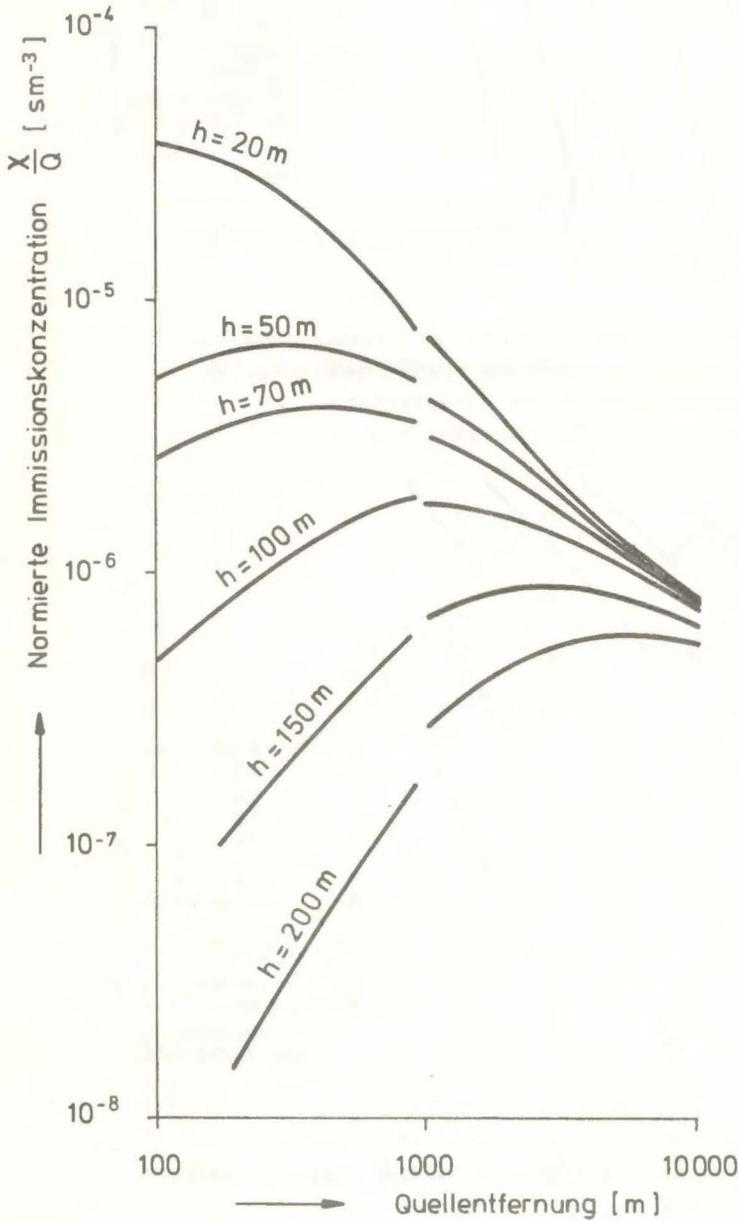


Abb. 5:
Mit dem K-Modell berechnete Immissionskonzentrationen am Boden ($z = 2 \text{ m}$) unterhalb der Abgasfahne

