



Ausbreitungsmodellierung von Luftschadstoffen

Oktober 2009

1. Österreichischer Workshop

Bericht Nr.: LU-10-2010

Mag. Dr. Dietmar Öttl
FA17C - Technische Umweltkontrolle
Referat für Luftgüteüberwachung
Landhausgasse 7 - 8010 Graz
Tel.: +43 316 877 3327

Diese Bericht entstand unter Mitarbeit folgender Vortragender:

Ing. Markus Kuntner, Amt d. Tiroler Landesregierung
Mag. Anton Strobl, Amt d. Tiroler Landesregierung
Mag. Andreas Krismer, Amt d. Tiroler Landesregierung
Mag. Dr. Alexander Podesser, ZAMG Steiermark
Dr. August Kaiser, ZAMG Wien
Mag. Gabriele Rau, ZAMG Wien
Mag. Drl. Kathrin Baumann-Stanzer, ZAMG Wien
Dr. Martin Piringer, ZAMG Wien
Mag. Marcus Hirtl, ZAMG Wien
Dipl.-Ing. Dr. Johann Wimmer, Ingenieurbüro für techn. Umweltschutz
Dr. Ulrich Uhrner, Technische Universität Graz
Mag. Dr. Dietmar Öttl, Amt d. Steiermärkischen Landesregierung

Herausgeber
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung 17C – Technische Umweltkontrolle
Referat Luftgüteüberwachung
Landhausgasse 7
A-8010 Graz

Telefon: +43(0) 316/877-2127 (Fax: +43(0) 316/877-3995)
Email: fa17c@stmk.gv.at
Informationen im Internet: <http://www.umwelt.steiermark.at>

© Oktober 2009

Bei Weitergabe unserer Ergebnisse ersuchen wir um Quellenangabe.
Es wird darauf hingewiesen, dass alle Angaben trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung der Autoren oder des Herausgebers ausgeschlossen ist.

Inhaltsverzeichnis

BLOCK I

Abschätzung diffuser Staubemissionen einer Großbaustelle	1
Feinstaubkonzentration in Abhängigkeit des Niederschlages an baustellenbeeinflussten Immissionsmessstellen.	19

BLOCK II

Vergleich von verschiedenen Methoden zur Bildung von Ausbreitungsklassen	34
Vergleich der in der ÖNORM M9440 angegebenen Varianten zur Ausbreitungsklassenbestimmung anhand des 14-jährigen Datensatzes des Sendeturms Dobl/Steiermark.	54
Messung von Inputparametern für Ausbreitungsmodelle: Strahlungsbilanz und Turbulenzparameter – eine kritische Prüfung	62

BLOCK III

Mischungshöhenbestimmung mittels RASS	82
Erstellung meteorologischer Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnung mit dem Analyse- und Kurzfristprognose-System INCA	89

BLOCK IV

Modellvalidierung – Ergebnisse mit zwei Testdatensätzen.....	94
EVALPORT – Evaluierung von Ausbreitungsmodellen an Tunnelportalen.....	122
Qualitätssicherung und Transparenz in der Ausbreitungsrechnung	142

BLOCK V

Möglichkeiten zur Berücksichtigung der NO-NO ₂ Konversion bei kleinen und mittleren Quellen	158
Immissionsdatenbank, TG Kleine Quellen BMwA	163

Abschätzung diffuser Staubemissionen einer Großbaustelle

Ing. Markus Kuntner, Dr. Dietmar Öttl, Mag. Andreas Krismer, Mag. Anton Strobl

1. Einleitung

In Tirol wird derzeit mit der neuen Unterinntalbahnttrasse von Kundl bis Baumkirchen von der Brenner Eisenbahn GmbH (BEG) ein Infrastrukturprojekt mit entsprechend umfangreichen Tiefbauarbeiten errichtet. Im Zuge des UVP-Verfahrens wurde eine umfassende Beweissicherung in Form von Immissionsmessstellen festgelegt, sodass in einem nur 16 km langen Abschnitt des Inntals zwischen Hall in Tirol und Vomp neben drei bereits bestehenden Messstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung (AdTL) zwei weitere Messstellen durch die BEG in Baustellennähe betrieben werden. Aufgrund der hohen Messstellendichte kann sowohl die Grundbelastung als auch die Zusatzbelastung in Baustellennähe für einzelne Bauabschnitte und Bauzeiträume mit hoher Genauigkeit erhoben werden. Die Positionen der Messstellen und die großräumige Lage des Inntals zwischen Innsbruck im Westen und Schwaz im Osten sind in Bild 1 dargestellt.

Zielsetzung dieses Projekts ist es, aufbauend auf die ermittelten Zusatzbelastungen Parameter für die Emissionsprognose zu bestimmen, spezifische Emissionsfaktoren bezogen auf die Masse des manipulierten Bodenaushubs zu ermitteln und die verwendeten Ausbreitungsmodelle AUSTAL2000 und GRAL zu vergleichen.

Besonderer Dank gebührt der Brenner Eisenbahngesellschaft, namentlich Herrn DI Schrötter und Frau Mag.^a Wolkenstein für die zur Verfügung gestellten Unterlagen und die Mitarbeit bei der nachträglichen Erhebung der Arbeitsvorgänge und manipulierten Massen an Bodenaushub.

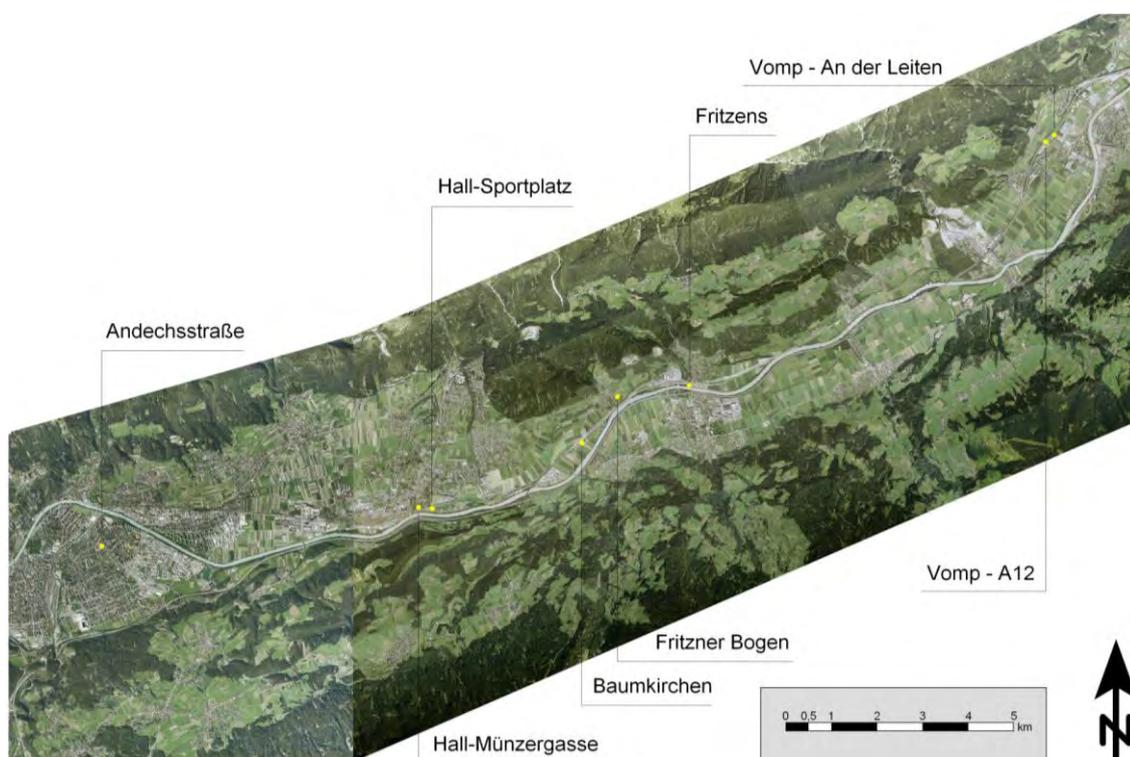


Bild 1: Orthofoto des Untersuchungsgebiets mit eingetragenen Immissionsmessstellen

2. Beschreibung des Hauptbauloses und der Bauaktivitäten

Die untersuchten Baustellenbereiche befinden sich im Talboden des Inntals, wobei der Baustellenbereich Baumkirchen in Talmitte, der Baustellenbereich Fritzens am nördlichen Talrand gelegen ist. Das Untersuchungsgebiet der beiden betrachteten Baustellenbereiche umfasste jeweils den Bereich der wesentlichen Bautätigkeiten in einem Umkreis von bis zu 500 m zur Immissionsmessstelle.

a. Baustellenbereich Fritzens:

Am Hauptbaulos Fritzens wird seit 2005 gearbeitet. Die Tunnel wurden in offener Bauweise, in Deckelbauweise mit Bohrpfählen unter Druckluft und in bergmännischer Sonderbauweise hergestellt. Das Baulos weist eine Länge von 5.285 m auf, der Materialumsatz betrug ca. 1,1 Millionen m³, für Verfüllungen und Dämme werden 550.000 m³ Material benötigt. Weiters wurden 340.000 m³ Beton und 29.000 t Betonstahl verbaut. Die Arbeiten sollen im Dezember 2009 abgeschlossen sein. Im Bereich der Messstelle Fritzens wurde in Deckelbauweise gearbeitet, wobei die Bohrpfahlarbeiten und die Deckelherstellung in offener Baugrube erfolgten. Die Messstelle Fritzens befindet sich südlich der Baustelle, quer zur Hauptwindrichtung, in einem Abstand von rund 15 m zum Baustellenrand, wobei der Schwerpunkt der Bauarbeiten in westlicher Richtung in einem Abstand von 300 bis 400 m zur Messstelle lag. Gegenüber der Messstelle befand sich die Spritzbetonsiloanlage für die untertägigen Bauabschnitte. Das bergfeuchte Tunnelausbruchmaterial wurde aus den östlich und westlich gelegenen Tunnelstrecken mittels Förderband antransportiert, zwischengelagert, auf LKW verladen und ins Tonwerkgelände nordwestlich der Messstelle (ca. 200-300 m Entfernung) transportiert. Das Material aus den weiter östlich gelegenen Abschnitten wurde per LKW ebenfalls ins Tonwerkareal transportiert. Am Baufeld waren die Fahrwege weitgehend unbefestigt, bis auf die Hauptverbindung zwischen Baumkirchen und Fritzens, welche Mitte 2007 asphaltiert wurde. Die von Baufahrzeugen frequentierten öffentlichen Straßen sind asphaltiert und wurden während der Bauarbeiten gekehrt und befeuchtet.

Der Großteil der Aushubarbeiten erfolgte in den Jahren 2005 bis 2007, in denen pro Jahr rund 180.000 m³ bzw. 360.000 t Material anfiel und 70.000 m³ bzw. 140.000 t verfüllt wurden. Diese Menge wurde im Nahbereich der Messstelle umgeschlagen, das entspricht in Summe rund 250.000 m³ bzw. 500.000 t pro Jahr.

Im Osten wurden ca. 200.000 m³ ausgehoben, davon 1/3 ins Tonwerk transportiert und ca. 60.000 m³ hinterfüllt, wobei diese Menge vor Ort im Abschnitt Ost zwischengelagert wurde.

Die Arbeiten unter Tags fanden rund um die Uhr statt, über Tag wurde von 6:00 Uhr bis 22:00 Uhr gearbeitet.

In Bild 2 ist die Lage der Immissionsmessstelle und der Baustellenbereiche (hellblau markierte Flächen) dargestellt. Gut erkennbar ist die unmittelbar neben der Messstelle vorbeiführende Gemeindestraße, die sowohl als Transportweg für die Aushubmaterialien des Baustellenabschnittes Fritzens als auch für Zu- und Abfahrten zum nördlich der Bahnstrecke gelegenen Industriegebiet (Tonwerkareal - Mineralrohstoffwirtschaft) dient.



Bild 2: Baustellenbereich Fritzens

b. Messstelle Baumkirchen:

Die Arbeiten in Baumkirchen begannen im Jahr 2005 mit der Errichtung einer neuen, provisorischen Bahnunterführung westlich des Baustellenbereiches, sodass im Juni 2005 mit dem Ausbau der bestehenden Bahnunterführung der Landesstraße L224, die sich bei den Zwischenlagern ZW 1 und ZW2 befindet, südlich der Bahnstrecke begonnen werden konnte.

In dieser ersten Bauphase wurden im Zeitraum von Juni bis September 2005 rund 10.000 m³ Bodenaushub aus der Errichtung der Unterführung ins Zwischenlager 2 (ZW 2 – siehe Bild 3) verbracht. Von Dezember 2005 bis März 2006 wurden rund 8.000 m³ aus diesem ZW 2 in einen südlich der Bestandslinie errichteten Bahndamm für ein Gleisprovisorium, das zur Aufrechterhaltung des Bahnbetriebs während der Bauarbeiten benötigt wurde, geschüttet.

In der Folge wurde zwischen Juni bis August 2006 die Straßenunterführung an der Nordseite ausgehoben und 10.000 m³ ins Zwischenlager 1 (ZW 1) verbracht. Gleichzeitig wurden 2.000 m³ aus dem ZW 2 zur Hinterfüllung der Bahnunterführung an der Südseite verwendet. Im August und September 2006 wurden 2.000 m³ aus dem ZW 1 zur Hinterfüllung der nordseitigen Bahnunterführung herangezogen.

Im Jahr 2007 wurden die Wanne Baumkirchen ausgehoben und betoniert. Zur Herstellung der Wanne erfolgte ein Unterwasseraushub mit einer Kubatur von rund 55.000 m³, ein Bodenaustausch mit einer Kubatur von rund 27.000 m³, eine Dammschüttung mit 60.000 m³ und diverse Hinterfüllungen mit 8.000 m³.

Die Lage der Baustellenbereiche und der Messstelle sind in Bild 3 dargestellt.

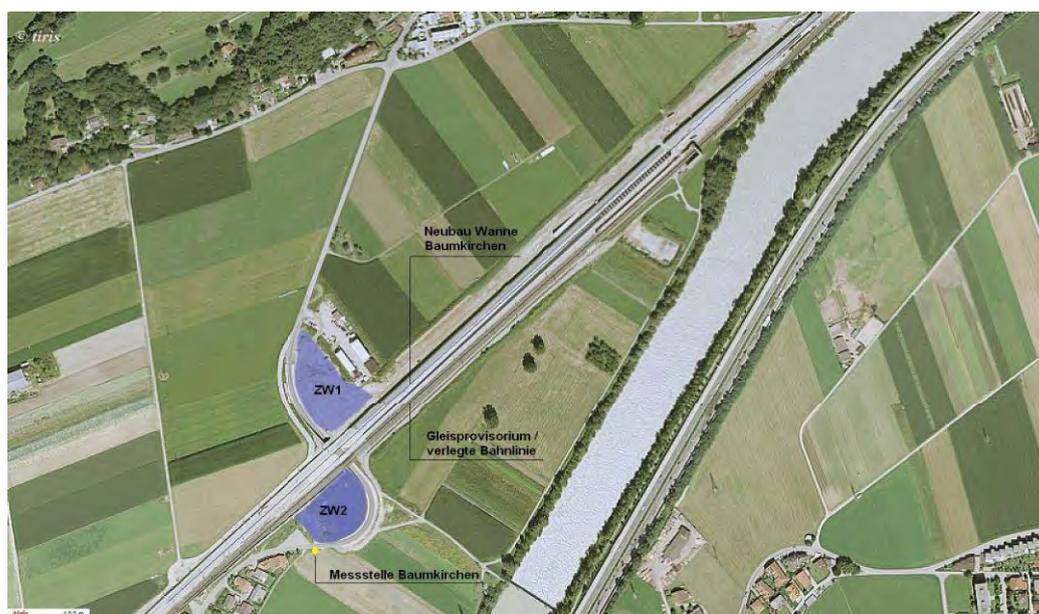


Bild 3: Baustellenbereich Baumkirchen

Die beschriebenen Baustellenaktivitäten beziehen sich ausschließlich auf die Manipulation von Bodenaushub. Bauwaren- und Baustoffanlieferungen (Fertigbeton, Baustoffe, Schalmaterial, Baustahl, das Aufbringen des Gleisschotter usw.) sind in den Massenangaben nicht enthalten.

3. Immissionsituation

In Tabelle 1¹ sind die Jahresmittelwerte der in diesem Projekt herangezogenen und in Bild 1 dargestellten Immissionsmessstellen für die Jahre 2002 bis 2008 zusammengefasst.

Jahr		BEG Fritzens	AdTL Hall / Münzergasse (ab 2007: Hall Sportplatz)	AdTL Vomp a. d. Leiten	AdTL Vomp A12	BEG Baumkirchen
		µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
2002	Vorbelastung	34 ⁽¹⁾	29	29	27	29
2003	Vorbelastung	35	31	29	30	29
2004	Vorbelastung	30	29	26	27	28
2005	mit Bauarbeiten	40	30	26	32	31
2006	mit Bauarbeiten	46	28	26	33	35
2007	mit Bauarbeiten	37	24	24	27	27
2008	mit Bauarbeiten	29	23	21	23	23

Tabelle 1: PM10 Jahresmittelwerte

¹ aus den Messdaten Mai-Dezember auf den Jahresmittelwert hochgerechnet

Aufbauend auf diese Messdaten und die zu Grunde liegenden Tagesmittelwerte ergeben sich die in Tabelle 2 angegebenen gemessenen Zusatzbelastungen. Dabei wird als MW der Mittelwert der gemessenen Zusatzbelastung über den jeweiligen Zeitraum bezeichnet. Die Angabe MW-GB bezeichnet einen Mittelwert der gemessenen Zusatzbelastung abzüglich einer „überdurchschnittlichen Grundbelastung“. Emissionstechnisch konnten ausschließlich die unmittelbaren Bauaktivitäten in Zusammenhang mit dem Erdaushub bzw. der Verfüllung Berücksichtigung finden. Mangels Verkehrszählraten war eine emissionstechnische Berücksichtigung des Verkehrs auf öffentlichen Straßen nicht möglich. Die „überdurchschnittliche Grundbelastung“ ist eine Folge der Staub-Wiederaufwirbelung durch den nicht baustellenbedingten Verkehr auf öffentlichen Straßen.

In Fritzens kann dieser Anteil nicht repräsentativ erhoben werden, da durch die nur an Arbeitstagen stattfindenden Fahrbewegungen im Tonwerkareal situierten Betriebe der Verkehr auf öffentlichen Straßen nicht vom baustelleninduzierten Verkehr getrennt werden kann. Durch die höhere Vorbelastung in den Jahren ohne Baustellenbetrieb ist die Emission des Verkehrs auf der öffentlichen Straße zumindest für normal verschmutzten Straßenbelag berücksichtigt. An der Messstelle Fritzens lagen die PM₁₀-Immissionen bereits in den Jahren 2002 bis 2004, in denen noch keine Bauaktivitäten der BEG vorhanden waren, um durchschnittlich 3,9 µg/m³ über den Referenzmessstellen in Hall und Vomp an der Leiten. Diese höhere Grundbelastung wird auf die betrieblichen Aktivitäten des nördlich gelegenen Industriegebietes (Tonwerkareal) samt Zu- und Abfahrten über die Landesstraße zurückgeführt. Mit Beginn der Bauarbeiten in Fritzens im Jahr 2005 bis zum Abklingen der stark emittierenden Arbeiten zu Beginn des Jahres 2008 lag der PM₁₀-Jahresmittelwert an der Messstelle Fritzens um durchschnittlich 16 µg /m³ über der Referenzmessstelle Vomp - An der Leiten, stieg somit gegenüber den Vorjahren um rund 11 (10,5) µg/m³ an. Für die Messstelle Fritzens wird dieser Wert für die folgenden Betrachtungen als die durch die Baustellenaktivitäten induzierte Zusatzbelastung herangezogen.

Die Messstelle Baumkirchen befindet sich wie die Messstelle Fritzens unmittelbar neben einer öffentlichen Straße, der Landesstraße L224. In Baumkirchen überwiegt der Individualverkehr in Form von PKW Fahrten. Die Analyse der Immissionsmessdaten dieser Messstelle hat gezeigt, dass an Tagen ohne Baustellenbetrieb im Jahr 2005 die PM₁₀ Immissionen annähernd der Grundbelastung entsprochen haben. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass während der Errichtung der Bahnunterführung kein öffentlicher Verkehr auf der L224 möglich war und damit keine Wiederaufwirbelung stattfand. Mit Eröffnung der Bahnunterführung für den öffentlichen Verkehr im Jahr 2006 konnte auch an Tagen ohne Baustellenbetrieb eine erhöhte Grundbelastung an der Messstelle Baumkirchen im Vergleich zu den Referenzmessstellen festgestellt werden. Diese Zusatzimmission an arbeitsfreien Tagen kann so erklärt werden, dass baustellenbedingt während der Arbeitstage Schmutz auf die öffentliche Straße verfrachtet und auch an den folgenden arbeitsfreien Tagen durch den Verkehr aufgewirbelt wird. Da zumindest dieser Verkehr auch an Tagen mit Baustellenbetrieb anzunehmen ist, wurde der an arbeitsfreien Tagen ermittelte, nicht unmittelbar mit der Baustellentätigkeit in Zusammenhang stehende Anteil der Zusatzimmission, von dieser in Abzug gebracht. Auch im Jahr 2009, also zu einem Zeitpunkt, an dem die Bauarbeiten weitgehend abgeschlossen waren, konnte optisch ein Schmutzeintrag in die öffentliche Straße und die Wiederaufwirbelung durch den Verkehr der L224 im

Nahbereich der Messstelle festgestellt werden. In Zusammenhang mit den in Tabelle 2 angegebenen Immissionswerten zeigt sich, dass dem Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen, insbesondere durch den Effekt der Wiederaufwirbelung, zur Immissionsminderung ein besonderes Augenmerk zu legen ist.

	Zeitraum	gemessene Zusatzbelastung	
		MW (1)	MW – GB (2)
		[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Fritzens	2005-2007	9,3	9,3
Baumkirchen	2005 (06-09)	9,0	8,9
Baumkirchen	2006	7,8	5,8
Baumkirchen	2007	2,2	0,7

Tabelle 2: gemessene Zusatzbelastungen

⁽¹⁾ Mittelwert der gemessenen Zusatzbelastung über den jeweiligen Zeitraum

⁽²⁾ Mittelwert der gemessenen Zusatzbelastung abzüglich einer überdurchschnittlichen Grundbelastung über den jeweiligen Zeitraum

4. Emissionsprognose

Emissionsberechnungen konnten ausschließlich für die im Detail beschriebenen und gut strukturierbaren Bauarbeiten im Bauabschnitt Baumkirchen vorgenommen werden. Im Bauabschnitt Fritzens wurden zahlreiche Aktivitäten parallel vorgenommen und es gab einen erheblichen Einfluss durch den Verkehr auf der Gemeindestraße, sodass für diesen Abschnitt keine Emissionen ermittelt, sondern ausschließlich über eine Immissionsberechnung auf eine durchschnittliche Emission im betrachteten Zeitraum rückgerechnet wurde.

Die Emissionsprognose für den Abschnitt Baumkirchen erfolgte auf Basis der technischen Grundlage „Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung der Staubimmissionen“, herausgegeben vom Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten im Jahr 1999 (TG).

Die Wahl der zahlreichen Parameter zur Emissionsberechnung lassen bei gleichen Eingangsdaten eine erhebliche Streubreite der prognostizierten Emissionsmassenströme zu. Für die in der Folge durchgeführten Ausbreitungsberechnungen wurden für Straßen ohne staubfreien Belag ein Staubgehalt der Straßenoberfläche „s“ von 8 % entsprechend US-EPA AP 42 gemäß Tabelle 13.2.2-1 für „construction sites“ und ein Feuchtigkeitsgehalt „M“ von 0,8 % sowie eine Anzahl von 115 Tagen mit mindestens 1 mm Niederschlag angesetzt. Für den Umschlag von Materialien wurde ein Gewichtungsfaktor $A=\sqrt{100}$ und ein Feinstaubanteil von 20 % am Gesamtstaub berücksichtigt. Dieses Emissionsszenario wird in der Folge mit „TG Max“ bezeichnet. In der Folge wurden Emissionsprognosen mit den in der TG angegebenen Durchschnittswerten, das ist ein Staubgehalt der

Straßen von 4,8 % und ein Feuchtigkeitsgehalt von 1 %, bezeichnet mit „TG Mean“, sowie Emissionsprognosen mit Faktoren und Formeln nach der aktuellen Ausgabe der US-EPA (11/06), bezeichnet mit „US-EPA (11/06)“ vorgenommen.

Unter Anwendung dieser Emissionsansätze und Berechnungsmethoden ergaben sich die in Tabelle 3 gerundet angegebenen Feinstaub (PM10) Emissionen, wobei jeweils im Klammersausdruck der Emissionsanteil auf Fahrwegen angegeben ist.

Zeitraum	Berechnungsmethode		
	„TG Max“ s=8 %, W=0,8 %	„TG Mean“ s=4,8 %, W=1 %	„US EPA (11/06)“ s=8 %, W=0,8 %
Juni bis September 2005	850 (550) kg	530 (330) kg	370 (170) kg
2006	1.590 (1.130) kg	1.000 (690) kg	670 (350) kg
2007	11.250 (10.680) kg	7.130 (6.560) kg	3.950 (3.380) kg

Tabelle 3: PM10 Emissionsprognosen für Baumkirchen

5. Immissionsprognose

Die Immissionsprognose erfolgte mit den Ausbreitungsmodellen GRAL sowie AUSTAL 2000.

Modellbeschreibung GRAL:

Es wurde das von der Technischen Universität Graz entwickelte Ausbreitungsmodell GRAL (Grazer Lagrange Modell) angewendet. GRAL ist ein Lagrange'sches Partikelmodell, das speziell für die Schadstoffausbreitung im komplexen Gelände und auch für Schwachwindsituationen entwickelt wurde. Bei diesen Modellen wird die Schadstoffausbreitung durch eine große Anzahl von Teilchen simuliert, deren Bewegung durch das vorgegebene Windfeld sowie einer überlagerten Turbulenz bestimmt ist. Der Vorteil liegt darin, dass inhomogene Wind- und Turbulenzverhältnisse berücksichtigt werden können. Außerdem können beinahe beliebige Formen von Schadstoffquellen simuliert werden. Die überlagerte turbulente Windgeschwindigkeit wird über stochastische Differentialgleichungen ermittelt. Dabei werden die horizontalen turbulenten Bewegungen unabhängig von den vertikalen angenommen. Die beiden horizontalen Raumrichtungen werden jedoch über zwei gekoppelte stochastische Differentialgleichungen beschrieben, die im Prinzip einen gedämpften harmonischen Oszillator simulieren (z.B. [ÖTTL 2005]). Dadurch können große horizontale Windrichtungsänderungen bei Schwachwindsituationen (Mäandrieren) modelliert werden. Eine umfangreiche Dokumentation von GRAL kann über die LUIS Homepage <http://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/11023486/19222537/> herunter geladen werden [ÖTTL, 2008].

Für die Bestimmung von Immissionskonzentrationen wurde in einem festgelegten Gitter zu jedem Zeitpunkt die Anzahl an Teilchen in jedem Gittervolumen ermittelt und über die Zeit integriert. Da erfahrungsgemäß die vertikalen Konzentrationsgradienten höher sind als die horizontalen, wurde ein Auszählgitter verwendet, dessen horizontale Abmessung 10 m und in der Vertikale 2 m beträgt. Damit werden die räumlichen Gradienten der Konzentration genügend genau erfasst und statistische Unsicherheiten (Stichprobenfehler) reduziert. Als Rauigkeitslänge wurde ein Wert von 0,2 m angenommen.

Die Emissionen wurden vom Amt d. Tiroler LR zur Verfügung gestellt. Diese wurden mit der TG für diffuse Staubemissionen (BMWA, 1999) berechnet.

Modellbeschreibung AUSTAL 2000:

Die Schadstoffausbreitung wurde mit dem Ausbreitungsmodell AUSTAL 2000 prognostiziert, das als Rechenmethode einen Lagrange - Algorithmus nach der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 verwendet.

In einem ersten Schritt wird anhand des Strömungsmodells TALdia ein dreidimensionales Windfeld für eine meteorologische Statistik (Windrichtung und -geschwindigkeit gemittelt auf Stundenwerte) berechnet. Die Gebäude und auch Lärmschutzwände in der Umgebung der Emissionsquellen wurden im Modell digitalisiert und vom Strömungsmodell TALdia als Hindernisse berücksichtigt. TALdia erzeugt zu einem vorgegebenen Gelände- und Anstömprofil ein divergenzfreies Windfeld und verwendet dafür ein dem Geländeprofil folgendes Koordinatensystem.

In einem weiteren Schritt wird die Ausbreitung von Spurenstoffen in der Atmosphäre berechnet, indem für eine Gruppe repräsentativer Stoffteilchen Transport und Dispersion simuliert werden. Aus der räumlichen Verteilung der Teilchen wird auf die Konzentration der Spurenstoffe in der Schadstoffwolke geschlossen.

Die Berechnung der Immissionen erfolgte sowohl mit der in AUSTAL 2000 integrierten Deposition von Partikeln als auch bei gleichen Emissionsmassenströmen für gasförmige Schadstoffe ohne Berücksichtigung der Deposition. Für Vergleichszwecke werden beide Ergebnisse angegeben.

Die Rauigkeit wurde mit 0,2 m und die Verdrängungshöhe mit 1,2 m festgelegt. Das Rechengitter wurde mit 15 m, bei kleinen Abständen zwischen Quellen und Immissionspunkt mit 8 m festgelegt. Die diffusen Emissionen wurden als Volumenquellen definiert.

Die Windmessdaten (siehe Bild 4) wurden für beide Modelle gleich von der Messstelle Baumkirchen übernommen, die Ermittlung der Ausbreitungsklassen erfolgte anhand der Globalstrahlung und eines Temperaturprofils für das Modell GRAL nach U.S.-EPA (2003) mit der modifizierten Globalstrahlungsmethode, für das Modell AUSTAL 2000 nach der SRDT-Methode. Es ist ersichtlich, dass die berechneten labilen Klassen für beide Methoden in ähnlich hoher Gesamtanzahl auftreten (siehe Tabelle 4). Die SRDT-Methode führt aber zu wesentlich höheren Häufigkeiten bei den neutralen Klassen und zu deutlich weniger stabilen Klassen. Für die Ausbreitungsmodellierung bedeutet dies, dass die Rechenergebnisse des Modells AUSTAL rein aufgrund der unterschiedlichen Ausbreitungsklassenstatistik gegenüber dem Modell GRAL geringere Immissionskonzentrationen bei gleicher Emissionsstärke simulieren sollte. Da die Turbulenzparametrisierung in beiden Modellen unterschiedlich ist, findet sich dieser Effekt in den Ergebnissen nicht wieder. So wird beispielsweise vom Modell AUSTAL für den Immissionspunkt „Messstelle Fritzens“ eine deutlich niedrigere Immissionskonzentration (bei gleicher Emissionsstärke) gegenüber GRAL berechnet. Für Baumkirchen werden entweder deutlich höhere Immissionen (2005) oder in etwa gleich hohe Konzentrationen am Standort der Messstelle berechnet (2006 und 2007).

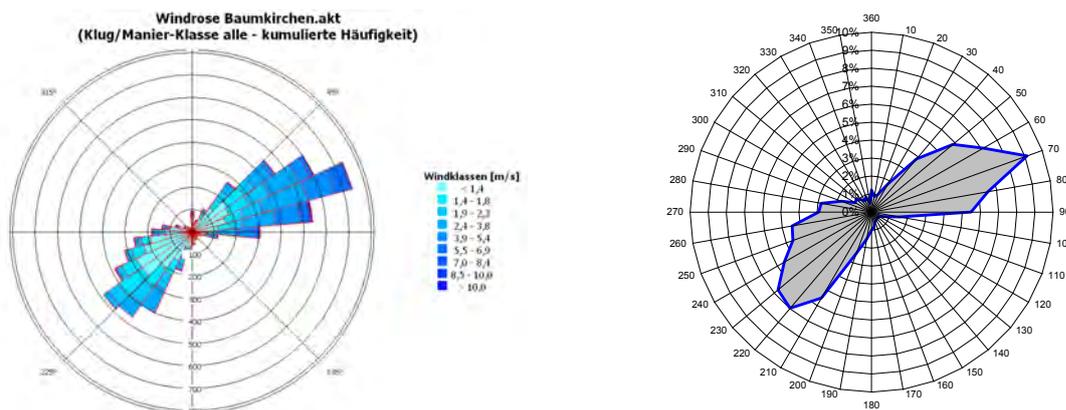


Bild 4: Windrichtungs- und Geschwindigkeitsverteilung AUSTAL 2000 (links) und GRAL (rechts)

		Sommer	Winter
A	very unstable	9%	0%
B	unstable	20%	10%
C	slightly unstable	5%	3%
D	neutral	49%	40%
E	stable	9%	14%
F	very stable	6%	32%

		Sommer	Winter
1	very unstable	5%	0%
2	unstable	15%	8%
3	slightly unstable	11%	5%
4	neutral	32%	28%
5	Slightly stable	1%	1%
6	stable	17%	14%
7	very stable	19%	44%

Tabelle 4: Ausbreitungsklassen AUSTAL 2000 (links) und GRAL (rechts)

Die Berechnungsergebnisse für die gewählten Immissionspunkte, das sind die Standorte der Messstellen, sind in Tabelle 5 zusammengefasst. In den folgenden Bildern 5a bis 8 d werden die flächenhaft berechneten Immissionen für die Bauabschnitte Fritzens und Baumkirchen dargestellt.

