

Technische Grundlage

zur Berechnung und Beurteilung
von Immissionen im Nahbereich
kleiner Quellen (Technische Grund-
lage Ausbreitungsrechnung) -
2010



Inhalt

Vorwort	1
1 Einleitung	2
2 Anwendungsbereich	3
3 Verwendete Abkürzungen	5
4 Relevante Normen und Richtlinien	7
4.1 Österreichische Normen und Richtlinien	7
4.2 Deutsche Richtlinien	8
5 Bewertungsgrundlagen zur Immissionsbeurteilung	11
5.1 Richtlinien der Europäischen Union	11
5.2 Österreichische Gesetze und Verordnungen	11
6 Erforderliche Unterlagen für die Durchführung einer Immissionsprognose im Verfahren	16
6.1 Allgemeines	16
6.2 Zusätzliche notwendige Angaben für bestimmte Anlagen	17
6.2.1 VOC-Anlagen	17
6.2.2 Biogasanlagen	17
6.2.3 Kraftfahrzeugabstellplätze (Parkplätze, Garagen)	18
7 Immissionsabschätzung	19
7.1 Modellierung der Schadstoffausbreitung	19
7.2 Ausbreitungsmodell ADAS	20
7.2.1 Modellauswahl	20
7.2.2 Methodik	22
7.2.3 Benutzerhinweise	27
7.3 Weitere Modelle	29
7.3.1 Punktquellen	29
7.3.2 Flächenquellen	32
7.4 Ermittlung einer Gesamtbelastung	36
7.4.1 Langzeitmittelwerte	36
7.4.2 Tagesmittelwert (max. TMW) und 98-Perzentilwert	37
7.4.3 Kurzzeitbelastungen (max. HMW)	38
7.4.4 NO - NO ₂ Umwandlungsfunktion	39
7.5 Geruchsabschätzung	42

8	Abschätzung von Langzeitmittelwerten	45
9	Literatur	48
10	Anhang (Berechnungsbeispiele ADAS)	53
10.1	Heizwerk.....	53
10.2	Parkplatz	57
10.3	Tierstall	58

Vorwort

Die vorliegende Technische Grundlage wurde von den technischen Amtssachverständigen auf Grund ihrer Erfahrungen in gewerbebehördlichen Genehmigungsverfahren erarbeitet. Wo es als zweckdienlich erschien, wurden auch externe Experten gehört bzw. mit Detailfragen befasst.

Die Technische Grundlage bietet eine Zusammenfassung des für die Beurteilung des Sachgebietes notwendigen Basiswissens und gibt eine Übersicht über etwaig auftretende Gefahren, Emissionen oder Beeinträchtigungen und zeigt mögliche Abhilfemaßnahmen auf. Sie reflektiert die vielfältigen Erfahrungen einer langjährigen Verwaltungspraxis und dient dem Schutz von Personen und dem Schutz der Umwelt.

Die Technische Grundlage stellt die zu manchen Fragen zum Teil auch unterschiedlichen Auffassungen der Technischen Amtssachverständigen auf eine gemeinsame Basis und ist grundsätzlich als Maximalbetrachtung des gestellten Themas zu sehen. Die in der Technischen Grundlage enthaltenen Inhalte sind daher nicht unbedingt in jedem Fall gegeben und vorgeschlagene Abhilfemaßnahmen sind nicht überall im gesamten Umfang notwendig. Andererseits können im Einzelfall vorliegende Umstände andere als in der Technischen Grundlage vorgesehene bzw. zusätzliche Maßnahmen rechtfertigen. Es obliegt daher dem Technischen Amtssachverständigen im gewerbebehördlichen Genehmigungsverfahren, den jeweils konkret vorliegenden Sachverhalt nach den Erfordernissen des Einzelfalles zu beurteilen.

Der Technischen Grundlage kommt kein verbindlicher Charakter zu. Der Inhalt der Technischen Grundlage basiert auf dem zum Zeitpunkt ihrer Veröffentlichung im Arbeitskreis verfügbaren Wissen.

1 Einleitung

Bei der immissionstechnischen Beurteilung von größeren Anlagen, welche Luftschadstoffe emittieren, stehen in der Regel detaillierte Grundlagen zur Verfügung. Neben genauen Angaben zu den zu erwartenden Emissionen ist es üblich, auch lokale Ausbreitungsbedingungen, wenn notwendig, zu erheben. Aufgrund des längeren Planungszeitraumes steht auch mehr Zeit für aufwändige Simulationsrechnungen zur Verfügung.

Die Beurteilung der durch kleinere Anlagen bzw. Vorhaben zu erwartenden Immissionen stellt dagegen häufig ein Problem dar, da aus Kosten- und Zeitgründen keine detaillierten Grundlagendaten erhoben werden können. In der Regel stehen keine meteorologischen Messdaten für eine genaue Ausbreitungsmodellierung der Luftschadstoffe zur Verfügung, sodass eine Beurteilung mit einfachen Mitteln vorgenommen werden muss. Darüber hinaus liefern unterschiedliche Berechnungsmethoden oft stark streuende Immissionsprognosen.

Ziel dieser Technischen Grundlage ist die Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methodik zur Beurteilung der Immissionen aus kleinen Anlagen. Naheliegend war daher auch die Zusammenfassung bzw. Harmonisierung der Immissionsteile folgender Technischer Grundlagen:

- Technische Grundlage für die Beurteilung von Einwirkungen, die beim Betrieb von Koch-, Selch-, Brat- und Backanlagen auftreten können und Abhilfemaßnahmen (Technische Grundlage Gerüche), BMWFJ 2009
- Ermittlung von Immissionen im Nahbereich von Abstellflächen für KFZ, BMWA 2001 (wird durch die gegenständliche Technische Grundlage ersetzt)
- Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung der Staubimmissionen, BMWA 1999 (in Überarbeitung)
- Ausbreitung von Luftschadstoffen im Nahbereich, BMWA 1996 (wird durch die gegenständliche Technische Grundlage ersetzt)

2 Anwendungsbereich

Diese technische Grundlage zielt vorwiegend auf die Beurteilung der Immissionsbelastung durch „kleine Quellen“ ab. Eine exakte Abgrenzung ist naturgemäß schwierig. Grundsätzlich liegt der hier betrachtete Bereich der kleinen Quellen zwischen einem Bagatellbereich, in dem eine Ausbreitungsrechnung nicht erforderlich ist, und einem Bereich mittlerer und größerer Anlagen, bei denen detaillierte Angaben und Vorinformationen für eine Beurteilung jedenfalls notwendig sind.

Neben der Emissionsfracht sind zB

- die Art der Quelle (Flächenquelle, Punktquelle mit bzw. ohne thermischem Auftrieb, etc.),
- die Schadstoffart,
- die Abluftaustrittsbedingungen,
- die Lage der relevanten Immissionspunkte (Nachbarn), und nicht zuletzt
- die Rechtsgrundlage des Genehmigungsverfahrens

ausschlaggebend. Im Regelfall genügt es bei kleinen Quellen einen Umkreis von ca. 150 m um die Emissionsquelle(n) zu betrachten.

Welches Immissionsmodell und welcher Aufwand für eine Beurteilung letztlich erforderlich sind, muss vom Sachverständigen im Einzelfall entschieden werden.

Für „kleine Quellen“ im Sinne der gegenständlichen technischen Grundlage können Emissionsmassenströme bis zu folgender Größenordnung als Anhaltspunkt genommen werden:

Tabelle 1: Emissionsmassenströme Q				
Stoff	Q	Q	Q _{diff}	Q _{diff}
	[kg/h]	[g/s]	[kg/h]	[g/s]
Schwebstaub	1,6	0,44	0,8	0,22
Benzol	0,1	0,028	0,01	0,0028
Schwefeloxide (Schwefeldioxid und Schwefeltrioxid), angegeben als Schwefeldioxid	2,8	0,78	0,28	0,078
Schwefelwasserstoff	0,06	0,017	0,006	0,0017
Stickstoffoxide, angegeben als Stickstoffdioxid	2,0	0,56	1,0	0,28

Für diffuse Emittenten wurden aufgrund der Erfahrungen die Werte für Q durch 10 bzw. 2 (bei Staub, NO_x) dividiert.

Feinstaub:

Da der spezifische Anteil von Feinstaub am Gesamtstaub bei der Emission von großer Bedeutung ist und je nach Quelle große Unterschiede auftreten können, ist eine Angabe über den Feinstaubanteil im Abgas notwendig.

Gerüche:

Geruchsquellen eignen sich nur begrenzt für eine objektive Kategorisierung in „kleine“ bzw. „größere“ Quellen. Die Entscheidung, welches Immissionsmodell und welcher Aufwand für eine Beurteilung erforderlich sind, muss daher vom Sachverständigen im Einzelfall getroffen werden.

Zum Thema „Bagatellgrenze“:

Eine Bagatellgrenze, bis zu der keine Ausbreitungsrechnung erforderlich ist, kann grundsätzlich nicht allgemeingültig beschrieben werden. Je nach örtlicher Gegebenheit, Quelltyp oder Rechtsgrundlage des Verfahrens kann eine Emissionsquelle in einem Fall immissionstechnisch gänzlich „irrelevant“, in einem anderen Fall jedoch nicht genehmigungsfähig sein.

Eine Entscheidungshilfe zur einfachen und raschen Einstufung von Quellen bezüglich einer Bagatellgrenze wird im Bericht BE-274 der Umweltbundesamt GmbH gegeben.

3 Verwendete Abkürzungen

97,5-P	97,5-Perzentil
ADAS	Austrian database for air quality assessment near small sources http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/11257761/2222407/
ADIP	Screening-Modell zur Abschätzung von Immissionen um Parkgaragen und Punktquellen; Näheres siehe http://www.metsoft.de/html/adip.html
ADMS	fortgeschrittenes Gaußmodell – Familie für unterschiedliche Quellkonfigurationen und Anwendungen (CERC, 2006; http://www.cerc.co.uk)
AODM	Austrian Odour Dispersion Model (Ausbreitungsmodell für Geruchsstoffe; siehe http://www.zamg.ac.at/produkte/thema/umweltberatung/immission/aodm/)
AUSTAL	Ausbreitungsrechnung nach TA-Luft (numerisches Ausbreitungsmodell, siehe http://www.austal2000.de)
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMWFJ	Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend
BMWA	Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten
GewO	Gewerbeordnung 1994
GIRL	Geruchsimmissions-Richtlinie
GRAL	Grazer Ausbreitungsmodell Lagrange (Numerisches Ausbreitungsmodell der TU Graz)
HJMW	Halbjahresmittelwert
HMW	Halbstundenmittelwert
JMW	Jahresmittelwert
LASAT	Lagrange Simulation von Aerosol – Transport; Lagrange’sches Partikelmodell, kombiniert mit einem massenerhaltenden, di-

agnostischen Windfeldmodell. LASAT ist konform mit der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (Partikelmodell) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der TA Luft (2002). (Janicke Consulting, 2007; <http://www.janicke.de>)

MinRoG	Mineralrohstoffgesetz
MISKAM	Mikroskaliges Ausbreitungsmodell; Berechnung von Windverteilungen und Immissionskonzentrationen in Straßen und im Bereich komplexer Gebäudestrukturen mit Ausdehnungen von einigen 100 m (Eichhorn, 1989;)
MMW	Monatsmittelwert
MOL	Monin-Obukhov-Länge
MOS	Monin-Obukhov-Stabilitätsparameter
MW1	Einstundenmittelwert
MW8	8-Stunden-Mittelwert
NMQF	normalisierter quadratischer Fehler
NUP	Nationaler Umweltplan
TMW	Tagesmittelwert
USA	Ultraschall-Anemometer
WG	Windgeschwindigkeit

4 Relevante Normen und Richtlinien

4.1 Österreichische Normen und Richtlinien

ÖNORM M 9440:1996 11 01 Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre - Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen

ÖNORM M 9445:2003 08 01 Immissionen von Luftschadstoffen – Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung

ÖNORM M 9490-1:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 1: Grundlagen zur Durchführung und Auswertung meteorologischer Messungen

ÖNORM M 9490-3:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 3: Messung des Niederschlags

ÖNORM M 9490-4:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 4: Messung der Lufttemperatur

ÖNORM M 9490-5:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 5: Messung der Luftfeuchte

ÖNORM M 9490-6:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 6: Messung des Windes (Windrichtung und Windgeschwindigkeit)

ÖNORM M 9490-7:2009 11 01 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung - Teil 7: Strahlungsmessung und Messung der Sonnenscheindauer

RVS 09.02.33, 2006 Lüftungsanlagen. Immissionsbelastung an Portalen. Österr. Forschungsgemeinschaft Straße und Verkehr, Arbeitsgruppe „Tunnelbau“, Arbeitsausschuss „Immissionen bei Tunnelportalen“

Vorläufige Richtlinie zur Beurteilung von Immissionen aus der Nutztierhaltung in Stallungen, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe „Immissionen aus der Nutztierhaltung“, BMU, 1995

4.2 Deutsche Richtlinien

VDI 3781 Blatt 2 (August 1981) Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Schornsteinhöhen unter Berücksichtigung unebener Geländeformen

VDI 3781 Blatt 4 (November 1980) Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre; Bestimmung der Schornsteinhöhe für kleinere Feuerungsanlagen

VDI 3782 Blatt 1 (August 2009) Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Gauß'sches Fahnenmodell zur Bestimmung von Immissionsgrößen

VDI 3782 Blatt 3 (Juni 1985) Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre; Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung

VDI 3782 Blatt 5 (April 2006) Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Depositionsparameter

VDI 3783 Blatt 1 (Mai 1987) Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre; Ausbreitung von störfallbedingten Freisetzungen

VDI 3783 Blatt 2 (Juli 1990) Umweltmeteorologie; Ausbreitung von störfallbedingten Freisetzungen schwerer Gase; Sicherheitsanalyse

VDI 3783 Blatt 4 (Oktober 2004, Berichtigung 2006) Umweltmeteorologie - Akute Stofffreisetzungen in die Atmosphäre - Anforderungen an ein optimales System zur Bestimmung und Bewertung der Schadstoffbelastung in der Atmosphäre

VDI 3783 Blatt 5 (November 1999) Umweltmeteorologie - Modelle zur Gasphasenchemie der Troposphäre

VDI 3783 Blatt 6 (Oktober 1992) Regionale Ausbreitung von Luftverunreinigungen über komplexem Gelände; Modellierung des Windfeldes

VDI 3783 Blatt 8 (Dezember 2002) Umweltmeteorologie - Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle

VDI 3783 Blatt 9 (November 2005) Umweltmeteorologie - Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle - Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung

VDI 3783, Blatt 10 (Dezember 2001): Umweltmeteorologie. Diagnostische mikroskalige Windfeldmodelle. Gebäude- und Hindernisumströmung

VDI 3783 Blatt 12 (Dezember 2000) Umweltmeteorologie - Physikalische Modellierung von Strömungs- und Ausbreitungsvorgängen in der atmosphärischen Grenzschicht – Windkanalanwendungen

VDI 3783 Blatt 13 (Jänner 2010) Umweltmeteorologie - Qualitätssicherung in der Immissionsprognose - Anlagenbezogener Immissionsschutz - Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft

VDI 3784 Blatt 1 (Juni 1986) Ausbreitung von Emissionen aus Naturzug-Naßkühltürmen; Beurteilung von Kühlturmauswirkungen

VDI 3784 Blatt 2 (März 1990) Umweltmeteorologie; Ausbreitungsrechnung bei Ableitung von Rauchgasen über Kühltürme

VDI 3786 Blatt 1 (November 1995) Umweltmeteorologie - Meteorologische Messungen - Grundlagen

VDI 3786 Blatt 2 (Dezember 2000) Umweltmeteorologie - Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung – Wind

VDI 3788 Blatt 1 (Juli 2000) Umweltmeteorologie - Ausbreitung von Geruchsstoffen in der Atmosphäre – Grundlagen

VDI 3940 (Oktober 1993; zurückgezogen) Bestimmung der Geruchsstoffimmission durch Begehungen

VDI 3940 Blatt 1 (Februar 2006, Berichtigung Oktober 2006) Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen - Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen - Rastermessung

VDI 3940 Blatt 2 (Februar 2006) Bestimmung von Geruchsstoffimmission durch Begehungen - Bestimmung der Immissionshäufigkeit von erkennbaren Gerüchen - Fahnenmessung

VDI 3940 Blatt 3 (Jänner 2010) Bestimmung von Geruchsstoffimmissionen durch Begehungen - Ermittlung von Geruchsintensität und hedonischer Geruchswirkung im Feld

VDI 3940 Blatt 4 (Juni 2010) Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung - Polaritätenprofile

VDI 3945 Blatt 1 (März 1996) Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Gauß-Wolken-Modell

VDI 3945 Blatt 3 (September 2000) Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell

JOST, D., HUMMEL, H. J., 2005: Die neue TA – Luft. Immissionsschutzrecht für die betriebliche Praxis. Grundwerk einschließlich 101. Aktualisierungs- und Ergänzungslieferung September 2005. WEKA MEDIA GmbH & Co. KG, Kissing

5 Bewertungsgrundlagen zur Immissionsbeurteilung

5.1 Richtlinien der Europäischen Union

Die rechtliche Basis der Luftreinhaltung auf der Ebene der Europäischen Union bildet die sogenannte Rahmenrichtlinie über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität. Für einzelne Schadstoffe sind Regelungen (zB Grenzwerte, Messvorschriften,...) in den „Tochterrichtlinien“ niedergeschrieben. Bisher sind folgende Richtlinien beschlossen worden, wobei die Richtlinie 2008/50/EG die Richtlinien 1996/62/EG, 1999/30/EG und 2000/69/EG ersetzt, die aus diesem Grund hier nicht mehr angeführt werden.