h : effektive Quellhöhe

Temperaturgradient $\frac{\Delta T}{\Delta z} : - 0,016 \text{ K/m}$

Windgeschwindigkeit in
Anemometerniveau : 3 m s^{-1}

Mischungsschichthöhe : 1000 m

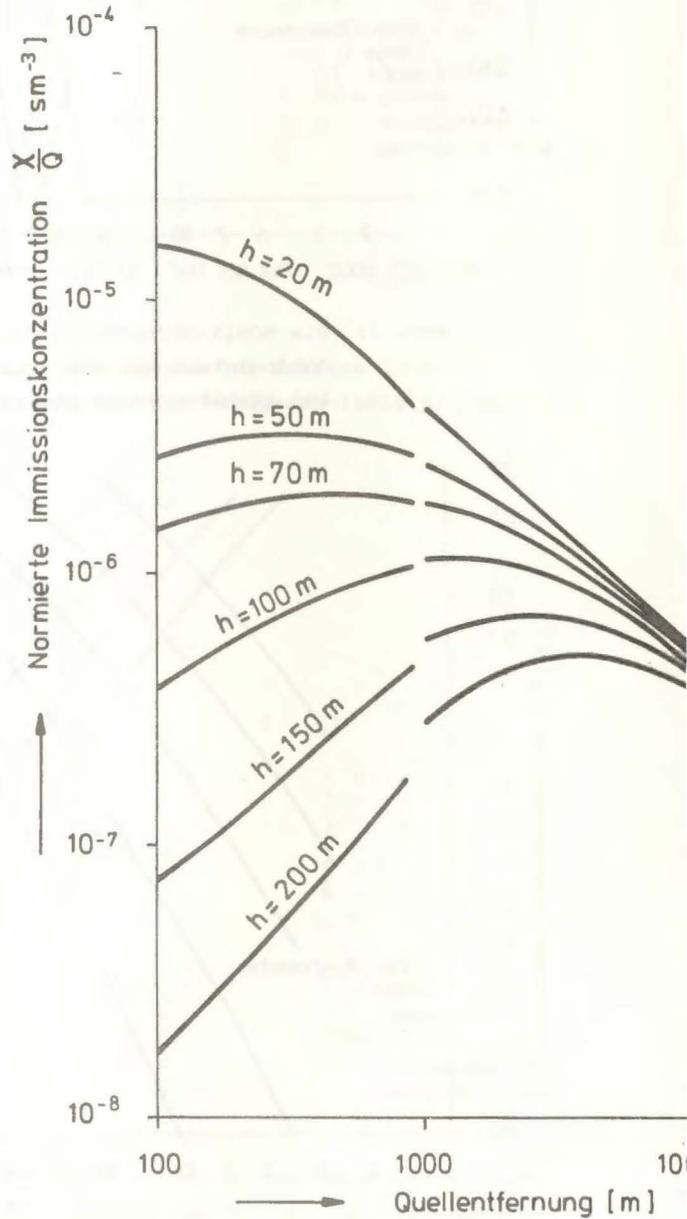


Abb. 6:
Mit dem K-Modell berechnete Immissionskonzentrationen am Boden ($z = 2 \text{ m}$) unterhalb der Abgasfahne

Immissionskonzentration
am Boden ($z = 2$ m)
unterhalb der Abgasfahne
Windgeschwindigkeit in
Anemometerniveau : 3 m s^{-1}
Mischungsschichthöhe : 1000 m
 h : effektive Quellhöhe

Immissionskonzentration
am Boden ($z = 2$ m)
unterhalb der Abgasfahne
Windgeschwindigkeit in
Anemometerniveau : 3 m s^{-1}
Mischungsschichthöhe : 1000 m
 h : effektive Quellhöhe