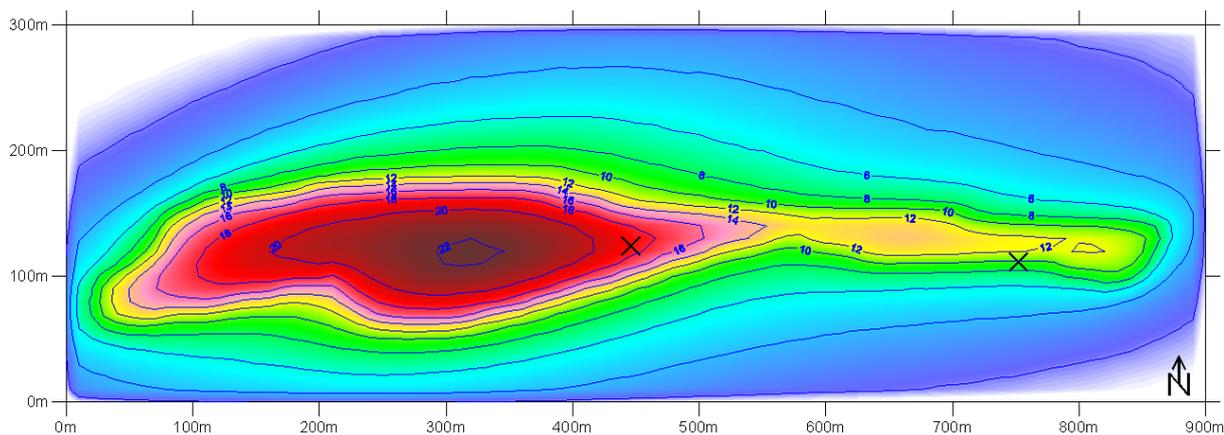


Bild 5a: Baustellenbereich Fritzens: mit GRAL simulierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission bei einer Emission von 1928 kg/a

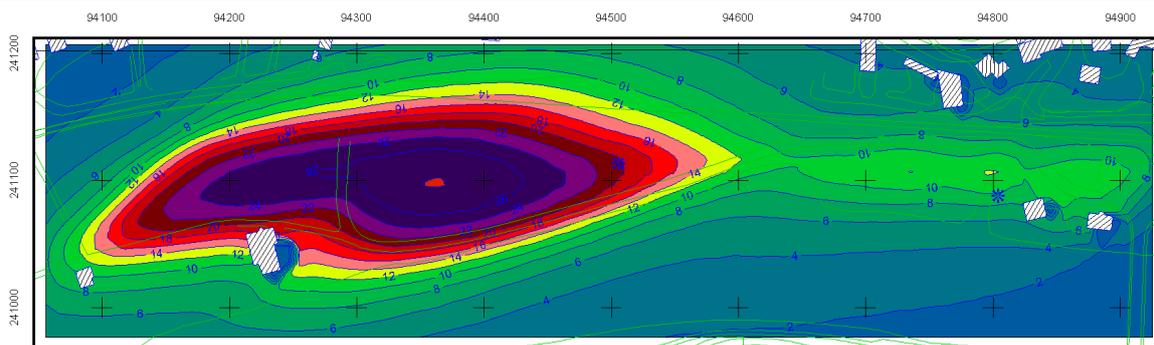


Bild 5b: Baustellenbereich Fritzens: mit AUSTAL2000 simulierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission bei einer Emission von 3900 kg/a

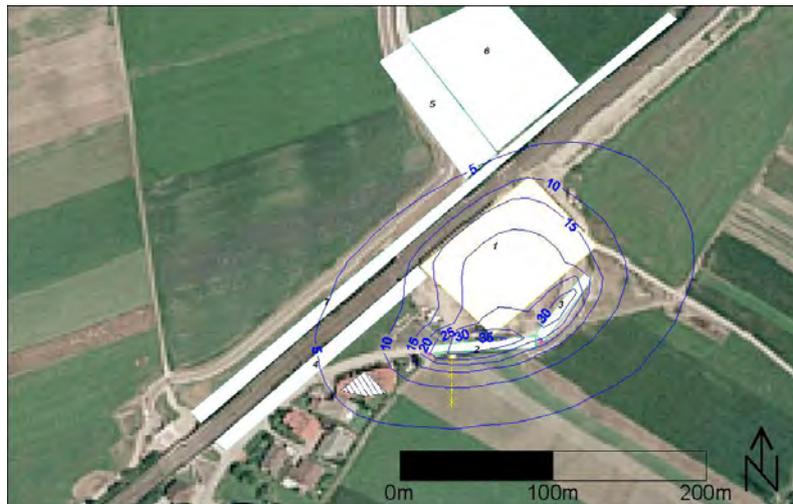


Bild 6a: Baumkirchen 2005: mit GRAL prognostizierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission



Bild 6b: Baumkirchen 2005: mit AUSTAL2000 prognostizierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission

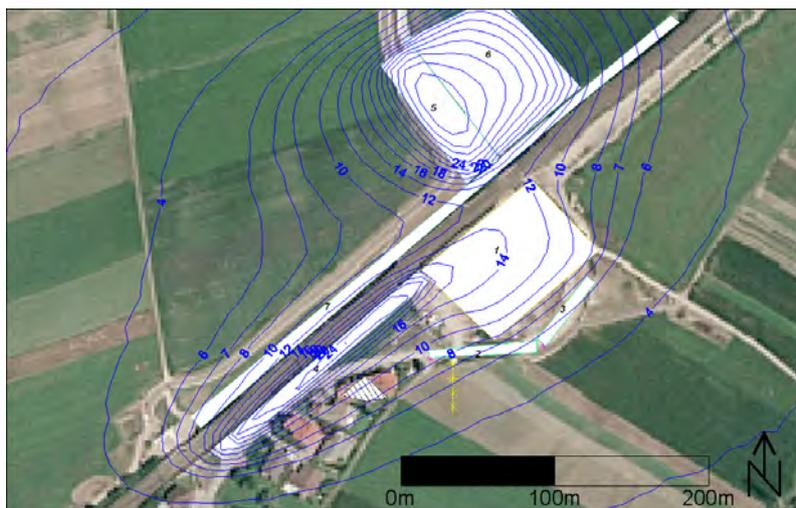


Bild 7a: Baumkirchen 2006: mit GRAL prognostizierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission



Bild 7b: Baumkirchen 2006: mit AUSTAL2000 prognostizierte durchschnittliche PM10 Zusatzimmission

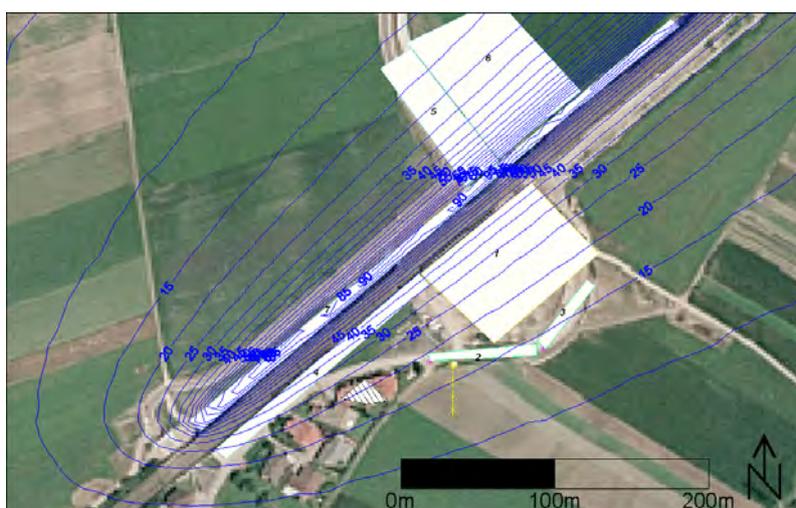


Bild 8a: Baumkirchen 2007: mit GRAL prognostizierte durchschn. PM10 Zusatzimmission ohne Lärmschutzwand

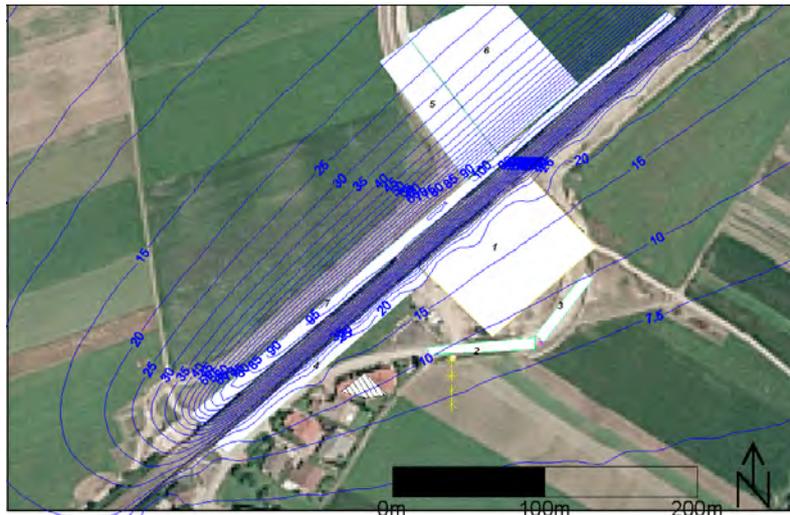


Bild 8b: Baumkirchen 2007: mit GRAL prognostizierte durchschn. PM10 Zusatzimmission mit Lärmschutzwand



Bild 8c: Baumkirchen 2007: mit AUSTAL prognostizierte PM10 Zusatzimmission mit Lärmschutzwand



Bild 8d: Baumkirchen 2007: mit AUSTAL berechnete Differenz der Immissionen ohne und jener mit Lärmschutzwand

	Zeitraum	umge- schlagene Masse	Emission nach Tabelle 3 Spalte 2 „TG Max“	Immissionsprognosen		
				GRAL	AUSTAL PM10	AUSTAL „Gas“
				[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]
Fritzens	2005-2007	ca. 500.000	rückgerechnet: 2180	10,5	5,2	7,3
Baumkirchen	2005 (06- 09)	18.000	850	25,0	46,1	51,1
Baumkirchen	2006	39.600	1590	7,2	5,4	6,9
Baumkirchen	2007	123.000	11.250	8,5	7,6	10,5

Tabelle 5: berechnete Emissionen und Zusatzbelastungen für PM10

Auffallend ist die gute Übereinstimmung der Immissionsprognosen der Modelle GRAL und AUSTAL 2000, insbesondere dann, wenn die Abstände zwischen den Quellen und dem Messpunkt zumindest 25 m oder mehr betragen (Baumkirchen in den Jahren 2006 und 2007). Bei geringeren Abständen zwischen den Quellen und den Immissionspunkten steigen die Abweichungen, wie in den Fällen Baukirchen 2005 und Fritzens erkennbar. Dies kann zum Teil mit unterschiedlichen meteorologischen Eingangsdaten aber auch mit dem starken Gradienten der Immissionsprognose im Nahbereich der Quellen in Zusammenhang gebracht werden.

Für die Immissionsprognose des Jahres 2007 musste eine rund 5 m hohe Lärmschutzwand, die sich zwischen der Quelle (Fahrweg unmittelbar am nordöstlichen Bahndamm) und der Immissionsmessstelle (südwestlich der Bahntrasse) befindet, berücksichtigt werden. Die Bahntrasse und die Lärmschutzwand befinden sich in Tallängsachse und damit in der Hauptwindrichtung. Im Ausbreitungsmodell GRAL konnte ein deutlicher Einfluss der Lärmschutzwand festgestellt werden, der, bezogen auf die Messstelle, eine Immissionsreduktion um rund 50% bewirkt. Im Modell AUSTAL 2000 ist der Einfluss der Lärmschutzwand an der Messstelle geringer und bewirkt eine Reduktion der prognostizierten Immission um rund 12%. Lediglich im Nahbereich der Lärmschutzwand wurde quellseitig eine deutliche Erhöhung, immissionsseitig eine deutliche Verringerung der prognostizierten Immissionen festgestellt.

In Tabelle 6 werden für den Bauabschnitt Baumkirchen, für den Emissionsprognosen durchgeführt wurden, die Immissionsprognosen den gemessenen Zusatzbelastungen gegenüber gestellt.

	Zeitraum	Immissionsprognosen mit dem Emissionsansatz „TG Max“			gemessene Zusatzbelastung	
		GRAL	AUSTAL PM10	AUSTAL „Gas“	MW	MW – GB
		[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]
Baumkirchen	2005 (06-09)	25,0	46,1	51,1	10,5	10,4
Baumkirchen	2006	7,2	5,4	6,9	7,8	5,8
Baumkirchen	2007	8,5	7,6	10,5	2,2	0,7

Tabelle 6: Vergleich Immissionsprognose und Immissionsmessung für PM10

Mit den Emissionsansätzen nach Tabelle 3 Spalte 2 „TG Max“ wurden, mit Ausnahme der Prognose AUSTAL PM10 für das Jahr 2006, die gemessenen Immissionen in sämtlichen Berechnung überschätzt. In der Folge wurden anhand der Emissionsansätze „TG Mean“ und „US EPA (11/06)“ nach Tabelle 3 die Immissionen über das Verhältnis der Emissionsansätze neu abgeschätzt und in Tabelle 7 zusammengefasst. Hier wird deutlich, dass der konservative Ansatz der Emissionsprognose „TG Max“ zu deutlichen Überschätzungen führt und bei Anwendung der aktuellen Emissionsansätze der US-EPA für die Fahrwege und durchschnittlicher Emissionsfaktoren für den Schüttgutumschlag eine deutlich bessere Übereinstimmung zwischen Prognoserechnung und Messung erzielt werden kann.

	Zeitraum	Immissionsprognosen				Zusatzbelastung
		GRAL „TG Mean“	GRAL „US EPA 11/06“	AUSTAL PM10 „TG Mean“	AUSTAL PM10 „US EPA (11/06)“	MW – GB
		[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]	[µg/m³]
Baumkirchen	2005 (06-09)	16,0	11,0	29,0	20,0	10,4
Baumkirchen	2006	4,5	3,0	3,4	2,2	5,8
Baumkirchen	2007	5,4	3,0	4,8	2,7	0,7

Tabelle 7: Immissionsprognosen für die Emissionsansätze nach Tabelle 3 Spalten 3 und 4

Mit den modifizierten Emissionsansätzen fällt auf, dass alle Prognosemodelle für das Jahr 2006 eine Unterschätzung der Ist-Situation liefern, wobei dieser Umstand noch zu diskutieren ist und dann klarer wird, wenn anhand der prognostizierten und der gemessenen Immissionen auf die Gesamtemission und in der Folge eine spezifische

Emission, bezogen auf die bewegte Masse an Bodenaushub, zurückgerechnet wird. Dies wird in Tabelle 8 dargestellt.

	Zeitraum	umgeschlagene Masse	Aus der Messung und der Immissionsprognose zurückgerechnete PM10 Emission		spezifische PM10 Emission, bezogen auf die umgeschlagene Masse	
			GRAL	AUSTAL PM10	GRAL	AUSTAL PM10
			[t/Jahr]	[kg/Jahr]	[kg/Jahr]	[g/t]
Fritzens	2005-2007	ca. 500.000	2180	4400	4	9
Baumkirchen	2005 (06-09)	18.000	300	160	17	9
Baumkirchen	2006	39.600	1270	1700	32	43
Baumkirchen	2007	123.000	930	1040	8	8

Tabelle 8: Spezifische durchschnittliche PM 10 Emissionen

Berücksichtigt man die Abweichungen aufgrund des geringen Abstands zwischen Quellen und Immissionspunkt in den Bauphasen „Fritzens“ und „Baumkirchen 2005“, zeichnet sich eine spezifische Emission von rund 9 g/t ab, wobei aufgrund dieser Untersuchung eine Schwankungsbreite zwischen 5 und 20 g/t verbleibt. Eine größere Abweichung ergab sich für die Bauphase „Baumkirchen 2006“, wobei sich die hohe gemessene PM10 Immission, bezogen auf die berücksichtigten bewegten Massen an Bodenaushub, durch in der Emissionsprognose nicht berücksichtigte Tätigkeiten, wie den Betrieb von Aufbereitungsanlagen am nahe zur Messstelle gelegenen ZW2 oder die Herstellung des Schotterbetts für das Gleisprovisorium begründen lässt. Diese Tätigkeiten konnten nachträglich nicht quantifiziert und zeitlich zugeordnet werden. Damit könnte sich erklären, warum ausschließlich in diesem Jahr keine Überschätzung der Immissionsprognose erfolgte (Tabelle 7) und im Gegenzug höhere spezifische Emissionen ermittelt wurden (Tabelle 8).

6. Diskussion der Ergebnisse

Anhand der vorliegenden Arbeit kann eine Grobabschätzung der PM10 Emission einer Baustelle anhand der umgeschlagenen Masse an Bodenaushub abgegeben werden. Trotz erheblicher Schwankungen aufgrund Unsicherheiten in der Emissions- und Immissionsabschätzung konnte für die Erdaushubtätigkeiten samt Zwischenlagern und Verfüllen, jedoch ohne Aufbereitung des Materials, ein Emissionsfaktor von durchschnittlich 9 g/t ermittelt werden. Durch die Streubreite der Messdaten, auch in Bezug auf die Vorgangsweise, die Staubaufwirbelung des nicht baustellenbedingten Verkehrs auf öffentlichen Straßen aus den Immissionsmessdaten herauszurechnen, und der Angaben zur Bauabwicklung verbleibt für den Emissionsfaktor eine Schwankungsbreite zwischen 8 und 20 g/t.

Die Untersuchung von Braun et al (2007) ergaben für eine Bauschutttaufbereitung bei einem Jahresdurchsatz von 400.000 t eine PM 10 Emission von 4600 kg/a und somit eine spezifische Emission von rund 11 g/t. Jockel (1992, zitiert in der TG des BMwA

1999) gibt für ein Baustofflager einen Wert von 9 g/t und für einen Lagerplatz für Baustoffe 20 g/t an.

Sowohl in dieser Arbeit als auch in der Arbeit von Braun wurde die Emissionsprognose durch einen Vergleich mit Immissionsmessdaten kalibriert, sodass diese Emissionsfaktoren Jahresdurchschnittswerte unter Einbeziehung sämtlicher meteorologischer Bedingungen, insbesondere der Bodenfeuchte im Jahresgang und des Niederschlags, darstellen.

Mit der vorliegenden Arbeit war es nicht möglich, einzelne Emittentengruppen der Immission zuzuordnen. Detaillierte Rückschlüsse auf Emissionsprognosemodelle können damit nicht gezogen werden.

Die Auswertung der Immissionsdaten hat zudem gezeigt, dass auch außerhalb der Arbeitszeiten der Baustelle Emissionen durch die Staubaufwirbelung auf öffentlichen Straßen stattfinden und im Nahbereich zu erheblichen Immissionen führen können. In diesem Zusammenhang ist in der Baudurchführung dem Einsatz von Reifenwaschanlagen und der Reinigung öffentlicher Straßen besonderes Augenmerk zu schenken.

Grundsätzlich zeigte sich, dass die Immissionsprognosen zumindest in der gleichen Größenordnung, wie die Immissionsmessungen lagen. Bei der Verwendung empirischer Parameter der TG Diffuse Staubemissionen (BMwA, 1999) für Durchschnittsemissionen auf unbefestigten Straßen konnten bereits tendenziell „günstige“ Werte, also Werte, welche zu geringeren Emissionen führen, gewählt werden, um zu realistischen Immissionsprognosen zu gelangen. Unter Anwendung der aktuellen Emissionsgleichungen nach US-EPA – AP42 (11/06) konnte eine weitere Steigerung der Prognosegenauigkeit beobachtet werden. Im Fall von Manipulation von staubenden Gütern erscheint ein Wert für den empirischen Parameter $A=\sqrt{100}$ und ein Feinstaubanteil von 20 % sinnvoll zu sein. Diesbezüglich wird auch auf das UVP-Verfahren Steinbruch Klöch in der Steiermark (Öttl, 2004) verwiesen, wo mit diesen Parametern eine plausible Immissionsprognose im Vergleich zu lokal gemessenen Staubkonzentrationen durchgeführt werden konnte.

Für die Ermittlung von diffusen Staubemissionen von Fahrwegen ohne staubfreien Belag erscheinen die in der TG Diffuse Staubemissionen angegebenen Durchschnittswerte von 1 % für den Feuchtegehalt und von knapp 5 % für den Staubgehalt sinnvolle Größenordnungen zu sein.

Es obliegt jedoch selbstverständlich dem Sachverständigen im Einzelfall zu entscheiden, welche Parameter zu wählen sind. Die hier angegebenen Empfehlungen werden naturgemäß nicht in allen Situationen zutreffend sein.

Weiterführende Untersuchungen speziell im Hinblick auf Emissionen aus Einzeltätigkeiten wären sinnvoll und wünschenswert. Da die in der TG Diffuse Staubemissionen (BMwA, 1999) angegebenen empirischen Parameter praktisch nicht erhoben oder prognostiziert werden können, wäre eine Vereinfachung der Berechnungsformeln anzustreben.

7. Referenzen

[ÖTTL 2005]: ÖTTL, D., GOULART A., DEGRAZIA G., ANFOSSI D. (2005): A new hypothesis on meandering atmospheric flows in low wind speed conditions. Atmos. Environ., 39, 1739 - 1748.

[ÖTTL und UHRNER 2008]: Documentation of the Lagrangian Particle Model GRAL (Graz Lagrangian Model Vs. 6.8. Amt d. Stmk. Landesregierung, FA17C, Technische Umweltkontrolle, Bericht: Lu-10-08, 87 S

[ÖTTL 2004]: Erweiterung Basaltbruch Klöch. UVE Fachbeitrag Luftschadstoffe. Bericht Nr. FVT-78/04/Öt V&U 02/47/6300 vom 2.12.2004.

[Braun F.J., Richter C.-J., van der Pütten N. 2007]: Ermittlung der Staubemissionen und -immissionen in der Umgebung einer Anlage zur Lagerung, zum Umschlag und zur Aufbereitung von staubenden Gütern; Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 67 (2007) Nr. 7/8, 327-329

[Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten 1999]: Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung der Staubimmissionen

[VDI 1999]: VDI 3790 Blatt 3: Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen. Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern; Berlin: Beuth

[US-EPA]: AP42 (11/06): Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42; Environmental Protection Agency

8. Anhang: Bilddokumentation der Baustellenbereiche (Quelle BEG)



Herstellung Unterführung L224 Süd, 2005



Baumkirchen, Blick Richtung Fritzens,
Juni 2006



Gleisverlegearbeiten, November 2006



Baumkirchen, April 2007



Baumkirchen, Juli 2007



Wanne Baumkirchen, Winter 2007

Feinstaubkonzentration in Abhängigkeit des Niederschlages an baustellenbeeinflussten Immissionsmessstellen

Mag. Anton Strobl

Welche PM10 - Reduktion kann durch Befeuchtungsmaßnahmen auf Baustellen und Betriebsarealen erzielt werden?

1. Allgemeines

Bei Schwebstaub, ausgedrückt als PM10 (Particulate matter), handelt es sich um Feinstaubpartikel deren Durchmesser kleiner 10 µm ist. Diese feinen Partikel können tief in die Lunge gelangen und zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen führen. Die Hauptquellen für PM10 – Emissionen stellen die Industrie, der Verkehr, die Erzeugung von Raumwärme, die Landwirtschaft, Mineral-Rohstoff-Betriebe und die Bauindustrie dar. Zum einen unterscheidet man zwischen Emissionen welche aus gefassten Quellen stammen (Industrie, Verkehr, Raumheizung etc.). Diese Emissionen können meist recht gut erfasst werden. Zum anderen gibt es Emissionen aus diffusen Quellen, beispielsweise Aufwirbelung auf Fahrwegen, Emissionen aus Schüttgutumschlägen im Gewerbe, der Bauwirtschaft und des Mineralrohstoffabbaues. Emissionen aus diffusen Quellen sind in der Regel schwer zu quantifizieren und zuzuordnen [UMWELTBUNDESAMT 2005].

In Österreich sind die Grenzwerte für Luftschadstoffe im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L BGBl. 115/97 idgF.) geregelt.

a. Untersuchungszeitraum

Der gesamte Untersuchungszeitraum in dieser Arbeit beläuft sich von Anfang 2003 bis Ende 2006. Die Jahre 2003 und 2004 (Phase 1 ohne Bautätigkeit) sind jene Jahre, an denen noch keine Bautätigkeiten durchgeführt wurden. Während der Jahre 2005 und 2006 (Phase 2 mit Bautätigkeit) sind die beiden Messstellen Fritzens und Baumkirchen von den Arbeiten der BEG-Baustelle beeinflusst. Durch diese Aufteilung kann das Verhalten der PM10-Konzentration (TMW – Mittelwerte) und der Einfluss der Baustellen jeweils in Abhängigkeit des Niederschlages dargestellt werden. Um eine weitere, feinere Aufteilung zu erhalten, werden diese Phasen noch in Jahreszeiten aufgeteilt. Die Jahreszeitaufteilung erfolgt in Winter (NDJF), Frühling/Herbst (MASO) und Sommer (MJJA). Das Hauptaugenmerk wird allerdings auf die Übergangszeiträume Frühling/Herbst (zusammengefasst) sowie auf die Sommermonate gelegt. Im Winter ist der Vergleich und der Einfluss der Baustelle schwieriger darzustellen. Die Gesamtbelastung ist im Winter wesentlich höher. Die meteorologische Situation (Inversionswetterlagen) und zusätzliche Emissionen aufgrund der jahreszeitlich bedingten Heizperiode führen zu dieser hohen Gesamtbelastung. Als Niederschlagsreferenzstation wird die Station Hall in Tirol verwendet. Für Messstellen zwischen Innsbruck und Vomp kann die Station Hall in Tirol bezüglich der Niederschlagsmessung als repräsentativ angesehen werden.

b. Zielsetzung

In dieser Arbeit sollen vorrangig folgende Fragestellungen behandelt und letztlich beantwortet werden, welche im Zuge der Sachverständigentätigkeit in Genehmigungsverfahren von diversen Großbaustellen oder ähnlichen Vorhaben und Projekten hilfreich sein können.

- a. Wie wirkt sich der Niederschlag auf die PM10-Emission bzw. Immission aus?**
- b. Wie stark ist die Reduktion der PM10-Belastung durch Niederschlagsereignisse?**
- c. Welchen Effekt kann das Befeuchten auf Betriebs- und Baustellenarealen auf die PM10- Emission haben? Welche Reduktion kann dadurch erzielt werden?**

2. Lage und Beschreibung der Messstelle

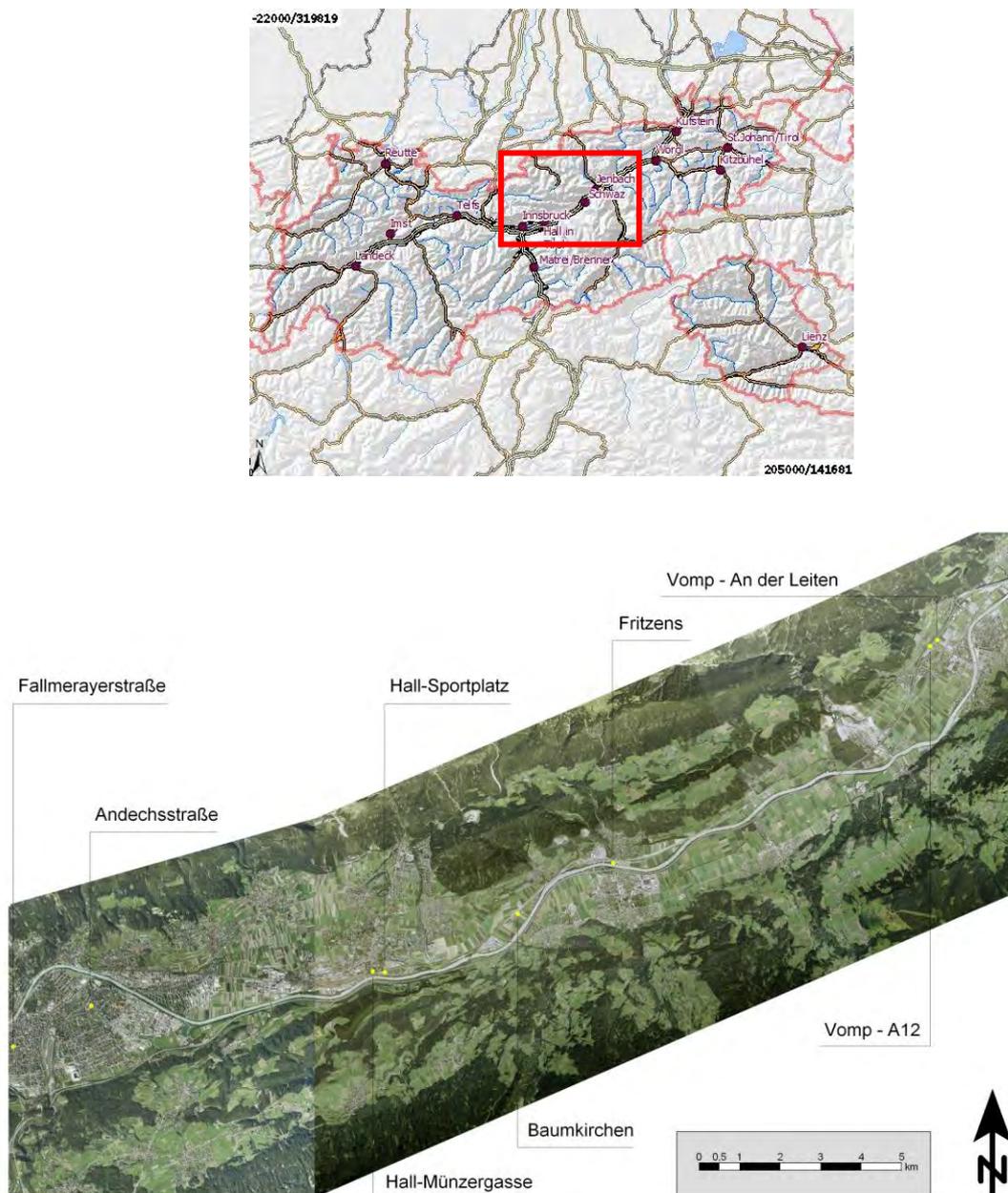


Bild 2.1: Übersichtskarte und Lage der Messstationen. © Land Tirol 

Die beiden Messstellen Fritzens und Baumkirchen sind Immissionsmessstationen, welche die PM₁₀-Konzentration im Nahbereich der BEG-Baustelle an zwei unterschiedlichen Standorten erfassen. Die Station Fritzens ist durch ihre Lage auch ohne Baustellentätigkeit einer höheren PM₁₀-Immission ausgesetzt, da diese Station in der Nähe des Zufahrtbereiches eines Betriebsareals von mehreren Großbetrieben (Baustoffhandel, Beton und Schotterwerk) situiert ist. An dieser Station sind auch ohne Baustelleneinfluss höhere Staubemissionen zu beobachten, welche durch zu und abfahrende LKW-Fahrzeuge aufgrund des nahe liegenden Betriebsareal verursacht werden. Der Individualverkehr, welcher an der Messstelle

vorbeiführt, trägt durch Wiederaufwirbelung in Fritzens ebenfalls zu einer höheren Grundbelastung bei.

Die Station Baumkirchen kann ohne Baustellenbetrieb mit einer Hintergrundstation im Inntal verglichen werden. Die Station ist an einer wenig befahrenen Straße situiert. Während der Bautätigkeiten war die Station stark von vorbeifahrenden Baufahrzeugen, Materialumschlag, Materialaufbereitung auf verschiedenen Zwischenlagern und Materialeinbau beeinflusst. Art und Umfang der Bautätigkeiten sowie die Jahresmittelwerte (JMW) der PM10 Belastung für den Untersuchungszeitraum an diesen Messstellen sind im Artikel von Kuntner (2009) ausführlich beschrieben.

Zusätzlich werden in dieser Untersuchung die Stationen Vomp an der Leiten und Andechstraße verwendet. Diese zwei Stationen werden vom Amt der Tiroler Landesregierung Abt. Waldschutz betrieben. Die Station Vomp an der Leiten kann ebenfalls als Hintergrundstation im Inntal herangezogen werden. Diese Station steht etwas abseits der Autobahn im Siedlungsbereich und kann als Referenzstation verwendet werden. Die innerstädtische Station Andechstrasse in Innsbruck ist hauptsächlich durch Verkehr und Hausbrand beeinflusst. Alle hier verwendeten Stationen befinden sich in der Inntalachse im PM10 - Luftsanierungsgebiet.

3. Einfluss des Niederschlages auf die PM-10-Konzentration

Am Beginn dieses Abschnittes 3 soll kurz der Aufbau der folgenden Abbildungen beschrieben werden. Anhand von Tagesmittelwerten (TMW) wurde die mittlere PM10 - Konzentration über verschiedene Perioden berechnet. Periode 1 zeigt die mittlere PM10 - Konzentration über einen Zeitraum ohne Niederschlag (Trockenperiode). Periode 2 stellt die mittlere PM10 - Konzentration über eine Niederschlagsperiode dar. Als Niederschlagsperiode wird in dieser Arbeit jener Zeitraum festgelegt, an welchem an der Messstation in Hall mindestens 1 mm/m² und Tag gemessen wurde. Diese Festlegung birgt gewisse Unsicherheiten in sich. Zum einen wird nicht berücksichtigt, zu welcher Tageszeit der Niederschlag gefallen ist, und zum anderen bedeutet ein Niederschlagsereignis in Hall, trotz der räumlich zentralen Lage, nicht in 100 % der Fälle auch Niederschlag an den übrigen Messstationen.

Periode 3 und Periode 4 zeigen das Verhalten der PM10 – Konzentration am ersten Tag nach der Niederschlagsperiode und am zweiten Tag nach der Niederschlagsperiode. Die Angabe *NS-P* gibt die mittlere Länge einer Niederschlagsperiode in Tagen an. Die Information *NS/P* ist die mittlere Niederschlagsmenge pro Niederschlagsperiode in mm/m². Zudem ist die maximale Länge einer Niederschlagsperiode im jeweiligen Untersuchungszeitraum durch *max. NS-P* angegeben. Der Niederschlag bezieht sich jeweils auf die Messstation in Hall in Tirol (siehe Abbildung 2.1).

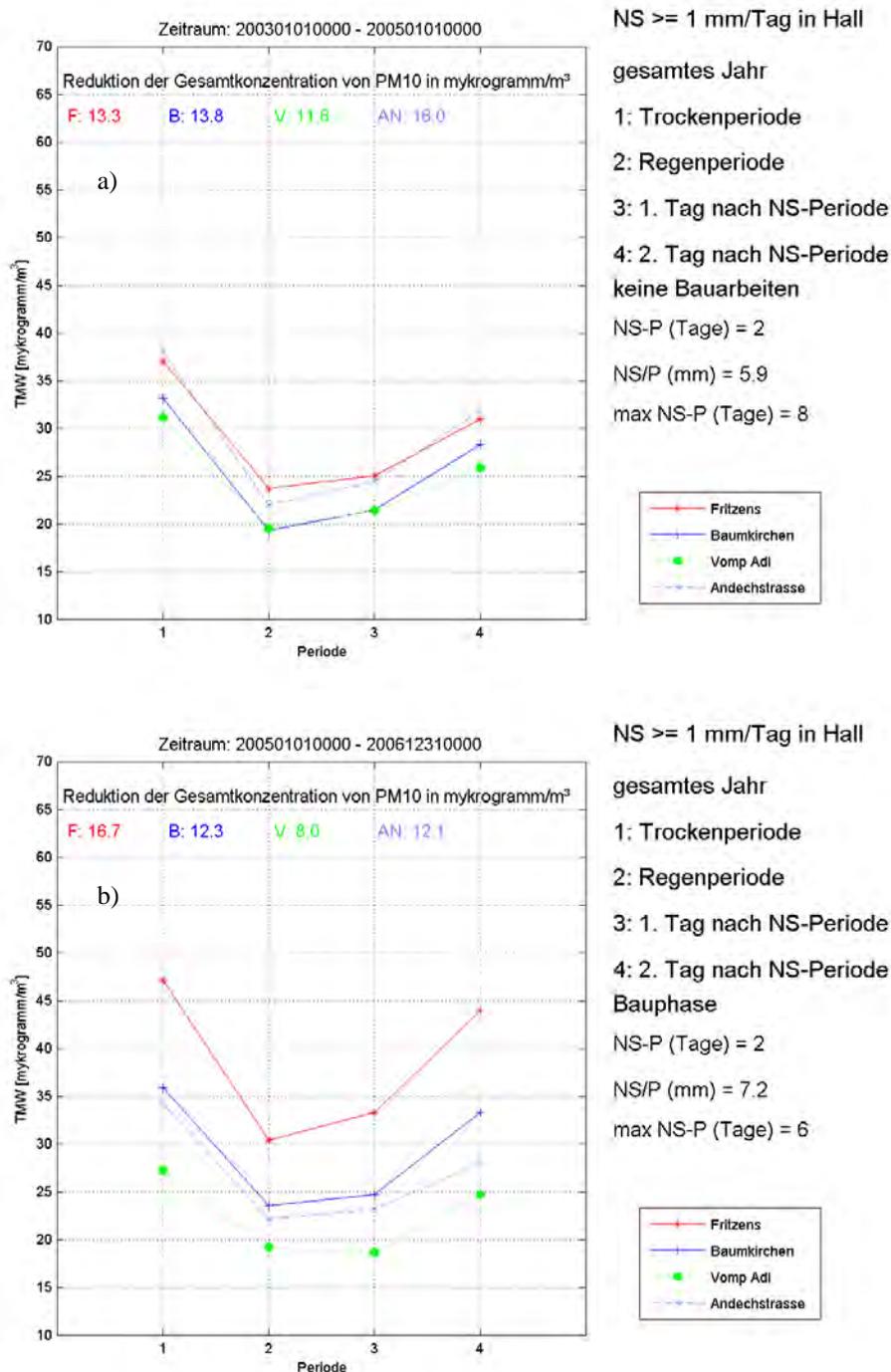


Bild 3.1: PM10 – Konzentration in Abhängigkeit von Niederschlagsperioden während des ganzen Jahres für den Zeitraum ohne Baustellenbetrieb a und mit Baustellenbetrieb b.