2002/3/EG	Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft
2004/107/EG	Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft
2008/50/EG	Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa

5.2 Österreichische Gesetze und Verordnungen

In Tabelle 2 bis Tabelle 6 sind die in Österreich gültigen Grenzwerte angeführt: In Tabelle 2 und Tabelle 3 sind die Immissionsgrenzwerte zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit sowie Ziel- und Alarmwerte gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft, IG-L (BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.F. BGBl. I Nr. 77/2010), in der Tabelle 4 Grenzwerte und Zielwerte nach BGBl. II Nr. 298/2001 zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation, in der Tabelle 5 Grenzwerte gemäß Ozongesetz (BGBl. Nr. 210/1992 i.d.F. BGBl. I Nr. 34/2003) und in der Tabelle 6 Grenzwerte gemäß Forstverordnung (BGBl. Nr. 199/1984) aufgelistet.

Tabelle 2: Immissionsgrenzwerte zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft (BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.F. BGBl. I Nr. 77/2010)

Schadstoff	Kurzzeitgrenzwert			Langzeitgrenzwert	
	HMW	MW8	TMW	JMW	Deposition
	µg/m ³	mg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	mg/m ² ·d als Jahresmittel
SO ₂	200*		120		
NO ₂	200			30 bzw. 40**	
CO		10			
Staub					210
PM ₁₀			50***	40	
PM _{2,5}				25****	
Pb in PM ₁₀				0,5	
Pb im Staub					0,100
Cd im Staub					0,002
Benzol				5	

HMW Halbstundenmittelwert

MW8 gleitender Achtstundenmittelwert

TMW Tagesmittelwert

JMW Jahresmittelwert

* Drei HMWs pro Tag, jedoch maximal 48 HMWs pro Kalenderjahr bis zu einer Konzentration von 350 µg/m³ gelten nicht als Überschreitung.

** Der Immissionsgrenzwert von **30 µg/m³** ist ab 1. Jänner 2012 einzuhalten. (...) Die Toleranzmarge von 5 µg/m³ gilt gleich bleibend ab 1. Jänner 2010. Im Jahr 2012 ist eine Evaluierung der Wirkung der Toleranzmarge für die Jahre 2010 und 2011 durchzuführen. Auf Grundlage dieser Evaluierung hat der BM f. LFUW im Einvernehmen mit dem BM f. WFJ ggf. den Entfall der Toleranzmarge mit Verordnung anzuordnen.

Für neue Anlagen und Straßen gilt der Grenzwert von **40 µg/m³** (s. untenstehende Ausführungen).

*** Pro Kalenderjahr ist die folgende Anzahl an Überschreitungen zulässig: ab In-Kraft-Treten des Gesetzes bis 2004: 35; von 2005 bis 2009: 30; ab 2010: **25**.

Für neue Anlagen und Straßen sind **35** Überschreitungen zulässig (s. untenstehende Ausführungen).

**** Der Immissionsgrenzwert von 25 µg/m³ ist ab dem 1. Jänner 2015 einzuhalten. Die Toleranzmarge von 20 % für diesen Grenzwert wird ausgehend vom 11. Juni 2008 am folgenden 1. Jänner und danach alle 12 Monate um einen jährlich gleichen Prozentsatz bis auf 0 % am 1. Jänner 2015 reduziert.

Gemäß § 20 Abs. 3 IG-L (bzw. bzgl. Anlagen auch gemäß § 77 Abs. 3 GewO 1994 i.d.F. BGBl. I Nr. 66/2010) gelten für das Gebiet, in dem eine neue Anlage oder eine emissionserhöhende Anlagenerweiterung oder ein Neubau einer Straße oder eines -abschnittes genehmigt werden soll, die in dieser Bestimmung genannten Bedingungen. Dabei gelten - im Gegensatz zu den allgemeinen Grenzwerten - folgende abgeschwächte Kriterien (s. auch Tabelle 2): mehr als **35 Überschreitungen** (statt 25) des Tagesmittelwertes für **PM₁₀** bzw. der um **10 µg/m³ erhöhte** Jahresmittelwert für **NO₂** (d.h. 40 µg/m³).

Tabelle 3: Ziel- und Alarmwerte gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft (BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.F. BGBl. I Nr. 77/2010)

Schadstoff	Zielwerte		Alarmwerte
	TMW	JMW	MW3
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
SO ₂			500
NO ₂	80		400
PM _{2,5}		25*	
in PM₁₀:		ng/m ³	
Arsen**		6	
Kadmium**		5	
Nickel**		20	
Benzo(a)pyren**		1	

MW3 gleitender Dreistundenmittelwert

TMW Tagesmittelwert

JMW Jahresmittelwert

* Es gelten zusätzlich die in § 3a IG-L festgelegte Verpflichtung in Bezug auf den AEI (Indikator für die durchschnittliche Exposition) und das in § 3b IG-L festgelegte nationale Ziel für die Reduzierung des AEI.

** Diese Zielwerte dürfen ab 31. Dezember 2012 nicht mehr überschritten werden. Ab diesem Zeitpunkt gelten diese Zielwerte als Grenzwerte.

Die in der Tabelle 4 angeführten Grenz- und Zielwerte gelten zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation. Der Gültigkeitsbereich dieser Grenzwerte wird über die Standortkriterien für Probenahmestellen, an denen Messungen zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation vorgenommen werden, in der 1. Tochterrichtlinie (1999/30/EU) bzw. in der Messkonzeptverordnung (BGBl. II Nr. 344/ 2001) zum IG-L definiert.

Gemäß Anlage 2 der Messkonzeptverordnung gilt: Die Probenahmestellen, an denen Messungen zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation vorgenommen werden, sollten so gewählt werden, dass sie nicht im unmittelbaren Einflussbereich von Stickoxid (NO_x)- und Schwefeldioxid (SO₂)-Emittenten liegen. Die Luftqualität sollte für einen Bereich von einigen zehn Quadratkilometern repräsentativ sein. In Ballungsgebieten sind keine Messungen vorzunehmen. Ballungsgebiete sind zB Wien, Graz und Linz, aber auch jedes andere verbaute Gebiet, in dem sich eine größere Anzahl von Emissionsquellen befindet.

Gemäß Anhang VI der 1. Tochterrichtlinie gilt: Die Probenahmestellen, an denen Messungen zum Schutz von Ökosystemen und der Vegetation vorgenommen werden, sollten so gewählt werden, dass sie mehr als 20 km von Ballungsräumen oder 5 km von anderen bebauten Gebieten, Industrieanla-

gen oder Straßen entfernt sind. Als Anhaltspunkt gilt, dass eine Probenahmestelle so gelegen sein soll, dass sie für die Luftqualität in einem umgebenden Bereich von mindestens 1000 km² repräsentativ ist. Die Mitgliedstaaten können unter Berücksichtigung der geographischen Gegebenheiten vorsehen, dass eine Probenahmestelle in geringerer Entfernung gelegen oder für die Luftqualität in einem kleineren umgebenden Bereich repräsentativ ist.

Tabelle 4: Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation (BGBl. II Nr. 298/2001)

Schadstoff	Grenzwerte		Zielwerte
	JMW		TMW
	µg/m ³		µg/m ³
NO ₂			80
NO _x	30		
SO ₂	Jahr	20	50
	Wi	20	

Jahr Kalenderjahr
 Wi Winterhalbjahr (1. Oktober bis 31. März)
 TMW Tagesmittelwert
 JMW Jahresmittelwert

Tabelle 5: Grenzwerte gemäß Ozongesetz (BGBl. Nr. 210/1992 i.d.F. BGBl. I Nr. 34/2003)

Ozon	Menschliche Gesundheit		Vegetation
	SMW	8MW	AOT40
	µg/m ³		µg/m ³
Informationsschwelle	180		
Alarmschwelle	240		
Zielwerte ab 2010		120*	18.000
Langfristige Ziele für 2020		120	6.000

SMW Einstundenmittelwert
 8MW höchster gleitender Achtstundenmittelwert eines Tages
 AOT40 Summe der Differenzen zwischen Konzentrationen über 40 ppb (80 µg/m³) als SMW und 40 ppb (80 µg/m³) unter ausschließlicher Verwendung der SMW zwischen 8 und 20 Uhr MEZ, von Mai bis Juli (Vegetation) bzw. von April bis September (Wald), gemittelt über 5 Jahre
 * dürfen im Mittel über drei Jahre an nicht mehr als 25 Tagen pro Kalenderjahr überschritten werden

Tabelle 6: Grenzwerte gemäß Forstverordnung (BGBl. Nr. 199/1984)

Gemessen an der Empfindlichkeit der Fichte

Schadstoff		Kurzzeitgrenzwert			Deposition		
		HMW	TMW	97,5-P	MMW	JMW	JMW
		mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	g/m ² ·d	g/m ² ·d	kg/ha·a
SO ₂	So	0,14	0,05	0,07			
	Wi	0,30	0,10	0,15			
HF	So	0,0009	0,0005				
	Wi	0,004	0,003				
HCl	So	0,40	0,10				
	Wi	0,60	0,15				
NH ₃		0,30	0,10				
MgO					0,08	0,05	
CaO					0,60	0,40	
Zn							10,0
Pb							2,5
Cu							2,5
Cd							0,05

Gemessen an der Empfindlichkeit der Buche

Schadstoff		Kurzzeitgrenzwert			Deposition		
		HMW	TMW	97,5-P	MMW	JMW	JMW
		mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	g/m ² ·d	g/m ² ·d	kg/ha·a
SO ₂	So	0,30	0,10	0,15			
	Wi	0,30	0,10	0,15			
HF	So	0,006	0,003				
	Wi	0,006	0,003				
HCl	So	0,60	0,20				
	Wi	0,60	0,15				
NH ₃		0,30	0,10				
MgO					0,08	0,05	
CaO					0,60	0,40	
Zn							10,0
Pb							2,5
Cu							2,5
Cd							0,05

HMW Halbstundenmittelwert
 TMW Tagesmittelwert
 MMW Monatsmittelwert
 JMW Jahresmittelwert
 97,5-P 97,5-Perzentilwert
 So Sommerhalbjahr (April bis Oktober)
 Wi Winterhalbjahr (November bis März)

6 Erforderliche Unterlagen für die Durchführung einer Immissionsprognose im Verfahren

6.1 Allgemeines

- Übersichtsplan, in dem die Flächenwidmung ersichtlich ist (Ausschnittkopie des Flächenwidmungsplanes und/oder Bebauungsplanes)
- Lageplan (Maßstab 1:250, 1:500 oder 1:1000) mit lage- und maßstabsgerechter Darstellung der Betriebsanlage, der nächstgelegenen (nicht nur angrenzenden) Liegenschaften und Gebäude von Nachbarn sowie der eventuell vorhandenen anderen Emittenten
- Grundrisspläne 1:100, aus denen die Bauweise (Art der Materialien, Brandmauern u.a.) und der Verwendungszweck der Räume ersichtlich sind, und in denen die Standorte der Maschinen, Geräte und Einrichtungen eingezeichnet und die Rauchfänge und die Mündungen der Abluftleitungen dargestellt sind
- In Einzelfällen, in denen Details besonders wichtig sind, Pläne 1:50 (zB Lüftungsanlagen mit Darstellung der Standorte der Ventilatoren und Darstellung der Führung der Zu- und Abluftleitungen, ev. auch Schnitte)
- Betriebsbeschreibung, logistische Abläufe, emissionsrelevante Betriebszeiten
- Baubeschreibung
- Technische Beschreibungen der verwendeten Verfahren, Anlagen, Maschinen und Geräte; technische Beschreibungen der Heizung sowie der Lüftungs- und Absauganlagen
- Emissionsmassenströme für alle relevanten Luftschadstoffe
- Angabe der Abluftvolumenströme, der Austrittsgeschwindigkeit und der Höhe der Mündung der Abluft über Bodenniveau sowie über Dach der Betriebsanlage
- Angabe der Abgastemperatur

- Beschreibung eventuell vorgesehener Einrichtungen zur Ermittlung und Aufzeichnung von Emissionsmessdaten
- evtl. Angaben zur Geruchsemission

6.2 Zusätzliche notwendige Angaben für bestimmte Anlagen

6.2.1 VOC-Anlagen

Siehe auch Technische Grundlage für die Beurteilung von Lackieranlagen (BMWA 2007)

- Angabe des maximalen Tagesbedarfes an Lösungsmittel
- Sicherheitsdatenblätter für alle verwendeten Betriebsmittel (zB Lacke, Lösungsmittel, Verdünner, Härter, Reinigungsmittel)
- Emissionsberechnungen für gasförmige organische Verbindungen und Staub
- Angaben über sonstige Emissionen (zB bei Nachverbrennungsanlagen, Pulverbeschichtungsanlagen)
- Lösungsmittelprognose (voraussichtliche jährliche Einsatzmenge), bzw. Lösungsmittelbilanz

6.2.2 Biogasanlagen

Siehe auch Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen (BMWA 2007)

- Kenndaten der geplanten Gasverbrauchseinrichtungen (Brennstoffwärmeleistung, mechanische Leistung, Abwärmeleistung, Ablufttemperatur, Abluftvolumenstrom)
- Emissionsangaben BHKW-, Kessel- oder Gasturbinen-Abgase (NO_x , CO , NMHC = Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe, H_2S) in mg/Nm^3 mit Sauerstoffbezug.
- Für Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung unter 250 kW (entspricht ungefähr unter 100 kW mechanische Leistung) sind nur die CO -Emissionen anzugeben.

- Beschreibung der Art und Weise der Reduktion des H₂S-Gehaltes im Biogas
- Beschreibung der Vorkehrungen zur Geruchsminimierung (zB Folienabdeckung bei Fahrsiloanlage, Reinigung der Manipulationsflächen udgl.)
- Beschreibung der Sicherstellung, dass kein Biogas unverbrannt emittiert werden kann (Behandlung Biogas während Inbetriebnahmephase, Notstromversorgung für Gasfackel udgl.)
- Beschreibung der Behandlung der Abluft der Anlieferungs- und Übernahmebereiche, der Vorgrubenabluft und der Abluft der Hygienisierungsanlage inkl. Darstellung der Abluftführung (zB Biofilter, Verbrennung im BHKW)
- Pläne, technische Beschreibung und technische Daten aller Abluftreinigungsanlagen (zB Wäscher, Biofilter) mit zugehörigen Emissionsangaben (Emissionskonzentration und -massenströme) und Angaben zum vorgesehenen Reduktionsgrad der Geruchsstoffe bzw. sonstiger Stoffe, Ableitbedingungen der Abgas- und Abluftströme.

6.2.3 Kraftfahrzeugabstellplätze (Parkplätze, Garagen)

Siehe auch Technische Grundlage Emissionen von Kraftfahrzeugen im Bereich von Abstellflächen (BMWFJ 2010) und Technische Grundlage für die Beurteilung von Emissionen und Immissionen aus Garagen (BMWFJ 2010):

- Anzahl der Stellplätze
- Fahrzeugfrequenz (durchschnittlich, maximal)
- Lüftungssystem

7 Immissionsabschätzung

7.1 Modellierung der Schadstoffausbreitung

Folgende Anforderungen müssen an ein Ausbreitungsmodell gestellt werden, um für die tägliche Praxis im Amtssachverständigendienst in den verschiedenen Verfahren (GewO, MinRoG, AWG) geeignet zu sein:

- Gute Verfügbarkeit
- Möglichst einfache und übersichtliche Handhabung mit möglichst geringer Wahrscheinlichkeit von Eingabefehlern durch den Nutzer
- Geringe Rechenzeit, um im Verfahren rasch auf geänderte Randbedingungen reagieren zu können
- Robustheit der Ergebnisse für eine breite Anzahl an Ausbreitungsbedingungen und Anwendungsmöglichkeiten
- Möglichst hohe Genauigkeit der Ergebnisse und deren Nachweis durch eine möglichst hohe Anzahl an Validierungsrechnungen

Ein Modelltyp, der diese Anforderungen zu hundert Prozent erfüllt, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht verfügbar. Zwar werden in der Praxis immer öfter auch Ausbreitungsmodelle verwendet, welche sehr breite Anwendungsmöglichkeiten bieten, aber die Rechenzeiten sind nach wie vor noch deutlich zu hoch, um während einer Verhandlung oder eines Lokalaugenscheins auf geänderte Rahmenbedingungen (geometrische, strömungstechnische, oder emissionstechnische Änderungen) reagieren zu können. Genannt seien hier vor allem prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, welche manchmal auch mit Lagrange'schen Ausbreitungsmodellen zur besseren Auflösung von Emissionsquellen gekoppelt werden. Neben der hohen Rechenzeit ist vor allem auch das Kriterium der einfachen Bedienbarkeit und damit einer möglichst fehlerfreien Eingabe durch den Nutzer nicht gegeben. Frei wählende Parameter, wie zB die Rauigkeitslänge, können eine relativ hohe Streuung der Ergebnisse liefern.