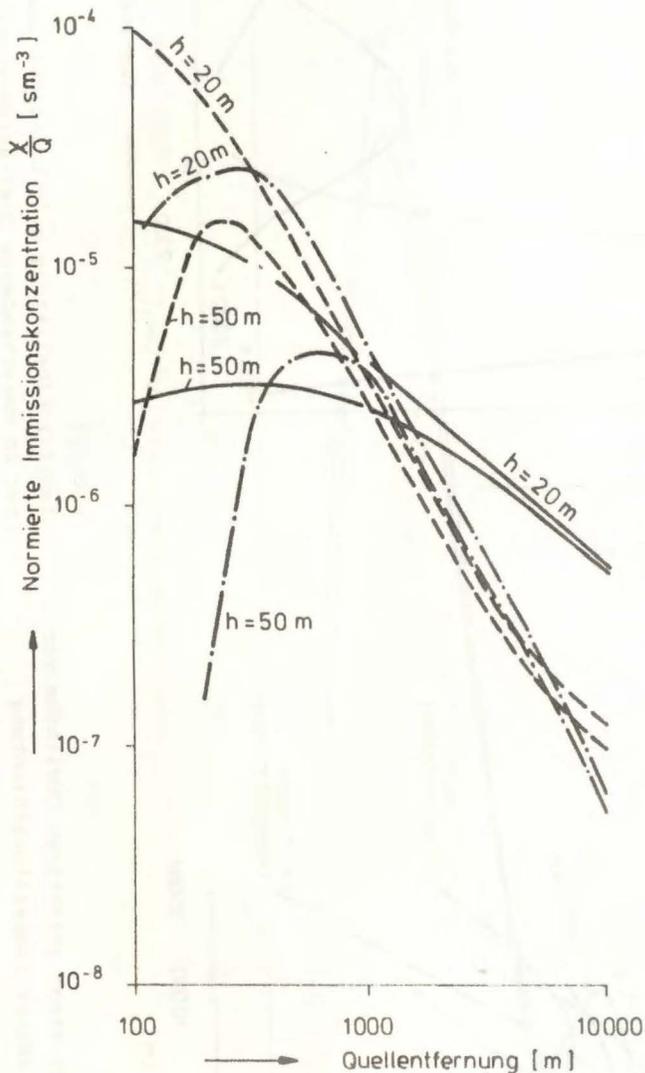


Abb. 7:
Vergleich K-Modell/GAUSS-Modell bei effektiven
Quellhöhen von 20 und 50 m und leicht labiler
Temperaturschichtung

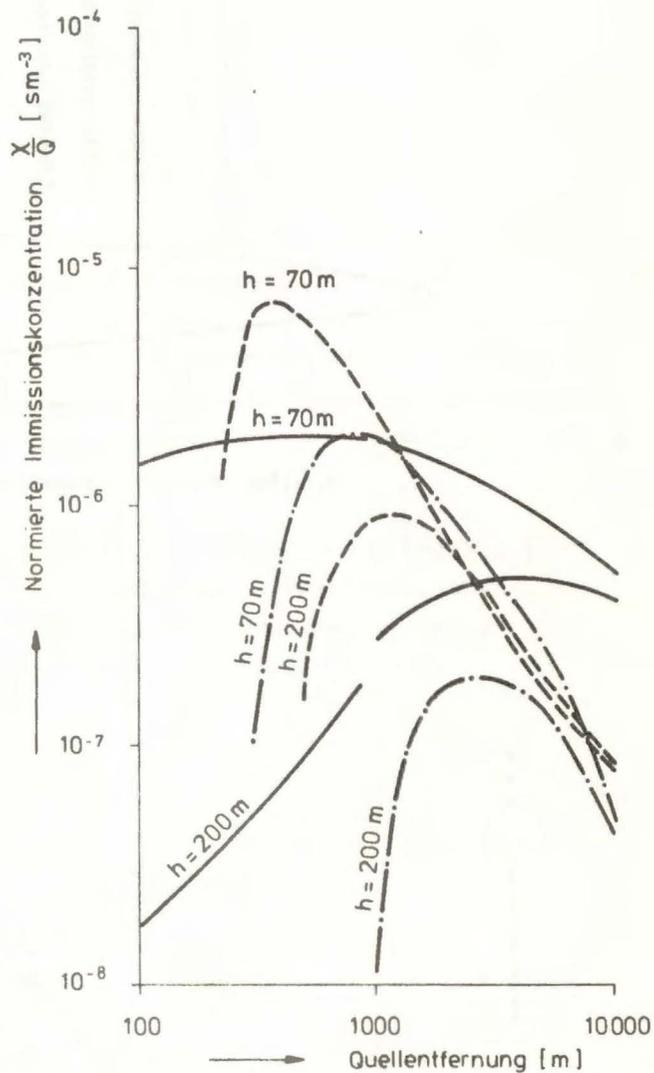


Abb. 8:
Vergleich K-Modell/GAUSS-Modell bei effektiven
Quellhöhen von 70 und 200 m und leicht labiler
Temperaturschichtung

K-Modell —————
GAUSS-Modell TA-Luft - - - - -
Ausbreitungsklasse III₂ — · — · —
GAUSS-Modell PASQUILL/
GIFFORD; Ausbreitungs-
klasse C — · — · —

K-Modell —————
GAUSS-Modell TA-Luft - - - - -
Ausbreitungsklasse III₂ — · — · —
GAUSS-Modell PASQUILL/
GIFFORD; Ausbreitungs-
klasse C — · — · —