Bild 3.1 a zeigt die PM10-Konzentration der verwendeten Messstationen während der verschiedenen Perioden für den Zeitraum ohne Baustellenbetrieb in Fritzens und Baumkirchen. Alle 4 Stationen zeigen das selbe Verhalten und eine ähnliche Reduktion der PM10 – Konzentration zwischen der Trockenperiode und der Regenperiode. Ebenfalls ähnlich ist das Verhalten am ersten und am zweiten Tag nach der Niederschlagsperiode. Die Schwankungen zwischen den stärker belasteten Stationen Fritzens bzw. Andechstrasse und der nicht direkt beeinflussten

Referenzstation Vomp a.d.L. beläuft sich während der ganzen Perioden auf 7-8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Je nach Höhe der PM10 – Konzentration während der Trockenperiode beträgt die absolute Reduktion im Schnitt zwischen 11 und 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. zwischen 36 und 42 % der Ausgangskonzentration. In dieser Abbildung ist ebenfalls zu sehen, dass die von vorn herein etwas stärker belastete Station Fritzens und die innerstädtische Station Andechstrasse in Innsbruck sich etwas von den übrigen Stationen abheben.

Bild 3.1 b zeigt dieselbe Situation, jedoch für einen Zeitraum, in dem in Fritzens und Baumkirchen bereits Bauarbeiten stattgefunden haben. Die Station Fritzens hebt sich deutlich von den übrigen Stationen ab. Ebenfalls liegt in diesem Fall die Station Baumkirchen über den übrigen Stationen. Die PM10 Konzentration der Station Fritzens ist auch während der Niederschlagsperiode deutlich höher als an den anderen Stationen. Die Station Baumkirchen nähert sich während der Niederschlagsperiode an das Niveau der innerstädtischen Station an. Anders als in Bild 3.1 a steigt die Konzentration hier am 2. Tag nach dem Niederschlagsereignis auf ein ähnlich hohes Niveau wie während der Trockenperiode. Am zweiten Tag nach der Niederschlagsperiode steigt die Konzentration, mit Ausnahme der Station Andechstrasse, wieder gleichmäßig stark an. Die absolute Reduktion durch ein Niederschlagsereignis beträgt an der Station Fritzens ca. 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 35 % der Ausgangskonzentration), an den übrigen Stationen zwischen 8 und 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 30 und 35 % der Ausgangskonzentration). An den baustellenbeeinflussten Stationen Fritzens und Baumkirchen kann das Konzentrationsniveau durch Niederschlag nicht auf das Niveau reduziert werden, welches in den beiden Jahren zuvor ohne Baustelleneinfluss erreicht wurde.

Bei diesen Abbildungen ist zu berücksichtigen, dass hier ebenfalls die Wintermonate (NDJF), welche stark von der meteorologischen Situation (Inversionswetterlagen) abhängen und zusätzlich durch die Emissionen aus Hausbrand beeinflusst sind, mit hinein fließen.

a. Jahreszeitenabhängigkeit der PM10 Konzentration in Abhängigkeit des Niederschlages

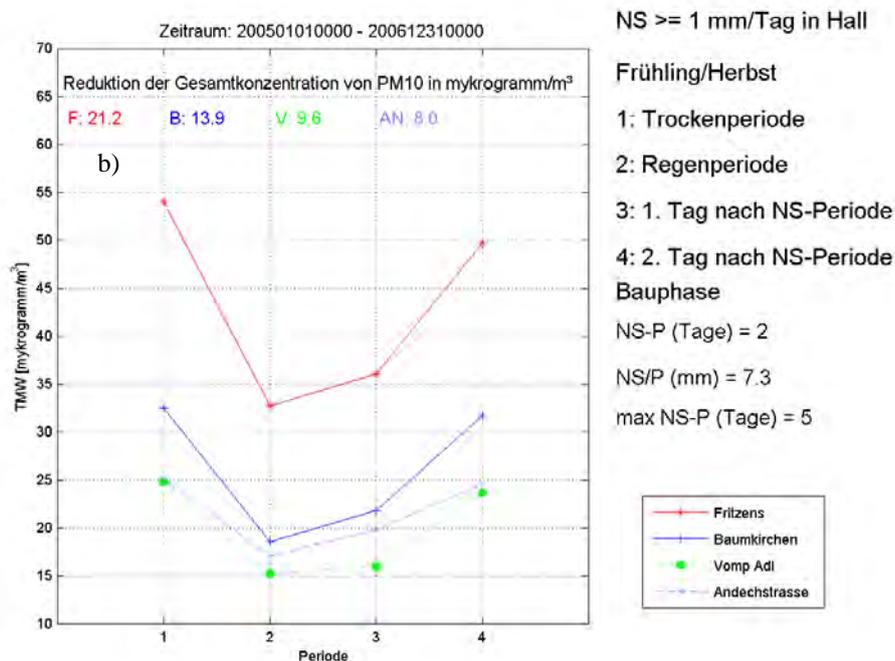
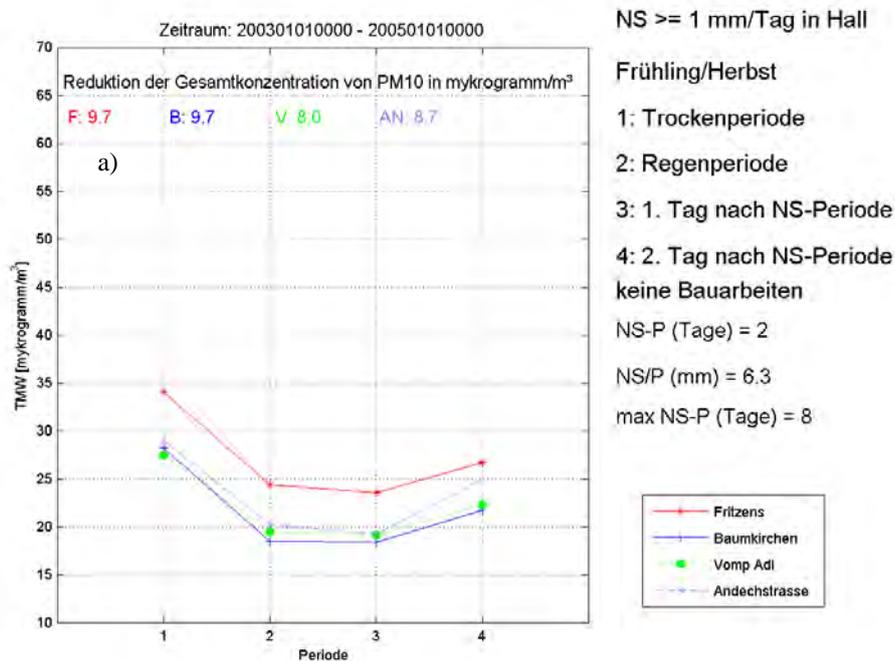


Bild 3.1.1: PM10 – Konzentration in Abhängigkeit von Niederschlagsperioden während der Übergangsmonate (MASO) für den Zeitraum ohne Baustellenbetrieb a und mit Baustellenbetrieb b.

In den Abbildungen 3.1.1 a und 3.1.1 b ist inhaltlich die selbe Information dargestellt, wie in Abbildung 3.1, allerdings für die Monate März, April, September und Oktober. In Abbildung 3.1.1 a ist zu erkennen, dass die Station Fritzens sich leicht von den übrigen Stationen abhebt. Dies ist durch LKW Zu- und Abfahrten des nahe liegenden

Betriebsareals zu erklären. Die drei anderen Stationen liegen hier auf einem sehr ähnlich Niveau. Der Anstieg nach dem ersten niederschlagsfreien Tag an der innerstädtischen Station Andechstrasse ist etwas stärker ausgeprägt. Die PM10 Reduktion beträgt je nach Station zwischen 8.0 und 9.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 30% der Ausgangskonzentration).

In Abbildung 3.1.1 b ist der Einfluss der Großbaustelle deutlich zu erkennen. Beide Baustellenstationen heben sich deutlich von den übrigen Stationen ab. Die Reduktion an der stark belasteten Station Fritzens beträgt 21.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 40% der Ausgangskonzentration), in Baumkirchen 13.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 42 % der Ausgangskonzentration). Deutlich erkennbar ist auch der rasche Anstieg am zweiten Tag nach der Niederschlagsperiode.

In Abbildung 3.1.2 ist die PM10 - Konzentration für die Sommermonate Mai, Juni, Juli und August dargestellt. In beiden Fällen (a und b) ist im Vergleich zu Abbildung 3.1.1 zu erkennen, dass das Niveau der PM10 Konzentration deutlich niedriger ist. Aufgrund besserer Ausbreitungsbedingungen in diesen Monaten ist die PM10 – Konzentration durchwegs auf einem sehr niederen Niveau (Kollmann 2009). Dadurch, dass das Niveau generell niedriger ist, ist auch die PM10-Reduktion durch Niederschlagsereignisse geringer. Der Baustelleneinfluss ist allerdings auch in den Sommermonaten, trotz der besseren Ausbreitungsbedingungen, deutlich zu erkennen. Die Stationen Fritzens und Baumkirchen heben sich auch in diesem Zeitraum von den beiden übrigen Stationen ab. Ausgehend von diesem, im Sommer generell geringeren, Konzentrationsniveau beträgt die Reduktion im Schnitt zwischen 5 und 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 30 bis 32% der Ausgangskonzentration). In Abbildung 3.1.2 b ist wie in den Abbildungen zuvor, der starke Baustelleneinfluss zu erkennen. Die Absolute PM10-Reduktion beträgt in Fritzens und Baumkirchen 11.6 und 10.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 30 bis 35%). An den beiden anderen (unbeeinflussten) Stationen ist das Ausgangsniveau nach wie vor sehr niedrig und dadurch auch die Reduktion deutlich schwächer. Ähnlich wie in Abbildung 3.1.1 b ist auch im Sommer (vor allem in Fritzens) unter Baustelleneinfluss der rasche Anstieg der PM10 Konzentration nach dem Niederschlagsereignis zu erkennen. Der Anstieg und das Verhalten der PM10 Konzentration nach einem Niederschlagsereignis wird in Punkt 4 nochmals genauer beschrieben.

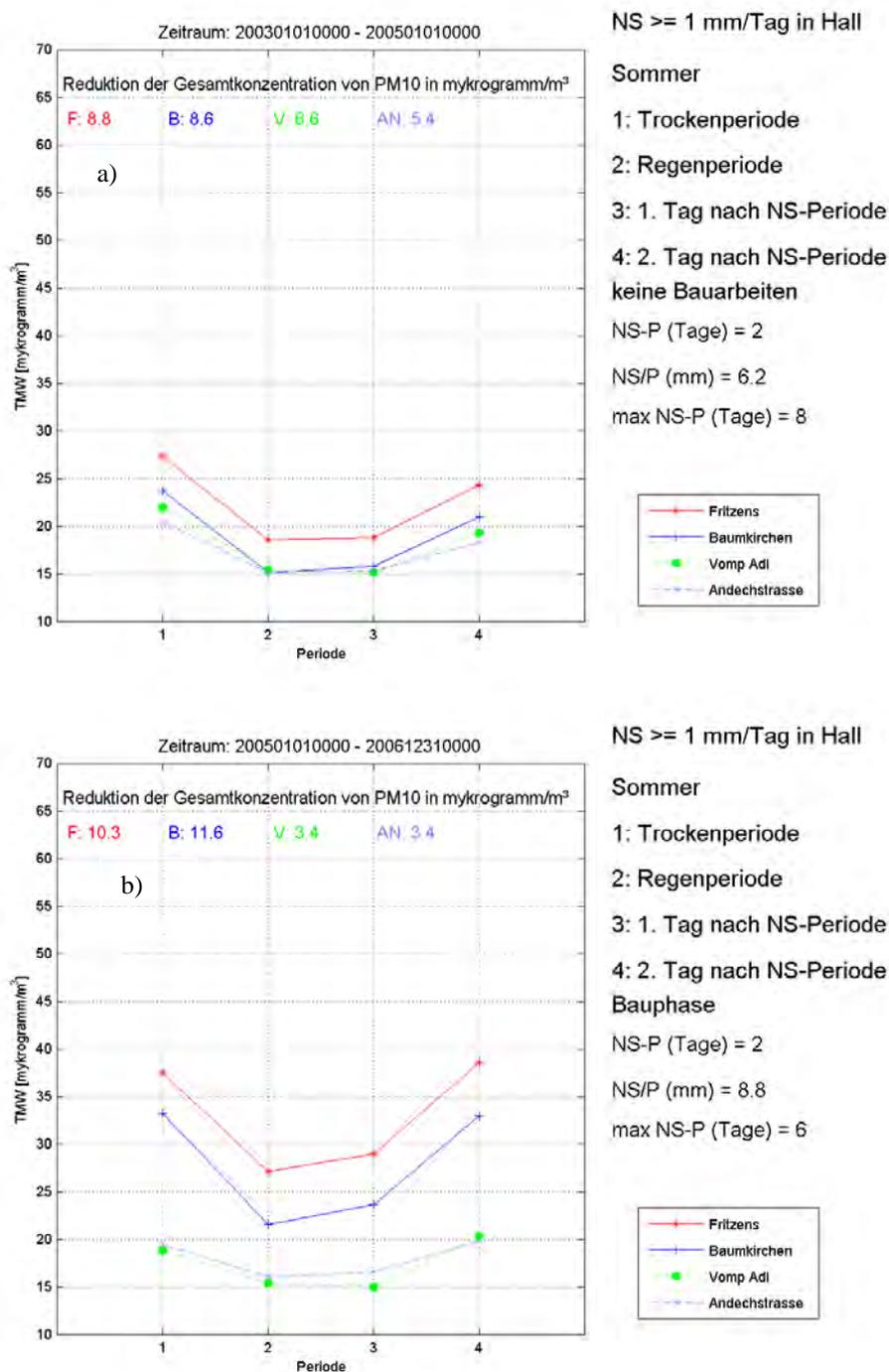


Bild 3.1.2: PM10 – Konzentration in Abhängigkeit von Niederschlagsperioden während der Sommermonate (MJJA) für den Zeitraum ohne Baustellenbetrieb a und mit Baustellenbetrieb b.

b. PM10-Reduktion durch Niederschlag

Im vorigen Abschnitt 3.2 wurde speziell die PM10 Reduktion an den beiden baustellenbeeinflussten Messstellen während verschiedener Jahreszeiten dargestellt. Die Feinstaubreduktion durch Regen oder Niederschlag ergibt sich zum einen aus dem Effekt, dass durch die gleichmäßige Befeuchtung der Fahrwege bzw. der gesamten Bodenoberfläche die Aufwirbelung durch Fahrbewegungen, Materialumschlag und dergleichen stark unterbunden wird. Weiters bewirkt der Niederschlag ein Auswaschen der Grenzschicht. Feinstaubpartikel werden

gewissermaßen zur Deposition gezwungen. Der weitaus größte Reduktionseffekt ergibt sich allerdings daraus, dass Niederschlagsereignisse meist in Zusammenhang mit Frontdurchgängen und einem mesoskaligem Luftmassenaustausch stehen. Die „alte“ belastete Luftmasse wird aufgrund einer Störung (Kalt-Warmfront) durch eine „neue“ Luftmasse ersetzt. Dieser Effekt ist vor allem im Winter, nach längeren stabilen Hochdrucklagen, von Bedeutung (Schnitzhofer 2005).

Im Frühling, Sommer und Herbst sind meist konvektive, lokale Niederschlagsereignisse, welche oft nicht unmittelbar mit einem Luftmassenwechsel zusammenhängen, von maßgeblicher Bedeutung. In diesen Monaten herrschen bessere turbulente Austauschbedingungen als in den stabilen Wintermonaten. Dort kann sich das Befeuchten der Oberfläche wesentlich stärker auswirken, da die Oberflächenbefeuchtung je nach Niederschlagsmenge und Witterungssituation die Feinstaubemission auch ein oder zwei Tage nach dem Niederschlagsereignis noch dämpft. Im Durchschnitt ergibt sich allerdings, dass am zweiten Tag nach dem Niederschlagsereignis die PM10 Konzentration ein ähnliches Niveau erreicht wie in der trockenen Phase. Dieser Effekt kann sowohl bei den baustellenbeeinflussten Stationen als auch bei den nicht baustellenbeeinflussten Stationen beobachtet werden.

In den Tabellen 3.2.1 und 3.2.2 sind die Reduktionen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, welche sich durch Niederschlagsereignisse ergeben, zusammengefasst.

In dieser Arbeit wurde keine Rücksicht auf die Art und Ursache eines Niederschlagsereignisses gelegt, sondern nur die generelle Reduktionssituation betrachtet.

ohne Bautätigkeit				
Gesamtreduktion in $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Fritzens	Baumkirchen	Vomp a.d.L	Andechstr.
Frühling/Herbst	9.7	9.7	8.0	8.7
Sommer	8.8	8.6	6.6	5.4
Gesamtes Jahr	13.3	13.6	11.6	16.0

Tab. 3.2.1: Gesamtreduktion der PM10 Konzentration durch Niederschlag ≥ 1 mm/Tag an der Messstation Hall, für die Jahre 2003 und 2004.

Gesamtreduktion in $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	mit Bautätigkeit		ohne Bautätigkeit	
	Fritzens	Baumkirchen	Vomp a.d.L	Andechstr.
Frühling/Herbst	21.2	13.9	9.6	8.0
Sommer	10.3	11.6	3.4	3.4
Gesamtes Jahr	16.7	12.3	8.0	12.1

Tab. 3.2.2: Gesamtreduktion der PM10 Konzentration durch Niederschlag ≥ 1 mm/Tag an der Messstation Hall, für die Jahre 2005 und 2006.

Dem aufmerksamen Leser ist nicht entgangen, dass in Tabelle 3.2.2 in Vomp a.d.L. und an der Station Andechstraße im Sommer die Reduktion viel geringer ist als in Tabelle 3.2.1 in den beiden Jahren zuvor. Der Grund dafür ist der extrem trockene Sommer 2003. Während der Trockenperioden (Bild 3.1.2 a) ist die Grundbelastung an diesen Stationen deutlich höher als in den beiden darauf folgenden Jahren (Bild 3.1.2 b). Durch Niederschlagsereignisse wird allerdings in PM10-Konzentration auf

das selbe Niveau reduziert wie in den feuchteren Jahren 2005 und 2006 (vergl. Bild 3.1.2 a u. Bild 3.1.2 b).

Die Gesamtreduktion in Bezug auf die Maximalkonzentration während der Trockenperioden beläuft sich im Schnitt bei den beiden baustellenbeeinflussten Stationen Fritzens und Baumkirchen auf ca. 30 bis 45 % des Ausgangsniveau.

In Zusammenschau mit der Referenzstation Vomp a. d. L. kann im Mittel über die Jahre mit Baustellaktivität eine relative Reduktion der PM10-Konzentration an den Stationen Fritzens und Baumkirchen ermittelt werden (siehe Tabelle 3.2.3). Die relative Reduktion ist ein Maß, um wie viel Prozent sich die Feinstaubkonzentration an den baustellenbeeinflussten Stationen durch Niederschlagsereignisse reduziert. Die relative Reduktion ergibt sich aus der Differenz zwischen den baustellenbeeinflussten Stationen und der Referenzstation Vomp a.d. Leiten zum einen während trockener Perioden (1) und zum anderen während der Niederschlagsperioden (2) – siehe Bild 3.2.1..

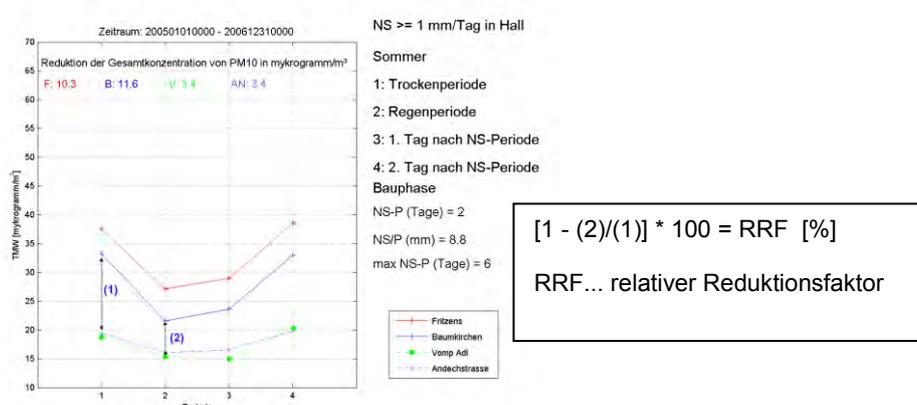


Bild 3.2.1: Relativer Reduktionsfaktor am Beispiel Baumkirchen bezogen auf die Referenzstation Vomp an der Leiten.

Relative Reduktion in %	Fritzens	Baumkirchen
Frühling/Herbst	40	56
Sommer	37	57
Gesamtes Jahr	44	61

Tab. 3.2.3: Relative Reduktion durch Niederschlag an den baustellenbeeinflussten Stationen Fritzens und Baumkirchen in Bezug zur Referenzstation Vomp a.d.L.. In der Angabe Gesamtes Jahr sind auch die Wintermonate enthalten.

Über das Gesamte Jahr betrachtet liegt die relative Reduktion in Baumkirchen bei ca. 60 % und 44 % in Fritzens. An der Messstation in Fritzens ist allerdings zu beachten, dass diese Messstelle neben den Baustellenemissionen auch zusätzlichen Emissionen aufgrund des in nächster Nähe liegenden Betriebsareals ausgesetzt ist. Berücksichtigt man den Effekt, dass in Fritzens auch bei Regentagen ohne Baustellenbetrieb die Grundbelastung um ca. 5-7 µg/m³ höher liegt als an den übrigen Stationen, so erreicht man dort im Sommer, Frühling und Herbst ebenfalls eine relative Reduktion von ca. 60 %, über das gesamte Jahr sogar ca. 70 %.

4. Welchen Effekt kann das Befeuchten auf Betriebs- und Baustellenarealen auf die PM10- Emission haben?

In Punkt 3 ergibt sich aufgrund der Auswertung der Daten bei Niederschlagsereignissen eine relative Reduktion der PM10 Gesamtkonzentration von 44 und 60 % an den stark belasteten Baustellenstationen Fritzens und Baumkirchen. Um den Effekt des Befeuchtens der Fahrwege und des Materialumschlages rechnerisch ermitteln zu können, ist es notwendig, die Emissionsquellen zu kennen. Um ein Maß zu erhalten, wie stark sich das Befeuchten auf die Feinstaubemission auswirkt ist es zielführender, die Dämpfung bzw. den Anstieg der Feinstaubkonzentration nach einem Niederschlagsereignis heran zu ziehen.

Im Artikel „Abschätzung diffuser Staubemissionen einer Großbaustelle“ (Kuntner 2009) ist der Emissionsanteil der Fahrwege und der Emissionsanteil des Materialumschlages der BEG Baustelle in Baumkirchen ermittelt. Daraus ergibt sich, dass ca. 60 % der Emissionen durch Fahrwege und Fahrbewegungen generiert wird. In Fritzens konnten die Emissionsquellen nicht genau rekonstruiert werden. Aufgrund der Lage dieser Messstation direkt neben der Gemeindestraße kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil (ca. 90 %) der Immission aus Wiederaufwirbelung bzw. aus Emissionen durch Fahrbewegungen auf der Gemeindestraße stammen.

In Tabelle 4.1 ist der Anstieg der PM10-Konzentration nach dem ersten und nach dem zweiten Tag nach einem Niederschlagsereignis in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt.

PM10 Anstieg nach NS-Ereignis				
[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Baumkirchen		Fritzens	
	1. Tag	2. Tag	1. Tag	2. Tag
Frühling/Herbst	3.2	9.8	3.3	13.7
Sommer	2.0	9.0	1.8	9.2
Gesamtes Jahr	1.2	8.5	2.9	10.6

Tab. 4.1: Anstieg der PM10 – Konzentration nach einem Niederschlagsereignis während der Bauphase.

Am ersten Tag nach dem Niederschlagsereignis ist der PM10 Anstieg an beiden Stationen sehr gedämpft. Die flächendeckende Befeuchtung der Fahrwege und des Materials wirkt sich erwartungsgemäß positiv auf die Feinstaubemission aus. Am zweiten niederschlagsfreien Tag erreicht die PM10-Konzentration während der Bauphase nahezu wieder das Niveau, wie vor dem Niederschlagsereignis. Vergleicht man allerdings die Situation an der Referenzstation Vomp an der Leiten, so erkennt man, dass dort am ersten Tag nach einem Niederschlagsereignis im Durchschnitt ebenfalls kein Anstieg der PM10 Konzentration zu beobachten ist. Ähnlich ist die Situation auch bei den Stationen Fritzens und Baumkirchen, bevor die Bauarbeiten begonnen haben. Dies lässt darauf schließen, dass der Anstieg in Fritzens und Baumkirchen am ersten niederschlagsfreien Tag unweigerlich mit der Baustellentätigkeit in Zusammenhang stehen muss. Trotz flächendeckender Befeuchtung der Fahrwege und des Materials, wie es nach einem durchschnittlichen zweitägigen Niederschlagsereignis mit ca. 3 mm/Tag zu erwarten ist, ist ein Anstieg der PM10-Konzentration zu beobachten. Diese Beobachtung zeigt, dass trotz

flächendeckender Befeuchtung die Feinstaubemission auf einer Baustelle nicht zu 100% unterbunden werden kann. Der PM10 Anstieg nach dem ersten Tag des Niederschlagsereignis entsteht also durch jene Emission, die trotz „Befeuchten“ entsteht. Beim PM10 Anstieg am zweiten Tag nach dem Niederschlagsereignis wird angenommen, dass dieser Anstieg durch die Emission ohne Befeuchtung (Straßen und Material sind weitgehend schon wieder trocken) verursacht wird. Werden diese Annahmen zugrunde gelegt, ergeben sich die in Tabelle 4.2 angeführten relativen Reduktionsfaktoren für die Gesamtemission welche durch flächendeckendes Befeuchten erzielt werden können.

Relativer Reduktionsfaktor durch flächendeckendes Befeuchten in [%]	Baumkirchen	Fritzens
Frühling/Herbst	67	75
Sommer	77	80
Gesamtes Jahr	85	73

Tab. 4.2: Relativer Reduktionsfaktor durch flächendeckendes Befeuchten in Baumkirchen und Fritzens.

Je nach Jahreszeit ergibt sich daraus ein relativer Reduktionsfaktor zwischen 67 und 85 %. Die Gesamtreduktion, die durch alleiniges Befeuchten der Fahrwege erzielt werden kann, ist vom jeweiligen Emissionsanteil, der durch Fahrwege und Fahrbewegungen entsteht, abhängig. In Fritzens ist der Reduktionsfaktor deutlich höher als in Baumkirchen, da in Fritzens der Emissionsanteil aus Straßen höher ist als in Baumkirchen (ausgenommen „Gesamtes Jahr“). In Baumkirchen würde sich aufgrund dieser Überlegung ein mittlerer Reduktionsfaktor der Gesamtemission durch Befeuchten der Fahrwege (Emissionsanteil der Fahrwege ca. 60 %) von ca. 45 % ergeben.

Trifft man die Annahme, dass die gesamte Emission nur durch Fahrwege und Fahrbewegungen erzeugt wird, so würden die in Tabelle 4.2 angeführten Werte, als Gesamtreduktionsfaktoren gelten. Für diese Annahme kann ein Vergleich mit den Werten wie sie in der Technischen Grundlage angeführt sind angestellt werden. Gemäß Technischer Grundlage (BWmA 1999) und Günther (1980) kann durch befeuchten von unbefestigten Fahrwegen eine Emissionsminderung von höchstens 60 % erreicht werden. Laut Buonicore wird allgemein und vereinfacht angegeben, dass bei einem Feuchtigkeitsgehalt der Oberfläche von ca. 3.5 % eine Staubminderung von knapp 75 % erzielt werden kann (Buonicore 1992). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass eine flächendeckende Befeuchtung, wie sie durch natürlichen Niederschlag entsteht, in der Praxis nicht zu bewerkstelligen sein wird. Vor allem deswegen, da das Befeuchten von vielen verschiedenen Faktoren, wie der Anzahl der Fahrbewegungen, Fahrzeuggewicht, Fahrbahnbelag, Bodenbeschaffenheit, Sonneneinstrahlung, Luftfeuchtigkeit und beispielsweise der Bodenfeuchte abhängig ist. In Buonicore (1992) ist zudem ein empirisches Modell angeführt, welches diese Parameter weitgehend berücksichtigt. Damit kann ein Reduktionsfaktor für bestimmte Befeuchtungs- und Betriebsbedingungen berechnet werden. In dieses empirische Modell fließt die Verdunstungsrate, die Wassermenge, der Befeuchtungszyklus und die Fahrbewegungen ein.

5. Schlussfolgerung und Diskussion

Die Reduktion der PM10 Konzentration durch Niederschlagsereignisse hat verschiedene Ursachen. Zum einen wird der Feinstaub ausgewaschen und durch die Oberflächenbefeuchtung am Boden gebunden, zum anderen erfolgt die PM10 Reduktion durch einen Luftmassentausch, welcher oftmals mit Niederschlagsereignissen verbunden ist. An den baustellenbeeinflussten Stationen Fritzens und Baumkirchen beträgt die relative Reduktion der Feinstaubkonzentration durch Niederschlagsereignisse ca. 40 bis 60 %. Diese relative Reduktion ist stark von der Jahreszeit und von der Höhe der momentanen Vorbelastung abhängig. Auffallend ist, dass bei den stark belasteten Stationen Fritzens und Baumkirchen, relativ zur Referenzstation Vomp an der Leiten, nicht das selbe PM10 Konzentrationsniveau erreicht wird, wie in der Phase zuvor ohne Baustelleneinfluss. Diese Ergebnisse zeigen, dass trotz Niederschlag und zwangsläufiger Befeuchtung eine Feinstaubemission durch die Bauarbeiten entsteht. Im Vergleich dazu ergibt sich nach US-EPA – AP 42 (11/06) ab einer Niederschlagsmenge von 0.2 mm pro Tag ein Reduktionsfaktor von 100 %. Diese Angabe widerspricht sich mit den Ergebnissen dieser Untersuchung. Eine wesentliche Rolle spielt dabei sicherlich die Tageszeit in der der Niederschlag fällt. Bei Niederschlagsmengen zwischen 0.2 und 1 mm pro Tag welche beispielsweise außerhalb der Betriebszeit fallen, kann an einem mit Niederschlag klassifizierten Tag trotzdem eine PM10 Emission durch rasches aufrocknen, aufgrund starker Sonneneinstrahlung und Verdunstung bzw. entsprechend hohen Fahrfrequenzen, entstehen.

Bei der Frage, welchen Effekt das Befeuchten von Fahrwegen und Materialumschlagplätzen auf Baustellen bewirkt, ergibt sich anhand dieser Untersuchung, dass eine 100%ige Reduktion der Feinstaubemission durch Befeuchtungsmaßnahmen nicht erzielt werden kann. Dies geht auch aus den verschiedenen Kontroll- und Reduktionsfaktoren welche in Buonicore (1992) ermittelt und angeführt sind hervor. Ein gewisser Anteil an diffusen Emissionen welche nicht kontrolliert werden können bleibt immer erhalten. Der Reduktionseffekt, liegt im Schnitt bei ca. 70 – 80 %. In der Praxis ist zu erwarten, dass aufgrund der Komplexibilität und der vielen verschiedenen Parameter welche bei einer perfekten Befeuchtung zu berücksichtigen sind, diese Werte noch etwas niedriger anzusetzen sind. Die Gesamtreduktion welche sich durch alleiniges Befeuchten der Fahrwege ergibt, hängt vor allem von der Emissionsfracht ab, welche durch Fahrbewegungen entsteht und muss von Situation zu Situation eigens beurteilt werden. Um genauere und weitere Ergebnissen zu erhalten, müsste beispielsweise der Auftrocknungseffekt durch Fahrbewegungen unter verschiedenen Bedingungen untersucht werden. Um letztlich einen generellen Reduktionsfaktor für Befeuchtungsmaßnahmen zu ermitteln, sind weitere Arbeiten und Untersuchungen nötig. Diese Arbeit kann nur ein kleiner Baustein zu diesem großen Thema sein.

6. Literatur

BUONICORE A.J., Wayne T (1992): Air Pollution Engineering Manual, Van Nostrand Reinhold, New York

BWMA (1999): Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung der Staubimmissionen

GÜTHNER Gerhard, (1980): Minderung diffuser Staubemissionen stationärer Anlagen, Umwelt 2/80, 261 - 266

KOLLMANN J. (2009): Investigation of mixing height parametrisation in an Alpine valley during winter 2005/06

KUNTER M. (2009): Abschätzung diffuser Staubemissionen einer Großbaustelle

SCHNITZHOFER R.M. (2005): Konzentrationsschwankungen verkehrsbedingter Luftschadstoffe in Verbindung mit täglichen und saisonalen Änderungen der meteorologischen Verhältnisse im Inntal

US-EPA AP42: (Compilation of Air Pollutant Emission Factors, U.S: Environmental Protection Agency)

UMWELTBUNDESAMT (2005): Schwebestaub in Österreich; Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebestaubbelastung. Umweltbundesamt Wien 2005.

Vergleich von verschiedenen Methoden zur Bildung von Ausbreitungsklassen

Mag. Andreas Krismer

1. Einleitung

Im Rahmen von Genehmigungsverfahren (z. B. für Schottergruben oder Kesselanlagen) ist eine Abschätzung zu treffen, wie sich die Anlagenemissionen auf die Immissionssituation auswirken. Zu diesem Zweck werden von einfachen empirischen Ansätzen, über Gaußmodelle, bis hin zu den komplexeren Lagrangen und Eulerschen Modellen die unterschiedlichsten Modelle verwendet.

Abgesehen von den stark vereinfachten Modellansätzen, wird die Schadstoffausbreitung auf Basis von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzzustand/Stabilität berechnet.

Die Windrichtung gibt die Transportrichtung der emittierten Luftschadstoffe vor. Anhand von Windrosen (=Häufigkeitsauszählungen von Windrichtungen) ist es möglich die Zuwehungshäufigkeit von Schadstoffemissionen zu bestimmten Aufpunkten (z. B. nächstgelegene Anrainer oder Siedlungsgebiete) abzuschätzen. Die Windgeschwindigkeit und die Stabilität/Turbulenz der Atmosphäre sind hingegen maßgebend für die Transportgeschwindigkeit und die **Verdünnungsfähigkeit der Atmosphäre**.

Während die Windgeschwindigkeit relativ einfach zu messen ist, wird der Turbulenzzustand der Atmosphäre häufig mittels Ausbreitungsklassen, welche aus verschiedenen meteorologischen Größen abgeleitet werden, beschrieben. Da gerade der Turbulenzzustand/Stabilität der Atmosphäre für die Schadstoffausbreitung von großem Interesse ist, sollen in dieser Arbeit unterschiedliche Methoden zur Bildung von Ausbreitungsklassen diskutiert werden.

Dabei soll

- die Übereinstimmung der nach den unterschiedlichen Methoden ermittelten Ausbreitungsklassen untereinander
- die Übereinstimmung der nach den unterschiedlichen Methoden ermittelten Ausbreitungsklassen mit dem Verhältnis von Immission zu Emission

betrachtet werden.