7.2 Ausbreitungsmodell ADAS

7.2.1 Modellauswahl

Da die vorliegende Technische Grundlage nur für kleine Emissionsquellen bestimmt ist, für die aufwändige numerische Modelle aus Zeit- und Kostengründen nicht angewendet werden, musste eine Kompromisslösung erarbeitet werden. Dazu wurden mehrere Validierungsrechnungen für verschiedene Datensätze und mehrere Ausbreitungsmodelle durchgeführt (Abbildung 1 und Abbildung 2). Diese hatten zum Ziel, ein möglichst einfaches Modell zu finden, das für kleine Quellen noch eine zufriedenstellende Genauigkeit aufweist. Eine Beschreibung des Datensatzes „Uttenweiler“, bei dem Ausbreitungsexperimente in der nahen Umgebung eines Stallgebäudes durchgeführt wurden, findet sich im Benutzerhandbuch. Beim Datensatz „Raaba“ handelt es sich um 6 Ausbreitungsexperimente für eine Punktquelle ca. 1,5 m über Grund unter Schwachwindsituationen. Das an der Punktquelle emittierte Tracergas wurde an in 50 m Entfernung kreisförmig um die Quelle angeordneten Aufpunkten knapp 1 m über Grund über einen Zeitraum von je 30 Minuten gesammelt. Die Versuche wurden von der Technischen Universität Graz durchgeführt.

Vergleicht man die Berechnungsergebnisse der unterschiedlichen Modelle für die beiden Validierungsdatensätze, so zeigt sich nicht nur eine starke Streuung der Ergebnisse von Modell zu Modell, sondern auch von Datensatz zu Datensatz für ein bestimmtes Modell. Generell kann zwar gesagt werden, dass komplexere Modelle, wie zB AUSTAL, MISKAM oder GRAL, im Schnitt über alle Datensätze signifikant bessere Resultate erzielen als einfachere Modelle, wie zB die ÖNORM M 9440, aber auch komplexe Modelle zeigen in Einzelfällen manchmal hohe Abweichungen gegenüber gemessenen Werten.

Abbildung 1: Validierungsrechnungen mit verschiedenen gängigen Ausbreitungsmodellen für den Datensatz „Uttenweiler“ (Quelle: Bächlin et al., 2002)

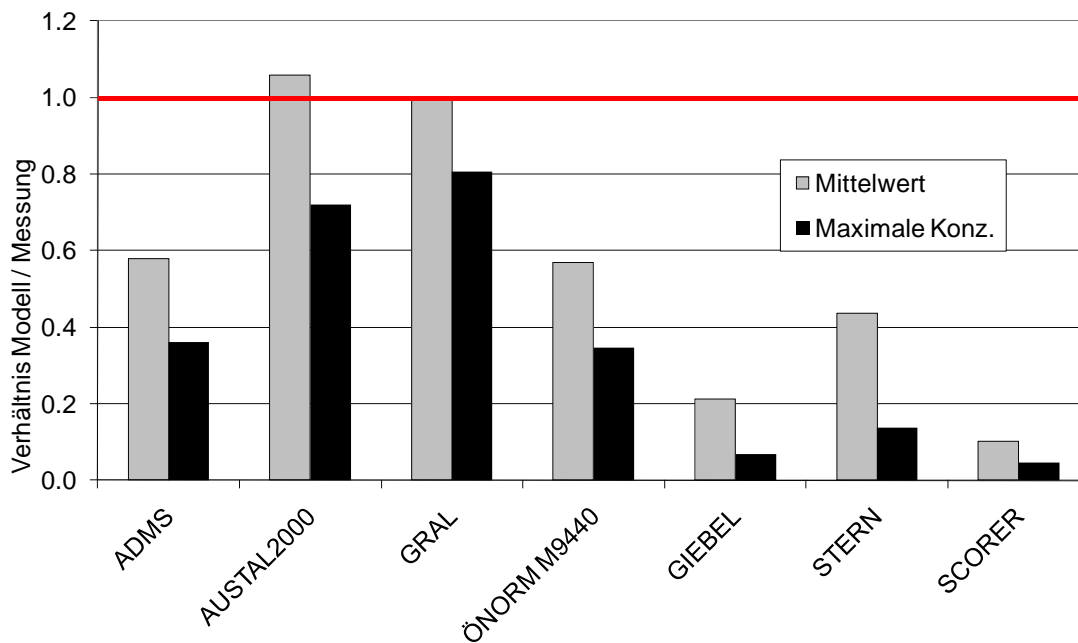
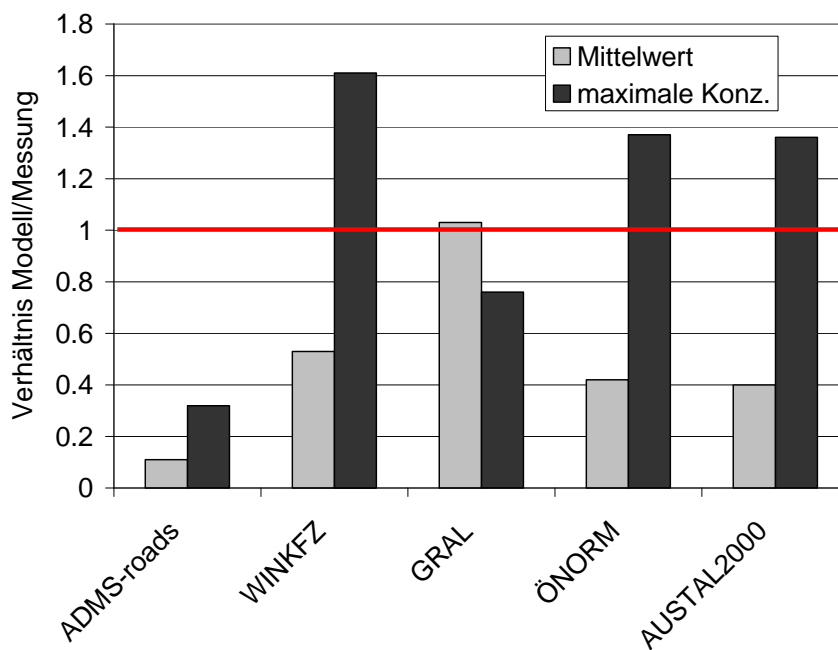


Abbildung 2: Validierungsrechnungen mit verschiedenen gängigen Ausbreitungsmodellen für den Datensatz "Raaba" (Quelle: Anfossi et al., 2006)



Da es nicht erstrebenswert ist, für jeden möglichen Anwendungsfall ein anderes Modell zu verwenden und andererseits derzeit kein einfach anzuwendendes Modell für ein breites Anwendungsspektrum zur Verfügung steht, wurde innerhalb der Arbeitsgruppe für diese Technische Grundlage eine eigene Methodik entwickelt (ADAS - **A**ustrian **d**atabase for air quality **a**ssessment near small sources). Diese steht kostenlos zur Verfügung und kann über das LUIS-Portal des Landes Steiermark heruntergeladen werden: <http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/11257761/2222407/>

Die Validierung des Modells ADAS ist im Benutzerhandbuch dokumentiert.

Grundsätzlich gibt es auch andere Modelle, welche für Ausbreitungsrechnungen angewendet werden können. Neben der Datenbanklösung soll jedenfalls auch die Verwendung anderer Modelle/Berechnungsmethoden möglich sein, sofern sie geeignet sind. Letztendlich obliegt die Wahl eines geeigneten Modells dem Sachverständigen.

7.2.2 Methodik

Auf Basis von Modellrechnungen mit GRAL wurde eine Datenbanklösung (ähnlich dem System ADIP in Deutschland) für bestimmte Quellkonfigurationen entwickelt. Dabei wurden zweidimensionale Immissionsfelder (ca. 500 pro Konfiguration und Höhenschnitt) für verschiedene Punkt-, Flächen- und Linienquellen berechnet und in einem Verzeichnisbaum gespeichert. Die Gebietsgröße wurde einheitlich mit 300 m x 300 m festgelegt. Die horizontale Auflösung der Ausbreitungsberechnungen wurde mit 5 m x 5 m definiert.

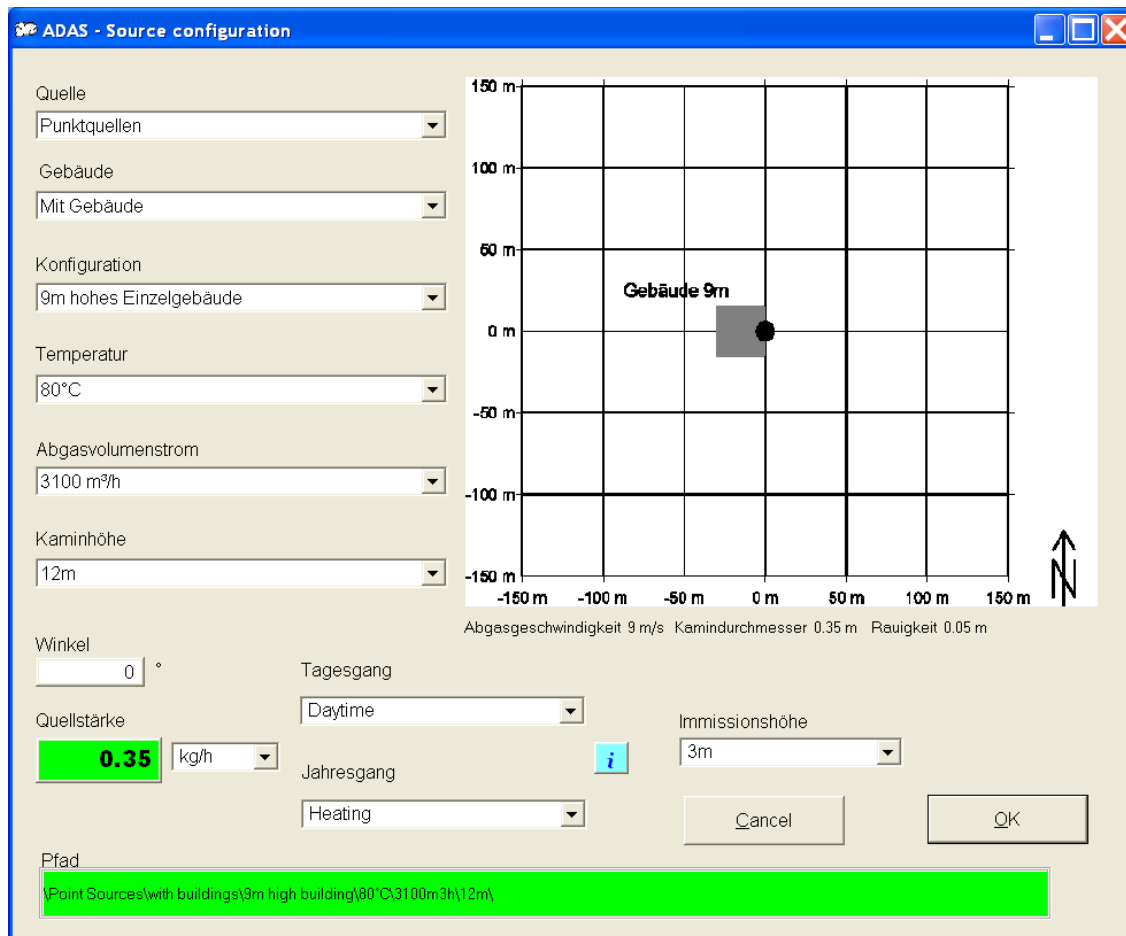
Mit Hilfe einer Benutzeroberfläche kann diejenige Konfiguration gewählt werden, welche dem realen Anwendungsfall am ehesten entspricht.

Insgesamt wurden 34 verschiedene Quellkonfigurationen berechnet (Stand 2010):

- 18 verschiedene Flächenquellen (Parkplatzkonfigurationen)
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m unverbaut
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m einseitig verbaut
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m zweiseitig verbaut
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m dreiseitig verbaut
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m vierseitig verbaut
 - Flächenquelle mit 50 m x 50 m unverbaut
 - Flächenquelle mit 50 m x 50 m einseitig verbaut

- Flächenquelle mit 50 m x 50 m zweiseitig verbaut
- Flächenquelle mit 50 m x 50 m dreiseitig verbaut
- Flächenquelle mit 50 m x 50 m vierseitig verbaut
- Flächenquelle mit 100 m x 100 m unverbaut
- Flächenquelle mit 100 m x 100 m einseitig verbaut
- Flächenquelle mit 100 m x 100 m zweiseitig verbaut
- Flächenquelle mit 100 m x 100 m dreiseitig verbaut
- Flächenquelle mit 100 m x 100 m vierseitig verbaut
- Rechteckige Flächenquelle mit einem Gebäude
- Rechteckige Flächenquelle mit zwei Gebäuden
- Flächenquelle innerhalb eines Vierkantgebäudes
- 3 verschiedene Linienquellen
 - Unverbaute Linienquelle
 - Straßenschlucht
 - Gebäuderiegel
- 6 verschiedene Parkhauskonfigurationen
 - Durchbrochener Riegel
 - Durchbrochene Straßenschlucht
 - Gebäudegruppe
 - Gebäuderiegel
 - Langes Gebäude
 - Straßenschlucht
- 7 verschiedene Punktquellen
 - Unverbaute Punktquelle (30 Variationen, zwei Immissionshöhen)
 - 9 m hohes Einzelgebäude (30 Variationen, zwei Immissionshöhen)
 - 5 m hohes Stallgebäude (7 Variationen)
 - 8 m hohes Stallgebäude (7 Variationen)
 - Gebäudegruppe I (30 Variationen)
 - Gebäudegruppe II (20 Variationen)
 - 20 m hohes Einzelgebäude (12 Variationen)

Abbildung 3: Benutzeroberfläche zur Auswahl der Konfiguration



Für die ausgewählte Konfiguration lassen sich folgende Berechnungen durchführen:

- Theoretischer Maximalwert der Immission (keine Ausbreitungsklassenzeitreihe notwendig)
- Immissionskonzentrationen für vorgebbare Ausbreitungsbedingungen
- (Jahres-)Mittelwert, maximaler Tagesmittelwert und maximaler (Halb-)Stundenmittelwert (Ausbreitungsklassenzeitreihe notwendig)
- Jahresgeruchsstunden für wahrnehmbare Gerüche (Ausbreitungsklassenzeitreihe notwendig)

Mit einer Ausbreitungsklassenzeitreihe ist eine Zeitreihe basierend auf Halbstunden- oder Stundenmittelwerten der meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse gemeint, wobei diese Parameter in klassifizierter Form vorliegen müssen.

In der Datenbank sind bereits von 35 Orten in Österreich die Ausbreitungsklassenzeitreihen vorhanden. Diese können bei Bedarf erweitert werden.

Bei der Berechnung mit einer Ausbreitungsklassenzeitreihe können vom Benutzer bereits vorhandene bzw. selbst definierbare Tages- und Monatsgänge gewählt werden (zB Emissionen nur tagsüber, Emissionen hauptsächlich im Winter).