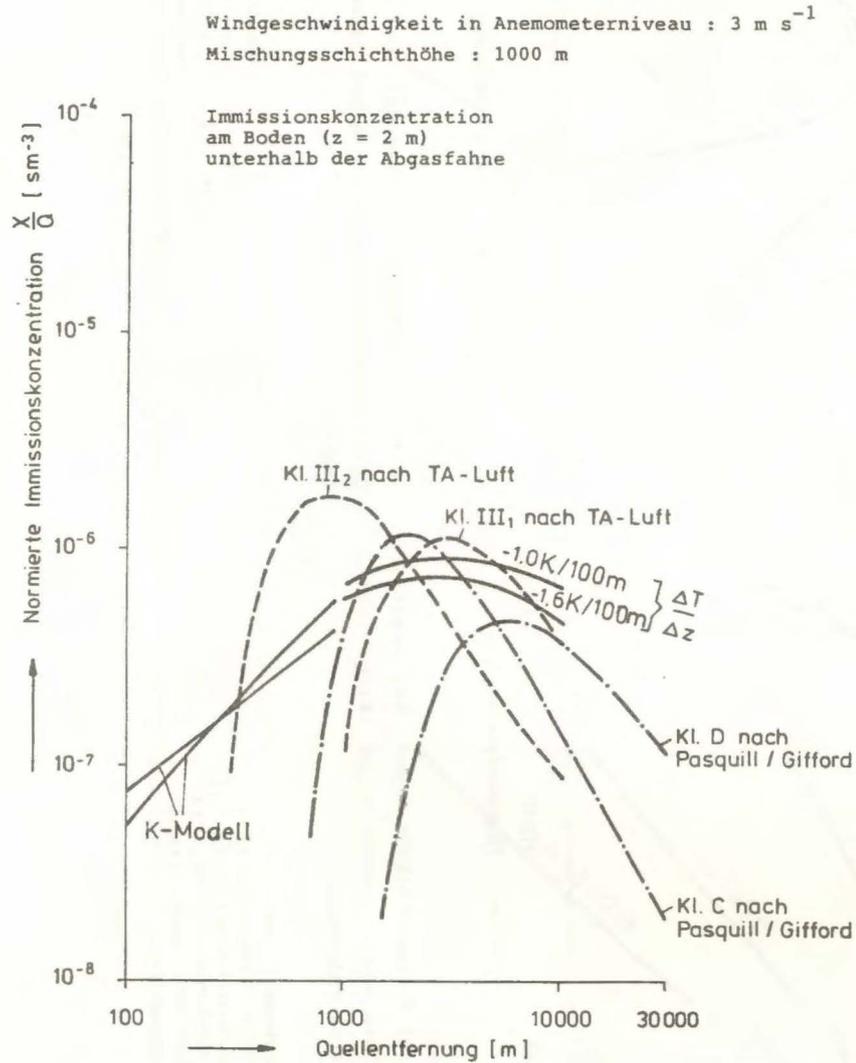


Abb. 9:
 Vergleich K-Modell/GAUSS-Modell bei einer effektiven Quellhöhe von 150 m und neutraler sowie leicht labiler Temperaturschichtung