2. Bestimmung der Ausbreitungsklassen

Die Auswahl der Methoden zur Ermittlung der Ausbreitungsklasse wurde unter folgenden Gesichtspunkten getroffen:

- Verfügbarkeit von meteorologischen Daten
- räumliche Vergleichbarkeit der Ausbreitungsklassen
- Verfügbarkeit von Emissions- und Immissionsmessungen

Die Wahl fiel auf 2 der 3 gängigen Methoden nach ÖNORM M 9440 und einer Methode nach US-EPA. Die dritte Methode nach ÖNORM M 9440 konnte, da in Tirol routinemäßig keine Strahlungsbilanzmessungen vorliegen, nicht betrachtet werden.

a. Meteorologische Eingangsdaten

Aus Abbildung 1 ist die Lage der meteorologischen Messstellen, die für die Bildung der Ausbreitungsklassen im Raum Schwaz herangezogen wurden, ersichtlich.

Der blaue Punkt zeigt den Standort der Messstelle VOMP/Raststätte A 12 der Abteilung Waldschutz. Von dieser Messstelle wurden die Parameter Wind¹- und Globalstrahlungsmessung verwendet.

Die roten Punkte kennzeichnen 4 Temperaturmessstellen des Hangprofils Kellerjoch in Schwaz. Die Messungen werden von der NUA Umweltanalytik GmbH im Auftrag der BEG (=Brenner Eisenbahn GmbH) durchgeführt.

¹ Zur Vereinfachung wurde bei der Windmessung eine Messhöhe von 10 m über Grund angenommen.



Abbildung 1: Lage der verwendeten meteorologischen Messungen im Raum Schwaz. Die roten Punkte markieren mit Höhenangabe die Messpunkte des Temperaturprofils. Der blaue Punkt kennzeichnet die Lage der Wind- und Globalstrahlungsmessung.

Da im Raum Schwaz keine Bewölkungsbeobachtungen mit stündlicher Auflösung vorliegen, wurden die Daten vom Flughafen Innsbruck² verwendet, die von der ZAMG zur Verfügung gestellt wurden.

Wenngleich die Bewölkung in Schwaz und Innsbruck zumeist ähnlich sein wird, ist durch die Verwendung der Daten vom Flughafen Innsbruck mit Fehlern zu rechnen. Zum Beispiel ist im Raum Schwaz häufiger mit Hochnebel zu rechnen als in Innsbruck.

² Bei Datenlücken wurden jeweils die Bewölkungsangaben der zeitlich nächstgelegenen Beobachtung verwendet.

b. Einteilung der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440

Die Ausbreitungsklassen werden in die Klassen 2 bis 7 unterteilt, wobei die

- Klasse 2 und 3 labile,
- die Klasse 4 neutrale
- und die Klassen 5 bis 7 stabile

Turbulenzeigenschaften der Atmosphäre beschreiben. Die exakte Unterteilung ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440.

Ausbreitungsklasse	2	3	4	5	6	7
	labil	leicht labil	neutral	leicht stabil	mäßig stabil	stark stabil

Die **labilen** Klassen stehen für eine **gute vertikale Durchmischung** der Atmosphäre und somit für eine **gute Schadstoffverdünnung**. Bei den **stabilen** Klassen ist hingegen die **vertikale Durchmischung** der Atmosphäre **herabgesetzt**. Dadurch ist die **Verdünnung von Schadstoffemissionen eingeschränkt** und folglich können auch bei geringen Emissionen sehr hohe Schadstoffimmissionen auftreten.

c. Verwendung des Strahlungsindex nach ÖNORM M 9440

Die Ermittlung der Ausbreitungsklasse erfolgt anhand von Windgeschwindigkeit und Strahlungsbilanz. Wobei die Strahlungsbilanz indirekt über zwei Hilfsgrößen, die Einstrahlungszahl und der Strahlungsindex, und die Bewölkung ermittelt wird.

Die Einstrahlungszahl beschreibt das mögliche Strahlungsangebot der Sonne, das zur Erwärmung des Bodens und in weiterer Folge für eine konvektive Durchmischung der bodennahen Luftschichten zur Verfügung steht. Die Abhängigkeit der Einstrahlungszahl von der Sonnenhöhe ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Einstrahlungszahl als Funktion der Sonnenhöhe.

Sonnenhöhe φ	$\varphi \leq 0^\circ$	$0 < \varphi \leq 15^\circ$	$15 < \varphi \leq 35^\circ$	$35 < \varphi \leq 60^\circ$	$\varphi > 60^\circ$
Einstrahlungszahl EZ	0	1	2	3	4

Die Ermittlung der Sonnenhöhe zu einem bestimmten Zeitpunkt erfolgt nach Formel (Stull, 2000):

$$\sin(\varphi) = \sin(\delta) \cdot \sin(\lambda) + \cos(\delta) \cdot \cos(\lambda) \cdot \cos(t)$$

φ ... Sonnenhöhe

δ ... Deklination

λ ... geographische Breite (Innsbruck $47,2605^\circ$)

Die Deklination lässt sich anhand der Formel

$$\delta = 23,45^\circ \cdot \cos[360^\circ \cdot (d-173)/365]$$

bestimmen.

d ... Julianischer Tag (ist der Tag eines Jahres von 1 - 365; in einem Schaltjahr 366)

In einem weiteren Schritt wird ausgehend von der Einstrahlungszahl über die Bewölkungsdaten (Bedeckungsgrad und Wolkenhöhe der tiefsten Wolken) der Strahlungsindex ermittelt (Tabelle 3). Dadurch wird

- die verringerte Zufuhr von Sonnenenergie untertags
 - und die verringerte Abstrahlung von der Erdoberfläche in den Weltraum nachts
- in Gegenwart von Bewölkung berücksichtigt.

Tabelle 3: Strahlungsindex in Abhängigkeit von der Einstrahlungszahl, dem Bedeckungsgrad und der Höhe h_w der niedrigsten Wolken.

Bedeckungsgrad	Nacht ¹			Tag ¹		
	0 bis 3/8	4/8bis7/8	8/8	0 bis 4/8	5/8 bis 7/8	8/8
Wolkenhöhe h_w in m	Strahlungsindex					
$h_w \leq 2000$	-2	-1	0	EZ	EZ-2	0
$h_w > 2000$	-2	-1	-1	EZ	EZ-1	EZ-2
Ergibt sich auf Grund dieser Tabelle bei Tag ein Strahlungsindex kleiner als 1, so ist er auf 1 zu erhöhen (Ausnahme: $h_w \leq 2000$ m und Bedeckungsgrad 8/8).						
¹⁾ Die Unterscheidung zwischen Tag und Nacht erfolgt auf Grund der Sonnenhöhe.						

Im letzten Schritt wird dann die Ausbreitungsklasse aus Strahlungsindex und Windgeschwindigkeit nach Tabelle 4 abgeleitet.

Tabelle 4: Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von Strahlungsindex und Windgeschwindigkeit (m/s).

Strahlungsindex Windgeschwindigkeit	4	3	2	1	0	-1	-2
	Ausbreitungsklassen						
bis 0,7	2	2	2	3	4	6	7
0,8 bis 1,7	2	2	2	3	4	6	7
1,7 bis 2,7	2	2	3	4	4	5	6
2,8 bis 3,3	2	2	3	4	4	5	6
3,4 bis 3,8	2	2	3	4	4	4	6
3,9 bis 4,8	2	3	3	4	4	4	5
4,9 bis 5,3	3	3	4	4	4	4	5
5,4 bis 5,8	3	3	4	4	4	4	4
ab 5,9	3	4	4	4	4	4	4

d. Verwendung des vertikalen Temperaturgradienten nach ÖNORM M 9440

Unter Berücksichtigung des vertikalen Temperaturgradienten und Windgeschwindigkeit ergibt sich die jeweilige Ausbreitungsklasse nach Tabelle 5. Der Gradient der Lufttemperatur dT_L/dz sollte innerhalb der etwa zweifachen effektiven Schornsteinhöhe bestimmt werden.

Tabelle 5: Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von vertikalem Temperaturgradienten (dT_L/dz in $^{\circ}\text{C}/100\text{m}$) und Windgeschwindigkeit (m/s).

Temperaturgradient Windgeschwindigkeit	bis -1,5	-1,4 bis -1,2	-1,1 bis -0,9	-0,8 bis -0,7	-0,6 bis 0	0,1 bis 2	ab 2,1
	Ausbreitungsklassen						
bis 0,7	2	2	2	3	4	6	7
0,8 bis 1,9	2	2	2	3	4	6	7
2,0 bis 2,9	2	2	3	4	4	5	6
3,0 bis 3,9	2	2	3	4	4	4	5
4,0 bis 4,9	2	3	3	4	4	4	5
5,0 bis 6,9	3	3	4	4	4	4	5
ab 7,0	4	4	4	4	4	4	4

Exkurs Problematik Temperaturgradient-Methode:

Bei der Bestimmung der Ausbreitungsklassen über einen vertikalen Temperaturgradienten sind einige messtechnische Unsicherheiten zu bedenken. Bei Hangprofilen gilt generell, dass

- die Hangmessungen untertags durch Sonneneinstrahlung wärmer
 - und in der Nacht durch langwellige Abstrahlung kälter
- sind, als die freie Talatmosphäre. Dadurch können die realen Verhältnisse der freien Talatmosphäre nicht exakt wiedergegeben werden.

Hinzu kommt, dass durch verschiedene Umgebungsbedingungen (Bebauung, Bewuchs oder Exposition des Hanges zur Sonne und damit unterschiedliche Besonnungszeiten) zusätzliche Effekte auftreten, welche die Messungen verfälschen können.

Zudem stellt die Bestimmung der vertikalen Temperaturgradienten sehr hohe Anforderungen an die Genauigkeit des Messsystems, da für die Klassifizierung der Ausbreitungsklassen eine Genauigkeit auf $1/10^{\circ}\text{C}$ verlangt wird.

Trotz der angeführten Probleme können Hangprofile wertvolle Informationen über die Schichtung der Talatmosphäre liefern. So kann zum Beispiel die Lage von Inversionshöhen abgeschätzt werden.

Die zuvor angesprochenen Probleme werden in Abbildung 2 offensichtlich. Aus den Temperaturprofilmessungen in Schwaz wurden für 3 unterschiedliche Höhenintervalle (556 m – 540 m; 584 m - 540 m; 652 m – 540 m) die Temperaturgradienten abgeleitet. Die 3 Verteilungen weisen große Unterschiede auf. Mit dem Temperaturgradienten „556 m – 540 m“ (linker Balken) ergeben sich fast zu 75 % stabile Verhältnisse und nur zu 15 % labile Bedingungen, was auf eine lokale Überhitzung am Messstandort auf 556 m hindeutet. Die beiden anderen Verteilungen zeigen im Vergleich zueinander ein ausgewogeneres Bild, wobei auch hier Messfehler beziehungsweise Strahlungsfehler nicht ausgeschlossen werden können.

Eine genaue Betrachtung der Plausibilität der Messungen würde aber den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Für die nachfolgenden Vergleiche wurde die Häufigkeitsverteilung mittels Temperaturgradienten 584 m – 540 m herangezogen.

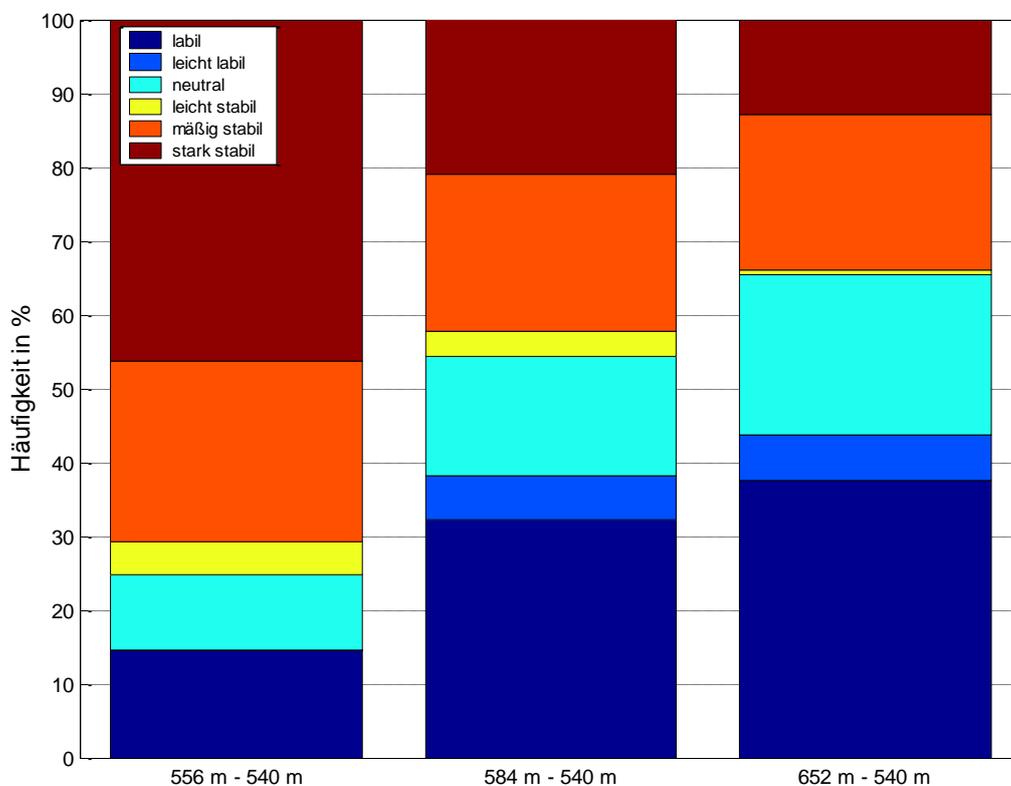


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung von Ausbreitungsklassen nach T-Gradient ermittelt von verschiedenen Messhöhen.

e. Verwendung der SRDT-Methode nach US-EPA

Diese Methode beruht untertags auf der Ermittlung von Ausbreitungsklassen mittels Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung. In der Nacht wird anstelle der Strahlung der vertikale Temperaturgradient verwendet. Die Bestimmungsregeln der Ausbreitungsklassen enthält Tabelle 6. Da die bei dieser Methode verwendeten Stabilitätsklassen nach Pasquill-Gifford³ von der ÖNORM M 9440 abweichen, wurden die Stabilitätsklassen einer Modifizierung unterzogen. Die ursprünglichen Vorschriften sind gelb hinterlegt. Für die Ermittlung der Ausbreitungsklassen in der Nacht wurde ebenfalls der Temperaturgradient 584 m – 540 m verwendet.

Tabelle 6: Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit von Globalstrahlung (W/m²) untertags beziehungsweise vertikalem Temperaturgradienten (dT_L /dz in °C/100m) nachts und Windgeschwindigkeit (m/s). Die ursprünglichen Bestimmungsregeln und Ausbreitungsklassen sind gelb hinterlegt.

Globalstrahlung Windgeschwindigkeit	≥ 900 925	900- 650 925 - 675	650 - 175 675 - 175	< 175
	TAG			
< 2	2 A	2 A	3 B	4 D
2 bis 3	2 A	3 B	3 C	4 D
3 bis 5	2 B	3 B	3 C	4 D
5 bis 6	3 C	3 C	4 D	4 D
> 6	3 C	4 D	4 D	4 D
NACHT				
Temperaturgradient Windgeschwindigkeit	≥ 0		< 0	
	NACHT			
< 2	7 F		6 E	
2 bis 2,5	6 E		5 D	
≥ 2,5	5 D		4 D	
Bei positiven Temperaturgradienten in der Nacht wurde eine andere Windgeschwindigkeitseinteilung verwendet. < 0,7 ; 0,7 – 1,5; ≥1,5				

³ Bei der Pasquill-Gifford Klassifizierung nach US-EPA werden die Klassen von A stark labil über D/neutral bis F stark stabil verwendet. Entgegen der ÖNORM M 9440 gibt es eine zusätzliche labile Klasse C, jedoch fehlt die leicht stabile Klasse 5.

3. Vergleich der Ausbreitungsklassen

Abbildung 3 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der Ausbreitungsklassen für das Jahr 2006, welche nach den zuvor beschriebenen Methoden ermittelt wurden. Wie zu sehen ist, weichen die Ergebnisse der einzelnen Methoden teilweise deutlich von einander ab.

Die Bewölkungsmethode (linker Balken) zeigt eine relativ gleichmäßige Verteilung der Ausbreitungsklassen. Mit rund 15 – 20 % sind alle Ausbreitungsklassen ungefähr gleich häufig. Nur die Klasse „leicht stabil“ fällt mit nicht einmal 5 % aus der Reihe.

Bei der Temperaturgradient-Methode sind die Ausbreitungsklassen nicht so regelmäßig verteilt. Zu fast 33 % der Zeit werden hier labile Verhältnisse festgestellt. In Summe über die labilen Klassen ergeben sich aber gleich viel labile Fälle wie bei der Bewölkungsmethode. Die stabilen Klassen treten auf Kosten der neutralen Klasse etwas häufiger auf, als bei der Bewölkungsmethode.

Die SRDT-Methode tendiert im Vergleich zu den beiden anderen Methoden zu stabileren Klassen. Mit dieser Methode werden die meisten stabilen mit fast 50 % und neutralen Fälle mit rund 25 % ermittelt.

Hingegen treten labile Bedingungen nicht einmal zu 30 % auf und die Klasse „labil“ bleibt unter 5 %.

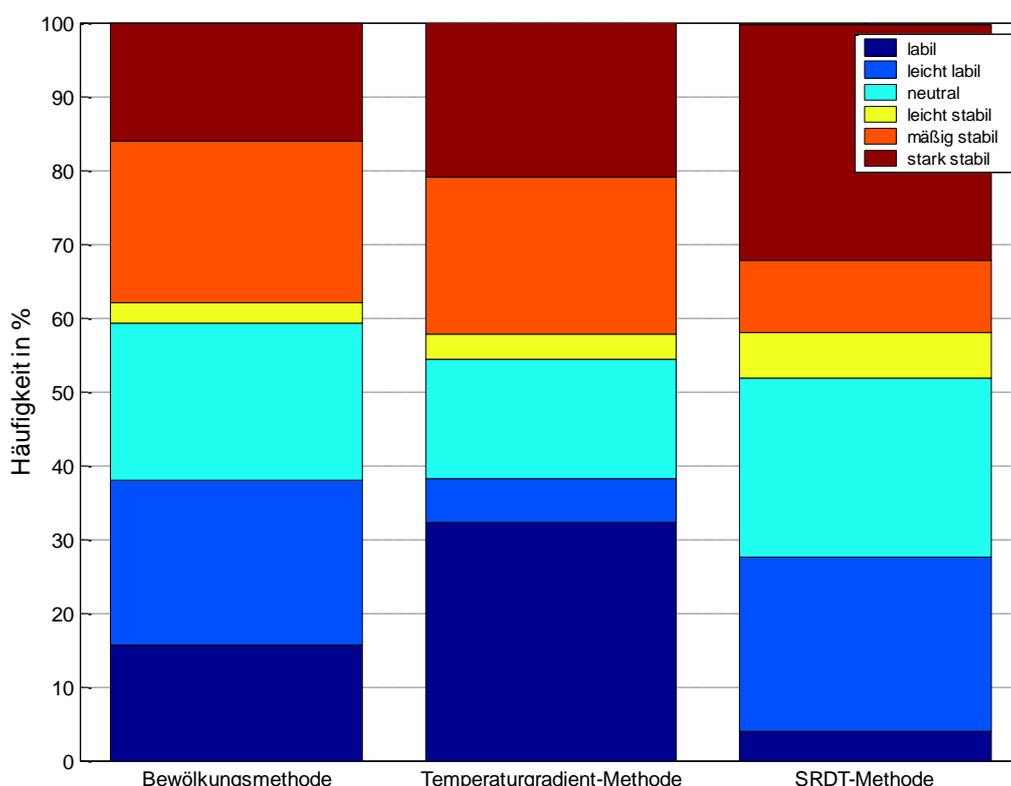


Abbildung 3: Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen (2006).

In

ist der mittlere Jahresgang der Ausbreitungsklassen abgebildet. Bei allen 3 Methoden ist ein Maximum der stabilen Klassen im Winter und ein Minimum im Sommer zu erkennen. Die labilen Klassen verhalten sich umgekehrt. Bei der neutralen Klasse befindet sich das Maximum im Frühjahr. Während die beiden Strahlungsmethoden einen ähnlichen Gang aufweisen, ist bei der Temperaturgradient-Methode insbesondere in den Sommermonaten ein unterschiedliches Verhalten festzustellen.

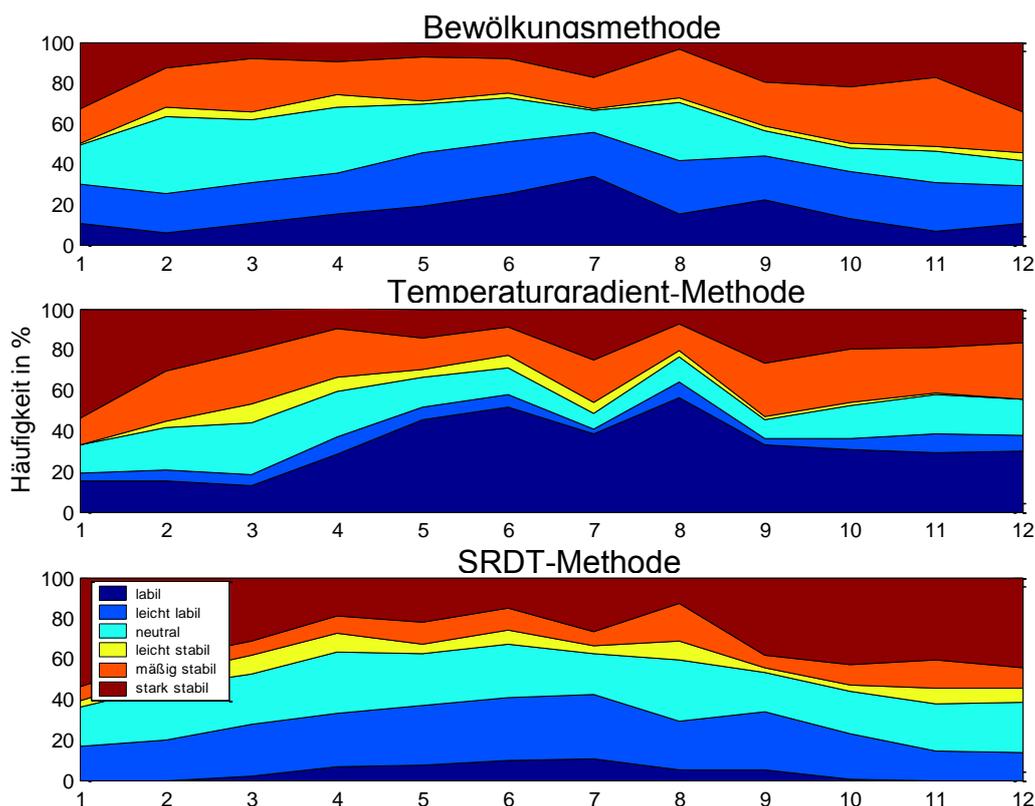


Abbildung 4: Mittlerer Jahresgang der Häufigkeitsverteilung von Ausbreitungsklassen (2006).

Die mittleren Tagesgänge der Ausbreitungsklassen gehen aus Abbildung 5 hervor. Die stabilen Klassen sind vor allem in den Nachtstunden zu finden. Das Maximum fällt in die frühen Morgenstunden vor Sonnenaufgang. Die labilen Klassen treten hingegen vermehrt untertags auf und haben ihr Maximum zum Zeitpunkt der maximalen Sonneneinstrahlung. Während bei der Bewölkungs- und SRDT-Methode eher symmetrische Gänge festzustellen sind, ist bei der Temperaturgradient-Methode eine rasche Zunahme von stabilen Klassen gegen Mittag und die Abnahme in den Abendstunden zu erkennen. Dies deutet auf eine Überhitzung der Temperaturmessung auf 584 m in Folge von Sonneneinstrahlung hin.

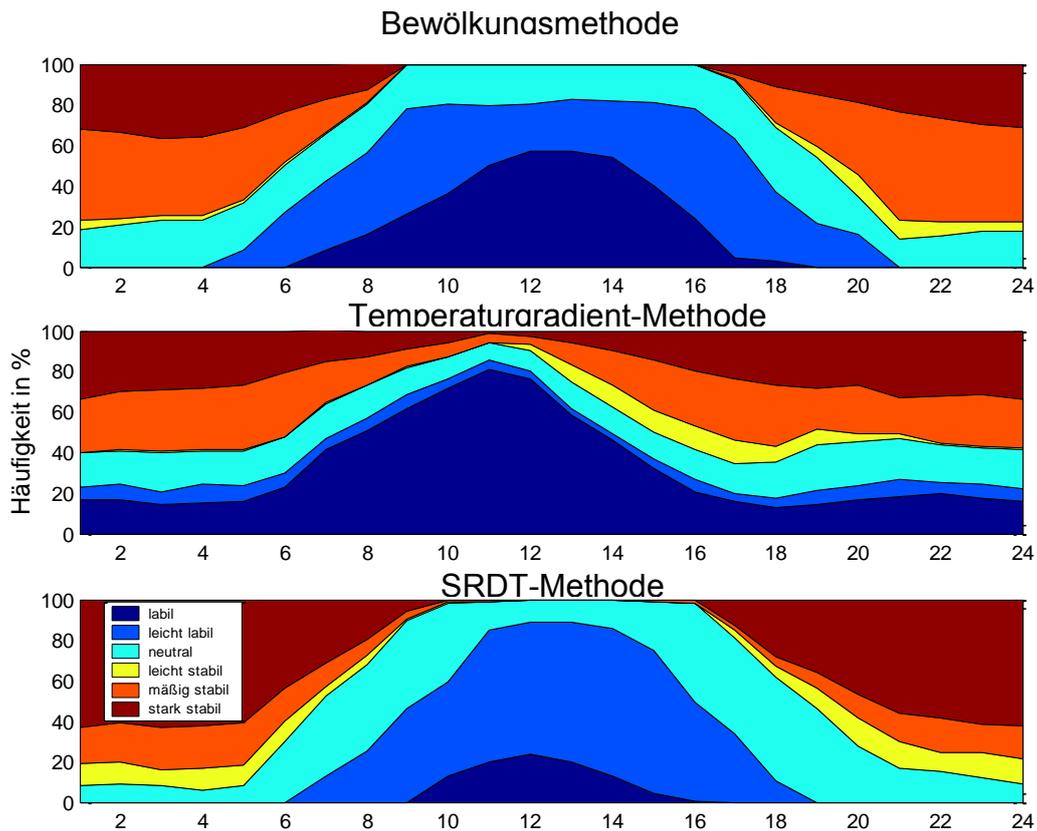


Abbildung 5: Mittlerer Tagesgang von Ausbreitungsklassen (2006).

4. Vergleich der Ausbreitungsklassen mit Emission und Immission

In diesem Abschnitt wird geprüft, wie gut die Ausbreitungsklassen nach den 3 Methoden ermittelten Ausbreitungsklassen mit dem Verhältnis von Emission zu Immission übereinstimmen. Die Stickoxidmessungen stammen von der Messstelle VOMP/Raststätte A12 der Abteilung Waldschutz. Die Emissionen wurden von der Firma Ökoscience bereitgestellt und sind Teil der VIBA-Steuerung. Die Berechnung der Emissionen erfolgt auf Basis der gemessenen Fahrzeuganzahl und -geschwindigkeit auf der A 12 in Vomp, der Geschwindigkeit und den fahrzeugabhängigen Emissionsfaktoren.

Zunächst wird der Jahrgang sowie der Tagesgang der Emissionen und Immissionen erörtert. Wie in Abbildung 6 ersichtlich ist, verhalten sich die mittleren Jahrgänge von Emission und Immission entgegengesetzt. Zur Zeit der geringsten Verkehrsemissionen tritt das Maximum bei der Immission auf. Zum Sommer hin nehmen die gemessenen Immissionen stark ab, während die Emissionen deutlich zulegen.

Der Wert des Quotienten aus Immission und Emission, in der Folge als **Tau** bezeichnet, kann als Maß für die „realen“ Ausbreitungsbedingungen betrachtet werden. Der Jahrgang von Tau ist dem Verlauf der Immissionen sehr ähnlich. Daraus ist ersichtlich, dass im Winter im Mittel deutlich ungünstigere Ausbreitungsbedingungen herrschen, als im Sommer.

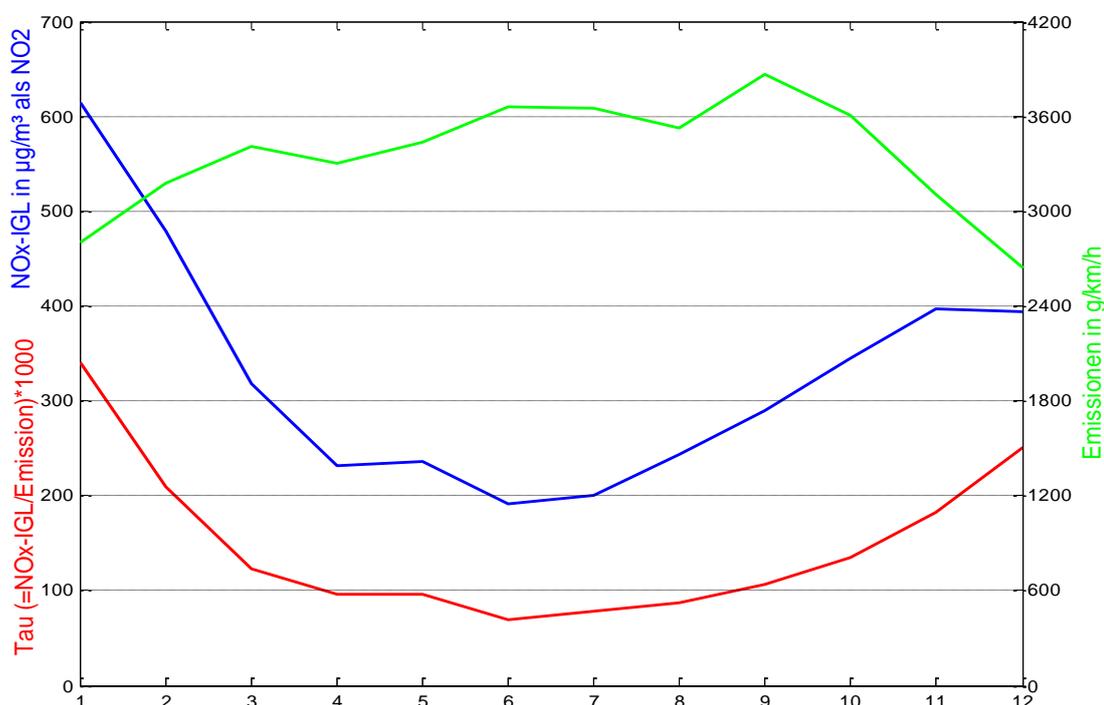


Abbildung 6: Mittlerer Jahrgang (2006) der Stickoxidimmissionen (blau), -emission (grün) und Tau (=NOx-IGL/Emission*1000, rot) .

Im Gegensatz zum Jahrgang treten beim mittleren Tagesgang die Maxima von Emission und Immission fast zeitgleich auf. Auch das morgendliche Minimum verläuft parallel. Das ausgeprägte Mittagsminimum bei der Immission ist bei der Emission nur nicht zu finden.

Das Tau verhält sich entgegengesetzt zur Emission und erreicht in den Morgenstunden das Maximum. Die tiefsten Tauwerte sind in den Mittagsstunden zu finden. Somit sind gemäß dem Tauverlauf die ungünstigsten (stabilen) Ausbreitungsbedingungen in der Nacht und in den Morgenstunden, wo das Maximum auftritt, zu finden. Zu Mittag herrschen im Mittel die günstigsten Ausbreitungsbedingungen.

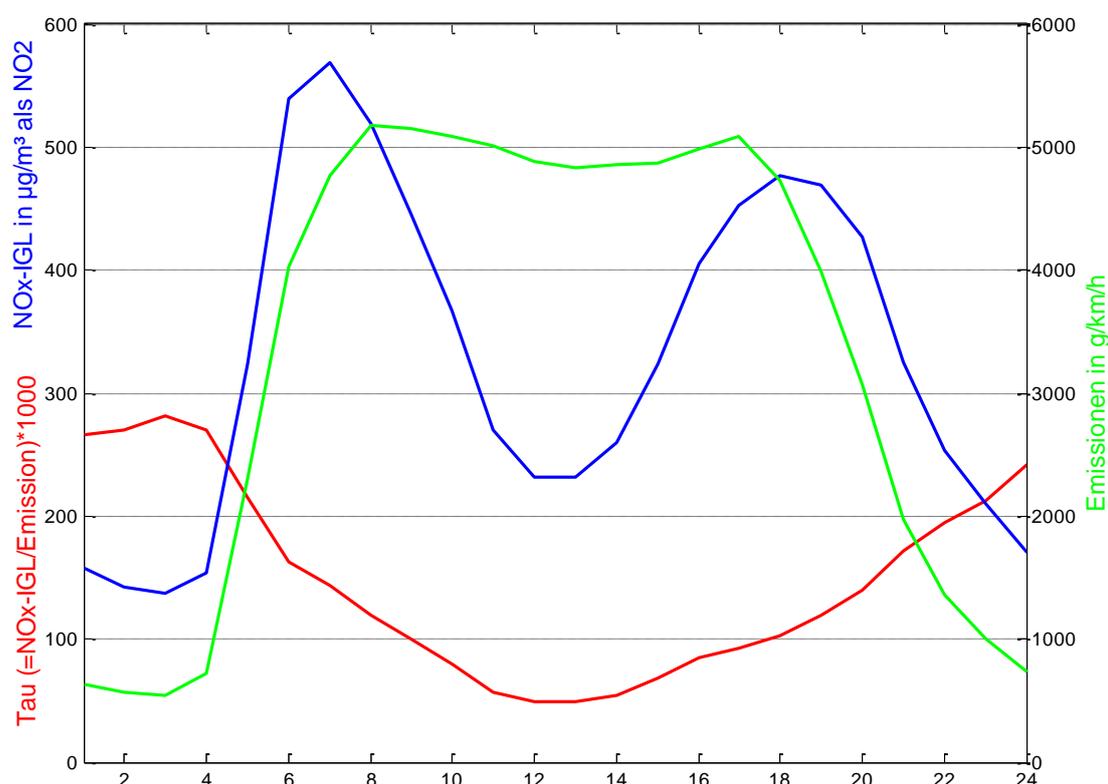


Abbildung 7: Mittlerer Tagesgang (2006) der Stickoxidimmissionen (blau), -emission (grün) und Tau (≙NOx-IGL/Emission*1000, rot) .

Der Gegenüberstellung der Tagesgänge bzw. Jahrgänge der Ausbreitungsklassen und Tau „als eine Art gemittelter Gang“ zeigt, dass die Gänge der Bewölkungs- und SRDT-Methode den Verlauf am besten wiedergeben. Dies bedeutet wiederum, dass bei der Temperaturgradient-Methode in den Sommermonaten ein Strahlungsfehler sehr wahrscheinlich ist.

In Abbildung 8 ist Tau nach Ausbreitungsklassen aufgetragen, wobei das Ergebnis ein treppenartiges Muster sein sollte. Am besten bildet die SRDT-Methode dieses Muster ab. In Verbindung mit der Klasse 2/labil sind durchwegs geringe Tauwerte zu finden. Bei Klasse 7/stark stabil treten hingegen die höchsten Tauwerte auf. Bei den Klassen dazwischen nehmen die Tauwerte von labil zu stabil immer höhere Werte an. Bei den beiden anderen Methoden ist zwar ebenfalls eine Zunahme der Tauwerte von labil zu stabil mit Ausnahme bei der Klasse 5/leicht stabil zu finden, jedoch finden sich bei jeder Klasse auch zahlreiche Ausreißer. Bei allen 3 Methoden treten jedoch auch bei hohen Stabilitäten geringe Tau-Werte auf, was nicht plausibel ist.

Gründe hierfür könnten

- falsche Immissionen bzw. Emissionen
- die Bestimmungsmethoden der Ausbreitungsklassen treffen nicht die Realität
- Zuwehung
- eventuell bei der Berechnung von Tau bei sehr kleinen Immissionen und Emissionen

sein.