Abbildung 4: Beispiel eines vordefinierten Tages- und Jahresganges der Emission

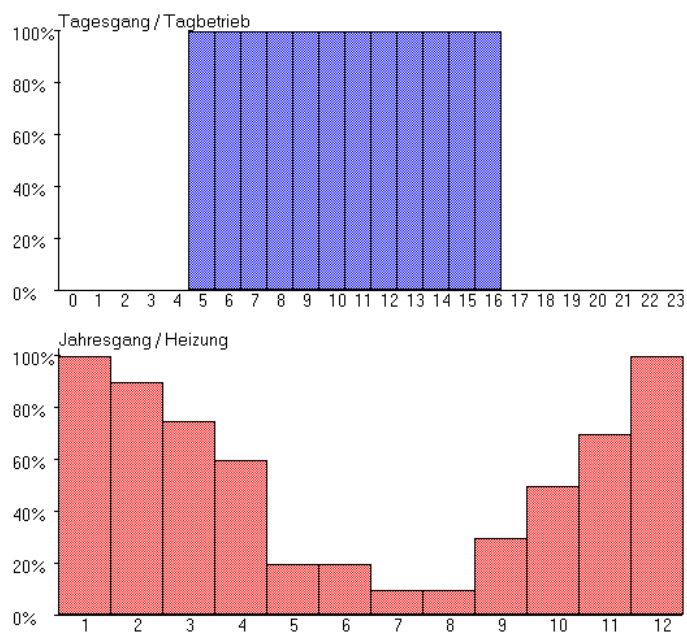
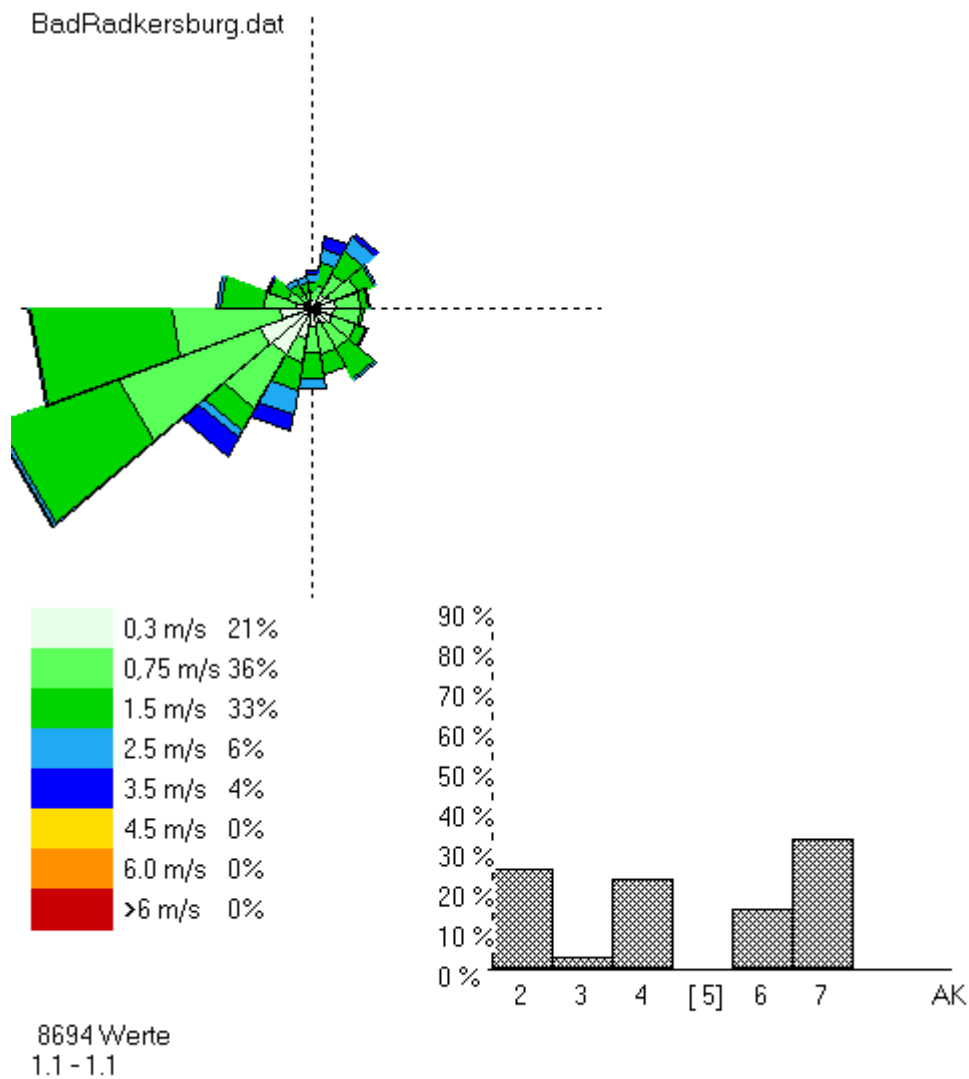
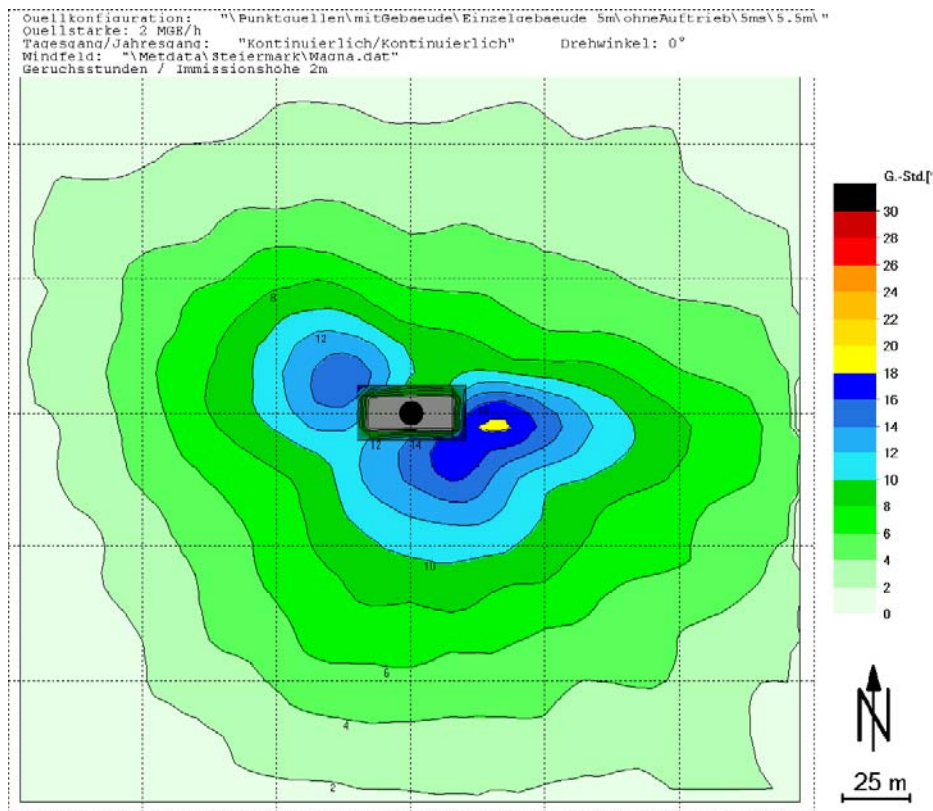


Abbildung 5: Beispiel für die statistische Auswertung und Darstellung einer Ausbreitungsklassenzeitreihe



Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt als Isolinienplot inkl. Legende und Anzeige der Immissionskonzentration.

Abbildung 6: Beispiel des Ergebnisses einer Berechnung für den Anteil der Jahresgeruchsstunden in der Umgebung eines Tierstalls in %



Konkrete Berechnungsbeispiele sind im Anhang (Abschnitt 10) angeführt. Die Validierung von ADAS ist im Benutzerhandbuch anhand von acht Datensätzen beschrieben. Die Ergebnisse zeigen generell eine gute Übereinstimmung mit den Messungen aus den Feldexperimenten.

7.2.3 Benutzerhinweise

Die Entscheidung, ob das Programm für einen bestimmten Fall anwendbar ist oder nicht, obliegt dem Sachverständigen. Bei der Anwendung ist besonderes Augenmerk auf folgende Punkte zu legen:

- In Fällen, in denen keine der vordefinierten Konfigurationen den konkreten Anwendungsfall in ausreichender Weise beschreibt, kann es zielführend sein, zwei oder mehrere Simulationen mit verschiedenen Konfigurationen durchzuführen, um realistische Immissionskonzentrationen abschätzen zu können.

- Bei der Auswahl der Kaminhöhe, des Abluftvolumenstroms und der Austrittstemperatur sind jene Werte zu wählen, die dem realen Anwendungsfall am nächsten kommen. Bei Punktquellen sind zur möglichst realistischen Abbildung der Ausbreitungssituation nicht die Austrittsgeschwindigkeit, sondern der Abluftvolumenstrom und die Austrittstemperatur (der Wärmestrom) maßgeblich.
- Bei der Interpretation der berechneten Immissionskonzentrationen ist unter anderem die verwendete Rauigkeitslänge in der gewählten Konfiguration zu berücksichtigen. Dabei ist anzumerken, dass die verwendeten Rauigkeitslängen bei vorhandenem Gebäudeeinfluss sehr niedrig gewählt wurden und entsprechend den zugrunde liegenden Modellen (GRAMM und GRAL) ausschließlich zur Parametrisierung jener Hindernisse verwendet werden, die **nicht** vom Modell aufgelöst werden (zB Autos auf einem Parkplatz; s. auch Öttl und Uhrner, 2010).
- Es ist zu beachten, dass für die Darstellung der Immissionskonzentrationen in der Nähe von Gebäuden aufgrund des verwendeten Interpolationsschemas sehr hohe Konzentrationsgradienten auftreten können (innerhalb von Gebäuden ist die Konzentration modellgemäß gleich null), wodurch gewisse Ungenauigkeiten bei der Anzeige der Immissionskonzentrationen in diesen Bereichen nicht vermieden werden können. Aussagekräftiger sind daher jene Werte in wenigen Metern vor den Fassaden der Gebäude.
- Bei der Berechnung der Jahresgeruchsstunden ist bereits das konstante C_{90}/mean Verhältnis von 4 berücksichtigt (s. Abschnitt 7.5).
- Entsprechend den umfassenden Windkanalversuchen von Thomson (1993) ist ab einer Kaminhöhe von weniger als das doppelte der Gebäudehöhe (des angrenzenden Gebäudes) mit einem deutlichen Anstieg der Bodenkonzentrationen gegenüber einer ungestörten Ausbreitung zu rechnen. Für diese Fälle sollte also jedenfalls eine Ausbreitungsrechnung mit Gebäudeeinfluss durchgeführt werden.

7.3 Weitere Modelle

7.3.1 Punktquellen

Die früher verwendeten Rechenmodelle nach GIEBEL, SCORER und STERN werden in dieser Technischen Grundlage nicht empfohlen, da sie nicht mehr dem heutigen Stand der Wissenschaft und Technik entsprechen.

7.3.1.1 Formel nach MERONEY

Vereinfachte Formel:

$$c = K \cdot \frac{Q}{u \cdot L^2}$$

mit:	c	Konzentration am Aufpunkt [GE/m ³]
	K	dimensionsloser Konzentrationskoeffizient
	Q	Quellstärke [GE/s]
	u	Windgeschwindigkeit [m/s]
	L	Referenzlänge ($L = \min(\text{Gebäudehöhe}, \text{Gebäudebreite})$) [m]

$K = 3,0$ für $\frac{x}{L} < 2,5$ (in der Kavitätszone)

$K = 18,75 \cdot \left(\frac{x}{L}\right)^{-2}$ für $2,5 \leq \frac{x}{L} < 10$ (außerhalb der Kavitätszone)

x [m] Abstand des Aufpunktes vom Gebäude in der Hauptachse

Zur Bestimmung der Referenzlänge L sowie des peak/mean Verhältnisses wird auf die Technische Grundlage für die Beurteilung von Einwirkungen, die beim Betrieb von Koch-, Selch-, Brat- und Backanlagen auftreten können und Abhilfemaßnahmen (Technische Grundlage Gerüche), BMWFJ 2009, Abschnitte 7.4.2 und 7.4.3 hingewiesen.

Erweiterte Formel:

Sollte sich aus der Anwendung des vereinfachten Verfahrens ergeben, dass Grenzwerte überschritten werden, kann im 2. Schritt das unter Abschnitt 7.2 beschriebene Modell ADAS verwendet werden.

Die Formeln nach MERONEY berechnen Maximalwerte (maximale Stundenmittelwerte). Ein Korrekturfaktor für die Berechnung der Konzentrationspitzen bei Geruchsausbreitung darf maximal so hoch sein, dass die berechneten Immissionskonzentrationen nicht höher als die Emissionskonzentrationen sind.

onen sind. Außerhalb der Kavitätszone kann je nach Konfiguration auch die ÖNORM M 9440 oder das Modell ADAS (Abschnitt 7.2) verwendet werden.

7.3.1.2 ÖNORM M 9440

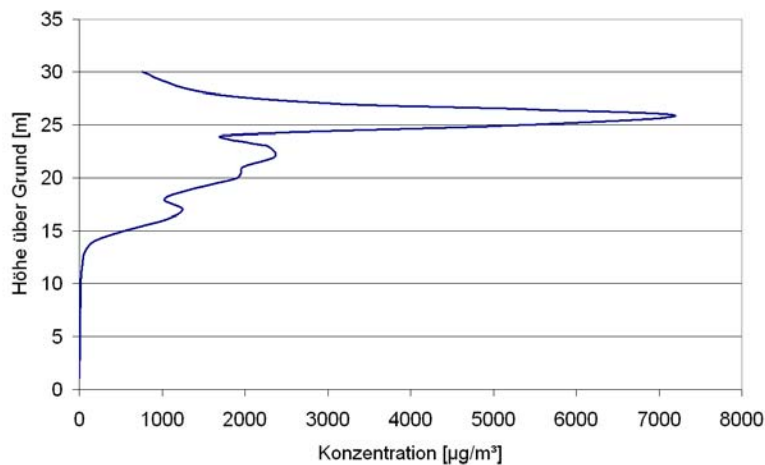
In Österreich wird als Gauß'sches Ausbreitungsmodell die ÖNORM M 9440 verwendet. Bei der Anwendung dieses Modells gelten folgende wesentliche Einschränkungen:

- Die Anwendung ist auf *mittlere* Emittenten beschränkt (das sind Emittenten mit einem Q/S^* -Wert zwischen 20 und 1000 $(\text{kg}\cdot\text{m}^3)/(\text{mg}\cdot\text{h})$).
- Eine Anwendung ist bei einer Quellentfernung unter 100 m nicht zulässig.
- Anwendung nur für punktförmige Quellen mit einer Kaminhöhe > 10 m (Quellen unter 10 m Höhe werden als kleine Quellen klassifiziert!)
- Die Emissionen müssen über den betrachteten Berechnungszeitraum (meist eine halbe Stunde) konstant bleiben.
- Die Austrittsgeschwindigkeit des Abgases sollte höher sein als das doppelte langjährige Mittel der Windgeschwindigkeit. Dies gilt bei 6 m/s als erfüllt. Bei kalten Quellen muss die Abgasgeschwindigkeit jedenfalls mindestens 6 m/s betragen.
- Eingeschränkte Anwendbarkeit bei komplexer Topographie (= orographisch modifiziertes Gelände); Geländeneigung darf maximal 15 Grad betragen.
- Das Ausbreitungsgelände darf nicht wesentlich durch Verbauung oder Bewuchs gestört sein.

Wendet man die ÖNORM M 9440 auch außerhalb des definierten Anwendungsbereiches an, so zeigt sich, dass trotzdem die Ergebnisse kaum schlechter sind als von den anderen getesteten Modellen. Die berechneten Maximalkonzentrationen weisen auch keine generellen Tendenzen (Über- oder Unterschätzen) auf. Die Abweichungen der nach ÖNORM M 9440 errechneten Ergebnisse liegen durchaus im Bereich jener Abweichungen, die mit komplexeren Modellen errechnet werden. Aus diesen Gründen scheint eine Anwendung der ÖNORM M 9440 auch außerhalb der in der ÖNORM M 9440 definierten Anwendungsgrenzen **zur Abschätzung von maximalen Immissionszusatzbelastungen** für kleine Quellen im Sinne dieser technischen Grundlage sinnvoll, sofern kein Gebäudeeinfluss vorhanden ist.

Bei der Anwendung der ÖNORM M 9440 außerhalb der definierten Grenzen ist zu beachten, dass bei Aufpunkten in der Höhe der effektiven Quellhöhe von Punktquellen vor allem im Nahbereich sehr starke vertikale Konzentrationsgradienten berechnet werden können. Dies rührt von sehr kleinen vertikalen Streuparametern bei Ausbreitungsklasse 7 her (siehe Abbildung 7). Daher sind die Ausbreitungsklassen 6 und 7 bei Verbauung bzw. komplexer Topographie (Kolb, 1981) nicht anwendbar.

Abbildung 7: ÖNORM M 9440: Berechnete maximale vertikale Konzentrationsverteilung in 25 m Entfernung zu einer Punktquelle (Kaminhöhe = 15 m, Austrittsgeschwindigkeit = 5m/s, Austrittstemperatur = 120 °C)



Von Maximalwerten zu Mittelwerten

In vielen Fällen ist es heutzutage möglich, lokalspezifische Zeitreihen von Ausbreitungsklasse, Windrichtung und Windgeschwindigkeit, zB auf Basis des relativ dichten TAWES-Stationsnetzes der ZAMG, zu erhalten, um Mittelwerte an Immissionskonzentrationen berechnen zu können. Sind im Rahmen des Amtssachverständigendienstes keine lokalen Ausbreitungsklassenstatistiken vorhanden, kann meistens nur eine Abschätzung der *maximalen* Zusatzimmission erfolgen. Die Abschätzung von anderen statistischen Kenngrößen (maximaler Tagesmittelwert, Jahresmittelwert) kann dann anhand der in Abschnitt 8 dargelegten Methodik erfolgen.

7.3.2 Flächenquellen

7.3.2.1 Box-Fluss Modell

Als Ausbreitungsmodell wird das Box-Flussmodell vorgeschlagen, wie es von R. WERNER beschrieben ist (siehe auch Technische Grundlage zur Ermittlung von Immissionen im Nahbereich von Abstellflächen für Kfz, BMWA 2001, Abschnitt 6.2). Das Modell eignet sich zur Abschätzung des maximalen Halbstundenmittelwertes an der Boxgrenze bzw. an weiter entfernten Aufpunkten.