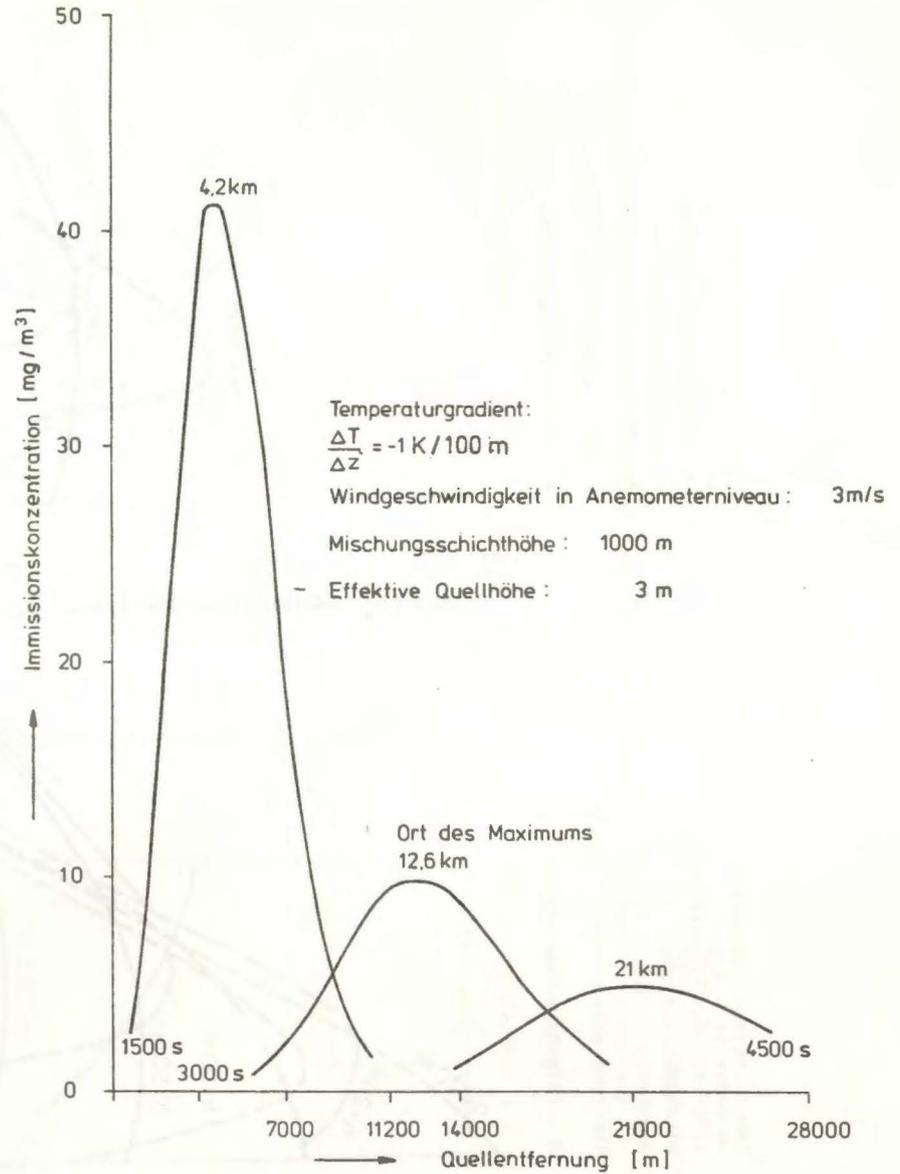


Abb. 10:
 Immissionsbelastung aufgrund einer Kurzzeit-Emission von 10 Minuten in verschiedenen Quellentfernungen nach einer Ausbreitungszeit seit Beginn der Emission von 1500, 3000 und 4500 s. Rechnung mit dem K-Modell.