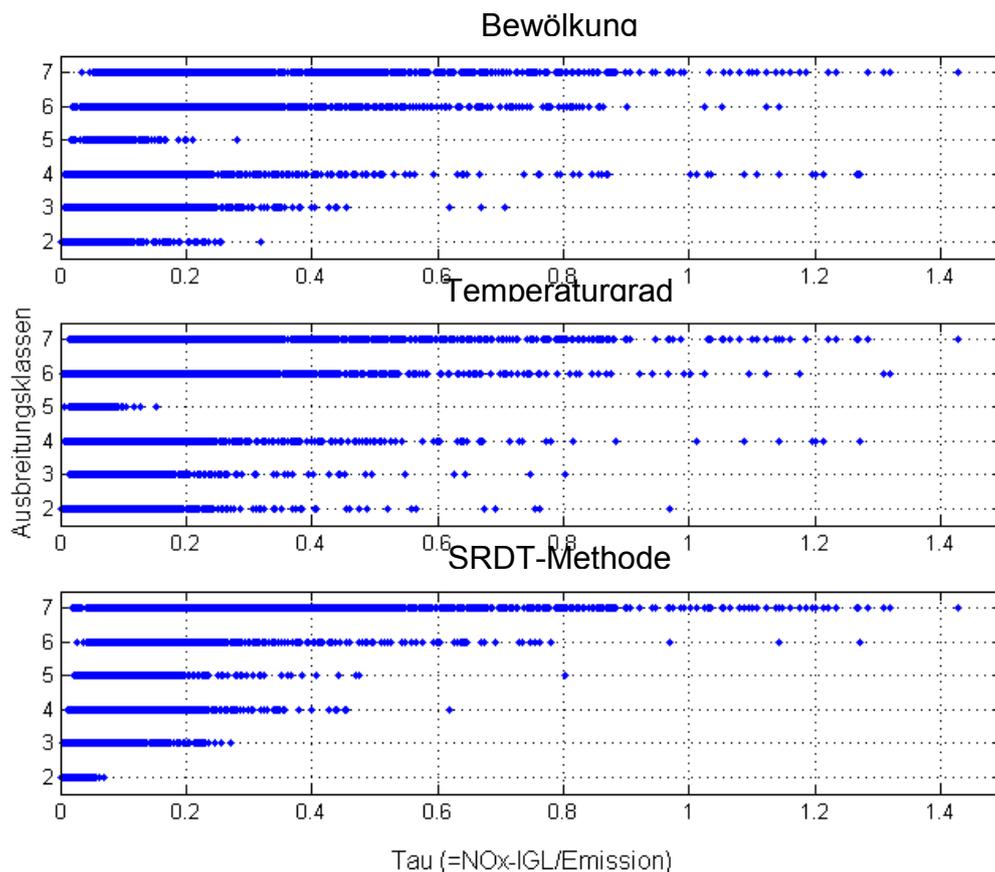


Abbildung 8: Tau (=NOx-IGL/Emission) in Abhängigkeit von Ausbreitungsklassen.

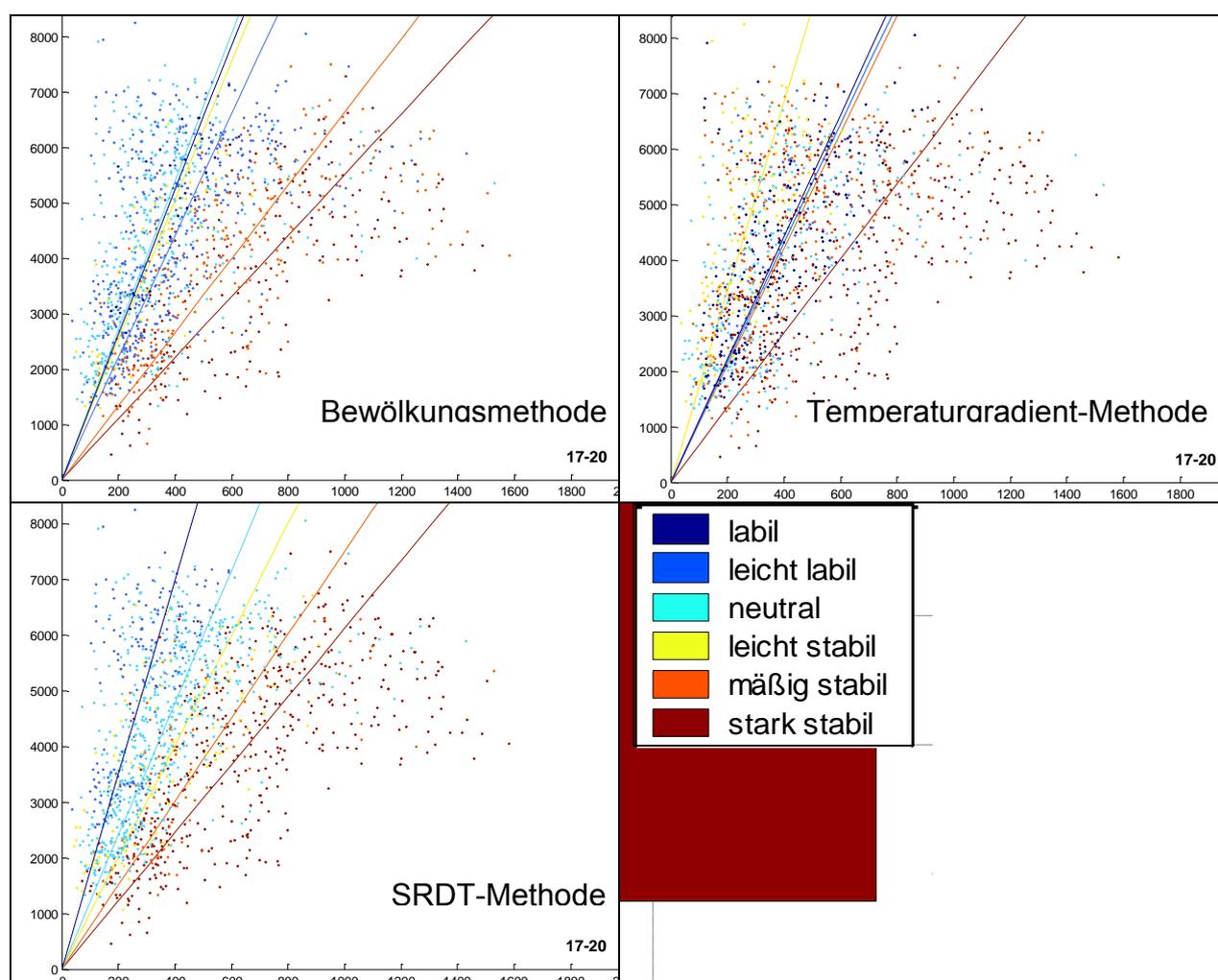
Im Mittel über die Klassen zeigt sich aber insbesondere bei der SRDT-Methode ein stimmiges Bild mit zunehmender Stabilität nehmen auch die Tau-Werte zu Tabelle 7.

Tabelle 7: Mittlere Emission, Immission und Tau (=Immission/Emission) in Abhängigkeit von Ausbreitungsklassen nach Bewölkungs-, Temperaturgradient- und SRDT-Methode.

Ausbreitungsklasse	2	3	4	5	6	7
Tau (=NO _x -IGL/Emission)						
Bewölkungsmethode	0,0437	0,0930	0,1244	0,0832	0,1976	0,2876
Temperaturgradient	0,0762	0,1208	0,1381	0,0559	0,1782	0,2572
SRDT-Methode	0,0230	0,0525	0,0956	0,1234	0,1820	0,2658

Abbildung 9 zeigt die Korrelation zwischen Immission (x-Achse) und Emission (y-Achse) in Abhängigkeit von den Ausbreitungsklassen. Beispielhaft wurde für den Zeitraum 17 – 20 Uhr herangezogen⁴. Die SRDT-Methode zeichnet sich wiederum mit der besten Übereinstimmung von Tau-Werten gruppiert nach den Ausbreitungsklassen aus. Betrachtet man die Farbverteilung bei der SRDT-Methode, so ist eine schöne farbliche Abstufung der bei der Punktwolke von links nach rechts in Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen zu sehen. Die Steigung der Regressionsgeraden nimmt mit abnehmender Stabilität zu, also Tau wird mit zunehmender Labilität kleiner. Bei der Bewölkungsmethode verhalten sich die zwei stabilsten Klassen ähnlich wie bei der SRDT-Methode.

Das Ergebnis bei den restlichen Klassen ist deutlich schlechter. Die Regressionsgeraden der Klassen labil, leicht labil und leicht stabil fallen fast auf eine Linie zusammen. Noch schlechter ist die Beziehung zwischen Emission und Immission in Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen bei der Temperaturgradient-Methode. Im Vergleich mit der SRDT-Methode ist optisch keine Farbabstufung auszumachen. Es ist mehr oder weniger nur eine chaotische Verteilung zu erkennen.



5. **Abbildung 9: Korrelation zwischen NO_x-Immission (x-Achse; µg/m³) und NO_x-Emission (y-Achse; g/km/h) unterschieden nach Ausbreitungsklassen im Zeitraum von 17 – 20 Uhr.**

⁴ Die Abbildungen der Korrelationen für die übrigen Tageszeiten befinden sich im Anhang.

6. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Wie zu erwarten war, zeigen die verschiedenen Methoden zur Ermittlung von Ausbreitungsklassen auch unterschiedliche Klassenverteilung der Ausbreitungsverhältnisse, wobei die Bewölkungs- und SRDT-Methode plausible Gänge aufweisen. Dies zeigt sich insbesondere im Vergleich mit Tau – „den realen Ausbreitungsbedingungen“ - ermittelt aus dem Verhältnis Immission zu Emission.

Die Ausbreitungsklassen nach Temperaturgradient-Methode zeigen zwar auch grob den gleichen Gang, jedoch treten auf Grund von Strahlungsfehlern teils deutliche Unterschiede zu den beiden anderen Methoden bzw. zu Tau auf bzw. erfordern die Bestimmungsvorschriften nach ÖNORM sehr genaue Messungen. Dies zeigt einerseits, dass bei der Errichtung von T-Profil hohe Anforderungen an die Messstandortwahl, Messgeräte und Wartung gestellt werden müssen, andererseits müssen meteorologische Daten unbedingt auf Ihre Belastbarkeit geprüft werden.

Bei der vertieften Betrachtung der 3 Methoden zeigt mit Abstand die SRDT-Methode die beste Übereinstimmung mit den realen Ausbreitungsbedingungen, wobei auch bei dieser Methode noch zu prüfen wäre, was der Grund für die zahlreichen niedrigen Tau-Werte bei den stabilen Klassen ist.

Im Hinblick auf Ausbreitungsmodellierungen auf Basis von Statistikberechnungen sind vermutlich die Ergebnisse der drei Methoden ausreichend, wobei dies noch mit Modellierungen zu prüfen wäre. Für eine Zeitreihenbetrachtung von Vorbelastung und berechneter Zusatzbelastung ist insbesondere bei der Temperaturgradient-Methode abzuraten, die „richtigsten“ Ergebnisse sollten bei der SRDT-Methode zu erwarten sein.

7. Literaturhinweise:

ÖNORM M9440 (1992): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre, Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen

VDI 3782 (2001): Umweltmeteorologie, Atmosphärische Ausbreitungsmodelle, Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung

EPA (2000): Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modelling Applications

Mursch-Radlgruber, E: Ausbreitung bei Kleinemittenten, S25.

Stull, R. (2000): Meteorology for Scientists and Engineers, S 502.

8. Anhang

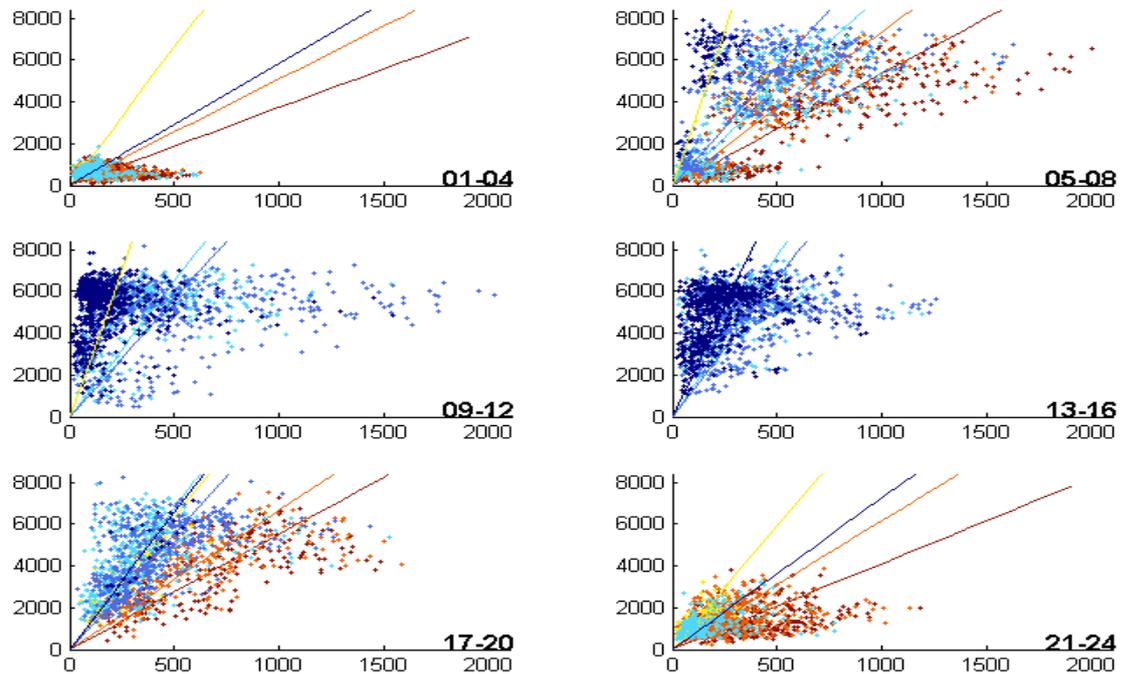


Abbildung 10: Korrelation zwischen NO_x-(x-Achse; $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und NO_x-Emission (y-Achse; $\text{g}/\text{km}/\text{h}$) unterschieden nach Ausbreitungsklassen ermittelt mit der Bewölkungsmethode.

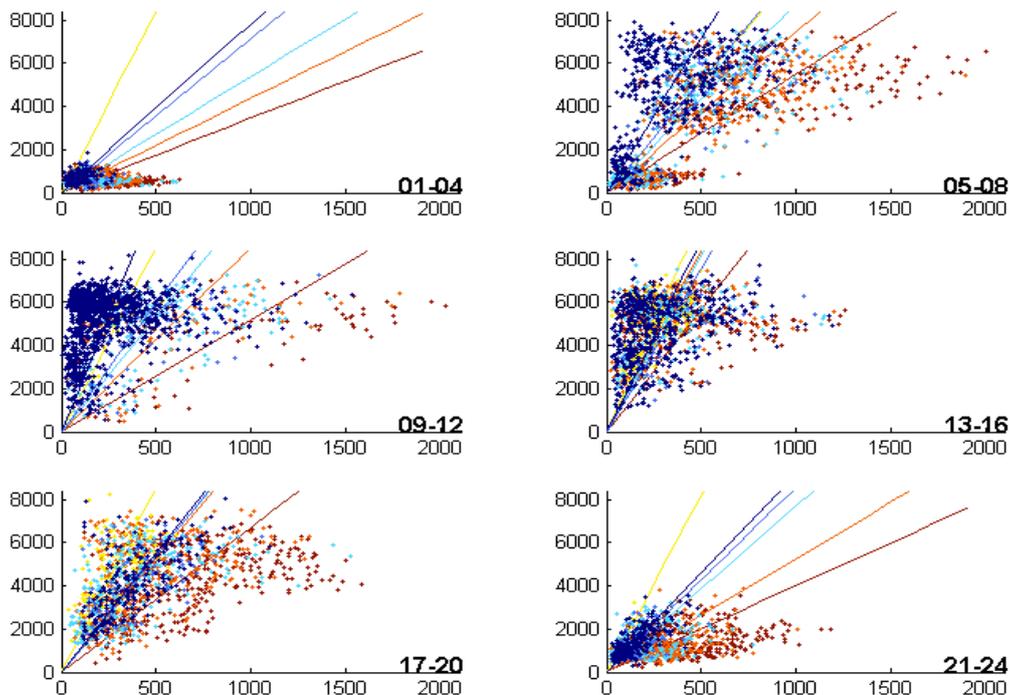


Abbildung 11: Korrelation zwischen NO_x-Immission (x-Achse; $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und NO_x-Emission (y-Achse; $\text{g}/\text{km}/\text{h}$) unterschieden nach Ausbreitungsklassen ermittelt mit der Temperaturgradient-Methode.

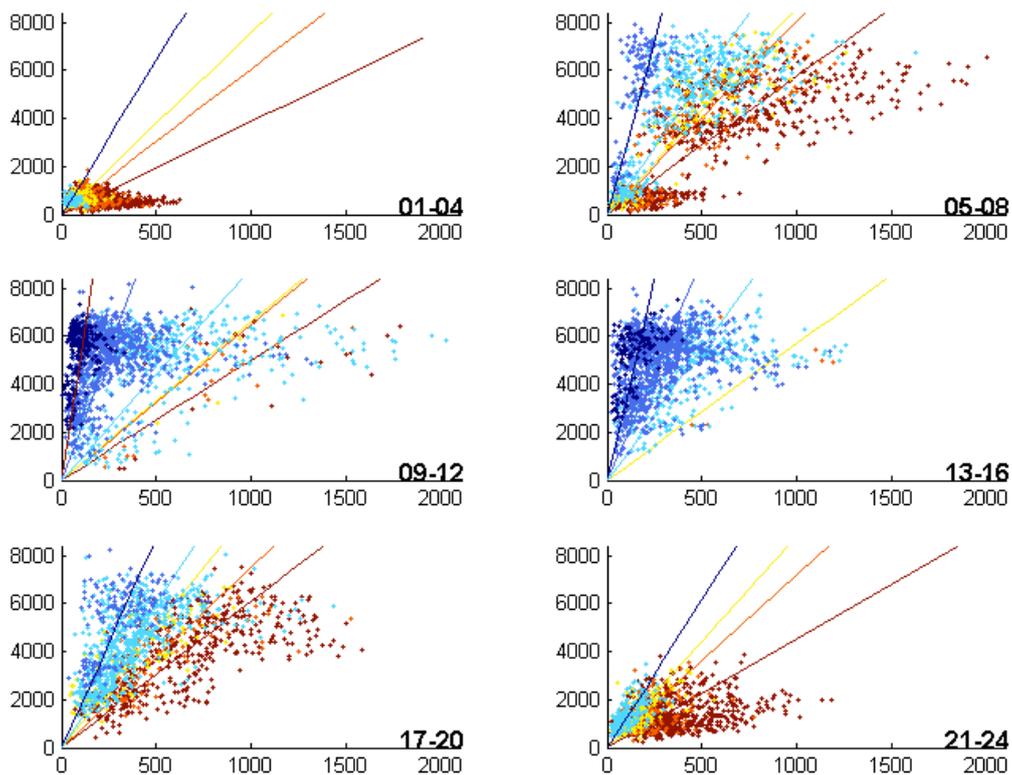


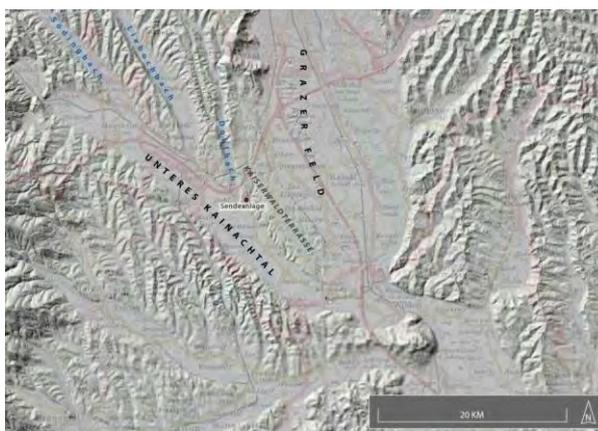
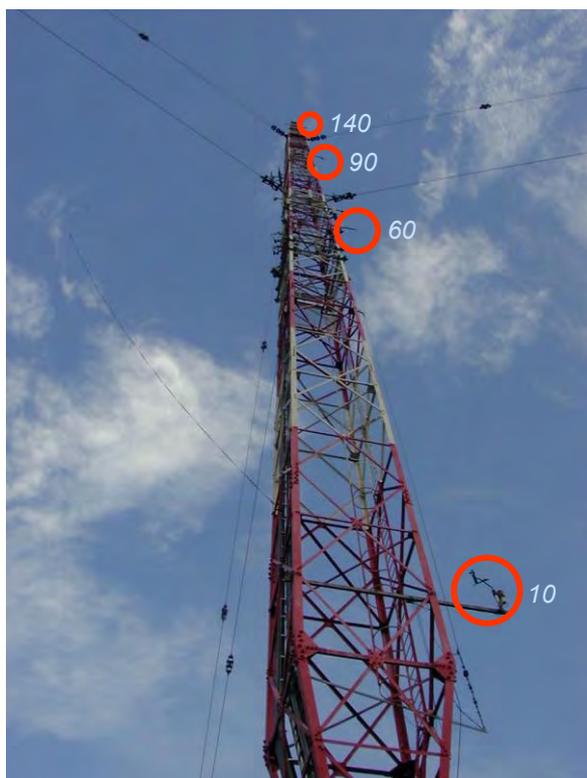
Abbildung 12: Korrelation zwischen NOx-Immission (x-Achse; $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und NOx-Emission (y-Achse; $\text{g}/\text{km}/\text{h}$) unterschieden nach Ausbreitungsklassen ermittelt mit der SRDT-Methode.

Vergleich der in der ÖNORM M9440 angegebenen Varianten zur Ausbreitungsklassenbestimmung anhand des 14-jährigen Datensatzes des Sendeturms Dobl/Steiermark

Dr. Alexander Podesser, M. Schauer

Die drei Varianten aus der ÖNORM M9440 bieten unter Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe sowie des vertikalen Temperaturgradienten, der Strahlungsbilanz und des Strahlungsindex, der indirekt über Bewölkungsdaten ermittelt wird, die Möglichkeit, je nach Datenverfügbarkeit Ausbreitungsklassen zu bestimmen (REUTER). Die seltene Gelegenheit dies für einen bestimmten Ort über eine längere Periode durchführen zu können, konnte mit den Daten der Klimastation am Sendeturm in Dobl/Steiermark gewährleistet werden. Dieser Standort kann als stellvertretend für die typisch windschwachen Verhältnisse des südöstlichen Alpenvorlandes mit häufig stabilen Ausbreitungsbedingungen angesehen werden.

Der Datensatz umfasst dabei Aufzeichnungen von Windgeschwindigkeit/-richtung und Temperatur über 14 Jahre (1995-2008), sowie der Strahlungsbilanz über ein Jahr. Ergänzende Daten der Bewölkung stammen vom Flughafen Graz. Die Besonderheit der Klimastation ist neben ihrem langjährigen Bestehen die vertikale Erstreckung bis zu einer Höhe von 140 m, die sonst nur über Fesselballonaufstiege erreicht werden konnte.



Bestückung:

- Strahlungsbilanz (2m)
- Temperatur (2m, 10m, 60m, 90m, 140m)
- Wind (10m, 60m, 90m, 140m)

Abbildung 1: Messanordnung am Senderturm Dobl (160m)

Das vorrangige Ziel dieser Arbeit war es, diese Unterschiede in der Ausbreitungsklassenbestimmung herauszufiltern, gegenüberzustellen und im günstigsten Fall jenen vertikalen Temperaturgradienten hervorzuheben, dessen

Ergebnisse zur Ausbreitungsklassenberechnung die „tatsächlichen Verhältnisse in der Atmosphäre“ am besten repräsentieren.

Da die Möglichkeit bestand, mehrere vertikale Temperaturgradienten zu ermitteln, wurde jener für eine weitere Berechnung der Ausbreitungsklassen herangezogen, dessen Korrelation mit den anderen Varianten aus der ÖNORM am höchsten war. Dabei wurden auch Wetterlagen mit typischen Ausbreitungsverhältnissen untersucht (Schönwettertage, Hochnebeltage, Sturmtage usw.)

Anhand dieses Vergleiches, der über die Dauer eines Jahres geführt wurde, konnte ersichtlich gemacht werden, dass die Methoden der Strahlungsbilanz sowie die des Temperaturgradienten von 2 m auf 90 m die Ausbreitungsbedingungen am besten wiedergeben.

Mit der Gradientenmethode ergab die statistische Auswertung für den Standort Dobl eine im Mittel des Gesamtzeitraums herrschende Dominanz stabiler Verhältnisse der Ausbreitungsklassen 6 und 7. Ihr Maximum findet man in den Nachtstunden der Sommermonate bei starker Ausstrahlung des Erdbodens. In dieser Zeit ist auch der Tag/Nacht-Unterschied zwischen labilen und stabilen Ausbreitungsklassen am größten. Ein wichtiger Faktor für dieses Gebiet ist die Bildung von Temperaturinversionen sowohl in Bodennähe als auch in Form freier Inversionen mit hochreichenden Hochnebeldecken. Diese für die Wintermonate recht häufige Erscheinung fördert im ersten Fall stabile Ausbreitungsbedingungen mit nur äußerst geringem vertikalem Luftaustausch, beim Auftreten von Stratus können sich in der darunter liegenden Mischungsschicht sogar leicht labile Bedingungen entwickeln. Generell herrschen die günstigsten Ausbreitungsbedingungen in den Vormittagsstunden der Monate April bis Juni, die ungünstigsten sind jeweils der 2. Nachthälfte der Monate Juli und August zuzuordnen. Die schlechtesten Bedingungen treten in den Wintermonaten auf, wobei die stabilen Verhältnisse meist über einen längeren Zeitraum erhalten bleiben können, im Sommer hingegen bereits in den Morgenstunden durch beginnende Labilisierung umgewandelt werden.

Wegen der steigenden Nachfrage von AKTerm Reihen in Österreich, deren Klassifizierungsmethode dem Schema von KLUG/MANIER entspricht und über den Strahlungsindex bestimmt wird, wurde ein Vergleich zweier unterschiedlicher Standorte im Alpenvorland betrachtet. Dabei zeigt sich, dass vor dem Hintergrund der geringen Dichte von Synop- Stationen mit Wolkenregistrierung auf die Repräsentativität des „Wolkenstandortes“ geachtet werden sollte, da es sonst zu stärker abweichenden Ergebnissen kommt.

Ein interessanter Ansatz, der kurz in dieser Arbeit besprochen wird, ist der einer Kombination der Strahlungsbilanzmethode für die Nachtstunden und jener des Temperaturgradienten für die Verhältnisse untertags. Die in der US-EPA, 2000 als „SRDT“ (solar radiation/delta-T) angegebene Variante basiert auf den Methoden nach TURNER.

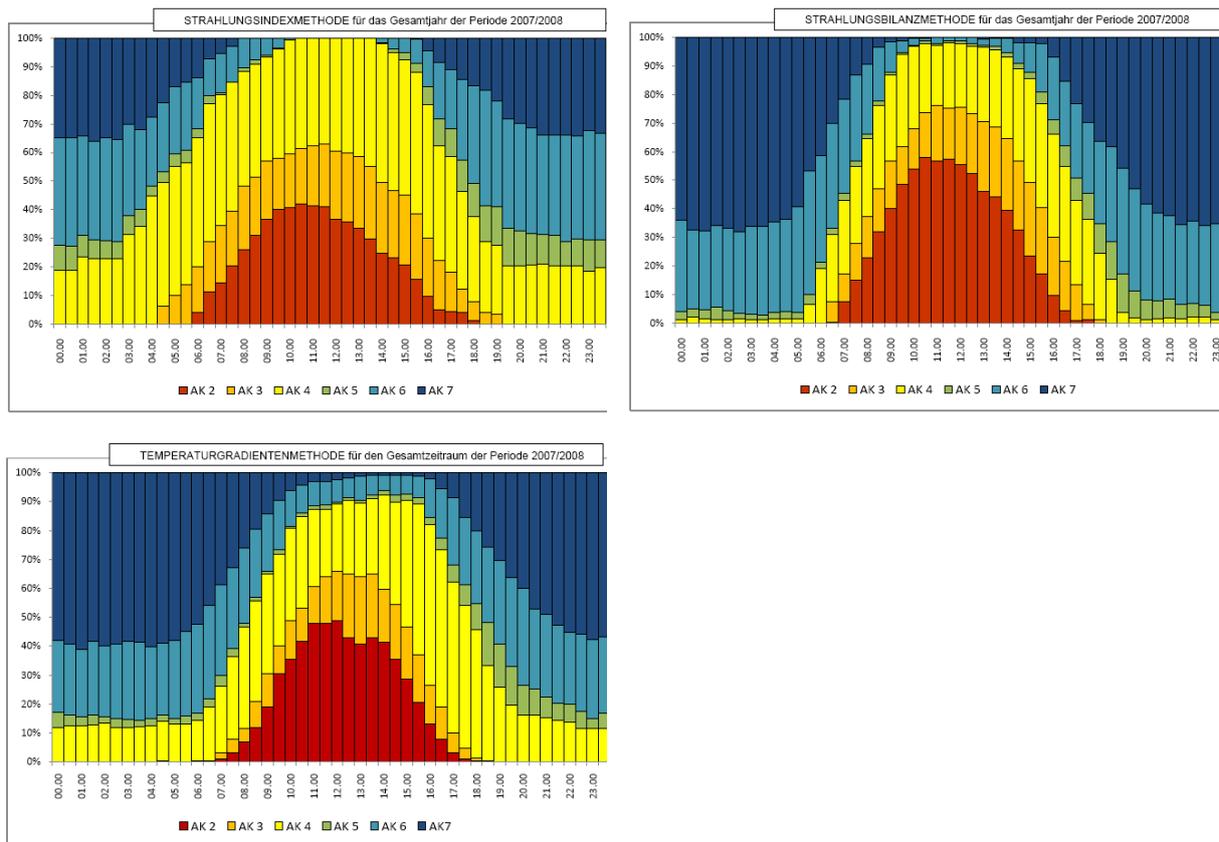


Abbildung 2: Mittlerer Tagesgang der Ausbreitungsklassen unter Verwendung unterschiedlicher Klassifizierungsmethoden gemäß ÖNORM M9440 am Senderturm in Dobl.

Temperaturgradientenmethode	Strahlungsindex			Strahlungsbilanz		
	Tag	Nacht	Gesamt	Tag	Nacht	Gesamt
2 m/ 10 m	25,1 %	38,7 %	31,9 %	38,2 %	62,2 %	50,2 %
2 m/ 60 m	37,1 %	47,7 %	42,4 %	47,4 %	61,8 %	54,6 %
2 m/ 90 m	39,9 %	49,7 %	44,7 %	48,4 %	61,1 %	54,7 %
2 m/ 140 m	32,6 %	56,3 %	44,4 %	36,6 %	51,8 %	44,2 %

Tabelle 10: Häufigkeiten des gleichzeitigen Auftretens von Ausbreitungsklassen zu jedem HMW; Basisstation für den Temperaturgradienten liegt bei 2 m

Tabelle 1: Häufigkeiten des gleichzeitigen Auftretens von Ausbreitungsklassen zu jedem HMW

Bestimmtheitsmaß R^2 der AKL zwischen:						
	TG 2/10m	TG 2/60m	TG 2/90m	TG 2/140m	TG 10/60m	TG 10/90m
Strahlungsindex	0,27	0,39	0,40	0,25	0,30	0,38
Strahlungsbilanz	0,33	0,63	0,62	0,40	0,47	0,62

Tabelle 12: Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression zwischen den AK der 3 Varianten

Tabelle 2: Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Regression zwischen den drei Varianten