Beispiel: Parkplatz - Box

Die Formel für die Berechnung der durch den Verkehr am Parkplatz verursachten Immissionskonzentration von Luftschadstoffen in der Box lautet:

$$S = \frac{Q_m \cdot T_b}{(V_{x,m} \cdot T_b + V_{z,m} \cdot T_b + V_p)} \quad (1)$$

mit: S Konzentration in der Box [mg/m³]

Q_m gesamte Quellstärke in der Box [mg/s]

T_b Beurteilungszeit [s]

V_{x,m} horizontaler Luftstrom [m³/s] parallel zu u gemäß Gleichung (2)

V_{z,m} vertikaler turbulenter Luftstrom [m³/s] (auf- und abwärts gerichtet) gemäß Gleichung (4)

V_p Volumen des Parkplatzes [m³] gemäß Gleichung (7)

Zur Berechnung der horizontalen, momentanen Flussgrößen dient die folgende Gleichung:

$$V_{x,m} = B_p \cdot H_p \cdot u \quad (2)$$

mit: V_{x,m} horizontaler Luftstrom [m³/s] parallel zu u

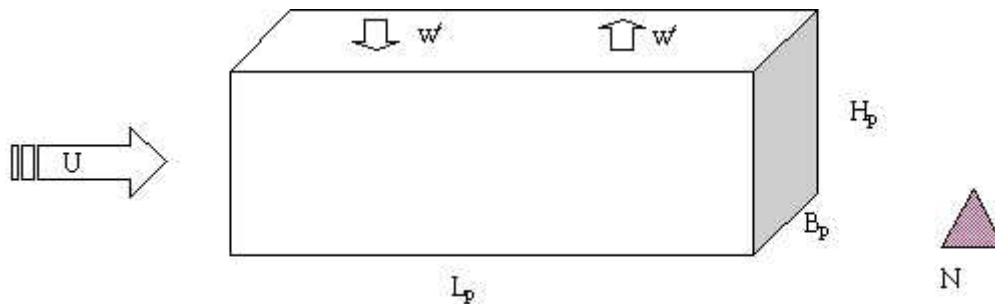
B_p Parkplatzbreite [m]

H_p Boxhöhe über Parkplatz [m]

u horizontale Windgeschwindigkeit [m/s] in halber Boxhöhe gemäß Gleichung (3)

Bezüglich der Windrichtung wird auf die nachfolgende Abbildung (schematische Zeichnung der räumlichen Struktur und Anordnung um den Parkplatz mit Windgrößen) verwiesen.

Abbildung 8: Räumliche Bedingungen und Windverhältnisse beim Box-Fluss-Modell (N=Nachbar)



Für die horizontale Windgeschwindigkeit in halber Boxhöhe normal auf die Boxfläche ($H_p \cdot B_p$) gilt:

$$u = u_a \cdot \left(\frac{H_p}{2 \cdot a} \right)^{0,25} \quad (3)$$

mit: u horizontale Windgeschwindigkeit in halber Boxhöhe normal auf die Boxfläche ($H_p \cdot B_p$) [m/s]

u_a horizontale Windgeschwindigkeit [m/s] in Höhe a

H_p Boxhöhe über Parkplatz [m]

a Anemometerhöhe [m]

Für die Berechnung des vertikalen, momentanen Durchflusses auf Grund von Turbulenzen und Schwankungen in der Vertikalrichtung (positive und negative „Aufwinde“) gilt folgende Beziehung:

$$V_{z,m} = \frac{1}{2} \cdot B_p \cdot L_p \cdot w' \quad (4)$$

mit: $V_{z,m}$ vertikaler turbulenter Luftstrom [m^3/s] (auf- und abwärts gerichtet)

B_p Parkplatzbreite [m]

L_p Parkplatzlänge [m]

w' turbulente vertikale Windgeschwindigkeit [m/s] gemäß Gleichung (5)

Für die turbulente vertikale Windgeschwindigkeit gilt:

$$w' = c_w \cdot u_1 \quad (5)$$

mit: c_w Relativzahl zwischen w' und u nach Messungen; Bandbreite zwischen 0,1 und 0,2; empfohlen: $c_w=0,1$

u_1 horizontale Windgeschwindigkeit in Boxhöhe (H_p) gemäß Gleichung (6)

$$u_1 = u_a \cdot \left(\frac{H_p}{a} \right)^{0,25} \quad (6)$$

mit: u_a horizontale Windgeschwindigkeit [m/s] in Höhe a

H_p Boxhöhe über Parkplatz [m]

a Anemometerhöhe [m]

Zur Berechnung des konservativen Boxvolumens gilt folgende Gleichung:

$$V_p = L_p \cdot B_p \cdot H_p \quad (7)$$

mit: L_p Parkplatzlänge [m]

B_p Parkplatzbreite [m]

H_p Boxhöhe über Parkplatz [m]

Empfohlene Parameter für Berechnung nach Box-Flussmodell

Aus dem Vergleich der Messergebnisse und der Rechenergebnisse nach dem Box-Flussmodell lassen sich folgende Parameter zur Berechnung des „Worst-Case“ empfehlen:

- Horizontale Windgeschwindigkeit $u_a = 1$ m/s in 10 m Höhe, in Parkplatzlängsrichtung
- Boxgrundfläche entspricht der Parkplatzgrundfläche mit allen Abstellplätzen und allen Verkehrswegen
- Boxhöhe 5 m

Zusätzlich sind folgende Randbedingungen für die Berechnung zu beachten:

- Maximal zulässige Abmessungen der Boxgrundfläche 150 m x 150 m, jedoch max. 300 PKW-Stellplätze (da ansonsten die Emissionsanteile der Zu- und Abfahrten überwiegen und räumlich konzentriert auftreten)
- Die Anwendung des Modells ist beschränkt auf Parkplätze, die sich in einer Horizontalentfernung von mindestens der 3-fachen Höhe umliegender Gebäude befinden
- Beurteilungszeitraum nicht länger als 8 Stunden

Unter diesen Randbedingungen ergeben sich folgende Berechnungsformeln für das Box-Flussmodell:

$$S = \frac{Q_m}{3,54 \cdot B_p + 0,042 \cdot B_p \cdot L_p + L_p \cdot B_p \cdot \frac{5}{T_b}}$$

Näherungsformel:

$$S = \frac{Q_m}{B_p \cdot (3,54 + 0,042 \cdot L_p)}$$

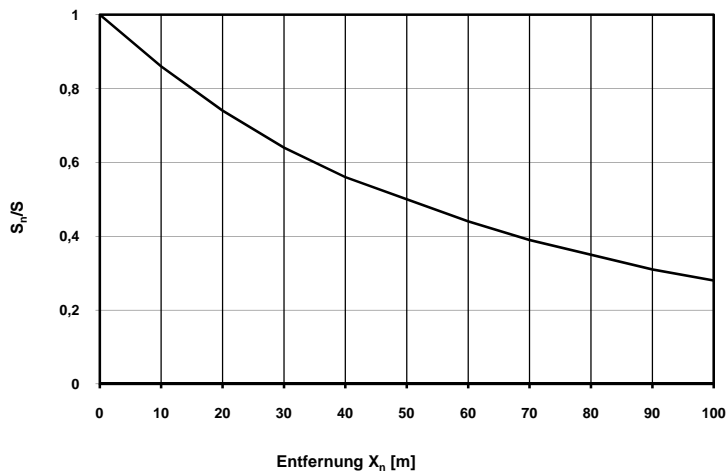
mit: S	Konzentration in der Box	[mg/m ³]
Q _m	Quellstärke	[mg/s]
T _b	Beurteilungszeit	[s]
B _p	Parkplatzbreite	[m]
L _p	Parkplatzlänge	[m]

In Hinblick auf die Genauigkeit des Modells wird folgende Vorgangsweise für zweckmäßig erachtet: Die Berechnung erfolgt auf 2 numerische Stellen und die Angabe der Konzentration wird nach Rundung auf eine numerische Stelle als plausibel eingestuft.

Abklingfunktion

Die Abnahme der Konzentration vom leeseitigen Rand des Parkplatzes zum Nachbarn hin (in der Entfernung X_n) wird durch die nachstehend dargestellte Abklingfunktion beschrieben. Dabei erfolgt eine Reduktion von der Konzentration S auf S_n, welche dem folgenden Diagramm in Abbildung 9 entnommen werden kann.

Abbildung 9: Verlauf der Abklingfunktion für Entfernungen X_n von 0 bis 100 m



7.4 Ermittlung einer Gesamtbelastung

Die in dieser Technischen Grundlage empfohlenen Ausbreitungsmodelle sind für die Berechnung einer Zusatzimmission geeignet. Um diese berechnete Zusatzimmission bei bestehender Hintergrundbelastung zu einer Gesamtbelastung zusammenzuführen, wird folgende Vorgehensweise empfohlen.

7.4.1 Langzeitmittelwerte

7.4.1.1 Nichtreaktive Stoffe

Für die Prognose der Auswirkungen einer Zusatzbelastung auf den Ist-Zustand führt die *Addition der Langzeitwerte* (JMW, HJMW) von Hintergrundbelastung und modellierter Zusatzbelastung zu realistischen Ergebnissen.

7.4.1.2 Stickstoffdioxid (NO_2)

Aufgrund des Umstandes, dass NO_x -Emissionen üblicherweise zu einem beträchtlichen Teil als NO vorliegen, muss berücksichtigt werden, dass die weitere Umwandlung des NO in NO_2 im Wesentlichen von der bereits vorhandenen Grundbelastung an Stickstoffoxiden abhängt. Diese Abhängigkeit ist eine nicht-lineare Beziehung, die u.a. aus Luftgütedaten ableitbar ist. Eine einfache Addition der NO_2 -Hintergrundbelastung mit der berechneten NO_2 -Zusatzbelastung führt zu einer Überschätzung der Gesamtbelastung, da mit zunehmender NO_x -Konzentration das Oxidationspotential zur Bildung von NO_2 abnimmt. Für NO_2 wird daher die Gesamtbelastung aus der prog-

nostizierten Gesamtbelastung für NO_x unter Berücksichtigung einer konzentrationsabhängigen Konversionsformel für Stickstoffoxide berechnet (Abschnitt 7.4.4).

Für den Jahresmittelwert wird zur **berechneten** NO_x-Zusatzbelastung die **ermittelte** NO_x-Hintergrundbelastung addiert und mit Hilfe empirischer Beziehungen (Abschnitt 7.4.4) die NO₂-Belastung angegeben.

7.4.2 Tagesmittelwert (max. TMW) und 98-Perzentilwert

7.4.2.1 Nichtreaktive Stoffe

Aus der ermittelten Hintergrundbelastung und der modellierten Zusatzbelastung ist je nach Art der Hintergrundbelastung ein unterschiedlicher Ansatz zur Ermittlung der Gesamtbelastung zu wählen:

Ist eine hohe zeitliche Korrelation zwischen der Hintergrundbelastung und der berechneten Zusatzbelastung zu erwarten, wird eine einfache lineare Addition empfohlen. Ansonsten wird eine quadratische Zusammenführung empfohlen.

Die beiden nachstehend angeführten Fälle sollen diese Zusammenhänge transparenter darstellen:

Fall 1:

Ermittelte Hintergrundbelastung (HB) als TMW: $HB = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Berechnete Zusatzbelastung (Z) durch einen Parkplatz: $Z = 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Aus fachlicher Sicht kann die bestehende Hintergrundbelastung größtenteils dem Verkehr zugeordnet werden. Damit kann eine lineare Addition zur Berechnung der Gesamtbelastung (G) vorgenommen werden.

$G = Z + HB = 70 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Fall 2:

Ermittelte Hintergrundbelastung als TMW: $HB = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Berechnete Zusatzbelastung durch ein Biomasseheizwerk: $Z = 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Aus fachlicher Sicht kann die bestehende Hintergrundbelastung großteils dem Verkehr zugeordnet werden. Damit kann eine quadratische Addition zur Berechnung der Gesamtbelastung (G) vorgenommen werden.

$$G = \sqrt{Z^2 + HB^2} = 54 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

7.4.2.2 Stickstoffdioxid (NO₂)

Für Stickstoffdioxid ist nach dem IG-L kein Grenzwert für einen max. TMW angeführt. Für die Ermittlung von Kurzzeitbelastungen (max. HMW) ist es jedoch notwendig, als Zwischenschritt die 98-Perzentilwerte der Gesamtbelastung zu ermitteln. Es ist wie bei den nichtreaktiven Stoffen vorzugehen, nur dass anstelle der gemessenen und modellierten NO₂-Konzentrationen die entsprechenden NO_x-Konzentrationen zu verwenden sind. Die auf diese Weise ermittelte NO_x-Gesamtkonzentration ist dann mit Konversionsfunktionen in ein entsprechendes 98-Perzentil der Konzentration von NO₂ umzurechnen. In den meisten Fällen entspricht der berechnete oder gemessene maximale Tagesmittelwert dem 98-Perzentil.

7.4.3 Kurzzeitbelastungen (max. HMW)

7.4.3.1 Nichtreaktive Stoffe

Es ist wie unter Abschnitt 7.4.2.1 vorzugehen, wobei statt dem TMW der max. HMW zu verwenden ist.

7.4.3.2 Stickstoffdioxid

Wie in Abschnitt 7.4.2.2 beschrieben, wird die Gesamtbelastung für das 98-Perzentil der Konzentration von NO₂ berechnet. Basierend auf dieser Gesamtbelastung wird über eine empirische Beziehung der maximale Halbstundenmittelwert abgeleitet. Dieser Zusammenhang ergibt sich aus nachstehender Abbildung und lautet gerundet:

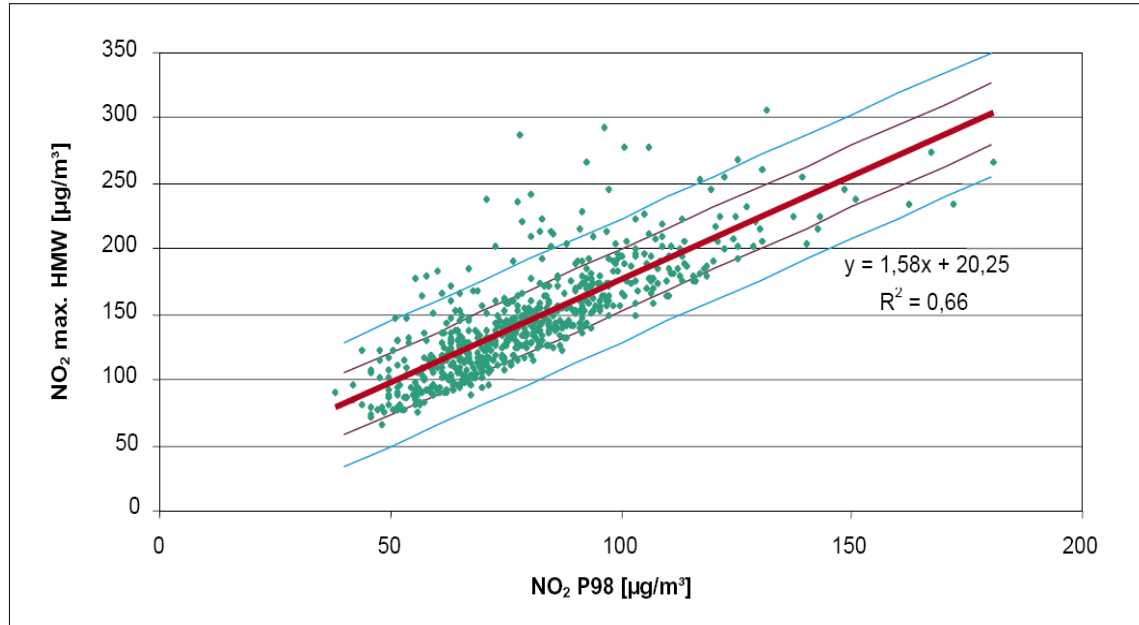
$$C_{\text{max}} = 1,6 \cdot C_{98} + 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

mit:

C_{max} maximaler Halbstundenmittelwert der NO₂-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

C_{98} 98-Perzentil der NO₂-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Abbildung 10: Zusammenhang zwischen dem maximalen Halbstundenmittelwert von NO₂ und dem 98-Perzentil sowie der Streubreich für die einfache und die doppelte Standardabweichung



Durch Addition der einfachen Standardabweichung von 24 µg/m³ liegt die Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung dieses Wertes bei 16 % und bei Addition der doppelten Standardabweichung von 48 µg/m³ liegt sie unter 3 %.