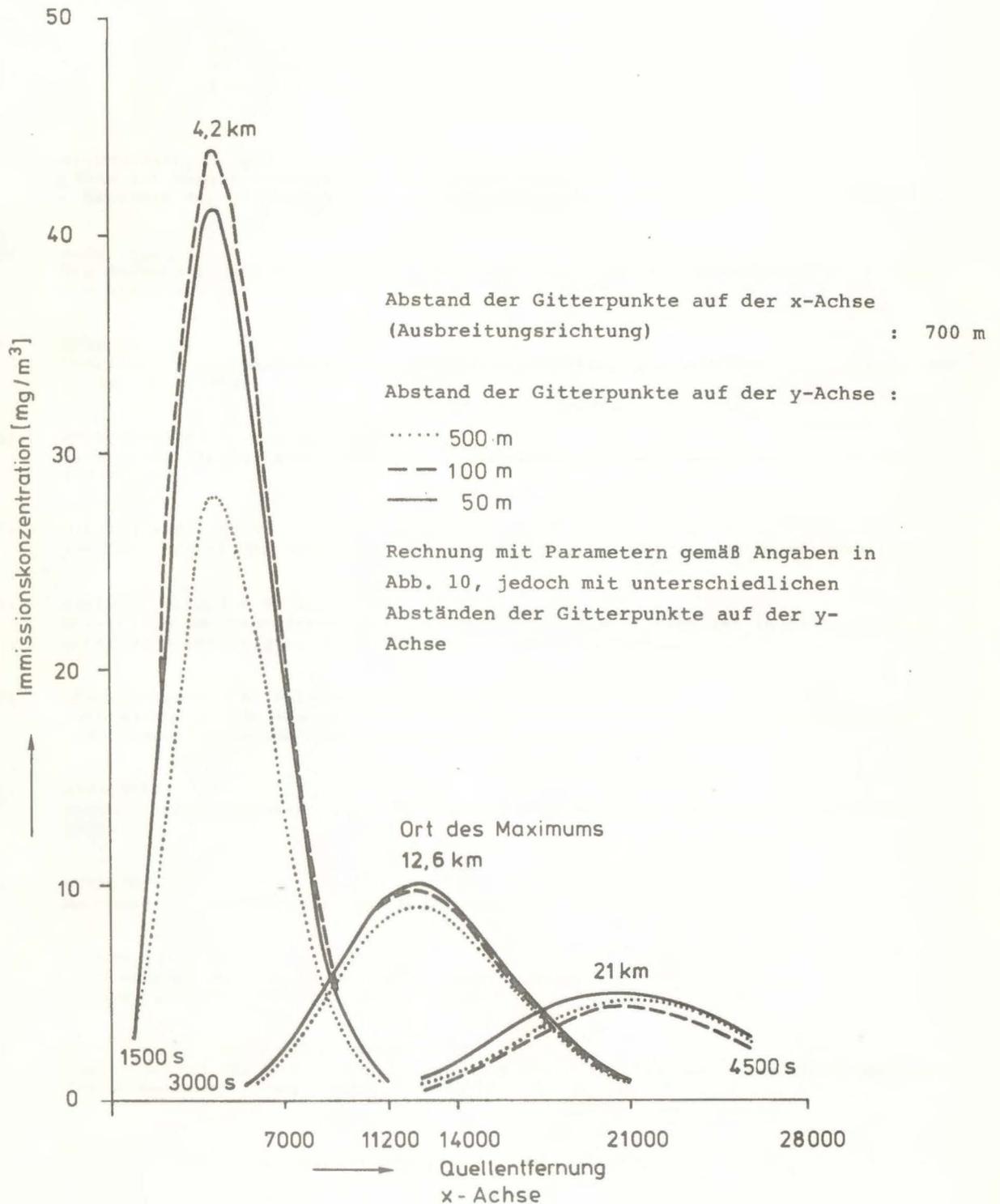


Abb. 11: Einfluß des Abstandes der Gitterpunkte auf der y-Achse (horizontale Achse zur Ausbreitungsrichtung) auf die Immissionskonzentration

Berichte der

LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, ESSEN

- LIS-Berichte -

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus den wissenschaftlichen Untersuchungen der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Einzelexemplare werden Interessenten auf Anforderung kostenlos zur Verfügung gestellt.

Anforderungen sind zu richten an die

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6
4300 E s s e n 1

- Berichte-Nr. 1: KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:
(vergriffen) LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.
- Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems - (1978).
- Berichte-Nr. 2: BUCK, M.:
(vergriffen) Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität (1978).
- Berichte-Nr. 3: SCHEICH, G.:
(vergriffen) Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA (1979).
- Berichte-Nr. 4: SPLITTGERBER, H. und K.H. WIETLAKE:
(vergriffen) Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau (1979).
- Berichte-Nr. 5: SPLITTGERBER, H.:
(vergriffen) Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsmissionen (1979).
- Berichte-Nr. 6: STRAUCH, H. und K.H. GOLDBERG:
(vergriffen) Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauzustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege (1979).
- Berichte-Nr. 7: KRAUSE, G.M.H., B. PRINZ UND K. ADAMEK:
(vergriffen) Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbenfotografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen (1980).
- Berichte-Nr. 8: WIETLAKE, K.H.:
(vergriffen) Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schabotte-Schmiedehämmern (1980).
- Berichte-Nr. 9: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen (1980).
- Berichte-Nr. 10: HILLEN, R.:
(vergriffen) Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung
-Ziele, Methodik, Ergebnisse- (1980).
- Berichte-Nr. 11: MANN, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:
(vergriffen) Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH62I für die kontinuierliche Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft (1980).
- Berichte-Nr. 12: GIEBEL, J.:
(vergriffen) Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten (1981).
- Berichte-Nr. 13: BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:
Abscheidegrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur Desodorierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen (1981).