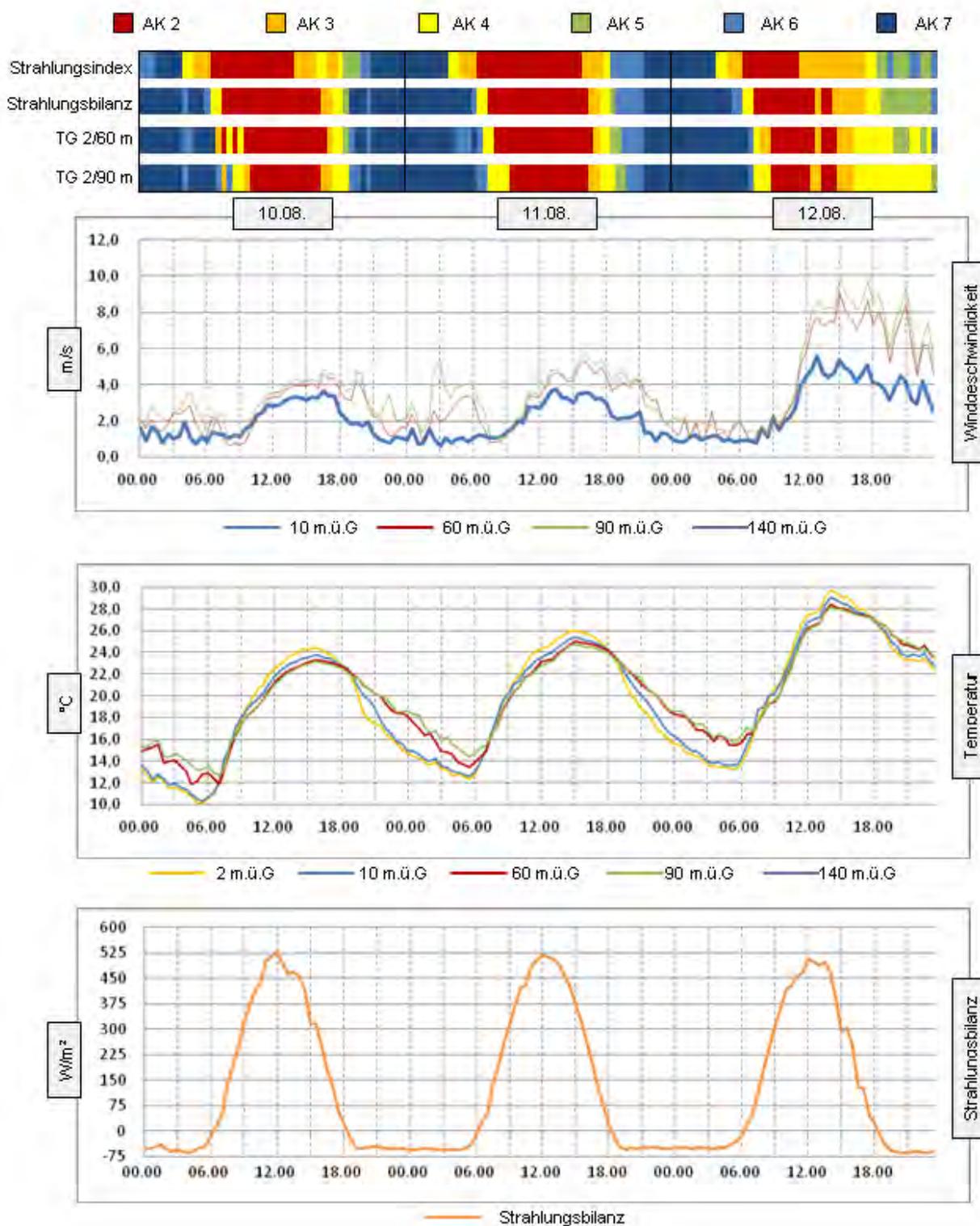


Abbildung 3: Fallbeispiel 1: Drei Schönwettertage

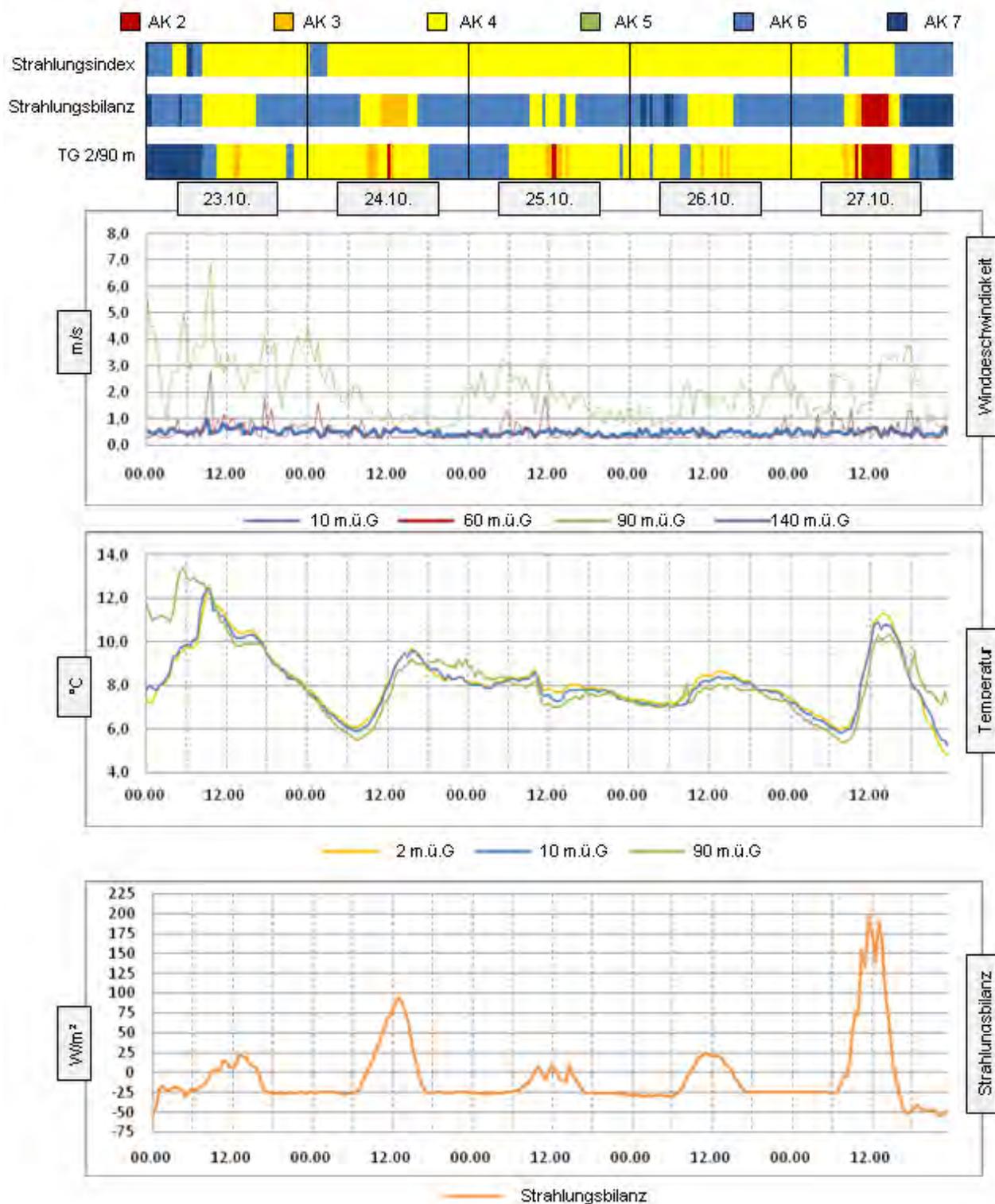


Abbildung 4: Fallbeispiel 2: 6-tägige Hochnebelperiode

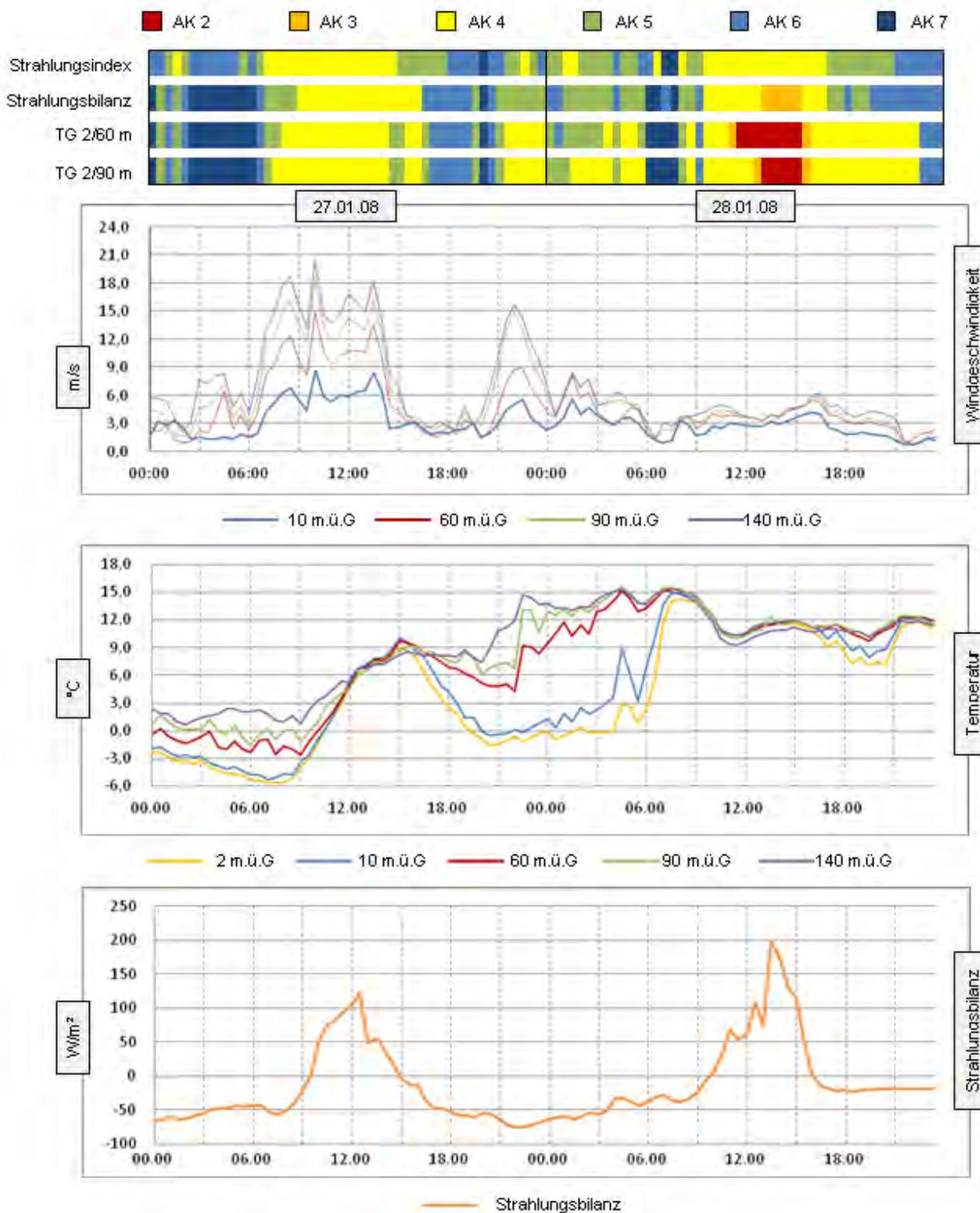


Abbildung 5: Fallbeispiel 3: Orkansturm Paula

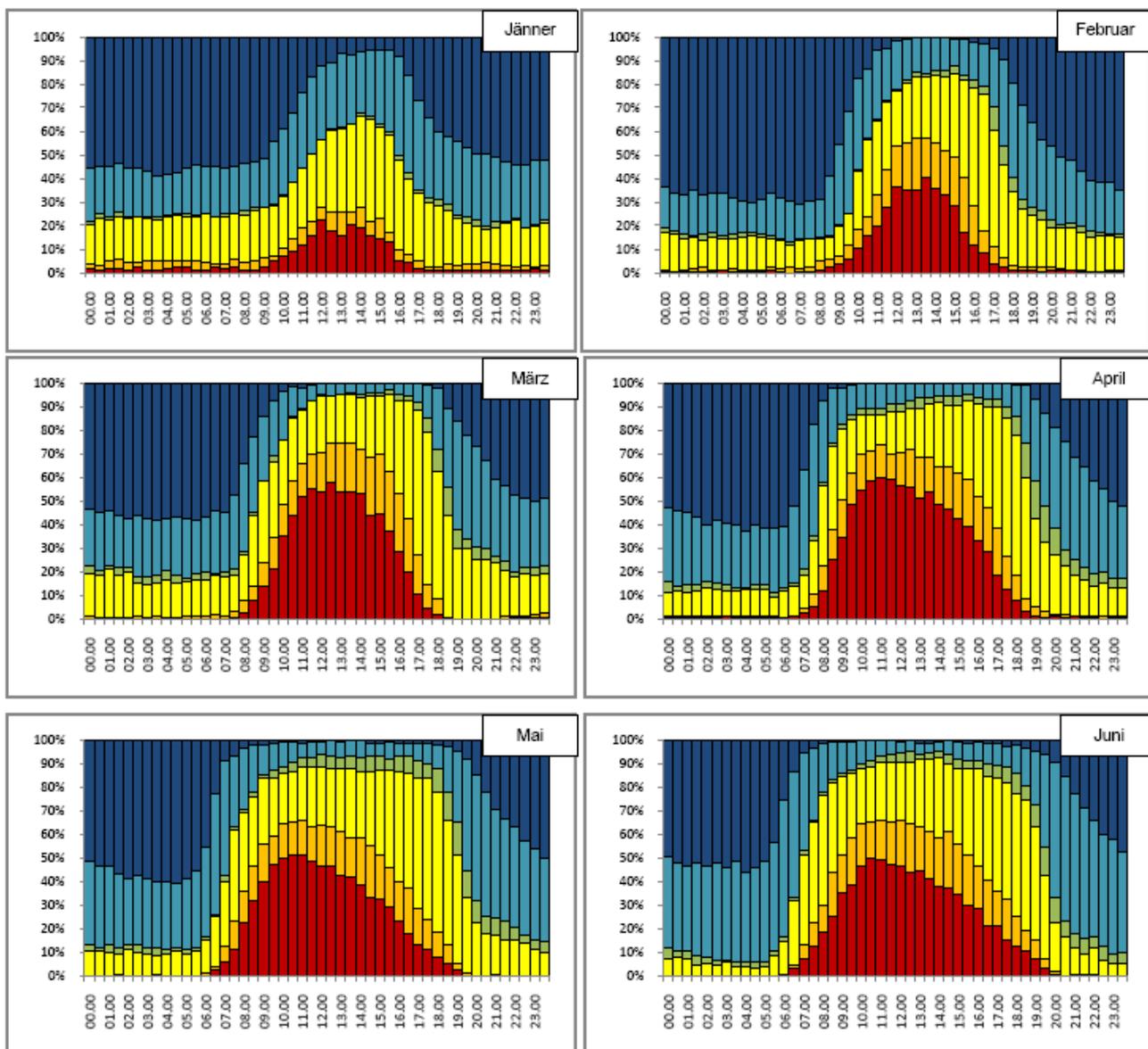


Abbildung 6: AKS mittels $dT(10/90)$ für Dobl, (I.-VI. 1995-2008)

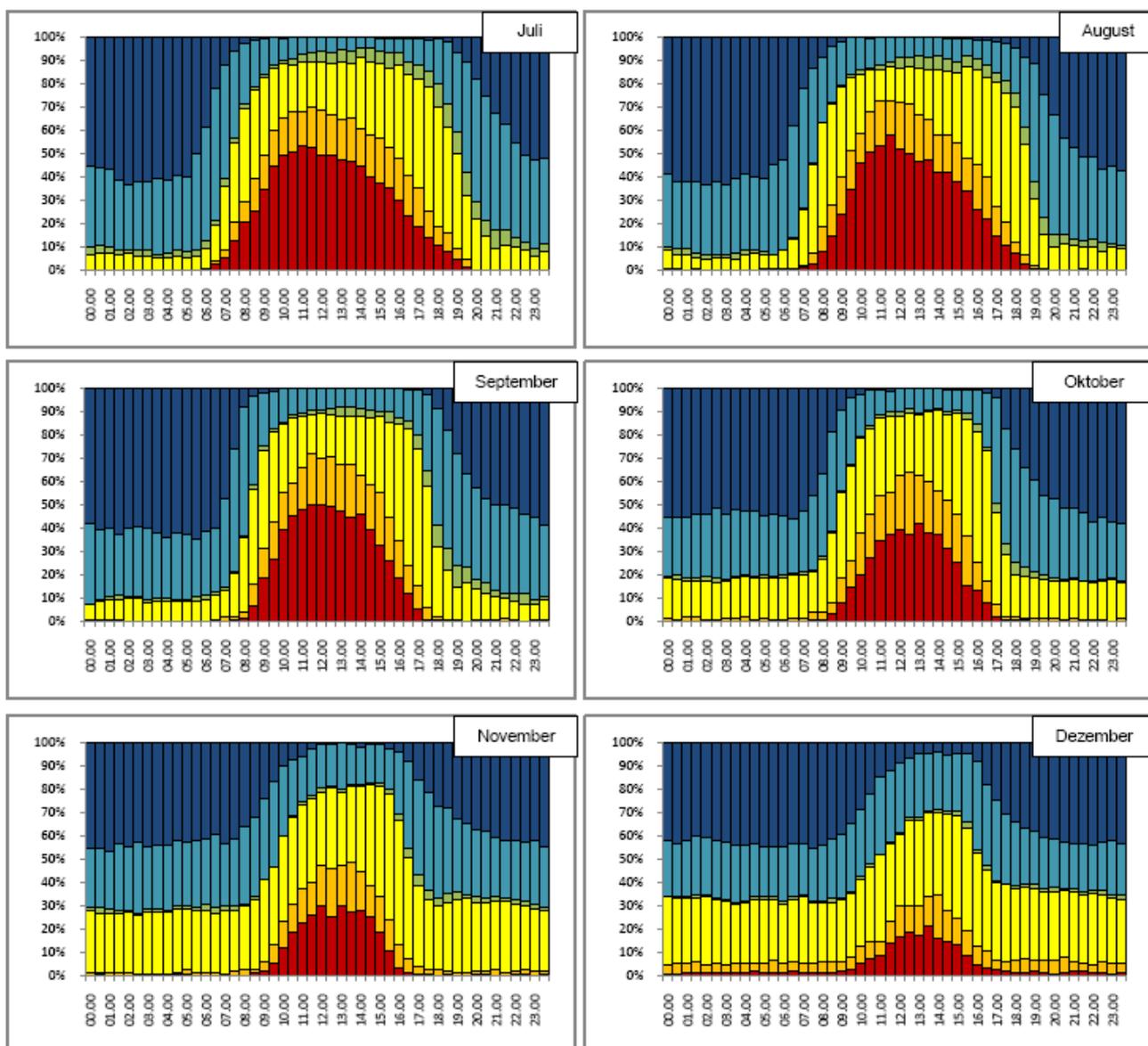


Abbildung 7: AKS mittels $dT(10/90)$ für Dobl, (VII.-XII.1995-2008)

Messung von Inputparametern für Ausbreitungsmodelle: Strahlungsbilanz und Turbulenzparameter – eine kritische Prüfung

Dr. August Kaiser, E. Petz, C. Flandorfer

1. Einleitung

Modelle zur Simulation der Ausbreitung von Luftschadstoffen verlangen als Mindestanforderung Angaben zu Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Turbulenz. Zur Charakterisierung der Turbulenz sind vielfach Diffusionskategorien (Ausbreitungsklassen) gebräuchlich, seit einigen Jahren ermöglichen zudem 3D Ultraschallanemometer eine Direktmessung von Turbulenzgrößen.

Zur Bestimmung von Ausbreitungsklassen stehen 3 Methoden zur Auswahl: Am gebräuchlichsten ist wohl die Parameterisierung anhand der Bewölkung. Weil Bewölkungsbeobachtungen immer mehr reduziert werden, treten die alternativen Methoden mittels vertikalem Temperaturgradient oder Strahlungsbilanz immer mehr in den Vordergrund, wobei für die Betreiber von Immissionsmessnetzen eine neue, relativ wartungsfreie Generation von Strahlungsbilanzgebern besonders attraktiv erscheint.

Untersuchungen von Ausbreitungsklassen gemäß ÖNORM M 9440 (1992/1996) zeigen, dass die drei Bestimmungsmethoden für dasselbe Untersuchungsgebiet größere Unterschiede ergeben können, als für unterschiedliche Untersuchungsgebiete nördlich und südlich der Alpen (Piringer, et al., 2007). Im Rahmen des vom BMWF, Abt. VI/4 finanzierten Projekts „Stabilitätsparameter für Ausbreitungsmodelle (SPA)“ sollte daher unter anderem untersucht werden, ob

- die Genauigkeit der neuen Generation von Strahlungsbilanzgebern hinreichend zur Bestimmung von Ausbreitungsklassen ist und
- es sollten die unterschiedlichen Bestimmungsmethoden für Diffusionskategorien anhand eines einjährigen Datensatzes aus Kittsee/Burgenland, Österreich, verglichen und bewertet werden.

Der Datensatz umfasst eine konventionelle meteorologische Bodenstation (2 m Temperatur, Feuchte), 2 unterschiedliche Strahlungsbilanzgeber, Wind- und Turbulenzmessungen mittels 3D USA (10 m über Grund) und vertikale Wind- und Temperaturprofile (mittels Sodar-RASS). Das Gelände in der Umgebung der Messstation ist unverbaut und eben.

In dieser Arbeit wird ein Überblick über die Ergebnisse von SPA gegeben. Im Zuge der Durchführung der Auswertungen zeigten sich auch Unsicherheiten in den gemessenen Turbulenzparametern. Mögliche Verbesserungen werden skizziert.

2. Lage der Messstation und Messprogramm

Die Lage der Messstelle Kittsee ist aus Abbildung 1 ersichtlich. Sie befindet sich im äußersten Osten Österreichs in ebenem Gelände nordöstlich der Ortschaft Kittsee. Östlich der Messstelle verläuft die Staatsgrenze zur Slowakei, in rund 1 km Entfernung befindet sich eine Autobahn, daran anschließend der Ortsteil Petrzalka von Bratislava. Autobahn und Ortsteil Petrzalka südwestlich der Donau sind aus Abbildung 1 gut ersichtlich.

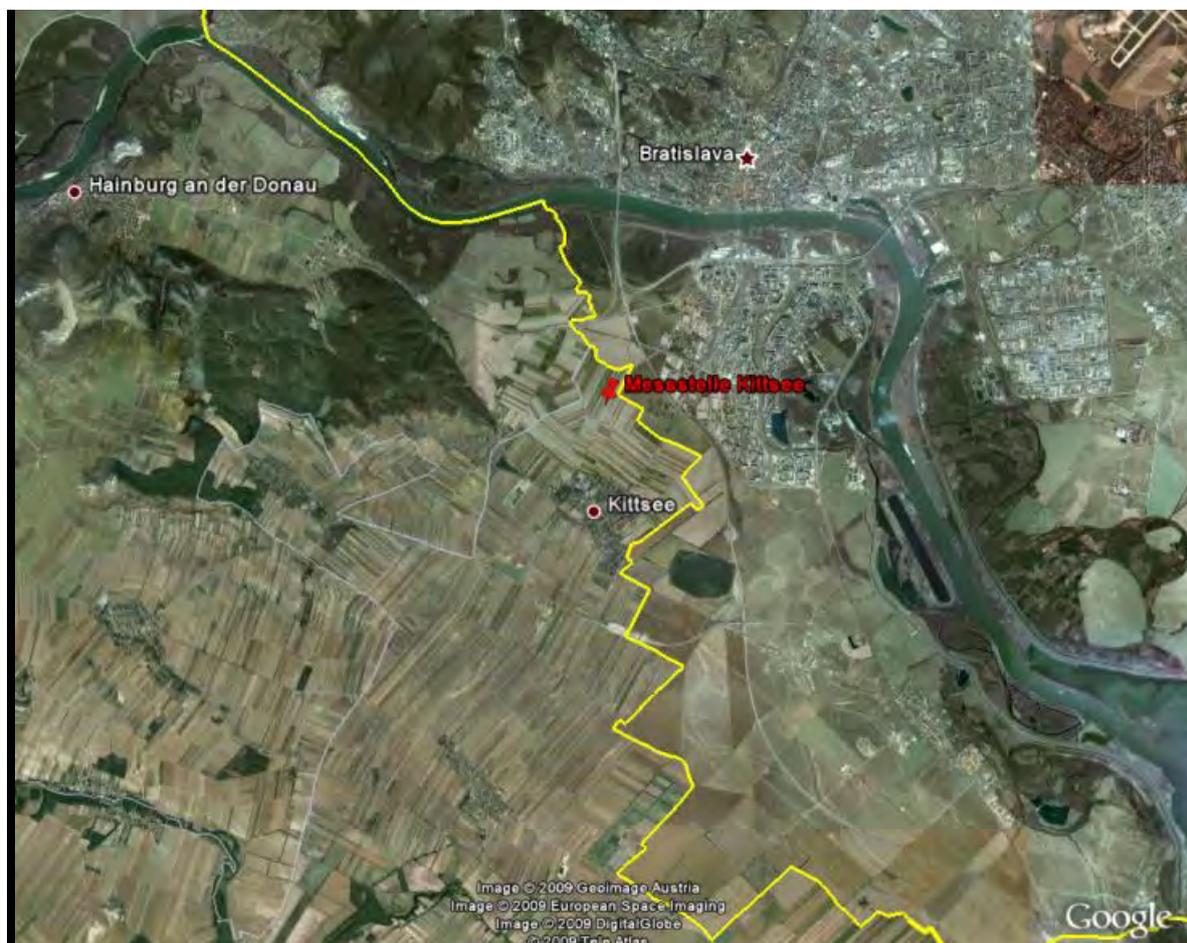


Abbildung 1: Lage der Messstelle Kittsee.

Die Anordnung der Messgeräte ist aus den Abbildungen 2 und 3 ersichtlich: Links im Vordergrund sieht man den weißen Schallschutz des Akustikradars (Abb. 2). Links und rechts davon erkennt man die Sende- und die Empfangsantenne des Radars. Hinter dem grünen Container des Umweltbundesamtes, in dem der Rechner für das Sodar-RASS untergebracht ist, befindet sich der Mast, auf dem eine herkömmliche meteorologische Messstation, das Ultraschallanemometer (USA) und die Strahlungsbilanzgeber (Abbildung 3) montiert sind. Der Mast überragt die Hindernisse in der näheren Umgebung (vg. Abb. 2) um rund 5 m. Die Aufstellung des 3D USA entspricht damit den Kriterien aus VDI 3786 Blatt 12 (2008) für die Messung turbulenter Flüsse. Im Hintergrund rechts hinter dem Gebäude des Wasserverbundes befindet sich ein Messcontainer der Burgenländischen Landesregierung.



Abbildung 2: Die Messgeräte an der Station Kittsee.



Abbildung 3: Strahlungsbilanzgeber von Kipp&Zonen (Vordergrund) und Schenk (Hintergrund, mit Kunststoffglocke). Beide Geber sind ungefähr gleich groß, die Verzerrung ist durch die Optik des Photos bedingt). Dahinter: Wetterhütte.

3. Messdaten und Methodik

Aus den Temperaturprofilen des Metek PCS 2000-64 RASS wurden vertikale Temperaturgradienten für unterschiedliche Höhenbereiche (50 m bis 100 m, 50 m bis 150 m, 50 m bis 250 m und 50 m bis 350 m über Grund) ermittelt. 50 m ist das unterste Messniveau des RASS. Da das RASS die virtuelle Temperatur aus einem größeren Luftvolumen misst, wurde von einer Kombination mit der in 2 m über Grund gemessenen Temperatur abgesehen.

Zur Messung der Strahlungsbilanz wurden Geber von Schenk, Type 8111, und von Kipp & Zonen, NR LITE, verwendet. Die Geber wurden zu Beginn und am Ende, sowie einmal während der Messperiode kalibriert.

Bewölkungsdaten liegen aus dem ca. 37 km entfernten Flughafen vor.

Die Messung der Turbulenzparameter erfolgte mit einem 3D Ultraschallanemometer der Firma METEK. Der dafür erforderliche Algorithmus beruht auf Stull (1988) und wurde vom Hersteller des Messgeräts bereitgestellt: Zunächst wird die Schubspannungsgeschwindigkeit u^* aus den Kovarianzen xz und yz (abgeleitet aus den Windmessungen) bestimmt

$$u^* = \text{SQRT}(\text{SQRT}(\text{kovr } xz^2 + \text{kovr } yz^2))$$

und über jeweils 3 Halbstundenmittelwerte geglättet. Aus dem ebenfalls über 3 Halbstundenmittelwerte geglätteten fühlbaren Wärmestrom W_f und aus der gemäß Herstellerangaben korrigierten Schalltemperatur $T_{\text{schall,korr}}$ wird der Monin Obukhov Stabilitätsparameter MOS wie folgt bestimmt:

$$\text{MOS} = (-0.37 * 9.81 * W_f) / (1.292 * 1005.0 * (T_{\text{schall,korr}} + 273.16) * u^{*3})$$

Für $T_{\text{schall}} > 5,0^\circ\text{C}$ wird

$$T_{\text{schall,korr}} = (T_{\text{schall}} * 1,11) - 1,15, \text{ ansonsten}$$

$$T_{\text{schall,korr}} = (T_{\text{schall}} * 1,1) + 2,16$$

gesetzt.

Die Monin Obukhov Länge L ist dann der reziproke Wert des Monin Obukhov Stabilitätsparameters MOS.

Für sehr kleine Werte von u^* ist der Monin Obukhov Stabilitätsparameter nicht definiert. Für u^* kleiner als 0,000005 werden daher MOS und L gleich Ausfall gesetzt.

Die ON-Ausbreitungsklassen wurden gemäß ÖNORM M 9440 (1992/1996), die KM-Klassen mittels Bewölkung anhand VDI 3782, Blatt 1 (1992/2001), sowie mittels Strahlungsbilanz und vertikalem Temperaturgradienten gemäß KTA 1508 (2006) ermittelt.

Alle Daten sind Halbstundenmittelwerte, lediglich die Bewölkung liegt stündlich vor. Dauer der Messkampagne war von 27. März 2006 bis 31. Mai 2005.

4. Ergebnisse

a. Vertikaler Temperaturgradient

Infolge der Abnahme der Verfügbarkeit der RASS-Temperaturen mit zunehmender Höhe nimmt auch jene der vertikalen Temperaturgradienten mit zunehmender Schichtdicke rasch ab (Abbildung 4). Weiters bewirken Ungenauigkeiten in den RASS-Temperaturen z.T. un plausible Temperaturgradienten bei zu geringer Schichtdicke. Im Folgenden werden daher meist nur die Ausbreitungsklassen, die anhand der Temperaturgradienten aus 150 m – 50 m und 250 m – 50 m ermittelt wurden, diskutiert.

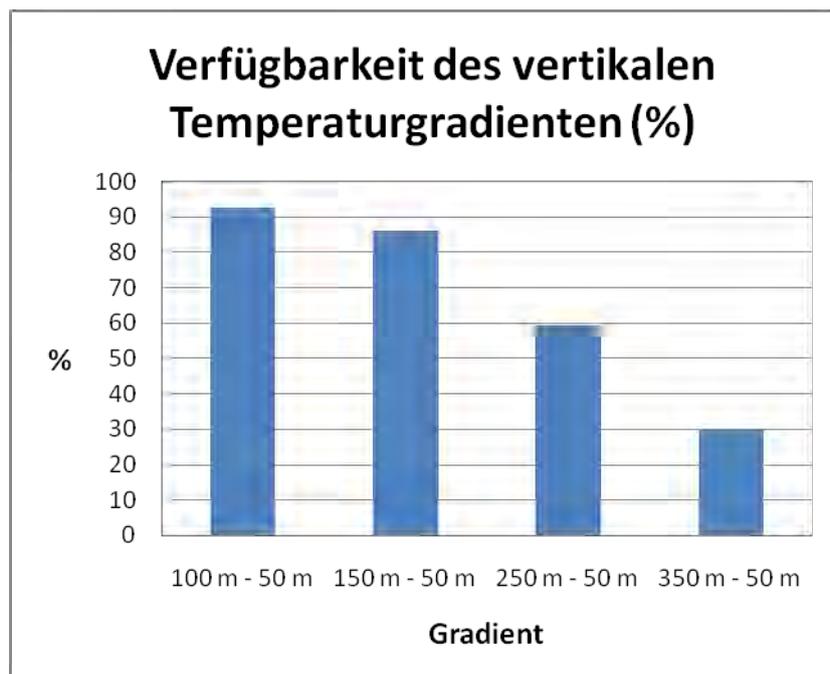


Abbildung 4: Verfügbarkeit der mit dem Sodar-RASS ermittelten vertikalen Temperaturgradienten.

b. Strahlungsbilanz

Die am Beginn, am Ende und ungefähr zur Mitte der Messperiode durchgeführten Kalibrierungen ergaben, dass

die Kalibrierfaktoren von der Wellenlänge abhängig sind; die Unterschiede zwischen kurz- und langwelligem Anteil des Spektrums betragen bis zu 10 %. Da beide Geber das gesamte Spektrum messen und die Zusammensetzung von kurz- und langwelliger Strahlung im Einzelfall nicht bekannt ist, erhöht die Wellenlängenabhängigkeit der Kalibrierfaktoren die Messunsicherheit

Beide Geber drifteten; der Schenk-Geber von Beginn an, der Geber von Kipp & Zonen erst im Laufe der Zeit; die Drift ist also nicht linear

Die Drift der Geber wurde durch lineare Interpolation der Kalibrierfaktoren berücksichtigt.

Weiters zeigte sich, dass der Geber von Kipp & Zonen anfällig ist für Störungen durch Niederschlag, Taubeschlag oder Windeinfluss. Solche fehlerhaften Werte wurden aus dem Datensatz eliminiert. Umgekehrt ist die Schutzglocke des Schenk-Gebers empfindlich gegenüber mechanischen Beschädigungen und muss gegen Kondenswasserbildung geschützt werden.

Abbildung 5 enthält Monatsmittelwerte, sowie monatsweise Maxima und Mimima der mit den beiden Gebern gemessenen Strahlungsbilanz (korrigierte Werte, Drift berücksichtigt). Der Schenk-Geber misst vor allem höhere Maxima und etwas höhere Monatsmittelwerte, aber auch etwas niedrigere Minima als der Geber von Kipp & Zonen. Auch bei guter Betreuung der Messsysteme ist für derartige Geber bestenfalls eine Genauigkeit von +/- 10 % erreichbar.

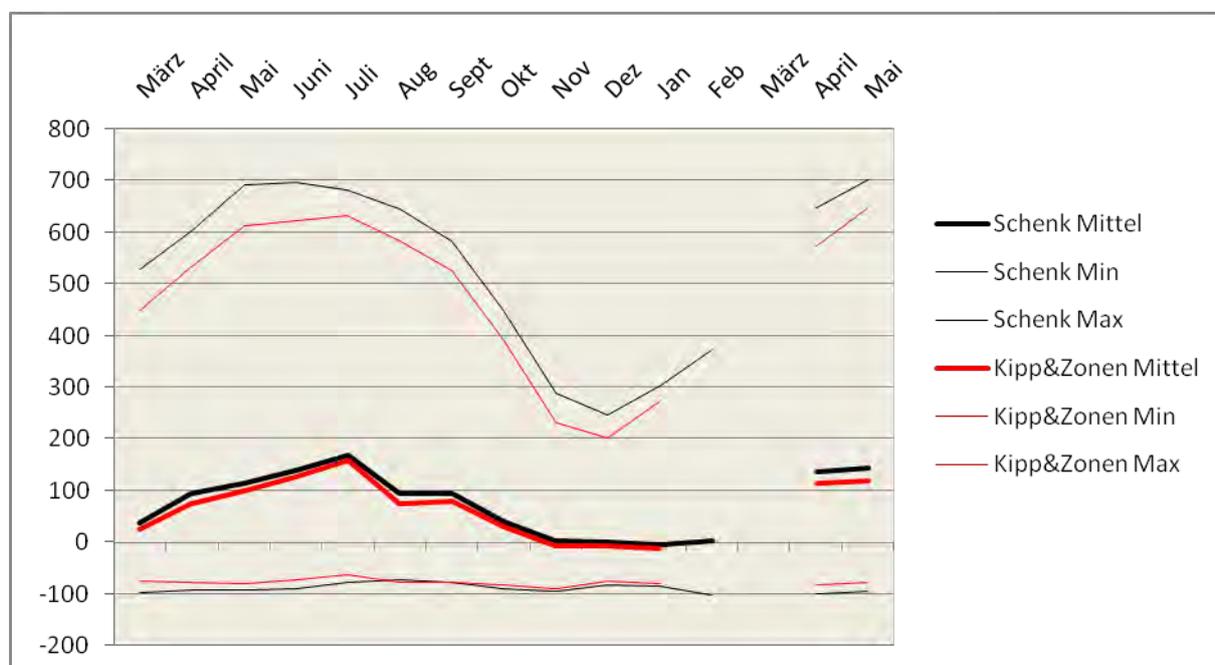


Abbildung 5: Monatsmittelwerte, sowie monatsweise Maxima und Mimima der Strahlungsbilanz (W/m²).

c. Turbulenzparameter

Abbildung 6 zeigt Häufigkeitsverteilungen des MOS-Parameters getrennt nach Tages- und Jahreszeit. Werte nahe 0 m^{-1} (Absolutbetrag kleiner 10^{-5}) entsprechen neutraler, negative Werte zwischen -10^{-5} bis $-0,01 \text{ m}^{-1}$ labiler und stark negative Werte kleiner als $-0,01 \text{ m}^{-1}$ stark labiler Schichtung; umgekehrt entsprechen positive Werte zwischen 10^{-5} bis $0,1 \text{ m}^{-1}$ stabiler und Werte über $0,1 \text{ m}^{-1}$ sehr stabiler Schichtung (nach Seinfeld und Pandis, 1998, wo entsprechende Angaben für die Monin Obukhov Länge angegeben sind, die für den MOS-Parameter umgerechnet wurden). Entsprechend des interessierenden Wertebereichs von MOS wurde in Abb. 6 der Klasseneinteilung eine logarithmische Skala zugrunde gelegt. Die Abbildung zeigt daher ein Minimum der Verteilung des MOS-Parameters bei Werten nahe 0 m^{-1} auch als Folge der dort kleinen Klassenbreite.

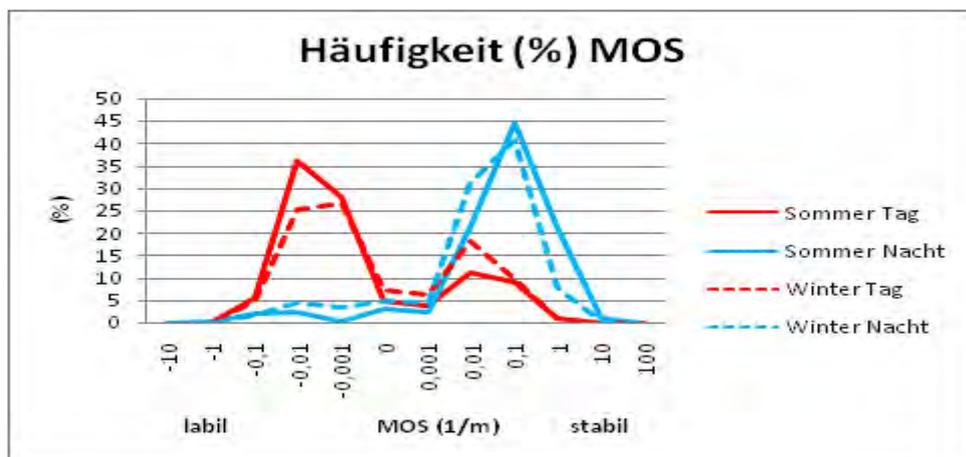


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilungen des MOS-Parameters in Abhängigkeit von der Tages- und Jahreszeit.