7.4.4 NO - NO₂ Umwandlungsfunktion

Verbrennungsbedingte Stickstoffoxide werden primär als NO emittiert, in weiterer Folge wird daraus in der Atmosphäre NO₂ gebildet. Dieses kann dann wiederum durch Photolyse gespalten werden. Gemäß Literatur kann die NO₂-Konzentration aus der NO_x-Konzentration wie folgt ermittelt werden:

$$\text{NO}_2 = \text{NO}_x \left(\frac{a}{\text{NO}_x + b} + c \right)$$

mit:

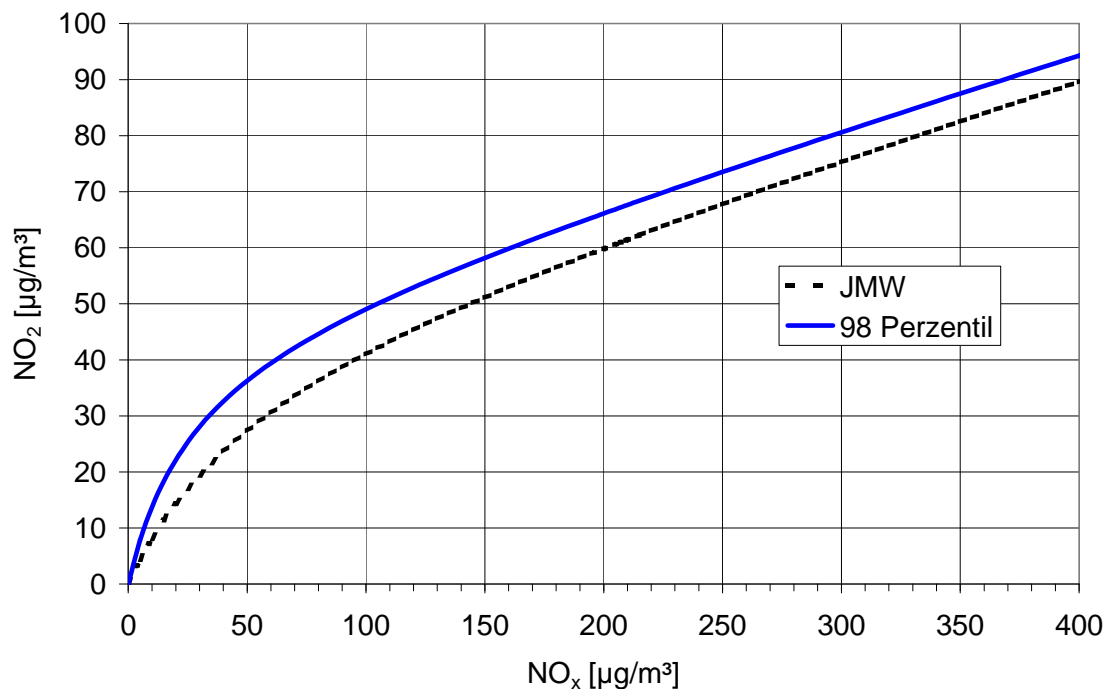
NO_x, NO₂ Konzentrationen [µg/m³]
a, b, c empirische Parameter

Tabelle 7: NO-NO₂ Umwandlung nach Bächlin et al. (2008)

	98-Perzentil	JMW
a	40	29
b	20	35
c	0,170	0,217

Die grafische Darstellung dieser Funktion findet sich in Abbildung 11.

Abbildung 11: Empirischer Zusammenhang zwischen NO_x und NO₂ für jahresdurchschnittliche Konzentration



Die empirischen Parameter a, b und c dieser Funktion können bei Vorhandensein lokaler Messungen angepasst werden.

Beispiel 1:

Ermittelte Hintergrundbelastung für NO_x beim 98-Perzentil: HB = 50 µg/m³

Berechnete Zusatzbelastung für das 98-Perzentil NO_x durch ein Biomasseheizwerk: Z = 20 µg/m³

Aus fachlicher Sicht wird die bestehende Hintergrundbelastung (HB) größtenteils dem Verkehr zugeordnet. Damit kann eine quadratische Addition zur Berechnung der Gesamtbelastung (G) vorgenommen werden. Damit ergibt sich für das 98-Perzentil an NO_x folgende Gesamtbelastung:

$$G = \sqrt{Z^2 + HB^2} = 54 \text{ µg NO}_x/\text{m}^3$$

Über die Umwandlungsfunktion aus Tabelle 7 ergibt sich für das 98-Perzentil eine Gesamtbelastung an NO₂ von 38 µg NO₂/m³. Mit Hilfe des empirischen Zusammenhangs in Abschnitt 7.4.3.2 ergibt sich der maximale Halbstundenmittelwert an NO₂ von 81 µg/m³. Durch Addition der einfachen Standardabweichung von 24 µg/m³ ergibt sich damit ein Wert von 105 µg/m³ der mit einer Wahrscheinlichkeit von 84 % eingehalten wird.

Beispiel 2:

An einer stark befahrenen innerstädtischen Straße wird ein Parkhaus errichtet. Mit Hilfe des Modells ADAS wird ermittelt, dass die Emissionen der ein- und ausfahrenden PKW eine maximale Zusatzimmission an NO_x von 10 µg/m³ als TMW beim zu betrachtenden Immissionspunkt bewirken.

Es stellt sich nun die Frage, wie hoch die zu erwartende Gesamtbelastung an NO₂ im HMW sowie die Zusatzimmission an NO₂ angegeben am relevanten Immissionspunkt sind.

Die Hintergrundbelastung an NO_x wird an einer repräsentativen Messstelle mit 350 µg/m³ als 98-Perzentil angegeben. Der gemessene HMW_{max} für NO₂ an dieser Messstelle lag bei 182 µg/m³.

Ad Gesamtbelastung:

Da die Spitzen der projektbedingten Immissionsbelastung und der Vorbelastung aus sachverständiger Sicht zeitlich und örtlich zusammenfallen, sind die Werte zu addieren. Für die Berücksichtigung der NO/NO₂-Umwandlung wird das Verfahren gemäß Abschnitt 7.4.4 angewandt, wobei die Faktoren für das 98-Perzentil eingesetzt werden.

Im Sinne einer Abschätzung eines realistischen Maximalszenarios ergibt sich der einzusetzende NO_x-Wert aus der Addition der Hintergrundbelastung als 98-Perzentil und des mit Hilfe von ADAS bestimmten Werts für den maximalen Tagesmittelwert der Zusatzbelastung:

$$350 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 10 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 360 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

damit folgt gemäß Abschnitt 7.4.4:

$$\text{NO}_2 \text{ (98-Perz.)} = 360 \cdot (40 / (360 + 20) + 0,170) = 99,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Gemäß Abschnitt 7.4.3.2 ergibt sich:

$$\text{NO}_2 \text{ (HMW}_{\text{max}}) = 1,6 * 99,1 + 20 = 178,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Die Gesamtbelastung liegt daher mit einer Wahrscheinlichkeit von 97 % bei $178,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 48 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ad Zusatzbelastung:

Um der statistischen Schwankungsbreite Rechnung zu tragen ist zur Bestimmung der Zusatzbelastung an NO_2 nicht der an der Messstelle gemessene HMW_{max} für NO_2 als Hintergrundbelastung zu verwenden, sondern jener Wert, der sich parallel zu dem Verfahren zur Bestimmung der Gesamtbelastung aus der Hintergrundbelastung an NO_x im 98-Perzentil ergibt.

Damit folgt gemäß Abschnitt 7.4.4:

$$\text{NO}_2 \text{ (98-Perz.)} = 350 \cdot \left(\frac{40}{350+20} + 0,170 \right) = 97,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Gemäß Abschnitt 7.4.3.2 ergibt sich:

$$\text{NO}_2 \text{ (HMW}_{\text{max}}) = 1,6 \cdot 97,3 + 20 = 175,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Die Hintergrundbelastung liegt daher mit einer Wahrscheinlichkeit von 97 % bei $175,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 48 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Aus der Differenz der Gesamtbelastung und dieses Werts ergibt sich die Zusatzbelastung an NO_2 :

$$\text{Zusatzbelastung NO}_2 \text{ (HMW)} = 178,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 - 175,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Die Zusatzbelastung an NO_2 beträgt am maßgeblichen Immissionspunkt $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 1,5 % des Grenzwerts von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

7.5 Geruchsabschätzung

Die Beurteilungsgrundlage für Geruch ist die Häufigkeit von Jahresgeruchsstunden. Da mitunter bereits aus der Windrichtungsverteilung geschlossen werden kann, dass eine bestimmte Häufigkeit an Geruchsstunden nicht überschritten wird, ist ein mehrstufiges Verfahren sinnvoll.

1. Stufe: Grobabschätzung ohne Berechnung von Geruchsimmissionen:

Zur Beurteilung sollte eine lokal repräsentative Windmessung verwendet werden. Zur Ermittlung der Häufigkeiten der Anströmungen eines bestimmten Aufpunktes in der Nähe eines Geruchsemittenten wird ein 60° Sektor um die Verbindungslinie zwischen Emittent und Aufpunkt betrachtet. Damit können Unsicherheiten bei nicht vorhandenen lokalen Messdaten niedriger gehalten werden und es wird damit außerdem berücksichtigt, dass es vor

allem bei windschwachen Wetterlagen mit potenziell weitreichender Geruchswahrnehmung zum Mäandrieren der Strömung kommt.

Die Windrichtungen bei Kalmen sollen für den Fall, wenn diese standardmäßig auf Null gesetzt werden, entsprechend der Windrichtungsverteilung der nächst höheren Windgeschwindigkeitsklasse 0,8 m/s – 1,5 m/s (s. auch ÖNORM M 9440) aufgeteilt werden.

Wenn die zu beurteilenden Geruchsimmissionen nur zu genau definierten Zeiten auftreten ist eine Windrichtungsverteilung für diese Zeiten anzustreben.

Die Entscheidung, ob gemessene Winddaten für einen bestimmten Standort repräsentativ sind oder nicht, obliegt der Beurteilung des damit betrauten Sachverständigen. Unter Umständen kann eine künstliche Windrose aus bestehenden Messungen in der weiteren Umgebung des Emittenten durch theoretische Überlegungen oder durch Modellrechnungen erzeugt werden.

Zur Vorgehensweise bei der Aufteilung der Kalmen und der Ermittlung der Windrichtungshäufigkeiten für einen 60° Sektor aus Windrosen mit anderer Einteilung wird auf die weiter unten zitierte Technische Grundlage Gerüche verwiesen.

2. Stufe: Ausbreitungsmodellierung:

Sollte die Erstabstschätzung der Stufe 1 zu Häufigkeiten in der Anströmung führen, die höher sind als die maximal zulässigen, so ist in der Folge eine Berechnung der Jahresgeruchsstunden mit einem geeigneten Ausbreitungsmodell durchzuführen.

Zur Ermittlung einer Geruchsstunde muss die von einem Ausbreitungsmodell berechnete mittlere Konzentration mit einem Korrekturfaktor multipliziert werden. Dieser soll das Verhältnis des 90-Perzentils der Konzentrationswerte innerhalb einer Stunde mit dem entsprechenden Mittelwert dieser Stunde wiedergeben.

Für die einfache Abschätzung einer möglichen maximalen Geruchsbelästigung im Nahbereich einer Geruchsquelle wird der bisherige Ansatz der "Technischen Grundlage für die Beurteilung von Einwirkungen, die beim Betrieb von Koch-, Selch-, Brat- und Backanlagen auftreten können und Abhilfemaßnahmen (Technische Grundlage Gerüche)", BMWFJ 2009, empfohlen.

Für die Berechnung von Jahresgeruchshäufigkeiten wird in Anlehnung an die ausführlichen Untersuchungen in Deutschland zu dieser Thematik ein konstanter Faktor 4 empfohlen. Es sei noch anzumerken, dass dieser Faktor modellunabhängig anzuwenden ist und nicht die Aufgabe hat, eventuell auftretende Modellunsicherheiten (Tendenzen eines Modells zum Über- oder Unterschätzen) auszugleichen.

Grundsätzlich obliegt die Wahl des Ausbreitungsmodells dem Sachverständigen. Für nachstehende Anwendungsfälle können aber folgende Berechnungsmethoden jedenfalls angewendet werden:

Beurteilung im Nahbereich von Gebäuden:

Es wird empfohlen, das Modell ADAS zu verwenden, sofern der konkrete Anwendungsfall durch dieses Modell noch vernünftig abgebildet werden kann.

Beurteilung von Gerüchen aus der Tierhaltung:

Diesbezüglich wird auf die derzeit noch gültige vorläufige österreichische RL bzw. die neue österreichische RL bezüglich der Ermittlung des Schutzabstandes von Stallgebäuden hingewiesen, welche vom BMLFUW herausgegeben wird.

8 Abschätzung von Langzeitmittelwerten

Die Emissionen werden in der Regel in Form von HMW angegeben. Darauf aufbauend errechnen die meisten Ausbreitungsmodelle die Immission als HMW. Die einschlägigen Immissionsgrenzwerte oder Depositionsgrenzwerte für Gesamtstaub zB lt. Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) beziehen sich jedoch auf längere Zeiträume (TMW, JMW). Diese Langzeitmittelwerte sind durch den derzeitigen Stand der Messtechnik wie zB die Ermittlung der Staubimmission mit High-Volume-Sammlern bedingt.

Die HMWs der Immission errechnen sich für einen bestimmten Aufpunkt aus den in diesem Zeitraum auftretenden Emissionen und den dabei vorliegenden Ausbreitungsbedingungen (Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse, Windrichtung).

Langzeitimmissionen wie zB TMW werden als arithmetisches Mittel aller HMWs ausgewiesen. Bei der Ermittlung der Tagesmittelwerte sind jedenfalls die Betriebszeiten und Betriebszustände zu berücksichtigen.

Wenn genügend Daten über die örtliche Ausbreitungssituation d.h. über den zeitlichen Zusammenhang zwischen der Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse vorliegen, kann der Langzeit- bzw. Tagesmittelwert auch als Summe der Produkte aus den HMWs, die unter einer gewissen Emissions- und Ausbreitungssituation auftreten, und der relativen Häufigkeit dieser Situation im betreffenden Zeitraum ermittelt werden.

Falls keine meteorologischen Daten verfügbar sind, kann zumindest über die Berechnung des maximalen Halbstundenmittelwertes der Langzeit- bzw. Tagesmittelwert abgeschätzt werden.

Erwähnt seien hier die Messungen von BEYCHOK (1994). In dieser Arbeit werden umfangreiche Vergleichsuntersuchungen in der Umgebung eines Kraftwerkes zur Ermittlung des Zusammenhanges von Kurzzeit- und Langzeitmittelwerten zitiert. Das Ergebnis der Experimente sind Formeln, welche die Umrechnung von Mittelwerten auf andere Mittelungszeiträume ermöglichen.

In Österreich eignen sich nur wenige Messstellen dazu, um die Zusammenhänge zwischen dem maximalen Halbstundenmittelwert, dem maximalen

Tagesmittelwert und dem Jahresmittelwert bzw. anderen statistischen Kenngrößen abzuleiten. Auswertungen an einer Station im Gratkorn Becken (Stmk.), welche von einer großen Punktquelle (SO_2) relativ direkt angeströmt wird, ergeben jedoch im Gegensatz zum entsprechenden Verhältnis nach BEYCHOK (1994) ein um etwa den Faktor 2 höheres Verhältnis zwischen maximalem Tagesmittelwert und maximalem Halbstundenmittelwert. Beim Verhältnis für den Jahresmittelwert zum maximalen Tagesmittelwert ist die Abweichung um etwa den Faktor 4 höher. Eine weitere Auswertung einer Messstelle in Kärnten (NO_x) ergab für den maximalen Tagesmittelwert einen etwas höheren Wert als nach BEYCHOK (1994) und für den Jahresmittelwert eine Abweichung nach oben um etwa den Faktor 6. D.h., es ist davon auszugehen, dass die Faktoren nach BEYCHOK in manchen Fällen zu einer deutlichen Unterschätzung der Langzeit-Immissionszusatzbelastungen führen.

Des Weiteren ist - im Gegensatz zur Annahme konstanter Faktoren - von einer Abhängigkeit der Faktoren vor allem von der Lage eines Aufpunktes zur Emissionsquelle, von den örtlichen Ausbreitungsbedingungen und der Kontinuität der Emissionen auszugehen. Liegt ein Aufpunkt in einem häufig durch die Abluftfahne angeströmten Bereich, wird das Verhältnis zwischen Langzeit- und Kurzzeitimmission höher sein als in Bereichen mit seltener Anströmung. Bei einem Betrieb, der zB nur tagsüber emittiert, werden sich die Verhältnisse entsprechend verringern. In Gegenden mit einem thermisch induzierten periodischen Windsystem verringern sich ebenso die Faktoren im Gegensatz zu Ausbreitungsbedingungen ohne bedeutenden Tagesgang. Um diese Aspekte besser berücksichtigen zu können, wurden Ausbreitungssimulationen mit dem Lagrange'schen Partikelmodell GRAL für eine punktförmige Quelle mit einem 12 m hohen Kamin durchgeführt und räumliche Faktoren für das Verhältnis von Langzeit- zu Kurzzeitimmissionen für verschiedene Ausbreitungsbedingungen in ebenem Gelände ermittelt.

Obwohl für die Berechnungen unterschiedliche Ausbreitungsklassenstatistiken verwendet wurden, zeigten sich doch ähnliche Verteilungsmuster. Für die Praxis werden auf Basis dieser Berechnungen folgende Umrechnungsfaktoren empfohlen:

Tabelle 8: Umrechnungsfaktoren zwischen maximalem Tagesmittelwert bzw. Jahresmittelwert und maximalem Halbstundenmittelwert für kontinuierliche Quellen

	Hauptwindrichtungen	Nebenwindrichtungen
$\frac{C_{TMWmax}}{C_{HMWmax}}$	0,45	0,20
$\frac{C_{JMW}}{C_{HMWmax}}$	0,10	0,02

Zu beachten ist, dass bei Emissionen, welche nicht 24 h am Tag stattfinden sondern zum Beispiel nur tagsüber, mit geringeren Faktoren gerechnet werden kann. Die Berechnungen zeigten, dass dabei um ca. 30 % niedrigere Faktoren angewendet werden können:

Tabelle 9: Umrechnungsfaktoren zwischen maximalem Tagesmittelwert bzw. Jahresmittelwert und maximalem Halbstundenmittelwert für diskontinuierliche Quellen

	Hauptwindrichtungen	Nebenwindrichtungen
$\frac{C_{TMWmax}}{C_{HMWmax}}$	0,30	0,14
$\frac{C_{JMW}}{C_{HMWmax}}$	0,07	0,014

In Fällen mit schwierigen Ausbreitungsbedingungen, komplexer Topographie, komplexer Verbauungsstruktur oder stark diskontinuierlicher Emission wird die Durchführung einer Ausbreitungsberechnung mit einem geeigneten Modell empfohlen.