- Berichte-Nr. 14: BRANDT, C.J.:
(vergriffen) Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum und andere Nutzpflanzen (1981).
- Berichte-Nr. 15: WELZEL, K. und H.D. WINKLER:
(vergriffen) Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. - 1. Bericht - (1981).
- Berichte-Nr. 16: PRINZ, B. und E. KOCH:
Umweltpolitik und technologische Entwicklung in der VR China (1984).
- Berichte-Nr. 17: BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (1982).
- Berichte-Nr. 18: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region (1982).
- Berichte-Nr. 19: PFEFFER, H.U.:
Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen (1982).
- Berichte-Nr. 20: BACH, R.W.:
(vergriffen) Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben (1982).
- Berichte-Nr. 21: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schalleistungspegel (1982).
- Berichte-Nr. 22: SPLITTGERBER, H.:
(vergriffen) Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur Beurteilung von Erschütterungsimmisionen (1982).
- Berichte-Nr. 23: KRAUSE, G.M.H.:
(vergriffen) Immissionswirkungen auf Pflanzen - Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten Staaten von Amerika. Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme am 13. Air Pollution Workshop in Ithaca, N. Y., in der Zeit vom 02.05.-24.05.1981 (1982).
- Berichte-Nr. 24: KÜLSKE, S.:
(vergriffen) Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet vom 15.01.1982 bis 20.01.1982 (1982).
- Berichte-Nr. 25: VAN HAUT, H. und G.H.M. KRAUSE:
(vergriffen) Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immisionen auf die Vegetation (1982).
- Berichte-Nr. 26: KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren (1982).
- Berichte-Nr. 27: MANNS, H., H. GIES und G. NITZ:
(vergriffen) Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft (1982).
- Berichte-Nr. 28: PRINZ, B., G.M.H. KRAUSE und H. STRATMANN:
Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland (1982).
- Berichte-Nr. 29: GIEBEL, J.:
(vergriffen) Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Sperrschichthöhen und Immissionsbelastung (1983).

- Berichte-Nr. 30: MANN, H. und H. GIES:
Ergebnisse der Laborprüfung und Optimierung des meßtechnischen Teiles der Ozon-
Meßplätze im Meßnetz LIMES-TEMES (1983).
- Berichte-Nr. 31: BEINE, H., R. SCHMIDT UND M. BUCK:
Ein Meßverfahren zur Bestimmung des Schwefelsäure- und Sulfatgehaltes in Luft
(1983).
- Berichte-Nr. 32: BEIER, R. und P. BRUCKMANN:
Messung und Analyse von Kohlenwasserstoff-Profilen im Rhein-Ruhrgebiet (1983).
- Berichte-Nr. 33: FRONZ, W.:
Ermittlung von Verkehrsgeräusch-Immissionen
- zum tageszeitlichen Verlauf des Geräuschpegels und des Verkehrsaufkommens an
Bundes- und Sammelstraßen (1983).
- Berichte-Nr. 34: BRÖKER, G.:
(vergriffen) Zusammenfassende Darstellung der Emissionssituation in Nordrhein-Westfalen und
der Bundesrepublik Deutschland für Stickstoffoxide (1983).
- Berichte-Nr. 35: PIORR, D. und R. HILLEN:
Veränderung akustischer Kenngrößen infolge der nächtlichen Abschaltung von
Lichtsignalanlagen (1983).
- Berichte-Nr. 36: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
(vergriffen) Benzol-Immissionsmessungen im Lande Nordrhein-Westfalen (1983).
- Berichte-Nr. 37: BACH, R.-W. und H. STRATMANN:
(vergriffen) Untersuchungen zur Bestimmung der Aufnahme rate des IRMA-Gerätes bei verschiedenen
Anströmverhältnissen (1983).
- Berichte-Nr. 38: WIETLAKE, K.H.:
Beurteilung und Minderung tieffrequenter Geräusche (1983).
- Berichte-Nr. 39: STRAUCH, H. und K. SCHWENGER:
Geräusche und Erschütterungen, verursacht durch elektrisch angetriebene
Wärmepumpen (1983).
- Berichte-Nr. 40: BRÖKER, G. und B. SCHILLING:
Schwermetallemissionen bei der Verbrennung kommunaler Klärschlämme (1983).
- Berichte-Nr. 41: HILLEN, R.:
(vergriffen) Über Möglichkeiten zur Verbesserung der Qualität von Schießgeräuschmessungen im
Immissionsbereich (1983).
- Berichte-Nr. 42: KLEIN, M.:
Untersuchung zur Schallausbreitung im Freien - Ziele, Physik der
Schallausbreitung, Vorgehensweise, Ergebnisse - (1983).
- Berichte-Nr. 43: PFEFFER, H.-U., S. KÜLSKE und R. BEIER:
(vergriffen) Jahresbericht 1981 über die Luftqualität an Rhein und Ruhr.
Ergebnisse aus dem telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen.
(1984)
- Berichte-Nr. 44: BUCK, M., H. IXFELD und R. BEIER:
Immissionsbelastung durch Fluor-Verbindungen in der Nachbarschaft der
Aluminiumhütte LMG in Essen. (1984).
- Berichte-Nr. 45: STRAUCH, H. und R. HILLEN:
Geräuschimmissionen in Großstädten; Flächenbezogene Kennzeichnung dieser
Geräuschimmissionen (1984).
- Berichte-Nr. 46: BUCK, M. und P. BRUCKMANN:
Air quality surveillance in the Federal Republic of Germany (1984).