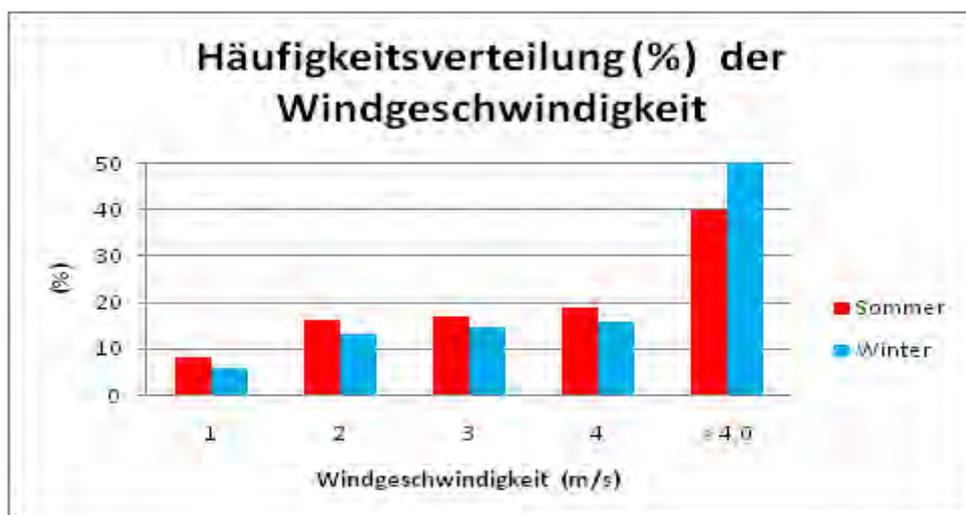


Abbildung 7: Häufigkeitsverteilungen der Windgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Jahreszeit.

Tagsüber kann der MOS-Parameter sowohl positive (stabile Schichtung) als auch negative Werte (labile Schichtung) annehmen. Naturgemäß treten negative MOS-Werte im Sommerhalbjahr häufiger auf als im Winterhalbjahr. Im Winterhalbjahr ist zudem im Vergleich zum Sommerhalbjahr vor allem bei positiven MOS-Werten (stabile Schichtung) eine leichte Verschiebung in Richtung 0 m^{-1} zu erkennen. Dies dürfte eine Folge der besseren Durchmischung infolge von höheren Windgeschwindigkeiten im Winterhalbjahr sein (Abbildung 7): Windgeschwindigkeiten von mehr als 4 m/s sind im Winterhalbjahr mit rund 50 % um rund 10 % häufiger als im Sommerhalbjahr.

Nachts, wenn der Wärmestrom im allgemeinen von der Atmosphäre zum Boden gerichtet ist und MOS daher positive Werte annehmen sollte, beträgt die Häufigkeit negativer MOS-Werte immer noch rund 5 % im Sommerhalbjahr (April bis September) bzw. rund 10 % im Winterhalbjahr (Abbildung 5), wobei auch stark negative Werte unter $-0,01 \text{ m}^{-1}$, die stark labiler Schichtung entsprechen, gemessen werden. Wie aus Abbildung 8 ersichtlich ist, können stark negative MOS-Parameter (Werte unter $-0,01 \text{ m}^{-1}$: rote Kurve, Werte unter $-0,1 \text{ m}^{-1}$: karminrote Kurve in Abb. 8) die ganze Nacht hindurch gemessen werden.

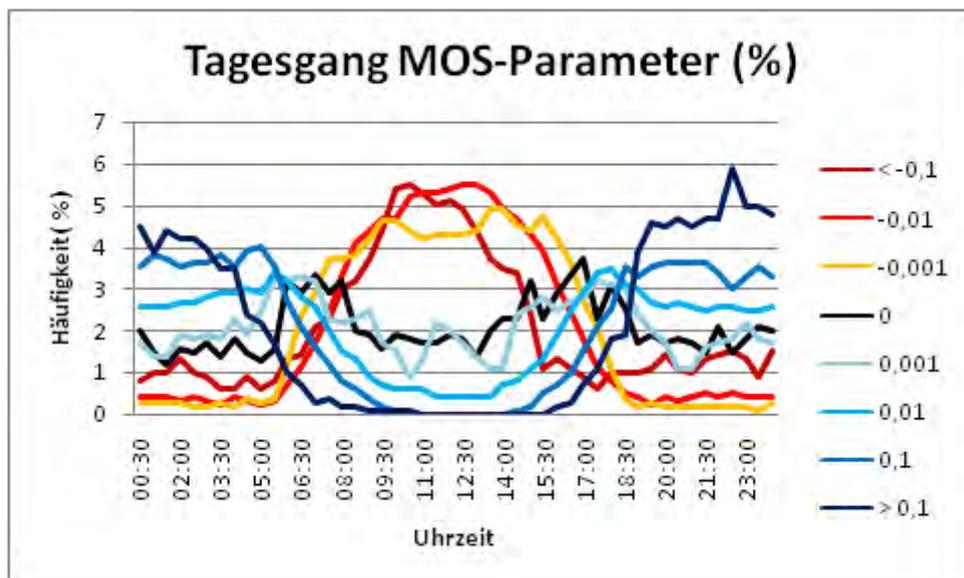
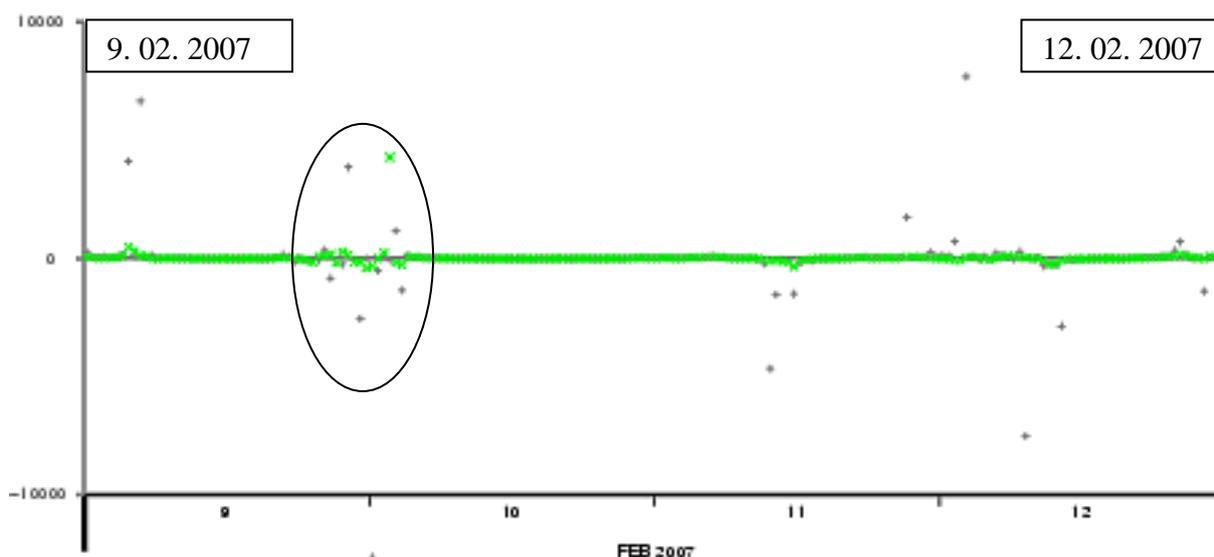
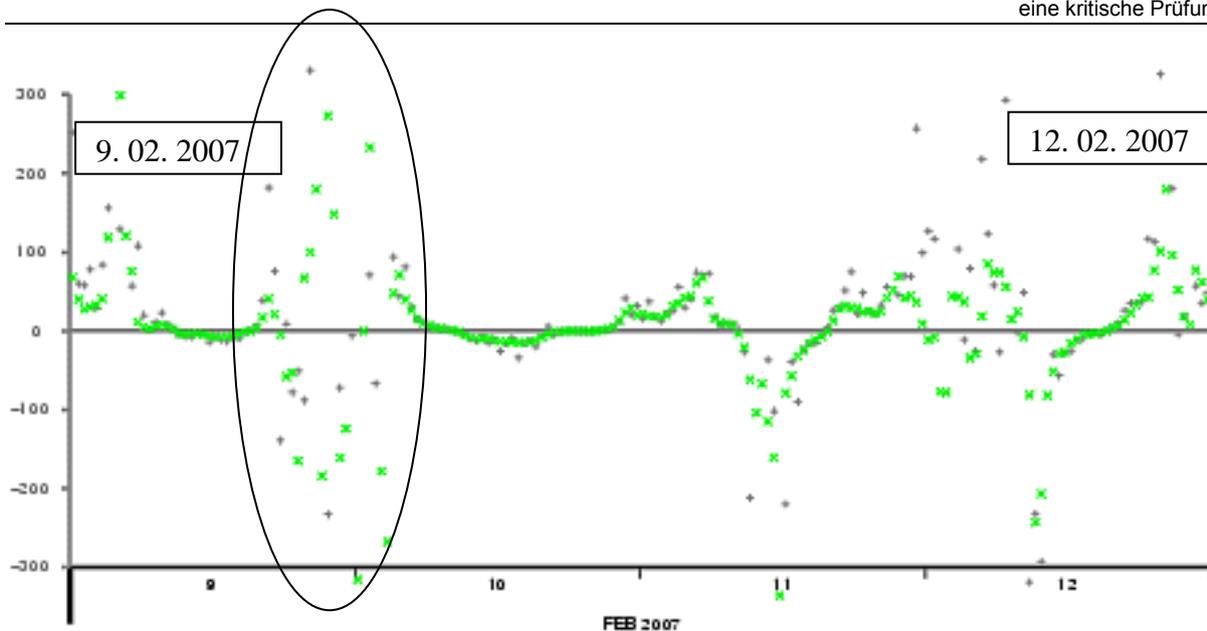


Abbildung 8: Tagesgänge ausgewählter MOS-Parameter. Labil: rot bis orange; indifferent: schwarz; stabil: blau bis dunkelblau.

Abbildung 9 zeigt als Beispiel für nächtlich negative MOS-Werte zeitliche Verläufe des MOS-Parameters für den Zeitraum von 9. bis 12. Februar 2007. Dargestellt sind die unkorrigierten, direkt gemessenen Werte sowie die aus dem Wärmestrom berechneten und geglätteten Werte. Der Schwankungsbereich der direkt gemessenen MOS-Werte (schwarz) ist sehr groß (Skalierung in Abbildung 9a) beachten), vor allem in der Nacht von 9. auf 10. Februar wechseln stark positive mit stark negativen Werten. Um den Schwankungsbereich des berechneten MOS-Parameters (grün) besser erkenntlich zu machen, wurde in Abb. 9b) die Skalierung besser an den Wertebereich des berechneten MOS-Parameters angepasst (hier sind die Extremwerte des gemessenen MOS-Parameters nicht mehr zu erkennen!). Auch der berechnete und geglättete MOS-Parameter zeigt während der Nacht von 9. auf 10. Februar markante Wechsel zwischen stark positiven und stark negativen Werten.



a) Skalierung für gesamten Wertebereich



b) Skalierung an Wertebereich des berechneten MOS-Parameters angepasst.

Abbildung 9: MOS-Parameter (m-1) gemessen (schwarz) und berechnet (grün).

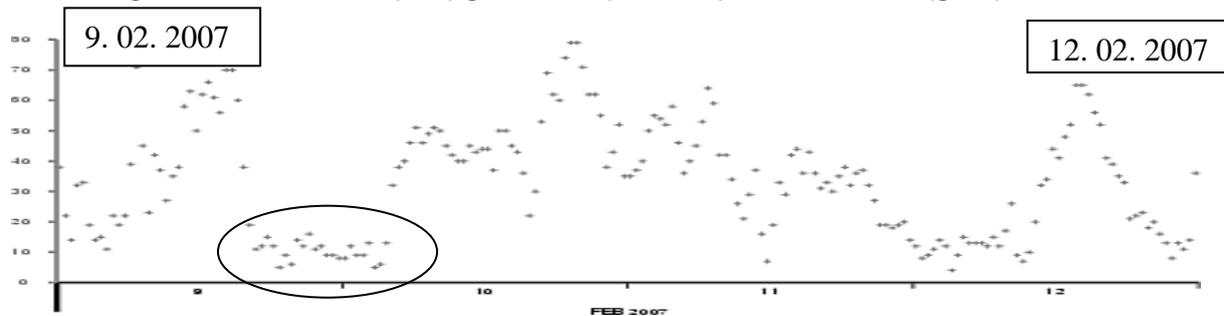


Abbildung 10: Windgeschwindigkeit (1/10 m/s).

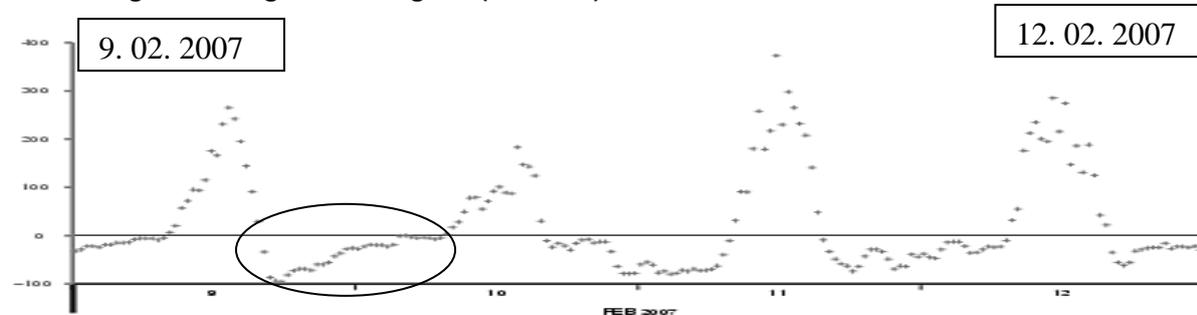


Abbildung 11: Strahlungsbilanz (W/m²).

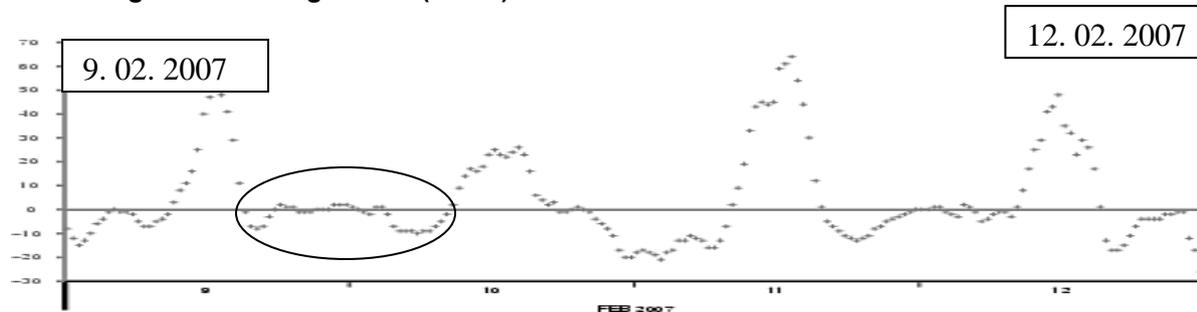


Abbildung 12: Wärmestrom (W/m²).

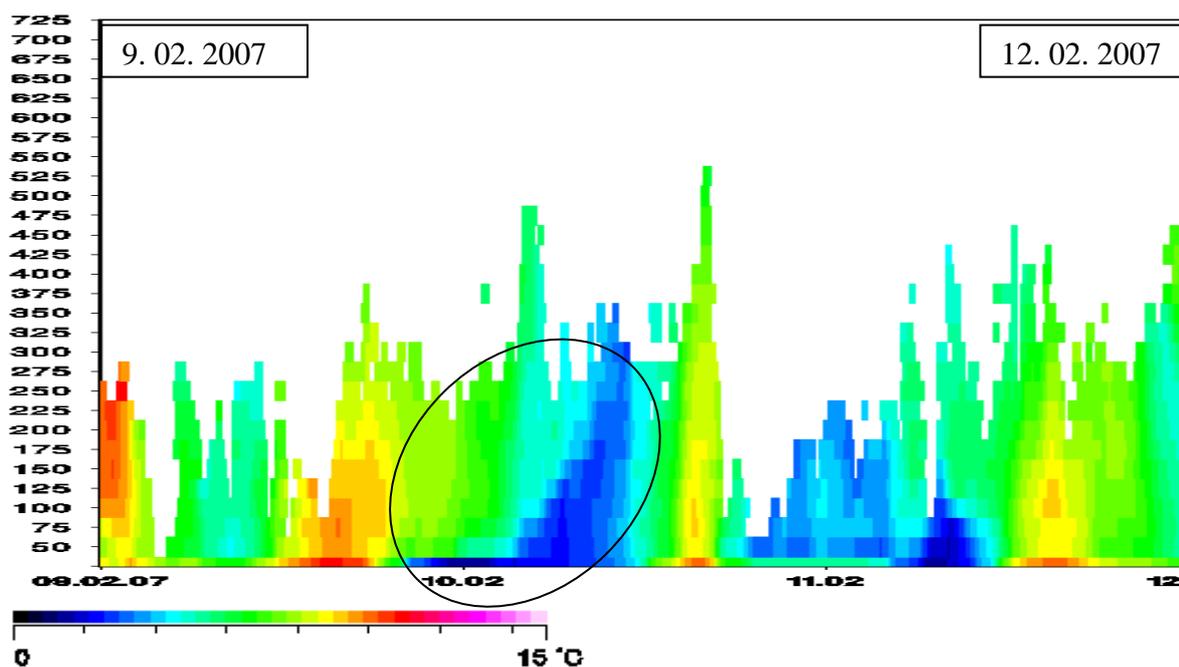


Abbildung 13: Vertikale Temperaturprofile (°C).

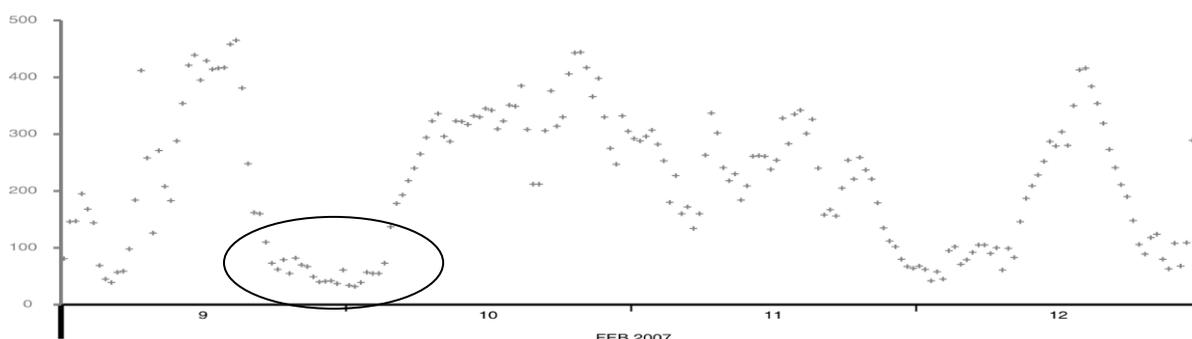


Abbildung 14: Streuung des Vertikalwinds (1/10 cm/s).

Die Nacht von 9. auf 10. Februar 2007 war gekennzeichnet durch nahezu wolkenlosen Himmel (ohne Abbildung), schwachem Wind (Abbildung 10), zunächst stark, dann leicht negativer Strahlungsbilanz (Abbildung 11); zunächst ist der gemessene Wärmestrom negativ, gefolgt von Werten um 0 W/m^2 (Abbildung 12), teilweise werden dann sogar positive Werte gemessen. Schon in den Abendstunden des 9. Februar baute sich eine markante Bodeninversion auf, die im Lauf der zweiten Nachthälfte rasch anwuchs (Abbildung 13) und die Streuung des Vertikalwinds ist sehr klein (Abbildung 14) – die Schichtung war also eindeutig stabil. Ähnliche Verhältnisse finden sich auch in der Nacht von 11. auf 12. Februar, während in der Nacht von 10. auf 11. Februar bei Windgeschwindigkeiten um 3 m/s ausschließlich positive MOS-Werte auftreten.

Die meteorologischen Messreihen legen nahe, dass die stark negativen MOS-Parameter während der Nachtstunden auf Ungenauigkeiten der Messung des Ultraschallanemometers bei niedrigen Windgeschwindigkeiten zurückzuführen sind. Immerhin ist in VDI 3783 Blatt 8 (2002) der Anwendungsbereich messwertgestützter Turbulenzparametrisierung auf Windgeschwindigkeiten von mehr als 1 m/s eingegrenzt. Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung von Fällen mit negativen MOS-Parametern während der Nachtstunden (19:30 bis 5:30 Uhr). Von insgesamt 1.191 Fällen mit Windgeschwindigkeit unter 1 m/s im gesamten Messzeitraum traten

während der Nachtstunden 100 Fälle oder 8,4 % mit stark labilen MOS-Parametern von weniger als $-0,1 \text{ m}^{-1}$ und 182 Fälle oder 15,3 % mit immer noch sehr labilen MOS-Parametern von weniger als $-0,01 \text{ m}^{-1}$ auf. Bei höheren Windgeschwindigkeiten (größer gleich 2 m/s , insgesamt (während des ganzen Tages) 16.802 Fälle) wurden hingegen nur mehr 14 Fälle oder nur 0,08 % mit MOS-Parametern unter $-0,1 \text{ m}^{-1}$ bzw. 102 Fälle oder nur 0,6 % mit MOS-Parametern unter $-0,01 \text{ m}^{-1}$ beobachtet. Die stark negativen (labilen) MOS-Parameter während der Nachtstunden dürften also tatsächlich auf Ungenauigkeiten bei der Bestimmung von u^* bei niedriger Windgeschwindigkeit zurückzuführen sein. Möglicherweise machen sich derartige Unsicherheiten besonders stark bemerkbar, wenn der Wärmestrom Werte nahe 0 W/m^2 annimmt.

Tabelle 1: Fälle mit negativen MOS-Parametern während der Nachtstunden (19:30 bis 5:30 Uhr) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

Windgeschw.	Fälle insgesamt	Fälle mit MOS $\leq -0,1 \text{ m}^{-1}$ nachts	%	Fälle mit MOS $\leq -0,01 \text{ m}^{-1}$ nachts	%
< 1 m/s	1.191	100	8,4	182	15,3
> 2 m/s	16.802	14	0,08	102	0,6

Umgekehrt könnten auch stark positive MOS-Parameter tagsüber auf derartige Messunsicherheiten zurückzuführen sein: Stabile MOS-Parameter bis $0,1 \text{ m}^{-1}$ treten bei sehr kleinen Windgeschwindigkeiten (unter 1 m/s) mit rund 3,8 % (45 Fälle) zwar seltener auf als bei höheren Windgeschwindigkeiten (größer gleich 2 m/s , rund 6,3 % oder 1.051 Fälle, Tabelle 2). Stark stabile MOS-Werte über $0,1 \text{ m}^{-1}$ werden jedoch bei schwachem Wind zwar nur in 33 Fällen, aber mit einer Häufigkeit von 2,8 %, bei höherer Windgeschwindigkeit in 90 Fällen, aber mit einer Häufigkeit von 0,5 % gemessen.

Tabelle 2: Fälle mit positiven MOS-Parametern während der Tagesstunden (06:00 bis 19:00 Uhr) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

Windgeschw.	Fälle insgesamt	Fälle mit $0 < \text{MOS} \leq 0,1 \text{ m}^{-1}$ tagsüber	%	Fälle mit MOS $> 0,1 \text{ m}^{-1}$ tagsüber	%
< 1 m/s	1.191	45	3,8	33	2,7
> 2 m/s	16.802	1.051	6,3	90	0,5

Die Bestimmung des MOS-Parameters dürfte daher bei niedriger Windgeschwindigkeit unsicher sein. Besonders deutlich dürften sich diese Unsicherheiten während der Nachtstunden und dann, wenn der Wärmestrom Werte nahe 0 W/m^2 annimmt, bemerkbar machen.

d. Bewertung der Bestimmungsmethoden von Ausbreitungsklassen

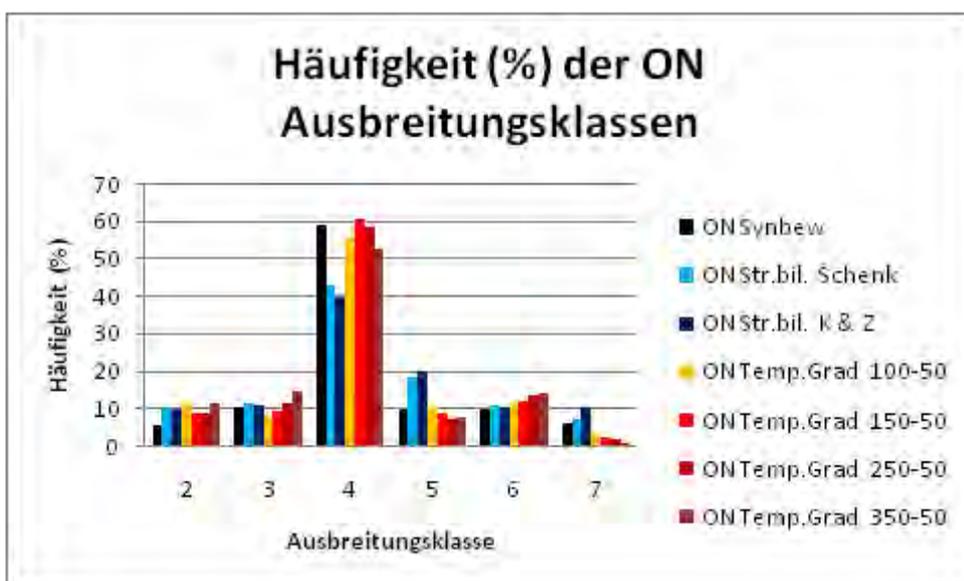
Abbildung 15 zeigt Häufigkeitsverteilungen der nach den unterschiedlichen Methoden bestimmten Ausbreitungsklassen. Die Klassen sind so gereiht, dass die labilste Klasse jeweils links, die neutrale(n) Klasse(n) in der Mitte und die stabilste Klasse rechts dargestellt ist.

Die Häufigkeitsverteilungen der ON-Klassen, die mit der Bewölkung und mit dem vertikalen Temperaturgradienten bestimmt wurden, sind recht ähnlich, größere Unterschiede gibt es jedoch zur Strahlungsbilanz-Methode: Hier ist Klasse 4 im Vergleich zu den beiden anderen Methoden deutlich seltener (um knapp 20 %), vor allem zugunsten der stabilen Klassen 5 und 7. Solche Inkompatibilitäten zwischen den Bestimmungsmethoden der ON-Ausbreitungsklassen wurden auch für andere

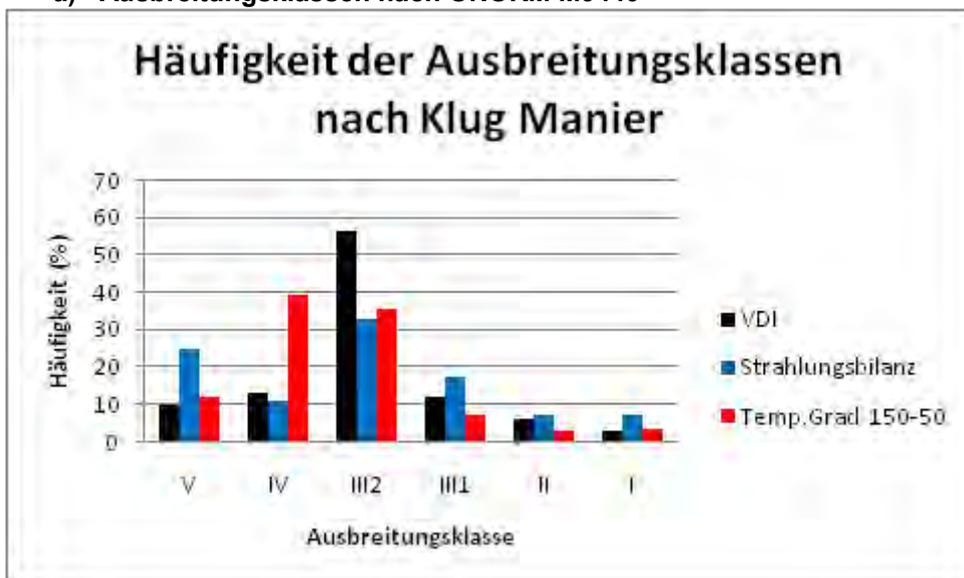
Standorte festgestellt, sie können größere Unterschiede zwischen den Häufigkeitsverteilungen der Ausbreitungsklassen zur Folge haben als unterschiedliche Standorte nördlich und südlich der Alpen (Piringer et al., 2007).

Die Unterschiede der Strahlungsbilanzdaten der Geber von Schenk (hellblau in Abb. 15) und Kipp & Zonen (dunkelblau) wirken sich hingegen kaum auf die damit ermittelten Ausbreitungsklassen aus. Die Klassenbreite der Strahlungsbilanz gemäß Abschnitt 5.3.3 der ÖNORM M 9440 ist offensichtlich so groß, dass gewisse Ungenauigkeiten in den Messungen kaum Einfluss auf die damit ermittelten Ausbreitungsklassen haben.

Für die KM-Klassen geben sich z.T. noch größere Unterschiede zwischen den Bestimmungsmethoden. Dargestellt sind hier nur die Ergebnisse anhand des Strahlungsbilanzgebers von Schenk und des Temperaturgradienten aus 150 m – 50 m, wo die Datenverfügbarkeit am besten ist. Für die mit der Bewölkung ermittelten Klassen fällt die Ähnlichkeit mit den entsprechenden ON-Klassen auf.



a) Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440

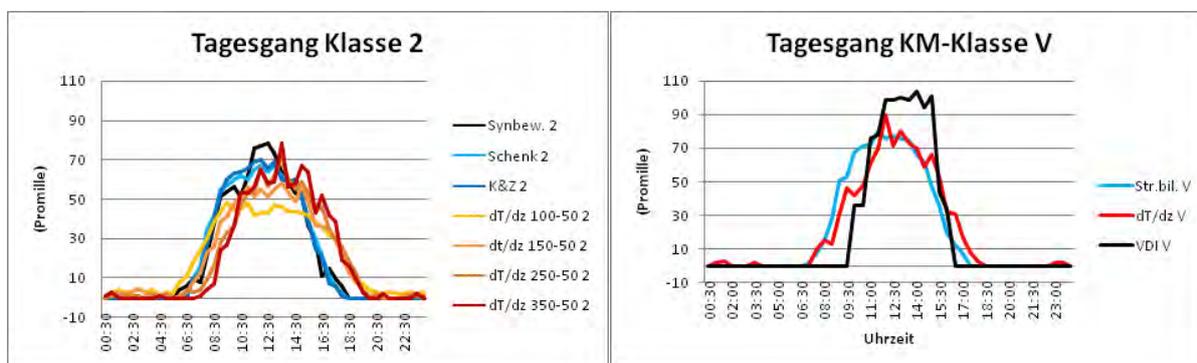


b) Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier

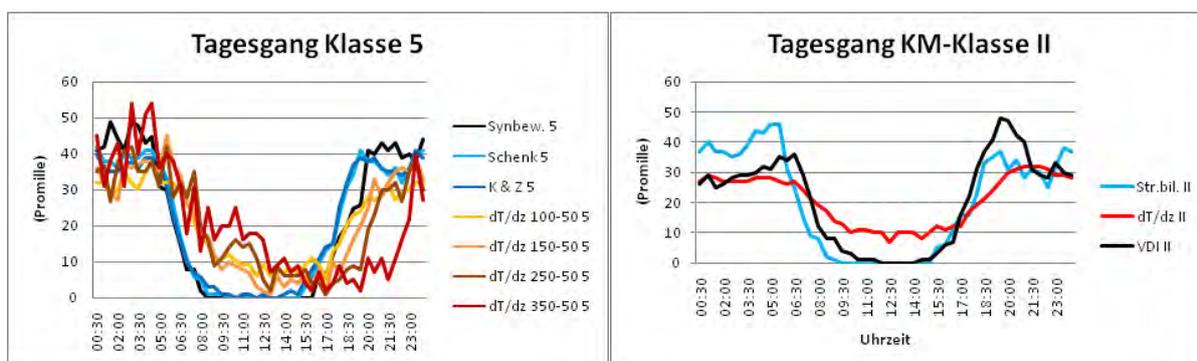
Abbildung 15: Häufigkeitsverteilungen der Ausbreitungsklassen.

Abbildung 16 enthält beispielhaft Tagesgänge der nach den verschiedenen Methoden ermittelten labilen Klassen 2 bzw. V und der stabilen Klassen 5 bzw. II. Hier zeigen sich sehr wohl Unterschiede zwischen den KM- und ON-Klassen, z.B. für die labilen Klassen 2 bzw. V nach der Bewölkungsmethode: Klasse V tritt in einem vergleichsweise engen Zeitraum, aber dann mit höherer Häufigkeit auf als Klasse 2. Noch größer sind die Unterschiede zwischen KM- und ON-Klassen für neutrale Klassen (ohne Abbildung). Obwohl Abbildung 14 eine große Ähnlichkeit der KM- mit den ON-Klassen nahelegt, dürfen diese also keinesfalls beliebig ausgetauscht werden.

Anhand der Tagesgänge lassen sich für die ON-Klassen gewisse Unterschiede zwischen den Bestimmungsmethoden plausibel erklären, für die KM-Klassen ist dies jedoch nur teilweise der Fall: Die mit dem Temperaturgradienten ermittelten ON-Klassen „hinken“ den beiden anderen Methoden zeitlich nach, d.h. die Zunahme und die Abnahme der Häufigkeit der labilen Klassen (hier: Klasse 2) erfolgt im Tagesgang später, umgekehrt nimmt die Häufigkeit der mit dem Temperaturgradienten ermittelten stabilen Klassen langsamer ab bzw. später zu. Diese Unterschiede lassen sich aus der größeren Höhe über Grund, aus der der Temperaturgradient bestimmt wurde, erklären: Labilisierung vormittags und Stabilisierung abends treten hier zeitverzögert auf. Es hängt vom Anwendungsfall ab, welche Methodik zu bevorzugen ist (niedrige Quellen oder hoher Schornstein). Für die KM-Klassen ist ein Nachhinken der Temperaturgradientenmethode nur für die stabilen Klassen (hier: II) und für die indifferente Klasse III2 (ohne Abbildung), nicht aber für die labilen Klassen (hier: V) zu erkennen.



a) Labile Klassen



b) Stabile Klassen

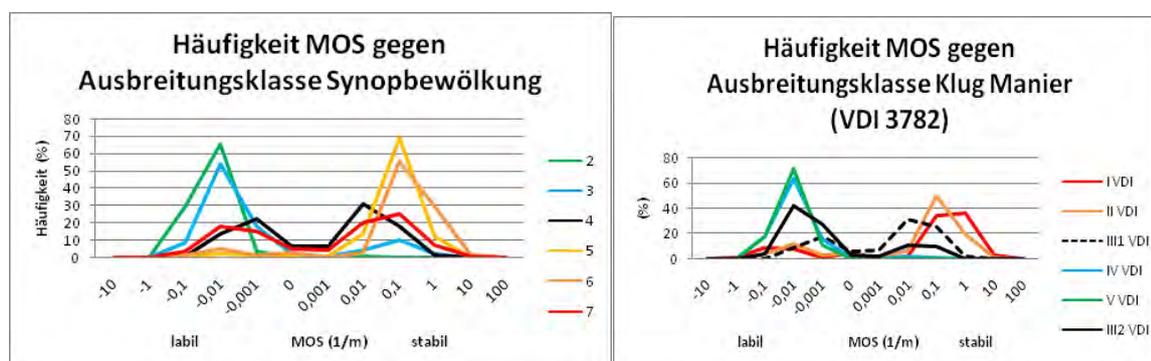
Abb. 16: Tagesgang ausgewählter Ausbreitungsklassen.