9 Literatur

AMICARELLI, A., LEUZZI G., MONTI P. AND THOMSON D.J. (2008): A Stationary 3D Lagrangian Stochastic Numerical Model for Concentrations Fluctuations; Proceedings of the 12th Int. Conf. on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes; Croatian Meteorological Journal, Vol. 43, ISSN 1330-0083, 387-391

ANFOSSI, D., ALESSANDRINI S., TRINI CASTELLI S., FERRERO E., OETTL D., DEGRAZIA G. (2006): Tracer dispersion simulation in low wind speed conditions with a new 2-D Langevin equation system; *Atmos. Environ.*, 40, 7234-7245

BÄCHLIN, W., RÜHLING A., LOHMEYER A. (2002): Bereitstellung von Validierungsdaten für Geruchsausbreitungs-Modell – Naturmessungen; Forschungsbericht FZKA-BWPLUS BWE 20003, S 187

BÄCHLIN W., BÖSINGER R., BRANDT A., SCHULZ T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung; *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 66, 4, 154 ff

BARTZIS J.G., ANDRONOPOULOS S. and SFETSOS T. (2007): On the individual exposure from airborne hazardous releases: the effect of atmospheric turbulence; *Journal of hazardous Materials*, 150, 76-82

BEHRE Frank: "Messung der Geruchsbelastung von Sudhausbrüden – Olfaktometrie und analytische Messverfahren" in: VDI-Berichte 1373, 1998; ISBN 3-18-091373-8

BEYCHOK M.: „Fundamentals of Stack Gas Dispersion“; Irvine, P 189, 1994

BRAUER Dr. L.; *Gefahrstoff-Sensorik; Farbe, Geruch, Geschmack, Reizwirkung gefährlicher Stoffe; Geruchsschwellenwerte*; ecomed-Verlag; Stand: 25. Ergänzungslieferung 11/97; ISBN 3-609-73675-5

BRIGGS G. A.; *Plume Rise Predictions*; In: *Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis – Boston, US: Amer. Meteorological Society*, 1974

CARSON J.E., MOSES H.: *The Validity of Several Plume Rise Formulas*; In: *J. Air.Poll. Contr. Ass.#19, S.862ff. – o.O., 1969*

EFTHIMIOU G., BARTZIS J. G., ANDRONOPOULOS S. and SFETSOS T. (2008): Modelling the Concentration Fluctuation and Individual Exposure in Complex Urban Environments; Proceedings of the 12th Int. Conf. on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes; Croatian Meteorological Journal, Vol. 43, ISSN 1330-0083, 392-395

EICHHORN J.: Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima-Modells; PhD Thesis, Univ. Mainz, 1989.

ELLERMAN T., LØFSTRØM P. (2002): Spredning af lugt fra svinestalde; SF6-racermålinger ved Roager i 1999 og 2000; (Dispersion of odour from pig houses; SF6 tracer gas measurements); Unpublished report from the National Environmental Research Institute, Denmark. 40 pp

GIEBEL J. (1976), Eine empirische Ausbreitungsgleichung zur Immissions-simulation im unmittelbaren Nahbereich von Emissionsquellen, Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 39, S. 28 ff

GIEBEL J. (1980), Vergleich von wahrgenommenen und simulierten Gerüchen, Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 50, S. 41 ff

GIRL (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie) in der Fassung vom 29. Februar 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008

HANGARTNER, VDI Schriftenreihe 12, Gerüche; 1990; VDI Verlag: Düsseldorf

HANGARTNER M. (1992): „Strategien zur Bekämpfung von Geruchsbelästigungen in der Schweiz“, *Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies*, p345ff

HEINING K., VDI-Seminar „Gerüche in der Außenluft“ (16.-17.5.2001/Mannheim)

HUET Achim van, REICH Jens, VOGT Monika, Datenbank zum Stand der Technik bei der Minderung von Gerüchen, WLB Wasser, Luft, Boden 3/2000, 50 – 52

JACOB J., LOHMEYER. A., SCHIESS N., Praxis der Berechnung und Bewertung von Gerüchen im Nahbereich niedriger Quellen in Sachsen, Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 59 (1999) Nr. 9, S.357 ff

JANICKE L. UND JANICKE U. (2004): Die Entwicklung des Ausbreitungsmodells AUSTAL 2000G. Berichte zur Umweltphysik Nr. 5, ISSN 1439-8222 (Internet ISSN 1439-8303), S124

KAMM K.: Simulation von Gerüchen im Windkanal. Wasser, Luft und Boden 3/1989

KOLB H. (1981): Ein normatives physikalisches Modell zur Simulierung der Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Österreich; Wien, Abt. f. Theor. Meteor. D. Univ. Wien, Publ. Nr. 29

MANNEBECK H.: VDI-Inhouse-Seminar für die NÖ-Landesregierung am 26.11.2001 in St. Pölten

MANNEBECK D, MANNEBECK H.: Qualität und Vergleichbarkeit olfaktometrischer Messungen, Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 62(2002) Nr. 4 – April, Seite 135 ff

MERONEY R. N. (1982): Turbulent diffusion near buildings; In: PLATE, E.J. (Ed): Engineering meteorology; Elsevier Scientific Publishing Company, New York

MYLNE K. R. (1992): Concentration fluctuation measurements in a plume dispersing in a stable surface layer; Boundary – Layer Meteorol. 60, 15 – 48

MYLNE K. R. and MASON P. J. (1991): Concentration fluctuation measurements in a dispersing plume at a range of up to 1000 m; Quarterly J. Royal Meteorol. Soc. 117, 177 – 206

ÖNORM EN 13725 (Ausgabe August 2003): Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie

ÖNORM M 9440 (Ausgabe 1992 / Korrektur 1996): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre; Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen

ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN, Kommission für Reinhaltung der Luft, „Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Geruch und Lärm“, Wien, 1993

ÖTTL D. (2009): Emissions- und Immissionsprognosen von Gerüchen aus Kompostieranlagen, VDI Tagung Geruch, Baden-Baden, 25.-26.11.2009

ÖTTL D. und UHRNER U. (2010): GRAL 3.10 Model documentation (www.umwelt.steiermark.at); Amt d. Stmk. Landesreg., Ref. f. Luftgüteüberwachung LU 11-10, pp 106

PIRINGER M. and JOFFRE S., (Eds.) (2005): The urban surface energy budget and mixing height in European cities: Data, models and challenges for urban meteorology and air quality; Final Report of Working Group 2 of COST-Action 715, 239 pp. ISBN 954-9526-29-1; Demetra Ltd. Publishers; Printed in Bulgaria

PIRINGER M., PETZ E., GROEHN I., SCHAUBERGER G. (2006): A sensitivity study of separation distances calculated with the Austrian Odour Dispersion Model (AODM); Atmos. Env. 41, 1725 – 1735

PLATE E.J. (1982): Engineering meteorology. Fundamentals of Meteorology and Their Application to Problems in Environmental and Civil Engineering, Elsevier Scientific Publishing Company

ROBINS, A. G. (1979): Development and structure of neutrally simulated boundary layers. J. Industrial Aerodynamics 4, 71 – 100

RÖMPPS CHEMIE-LEXIKON/ Otto-Albrecht Neumüller, Franckh'sche Verlags-hand

SABO Franjo, Minderung von Gerüchen aus Gaststätten, Großküchen und der Lebensmittelherstellung, Tagungsband zum Seminar VDI-Wissensforum „Gerüche in der Außenluft“ 26.11.2001, St. Pölten

SCHALK B. (2007): Versuch einer Methodikerstellung zur standardisierten Bewertung der Geruchsimmissionen aus Bioabfallkompostieranlagen. Dipl.-Arb. FH Joanneum Kapfenberg

SCHAUBERGER G., PIRINGER M., PETZ E.: Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM), Atmospheric Environment 34(2000)28: 4839-4851

SCHAUBERGER G., PIRINGER M., PETZ E.: Separation distance to avoid odour nuisance due to livestock calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM), Agriculture, Ecosystems & Environment 87 (2001) 1:13-28

SMITH M.E. (1973): Recommended Guide for the Prediction of Dispersion of Airborne Effluents. ASME. N.Y.

TECHNISCHE GRUNDLAGE zur Ermittlung von Immissionen im Nahbereich von Abstellflächen für Kraftfahrzeuge, BMWA (2001)

TECHNISCHE GRUNDLAGE für die Beurteilung von Biogasanlagen, BMWA (2007)

(http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Seiten/Beurteilung_sgrundlagen.aspx)

TECHNISCHE GRUNDLAGE für die Beurteilung von Lackieranlagen, BMWA (2007)

(http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Seiten/Beurteilung_sgrundlagen.aspx)

TECHNISCHE GRUNDLAGE für die Beurteilung von Einwirkungen, die beim Betrieb von Koch-, Selch-, Brat- und Backanlagen auftreten können und Abhilfemaßnahmen (Technische Grundlage Gerüche), BMWFJ (2009)

(http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Seiten/Beurteilung_sgrundlagen.aspx)

TECHNISCHE GRUNDLAGE Emissionen von Kraftfahrzeugen im Bereich von Abstellflächen, BMWFJ (2010)

(http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Seiten/Beurteilung_sgrundlagen.aspx)

TECHNISCHE GRUNDLAGE für die Beurteilung von Emissionen und Immissionen aus Garagen, BMWFJ (2010)

(http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Seiten/Beurteilung_sgrundlagen.aspx)

THOMPSON R.S. (1993): Building Amplification Factors for Sources Near Buildings – A Wind-Tunnel Study; Atmospheric Environment Part A – General Topics 27, 2313 – 2325

TRINITY CONSULTANTS (1976): Atmospheric diffusion notes. Referenced in: BEYCHOK, M. R., 1994. Fundamentals of stack gas dispersion. Third Edition. ISBN 0-9644588-0-2

Umweltbundesamt (2007): Leitfaden UVP und IG-L. Umgang mit Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP Verfahren. Überarbeitete Version 2007, BE-274, Wien, 73 S.

WERNER, R.: Ausbreitungen bei Parkplätzen (in Vorbereitung)

Die Zitate der Normen und Richtlinien sind in Abschnitt 4 zu finden.

10 Anhang (Berechnungsbeispiele ADAS)

10.1 Heizwerk

Gefordert: Immissionszusatzbelastung an PM₁₀ durch ein Biomasseheizwerk

Angaben des Betreibers:

Brennstoffwärmeleistung: 1000 kW

Rauchgasvolumenstrom. 1100 Nm³/h

Ablufttemperatur: 160 °C

Austrittsgeschwindigkeit: 4 m/s

Kaminhöhe: 14 m

Emissionsgrenzwert Staub: 150 mg/Nm³

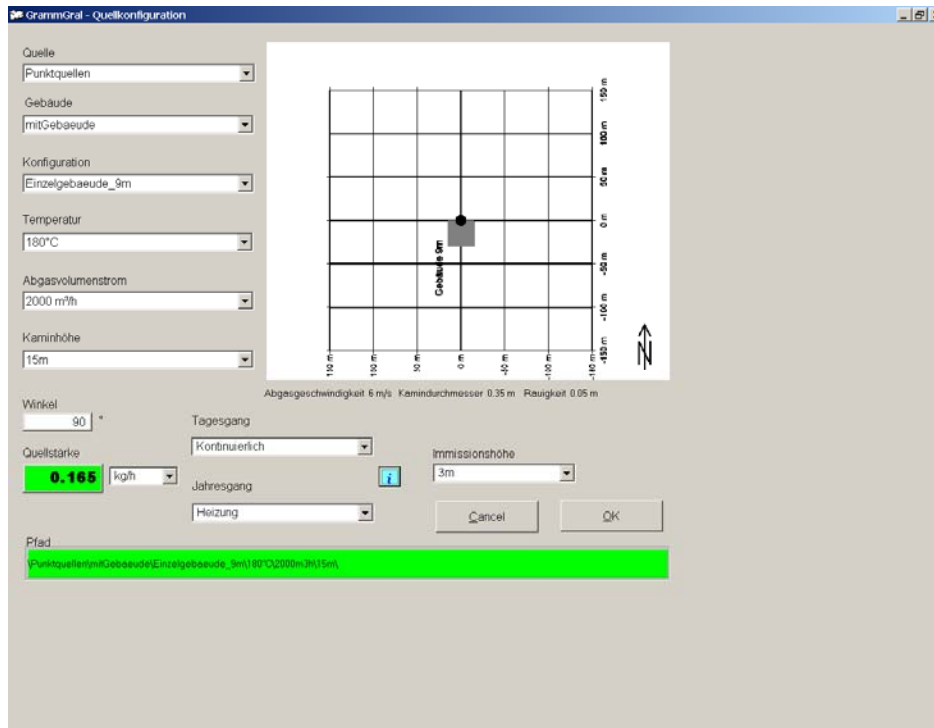
Für den Standort des Heizwerkes steht eine repräsentative Ausbreitungsklassenstatistik zur Verfügung (Annahme des Standorts Nähe Biedermannsdorf/NÖ). Die Gebäudehöhe des Heizwerkes beträgt 10 m. Es befinden sich keine Anrainer bzw. Gebäude in unmittelbarer Nähe zum geplanten Heizwerk. Der Kamin befindet sich am nördlichen Ende des Gebäudes.

Berechnungen:

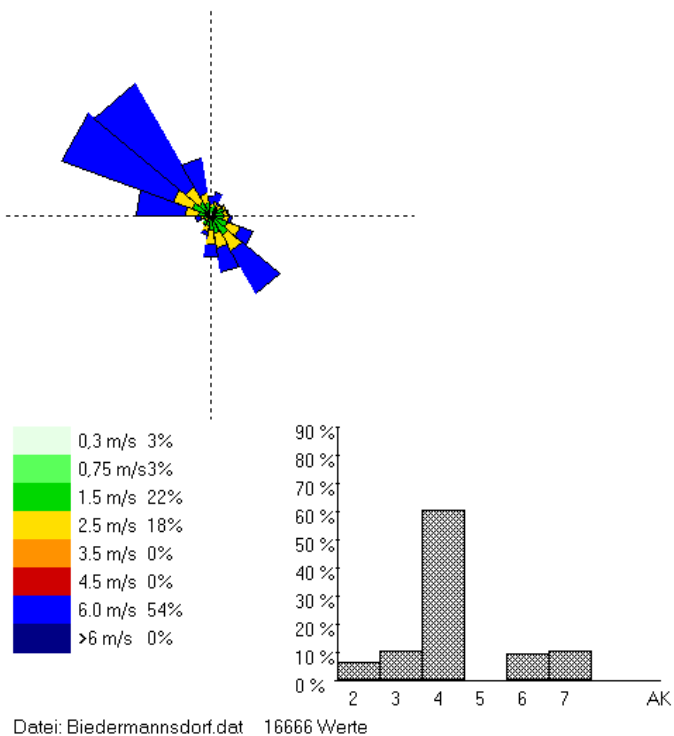
Emissionsmassenstrom bei Grenzwert (Volllast):

$$150 \text{ mg/Nm}^3 * 1100 \text{ Nm}^3/\text{h} = 0,165 \text{ kg/h}$$

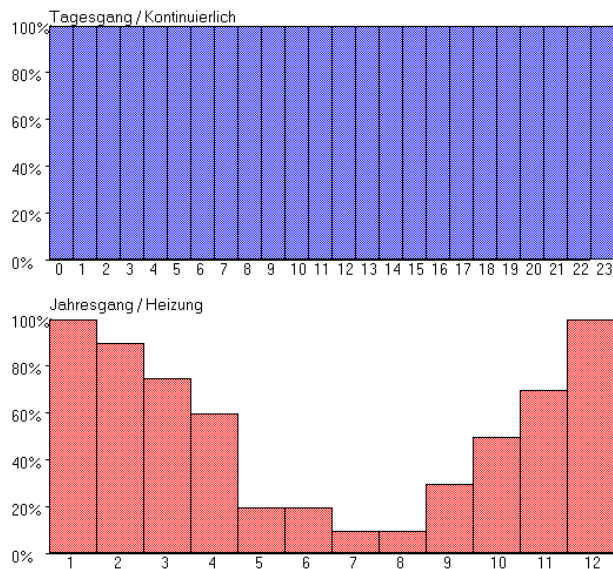
Konfiguration:



Als Meteorologiefile wird "Biedermannsdorf.dat" aus dem Verzeichnis "\\Metdata\Niederösterreich" geladen.



Als Emissionsmodulation wird für den monatlichen Gang die Kurve „Heizung“ und für die tägliche Variation „kontinuierlich“ gewählt. Da bei der Auswahl „Heizung“ die maximale Emission im Jänner mit dem Faktor 1,0 vorgegeben wird, ist es nicht erforderlich, von der Emission bei Nennlast abzugehen. Im Jahresschnitt ergibt sich aufgrund der geringen Anzahl von Volllaststunden im Sommer naturgemäß eine geringere Emission.