- Berichte-Nr. 47: BEIER, R.:
Kohlenwasserstoffbelastung in Ahlen - eine statistische Analyse -. (1984)
- Berichte-Nr. 48: SCHADE, H.:
Prognose der Schadstoffemissionen aus Verbrennungsanlagen im Belastungsgebiet
Rheinschiene-Süd für die Jahre 1985 und 1990. (1984)
- Berichte-Nr. 49: STRATMANN, H.:
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation.
Bewertung der Luftanalyse auf der Grundlage weiterentwickelter Dosis-
Wirkungsbeziehungen für Schwefeldioxid und Ozon zur Ursachenaufklärung der
neuartigen Waldschäden. (1984)
- Berichte-Nr. 50: GOLDBERG, K.H.:
Untersuchungen zu Schießlärmminderungen, dargestellt an Fallbeispielen. (1984)
- Berichte-Nr. 51: HERPERTZ, E., J. ASSMANN, D. KRANE, E. HARTMANN, B. STECK, E. BREWIG und J.
KROCHMANN:
Messen und Beurteilen von Lichtimmissionen (1984).
- Berichte-Nr. 52: Pfeffer, H.-U.:
(vergriffen) Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Teil 3: Ringversuche der staatlichen Immissions- Meß- und Erhebungsstellen in der
Bundesrepublik Deutschland (STIMES).
Ergebnisse für die Komponenten SO₂, NO_x, O₃ und CO. (1984).
- Berichte-Nr. 53: BEIER, R.:
Zur Planung und Auswertung von Immissionsmessungen gemäß TA-Luft 1983. (1985).
- Berichte-Nr. 54: BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Polychlorierte Dibenz-Dioxine und Furane in den Filterstäuben und Schlacken der
zwölf Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sowie einiger
Sondermüllverbrennungsanlagen. (1985).
- Berichte-Nr. 55: KÜLSKE, S., J. GIEBEL, H.-U. PFEFFER und R. BEIER:
ANALYSE der Smoglage vom 16. bis 21. Januar 1985 im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Teil 1: Text- und Bildband. (1985).
Teil 2: Meßergebnisse. (1985).
- Berichte-Nr. 56: SPLITTGERBER, H., M. KLEIN und P. NEUTZ:
Untersuchungen zur Ermittlung der Wahrnehmungsschwelle bei Einwirkung von
Erschütterungen auf den Menschen - Beschreibung der Versuchsanlage - (1985).
- Berichte-Nr. 57: PRINZ, B., J. HRADEZKY, H.-U. PFEFFER, H.W. ZÖTTL und H.-K. LICHTENTHALER:
Forschungsergebnisse zur Problematik der neuartigen Waldschäden. (1985).
- Berichte-Nr. 58: GIEBEL, J. und W. STRAMPLAT:
Untersuchung über die Eignung des Korrelationsspektrometers Cospec V zur
Bestimmung des Transportes von Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid. (1986).
- Berichte-Nr. 59: PRINZ, B., D. SCHWELA, E. KOCH, S. GANSER und T. EIKMANN:
Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit von
Pseudokrupperkrankungen im Stadtgebiet Essen. (1986).

- Berichte-Nr. 60: MANN, H. und H. GIES:
Ergebnis der Erprobung des automatischen Ozon-Meßgerätes Dasibi, Typ 1008 AH
(1986).
- Berichte-Nr. 61: SPLITTGERBER, H.:
Messung und Beurteilung von Erschütterungsimmissionen - Vergleich verschiedener
Verfahren - (1986).
- Berichte-Nr. 62: BUCK, M. und P. KIRSCHMER:
Immissionsmessungen polychlorierter Dibenzo-p-Dioxine und Dibenzofurane in
Nordrhein-Westfalen (1986).

Anmerkung:

Die LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in zahlreichen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Ausleihe bzw. Einsichtnahme zur Verfügung.