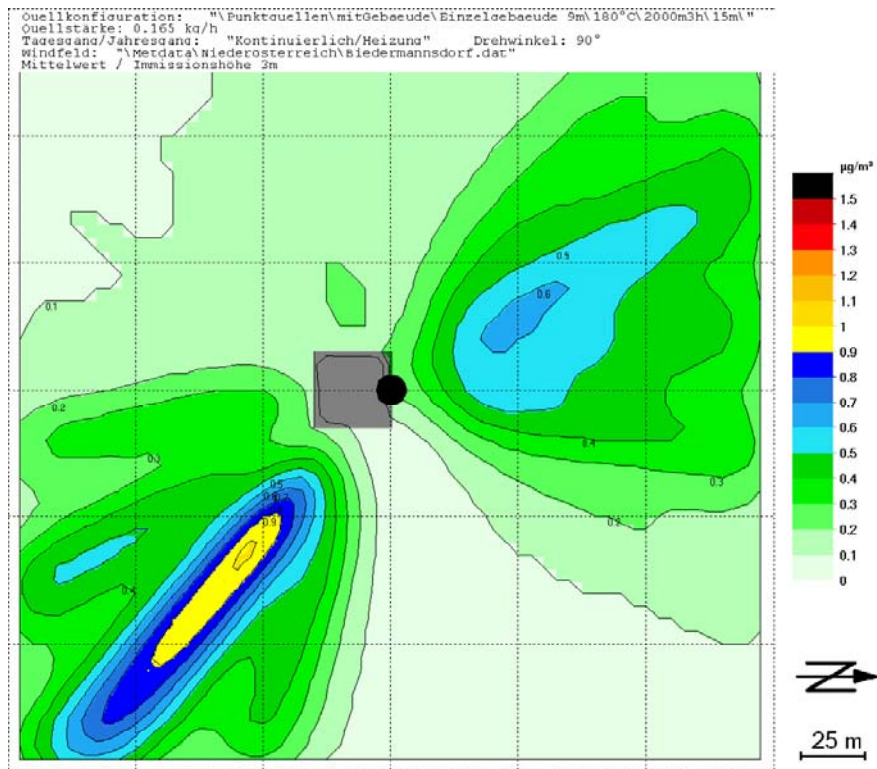


Da in der Konfiguration "Punktquelle - Einzelgebäude" der Kamin östlich des Gebäudes liegt, ist im gegenständlichen Fall (nördlich des Gebäudes) eine Drehung um 90 ° erforderlich.

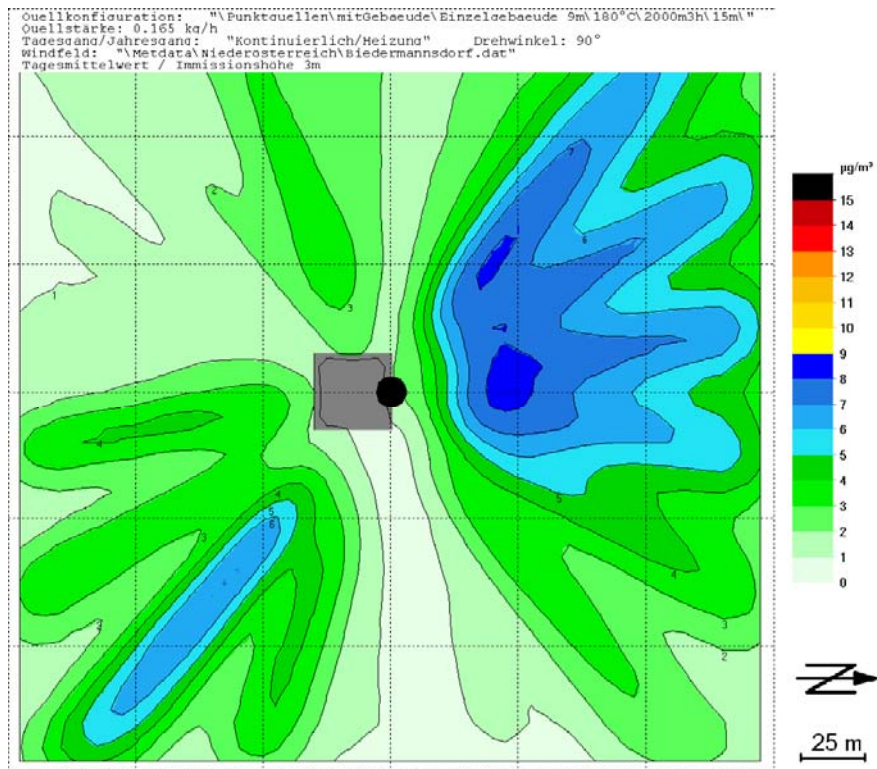
Nachstehende Bilder zeigen den berechneten Jahresmittelwert und max. Tagesmittelwert in $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$.

Da wegen der Emissionsmodulation „Heizung“ im Sommer praktisch keine Emissionen anfallen, ergibt sich ein deutlich niedrigerer Jahresmittelwert im Vergleich zum maximalen Tagesmittelwert.

für JMW:



für TMW:



10.2 Parkplatz

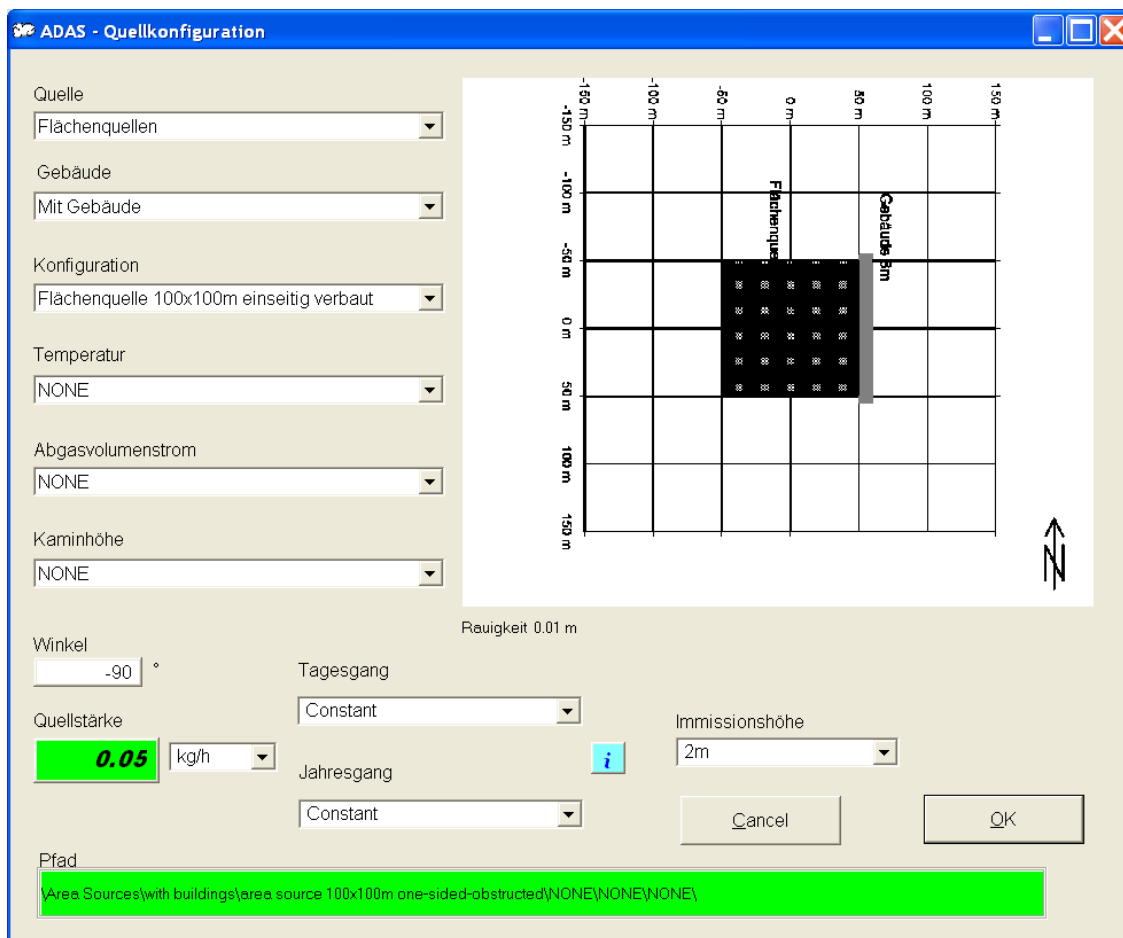
Gefordert: Immissionszusatzbelastung an NO_x durch einen Parkplatz

Angaben des Betreibers:

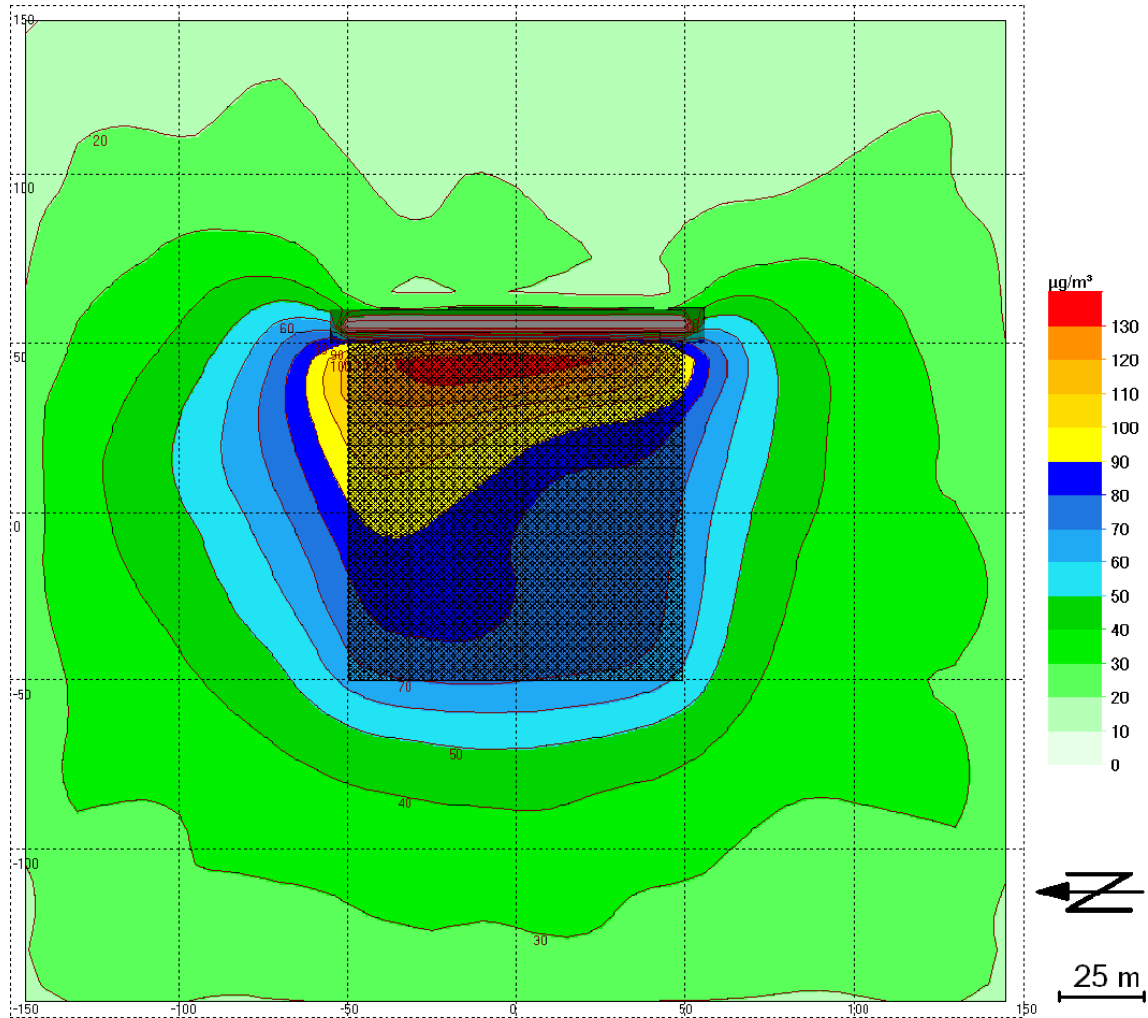
Der Parkplatz ist gegen Westen durch ein Einkaufszentrum abgeschirmt. Es ist mit einer maximalen Emission von $0,05 \text{ kg/h}$ an NO_x zu rechnen.

Konfiguration:

Für den Standort steht keine Ausbreitungsklassenstatistik zur Verfügung. Es wird daher eine Maximalabschätzung vorgenommen.



Es werden keine Winddaten geladen. Nachfolgende Abbildung zeigt die maximal zu erwartende Immissionszusatzbelastung an NO_x (Halbstundenmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).



10.3 Tierstall

Gefordert: Jahresgeruchsstunden verursacht von einem Tierhaltungsbetrieb

Angaben des Betreibers:

Mastschweine: 688

Stallgebäude: 20 m x 10 m x 7 m; Ausrichtung 45° gegenüber Nord

Lüftung: 3 m/s (Winter) bzw. 7 m/s (Sommer)

Der Stall befindet sich in der Nähe von Wels.

Emissionsstärke: 5,4 MGE/h

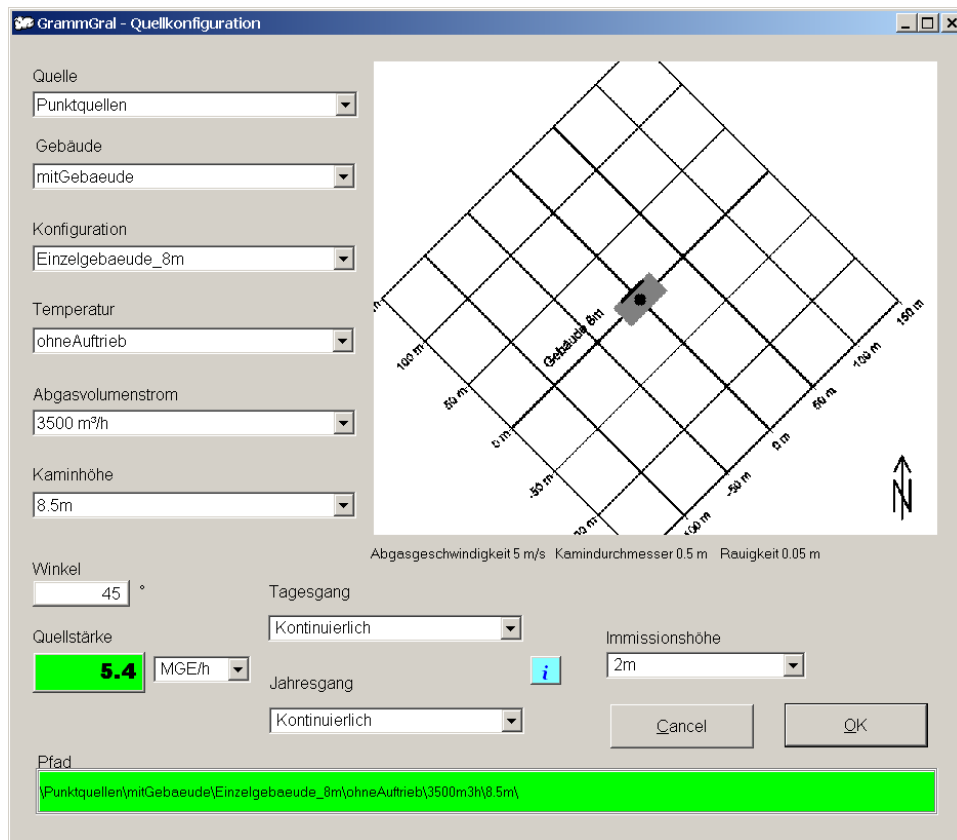
Berechnung der stündlichen Luftmenge:

Abluftdurchmesser: 0,5 m

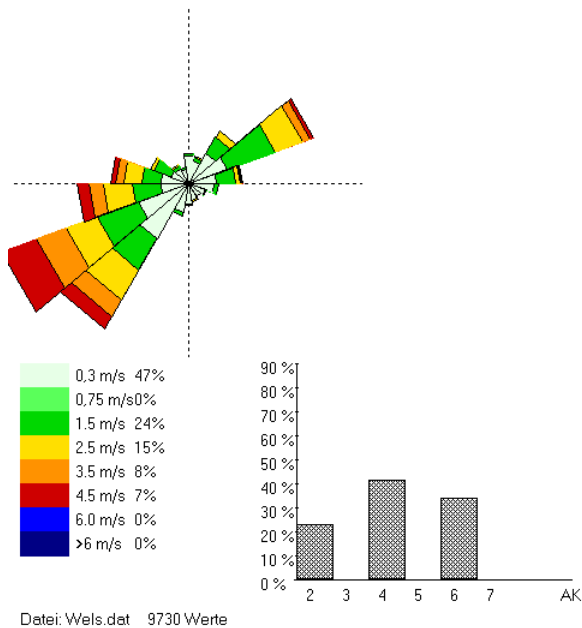
mittlere Luftgeschwindigkeit: 5 m/s

$$(0,25)^2 \cdot \pi \cdot 5 \cdot 3600 \sim 3500 \text{ m}^3/\text{h}$$

Konfiguration:



Für die Modellierung wurde die Ausbreitungsklassenstatistik „Wels.dat“ verwendet.



Nachstehend das Ergebnis der berechneten Jahresgeruchsstunden in %.