Abbildung 17 zeigt für jede Ausbreitungsklasse Häufigkeitsverteilungen des nach Abschnitt 3 ermittelten MOS-Parameters. Die in Abschnitt 4.1 gefundenen Unsicherheiten haben für die vergleichende Bewertung insofern keine Relevanz, als sie in allen Statistiken im selben Maße enthalten sind. Endgültige Ergebnisse sind jedoch erst nach Überarbeitung der Berechnungsroutinen für den MOS-Parameter gemeinsam mit dem Hersteller des Messgeräts zu erwarten.

Gemäß Abbildung 17 haben ON-Klassen, die mit der Strahlungsbilanz bestimmt wurden, die beste Trennschärfe: Die labilen ON-Klassen 2 und 3 sind nahezu ausschließlich mit negativen MOS-Parametern verbunden, für die stabilen ON-Klassen 5, 6 und 7 ist der Anteil negativer MOS-Parameter (Werte unsicher, siehe Abschnitt 4.1) im Vergleich zu den anderen Bestimmungsmethoden sehr klein. Die Unterschiede in der Strahlungsbilanzmessung zwischen dem Schenk-Geber und dem Geber von Kipp & Zonen spielen für die Trennschärfe der Ausbreitungsklassen keine Rolle und sind daher hier nicht dargestellt.

Obwohl die Tagesgänge der mit der Strahlungsbilanz und der Bewölkung ermittelten ON-Klassen recht ähnlich sind (Abb. 16), zeigen die mit der Bewölkung ermittelten ON-Klassen eine weniger gute Trennschärfe: Der Anteil positiver MOS-Parameter ist für Klasse 3 und der Anteil negativer MOS-Parameter für Klasse 7 vergleichsweise relativ hoch. Der Umstand, dass hier die Klassen 5 und 6 eine bessere Trennschärfe haben als Klasse 7, lässt Probleme bei den Bestimmungskriterien für Klasse 7 anhand der Bewölkung vermuten. Diese Unsicherheiten können in der relativ großen Distanz zum Flughafen Wien Schwechat begründet sein; infolge einer Änderung der Codierung der Synop-Bewölkung mussten zudem die Klassengrenzen der Wolkenhöhe verändert und – nachts – von ursprünglich 4 Klassen auf nur mehr 2 Klassen reduziert werden (vgl. ÖNORM M 9440, 1982, mit ÖNORM M 9440, 1996).

Am ungünstigsten ist die Trennschärfe bei Ausbreitungsklassen, die mit dem vertikalen Temperaturgradienten bestimmt wurden: Hier ist der Anteil positiver MOS-Parameter bei labilen ON-Klassen und der Anteil negativer MOS-Parameter (ungenau!) bei stabilen ON-Klassen am größten. Allerdings wird der MOS-Parameter in einer unmittelbar bodennahen Luftschicht (10 m über Grund), der vertikale Temperaturgradient hingegen in deutlich höheren Schichten gemessen.



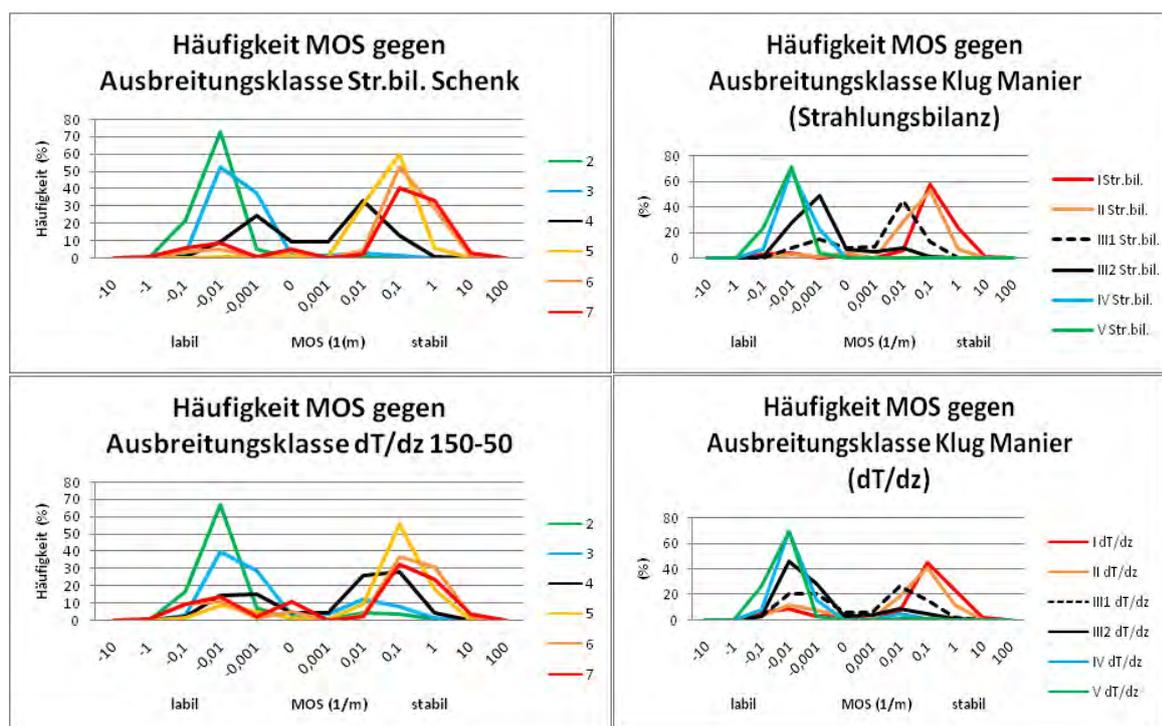


Abbildung 17: Häufigkeitsverteilungen des MOS-Parameters in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse. Labil: grün, blau; indifferent: schwarz; stabil: rot bis orange.

KM Klassen nach VDI 3782 zeigen eine ähnlich gute Trennschärfe wie die mittels Strahlungsbilanz bestimmten ON-Klassen.

Für alle drei Methoden zeigen sich kaum Unterschiede der Häufigkeitsverteilungen für die labilen Klassen IV und V, vor allem das Maximum der Häufigkeitsverteilungen ist für beide Klassen ident.

Die mit dem vertikalen Temperaturgradienten und der Strahlungsbilanz ermittelten stabilen Klassen I und II unterscheiden sich ebenfalls kaum voneinander, hier hat die VDI die bessere Trennschärfe.

Umgekehrt sind für die indifferenten Klassen III1 und III2 die Häufigkeitsmaxima des MOS-Parameters für die Strahlungsbilanzmethode gegenüber den beiden anderen Methoden deutlich gegen 0 m^{-1} verschoben. Für die indifferenten Klassen scheint also die Strahlungsbilanzmethode die besseren Ergebnisse zu gewährleisten.

Schlussendlich sind in Abbildung 18 für jede Ausbreitungsklasse Mittelwert und Streuung des MOS-Parameters dargestellt. Auch hier zeigen die mit der Strahlungsbilanz ermittelten ON-Klassen die beste Trennschärfe: Der MOS-Parameter steigt mit zunehmend stabiler Ausbreitungsklasse, ist bei der neutralen Klasse 4 nahezu gleich 0 m^{-1} und die Streuung ist im Vergleich zu den anderen Methoden meist relativ gering. Grundsätzlich ist die Streuung des MOS-Parameters bei stabilen Ausbreitungsklassen am größten. Dies ist auch eine Folge der Ungenauigkeiten der Ultraschallanemometermessungen bei schwachem Wind nachts, könnte zudem aber auch eine Folge der schiefen Verteilung des MOS-Parameters sein: Im positiven Bereich kann der MOS-Parameter höhere Werte annehmen als im negativen Bereich.

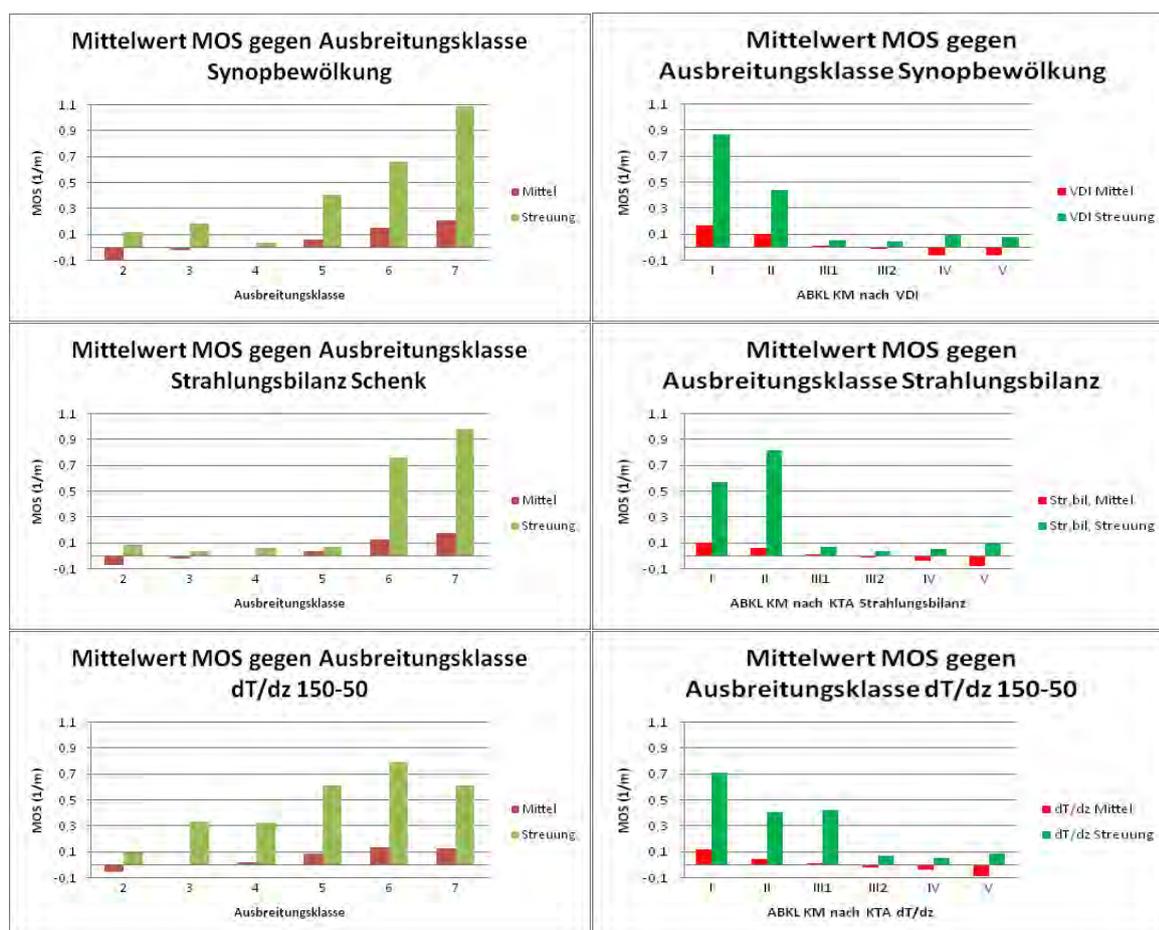


Abbildung 18: Mittelwert (rot) und Streuung (grün) des MOS-Parameters in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse.

Auffallend an den mit dem vertikalen Temperaturgradienten bestimmten ON-Klassen sind positive mittlere MOS-Werte bei der neutralen Klasse 4 verbunden mit einer relativ großen Streuung. Dies dürfte ein Effekt der Bestimmungskriterien gemäß ÖNORM M 9440, Abschnitt 5.3.2 sein: Demzufolge werden an sich stabile Temperaturgradienten zwischen $-0,6$ und $0,0^{\circ}\text{C}/100$ m für alle Windgeschwindigkeiten - also auch schwachem Wind(!) - und Gradienten zwischen $-0,8$ und $-0,7^{\circ}\text{C}/100$ m bzw. sogar positive Gradienten zwischen $0,1$ und $2,0^{\circ}\text{C}/100$ m für höhere Windgeschwindigkeiten der neutralen Klasse 4 zugeordnet. Gemäß Abbildung 18 werden so offensichtlich Fälle mit stabiler Schichtung der neutralen Klasse 4 zugeordnet.

Für die stabilen KM-Klassen I und II zeigt auch hier die VDI, für die labilen Klassen IV und V jedoch die KTA (sowohl für die Strahlungsbilanz-, als auch für die Temperaturgradientmethode) die beste Trennschärfe mit deutlich abnehmenden mittleren MOS-Werten mit abnehmender Stabilität. Für Klasse I ist die Streuung für die VDI-Methode im Vergleich zu den beiden KTA-Methoden am größten; umgekehrt zeigen die mittels Strahlungsbilanz bestimmte Klasse II und die mittels Temperaturgradient bestimmte Klasse III1 vergleichsweise große Streuungen.

5. Diskussion und Schlussfolgerungen

VDI 3783 bezeichnet die Turbulenzmessung mittels 3D USA als mittlerweile robuste Methodik, wobei der Anwendungsbereich auf Windgeschwindigkeiten von mehr als 1

m/s eingegrenzt wird. Für windschwache Wetterlagen nachts konnte diese Bewertung leider nicht bestätigt werden. Windschwache Wetterlagen können vor allem in inneralpinen Tal- und Beckenlagen Häufigkeiten von 60 % und mehr erreichen und können daher in Österreich keinesfalls ausgeklammert werden. Gemeinsam mit dem Hersteller wurde daher diskutiert, wie diese Unsicherheit eingegrenzt werden könnte. Dafür wurde vorgeschlagen, in Fällen mit

$u^* \leq 0,04 \text{ m/s}$ $u^* = 0,04 \text{ m/s}$ und für $|W_f| \leq 1 \text{ W/m}^2$ $W_f = -1 \text{ W/m}^2$ zu setzen.

Daneben wurde zudem getestet, nur u^* wie oben zu modifizieren, dann das Vorzeichen des Wärmestroms entsprechend dem Sonnenstand an die Tageszeit anzupassen, sowie die Grenze für den Wärmestrom auf 2 W/m^2 zu erhöhen. Erste vorläufige Ergebnisse können den Abbildungen 18 und 19 entnommen werden.

Abbildung 19, in der die Streuung des MOS-Parameters dargestellt ist, enthält zudem die Streuung für den direkt gemessenen MOS-Parameter („MOS gemessen“ in Abb. 19). Durch die Berechnung mit den geglätteten Messdaten nach Stull (siehe Abschnitt 3) reduziert sich die Streuung deutlich („MOS berechnet“ in Abb. 19). Alleine u^* mit $0,04 \text{ m/s}$ zu begrenzen vermindert die Streuung nochmals deutlich („MOS K & K“), während sie bei Modifikation des Wärmeflusses vergleichsweise wieder zunimmt.

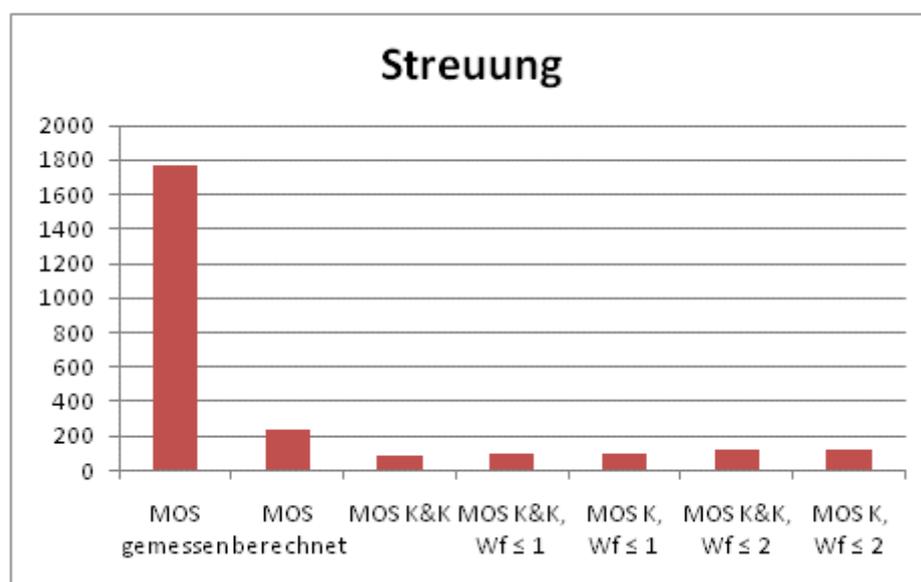


Abbildung 19: Streuung des MOS-Parameters während der Messperiode. „K“ bezeichnet Modifikationen nach Kirtzel, d.h. der modifizierte Wärmestrom hat immer ein negatives Vorzeichen, „K & K“ bezeichnet Modifikationen nach Kirtzel und Kaiser (d.h. das Vorzeichen des Wärmestroms hängt von der Tageszeit ab).

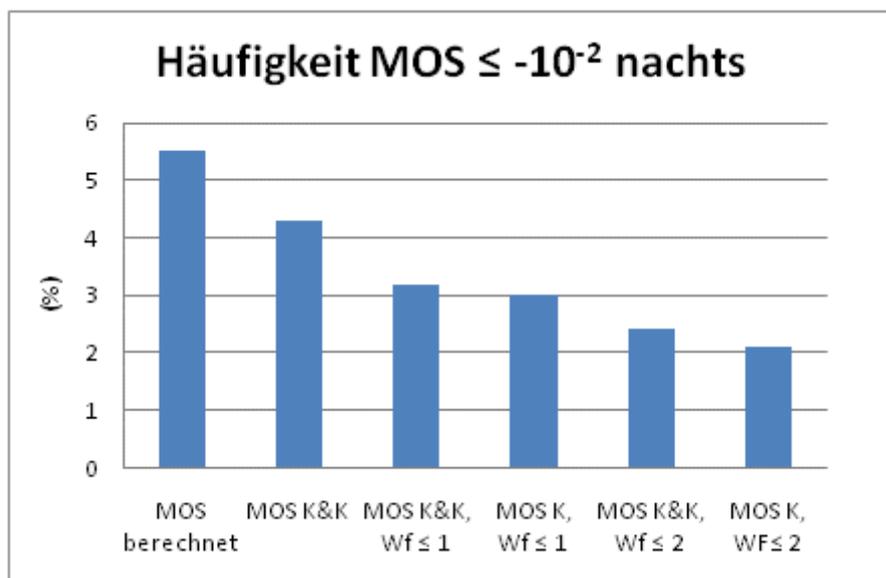


Abbildung 20: Häufigkeit stark labiler MOS-Parameter während der Nachtstunden. „K“ bezeichnet Modifikationen nach Kirtzel, d.h. der modifizierte Wärmestrom hat immer ein negatives Vorzeichen, „K & K“ bezeichnet Modifikationen nach Kirtzel und Kaiser (d.h. das Vorzeichen des Wärmestroms hängt von der Tageszeit ab).

Abbildung 20 basiert nur auf den berechneten bzw. modifizierten MOS-Parametern (die direkt gemessenen Werte sind hier nicht dargestellt). Setzt man alleine u^* auf mindestens 0,04 m/s (Wärmestrom unverändert!), dann nimmt die Häufigkeit stark labiler MOS-Parameter während der Nachtstunden von rund 5,5 % (Berechnung gemäß Abschnitt 3, „MOS berechnet“) scheinbar auf rund 4,3 % ab. Dies ist jedoch ein Effekt der jetzt größeren Grundgesamtheit: Wurde der nach Abschnitt 3 berechneten MOS-Parameter für $u^* < 0,000005$ gleich Ausfall gesetzt, so erhält man jetzt - nach Modifikation von u^* - auch für diese Fälle gültige MOS-Werte. Zusätzliche Modifikationen des Wärmeflusses reduzieren die Häufigkeit stark labiler MOS-Werte während der Nacht auf rund die Hälfte; um sie völlig auszuschalten, müssten auch noch höhere Werte des Wärmestroms modifiziert werden. Man muss sich dabei aber im klaren sein, dass dann auch der Wert von MOS selbst und so möglicherweise auch reale Messwerte verändert werden.

Mit Hilfe von Zuordnungstabellen zwischen KM-Klassen und MOS (Janicke, 2003, 2005 und 2007, Jost und Hummel, 2005) können für jede KM-Klasse anhand der mittleren MOS-Werte aus Abbildung 18 Rauigkeitshöhen ermittelt und mit dem tatsächlichen Gelände am Messort verglichen werden. Man erhält so eine gewisse Plausibilitätsprüfung für die gemessenen bzw. modifizierten MOS-Werte. Entsprechend der Unsicherheiten im MOS-Parameter ergaben diese Auswertungen für die gemäß Abschnitt 3 ermittelten MOS-Parameter erwartungsgemäß teilweise widersprüchliche Ergebnisse. Entsprechende Untersuchungen für die modifizierten MOS-Werte sind noch in Arbeit.

Aufgrund der Problematik bei der Bestimmung des MOS-Parameters bei windschwachen Wetterlagen scheint dem Autor die Monin Obukhov Länge bzw. der MOS-Parameter für Fragen der Ausbreitungsrechnung nicht der optimale Turbulenzparameter zu sein. Im weiteren ist daher geplant, die ebenfalls aus den 3D USA-Messungen vorliegende Streuung des Vertikalwinds oder den Wärmefluss selbst zur Charakterisierung der Turbulenz zu verwenden.

Für ON-Ausbreitungsklassen konnten klare Verbesserungsmöglichkeiten aufgezeigt werden und die Genauigkeit der neuen Generation von Strahlungsbilanzgebern reicht – gute Wartung und regelmäßige Kalibration der Geber vorausgesetzt – zur Ermittlung der ON-Klassen aus. Fehlerhafte Werte sind jedoch zuvor aus dem Datensatz zu eliminieren.

Für die KM-Klassen liefern die verschiedenen Methoden z.T. unterschiedliche Ergebnisse, die nicht eindeutig zu interpretieren sind. Leider ist die Klasseneinteilung der Windgeschwindigkeit in VDI 3782 immer noch nicht fehlerfrei. Weiters erscheinen Klassengrenzen für die Strahlungsbilanz bzw. für den vertikalen Temperaturgradienten in KTA 1508 in Form von wenigen W/m^2 bzw. Hundertstel Grad pro 100 m für die Praxis unrealistisch. So wies z.B. Kaiser, 1996, Temperaturunterschiede zwischen Hang und freier Atmosphäre um bis zu mehr als $5^{\circ}C$ nach; selbst die RASS-Messungen können die geforderte Genauigkeit nicht erreichen; nach Berger (Leiter des Met. Obs. Lindenberg, persönliche Mitteilung) gelingt es nur mit höchstem Aufwand, Globalstrahlung mit einer Genauigkeit von $1 W/m^2$ zu messen, was wohl auch als Aussage über Strahlungsmessung Gültigkeit hat. Die Bestimmung der Kalibrierfaktoren der verwendeten Geber im Rahmen von SPA zeigten Unterschiede für den lang- und kurzwelligen Bereich des Spektrums von rund 5 % bis 10 %. Bei Messungen mit kostengünstigen und wartungsarmen Gebern ist folglich mit einer Genauigkeit von rund ± 10 % auszugehen. Der Autor erachtet es jedoch nicht als seine Aufgabe, die Methoden der KM-Klassen zu überarbeiten.

6. Danksagung

Wir danken dem Umweltbundesamt, den Ländern Burgenland und Niederösterreich für die Finanzierung der Messungen und dem BMWF für die Finanzierungen der Auswertungen im Rahmen von SPA.

7. Literatur

- Janicke, U. (2003): Ausbreitungsmodell LASAT. Referenzbuch zu Version 2.12.
- Janicke, U. (2005): Ausbreitungsmodell LASAT. Referenzbuch zu Version 2.14.
- Janicke, U. (2007): LASAT Referenz Book for Version 3.0.
- 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.
- Kaiser, A. (1996): Studie zum Aufbau eines Vertikalprofils für den Raum Wien. Forschungsprojekt im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 22-4950/95. <http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/luft.html>
- KTA 1508 (2006): Instrumentierung zur Ermittlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre. Sicherheitstechnische Regel des KTA, Fassung 11/06.
- ÖNORM M 9440 (1992/1996): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre; Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen.
- Piringer, M., Petz, E., Groehn, I., Schauburger, G. (2007): A sensitivity study of separation distances calculated with the Austrian Odour Dispersion Model (AODM). Atmos. Environ. 41, 1725-1735, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.10.028.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Stull, R. B. 1988: An Introduction to Boundary Layer Meteorology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht - Boston - London, 666pp.
- TA-Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft.
- Turner, D.B. (1994): Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. Lewis Publishers
- VDI 3782 Blatt 1 (1992/2001): Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung.
- VDI 3783 Blatt 8 (2002): Umweltmeteorologie. Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle.
- VDI 3786, Blatt 12

Mischungshöhenbestimmung mittels RASS

Mag. Gabriele Rau

1. Zweck der Untersuchungen

Viele Ausbreitungsmodelle erfordern die Eingabe einer Mischungshöhe. Eine bisher häufig angewandte Methode war die Verwendung von typischen Mischungshöhen je Ausbreitungsklasse. Mit Weiterentwicklung der Ausbreitungsmodelle kommt standortspezifischen Werten sowie der Möglichkeit der Zeitreihenverarbeitung eine vermehrte Bedeutung zu. Das RASS (Radio Acoustic Sounding System) ist in der Lage, bis in einige hundert Meter Höhe Vertikalprofile von Temperatur und Wind zu erheben. Aus diesen Daten sind zusätzliche Parameter ableitbar.

Dieser Bericht zeigt erste Ergebnisse einer noch laufenden Untersuchung. Nach Vorliegen des gesamten Datensatzes sind detailliertere und weiterführende Auswertungen geplant.

2. Untersuchungsrahmen

Seit dem 5.11. 2008 werden östlich von Klagenfurt Messungen des vertikalen Windprofils mit einem RASS-Gerät („Radio Acoustic Sounding System“) durchgeführt. Die RASS-Messungen werden ein Ultraschallanemometer zur Erfassung der bodennahen Meteorologie ergänzt.



Abbildung 1: Aufstellung der Messgeräte. USA (hinter dem orangefarbenen Container). Rechts im Bild ... RASS (METEK).

Zusätzlich zu den RASS-Daten standen Temperaturwerte von mehreren Bodenstationen zur Verfügung: Limmersdorf; Klagenfurt-Flughafen in 450 m Seehöhe; Klagenfurt/Kreuzbergl in rund 550 m Seehöhe; Eberdorf in 660 m Seehöhe; Göriach in 840 m Seehöhe und Magdalensberg in 1050 m Seehöhe

3. Mischungshöhenbestimmung

Mischungshöhen können aus diversen meteorologischen Parametern, wie Temperatur- und Windprofil und Turbulenzgrößen bestimmt werden. Hier werden nur eine stark vereinfachte Bestimmung anhand vertikaler Temperaturprofile aus einem Hangprofil sowie aus RASS-Messungen vorgestellt.

a. Aus einem Hangprofil

Aus den Daten der Stationen werden die Temperaturgradienten für verschiedene Schichten gebildet. In der ÖNORM M 9440 (1996) findet sich in Tabelle 7 eine Zuordnung des vertikalen Temperaturgradienten zu den Ausbreitungsklassen (in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit).

- Temperaturgradienten kleiner/gleich $-0,9^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bedeuten labile Schichtung (Ausbreitungsklassen 2 und 3).
- Temperaturgradienten von $-0,6^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bis $0^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bedeuten neutrale Schichtung. Gradienten von $-0,8^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bis $-0,7^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bedeuten ab 2 m/s ebenfalls neutrale Schichtung, bei kleineren Windgeschwindigkeiten ist die Schichtung labil. Aus Gründen der Vereinfachung werden daher alle Temperaturgradienten von $-0,8^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bis $0^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ als neutral betrachtet.
- Temperaturgradienten größer $2^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bedeuten stabile Schichtung. Gradienten von $0^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bis $2^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ bedeuten bis zu $2,9\text{ m/s}$ ebenfalls stabile Schichtung. Aus Gründen der Vereinfachung werden daher alle Temperaturgradienten über $0^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ als stabil betrachtet.

Für die Ausbreitung von Schadstoffen sind abgehobene Inversionen von Interesse, weil es bei ungünstiger Höhenlage durch Reflexionen von Abgasfahnen zu verminderter vertikaler Ausbreitung und zu erhöhten Konzentrationen kommen kann. Tritt in einer Schicht ein positiver Gradient auf während in der darunter liegenden Schicht ein negativer bis isothermer Temperaturgradient auftritt, so liegt eine abgehobene Inversion vor. Da das ausgewertete Höhenprofil aus 5 Stationen (Limmersdorf, Kreuzbergl, Eberdorf, Göriach, Magdalensberg) besteht, liegen Temperaturgradienten aus 4 Schichten vor. Somit können die abgehobenen Inversionen nur für drei Höhenschichten (zwischen Kreuzbergl und Eberdorf, zwischen Eberdorf und Göriach sowie zwischen Göriach und Magdalensberg) ausgezählt werden.

Durch die Positionen der Stationen sind die Höhen, in denen auf diese vereinfachte Weise Inversionen gefunden werden können, vorgegeben: 100 m , 210 m , 390 m und 600 m (als Obergrenze, wenn in tieferen Schichten keine Inversion gefunden wird).

b. Aus RASS-Daten

Das RASS misst mittels Schallwellen (vom Menschen akustisch wahrnehmbar) den dreidimensionalen Wind und in Kombination mit Radiowellen die Temperaturverteilung. Inversionshöhen, Mischungsschichthöhen und Temperaturgradienten werden aus den gemessenen Parametern abgeleitet. Im Mittel ist die Datenverfügbarkeit bis in rund 500 m Höhe über Grund größer als 50% . Die vertikale Auflösung der Daten beträgt 25 m (beginnend in 50 m über Grund). Die Mischungshöhe ist keine direkte Messgröße, sie muss aus anderen Parametern abgeleitet werden.

Durch Kombination von Heffter-Methode (Heffter, 1980) und Parcel-Methode (z.B. Holzworth 1964, 1967, 1972; Miller 1967; Garrett 1981; Stull 1991; Wotawa 1996) wurden aus den RASS-Daten (Profile der potentiellen Temperatur) Mischungshöhen bestimmt.

Die Mischungshöhe nach Heffter ist die Obergrenze jener Schicht, bei der das Temperaturgefälle der potentiellen Temperatur größer als 5 K/km ($\text{K} = \text{Kelvin}$) und

die Temperatur um 2 K höher als an der Inversionsuntergrenze ist. Diese Methode liefert für stabile Bedingungen die besten Ergebnisse.

Die Parcel-Methode wird nur angewandt, wenn labile Bedingungen herrschen und Beiträge der Scherung vernachlässigt werden können. Ausgangspunkt ist die potentielle Temperatur am Boden. Wenn die potentielle Temperatur darüber abnimmt, wird die Höhe gesucht, bei der die Temperatur des aufsteigenden Luftpakets gleich der Umgebungstemperatur ist (Gleichgewicht).

Abbildung 2 zeigt ein Beispiel für die Anwendung der Heffter-Methode. Die einzelnen 10-Minuten-Werte sind als farbige Kästchen dargestellt, der für die Bestimmung der Mischungshöhe relevante Übergang befindet sich zwischen den gelben und blauen Farbtönen. Zu erkennen ist die starke zeitliche Variabilität der Werte. Durch eine vorgeschaltete Bildung von Halbstundenmittelwerten kann die Schwankung etwas gedämpft werden.

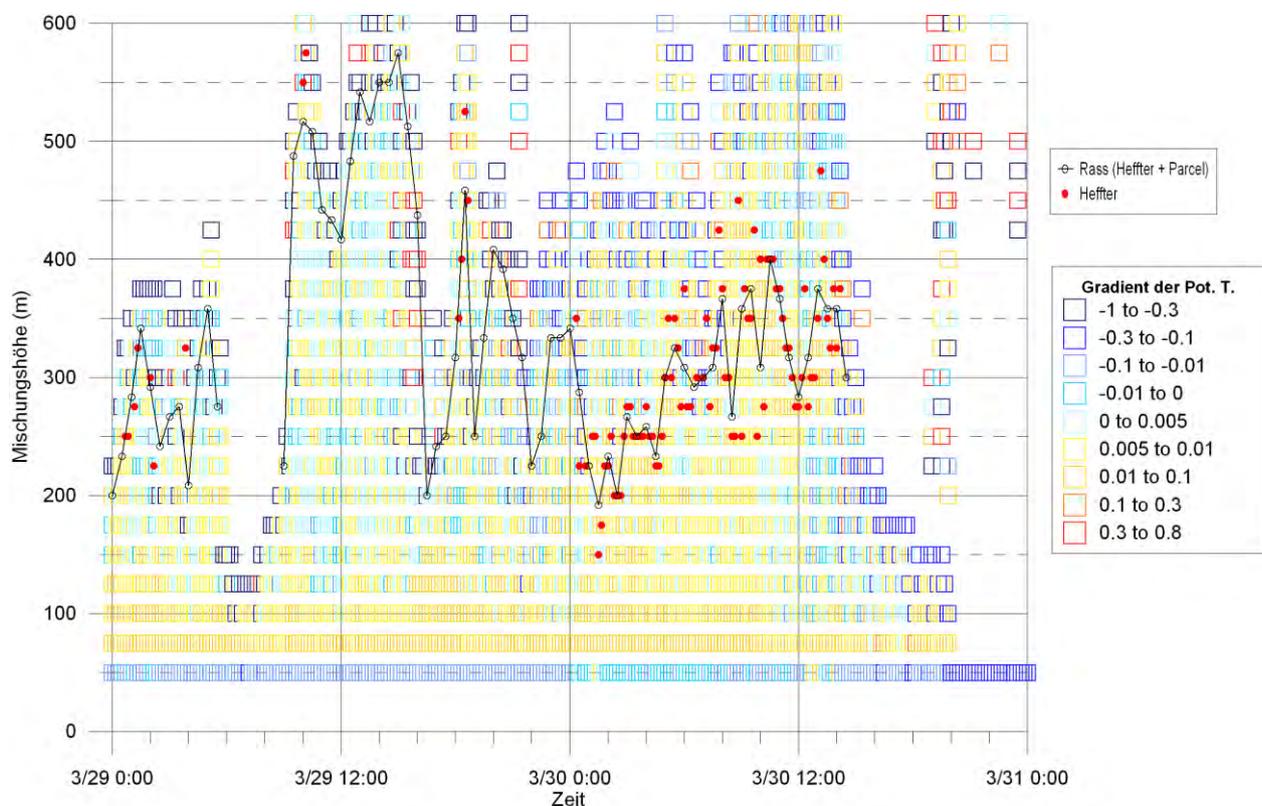


Abbildung 2: Beispiel für die Anwendung der Heffter-Methode für zwei Tage im März 2009

Bei der Kombination der Heffter-Methode mit der Parcelmethode wird von den gefundenen Werten jeweils der kleinere Wert herangezogen. Abbildung 3 zeigt, wiederum für zwei Tage im März, die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden. Rote Punkte bezeichnen die 10-Minutenwerte nach Heffter, die Kreuze beschreiben die 10-Minutenwerte der Parcelmethode. Blaue Punkte stellen die Ergebnisse des Hangprofils dar (Anmerkung: Die Bestimmung der Mischungshöhe aus dem Hangprofil liefert an diesen beiden Tagen stets 600m, dies liegt an der Auswahl der Tage, nicht an der Methodik).

Die schwarze durchgezogene Kurve stellt die aus den Einzelwerten (Heffter sowie Parcelmethode) erhaltenen Halbstundenmittelwerte der Mischungshöhe dar. Aufgrund der zeitlichen Mittelung kann es vorkommen, dass einzelne 10-Minutenwerte unterhalb der Halbstundenkurve liegen.

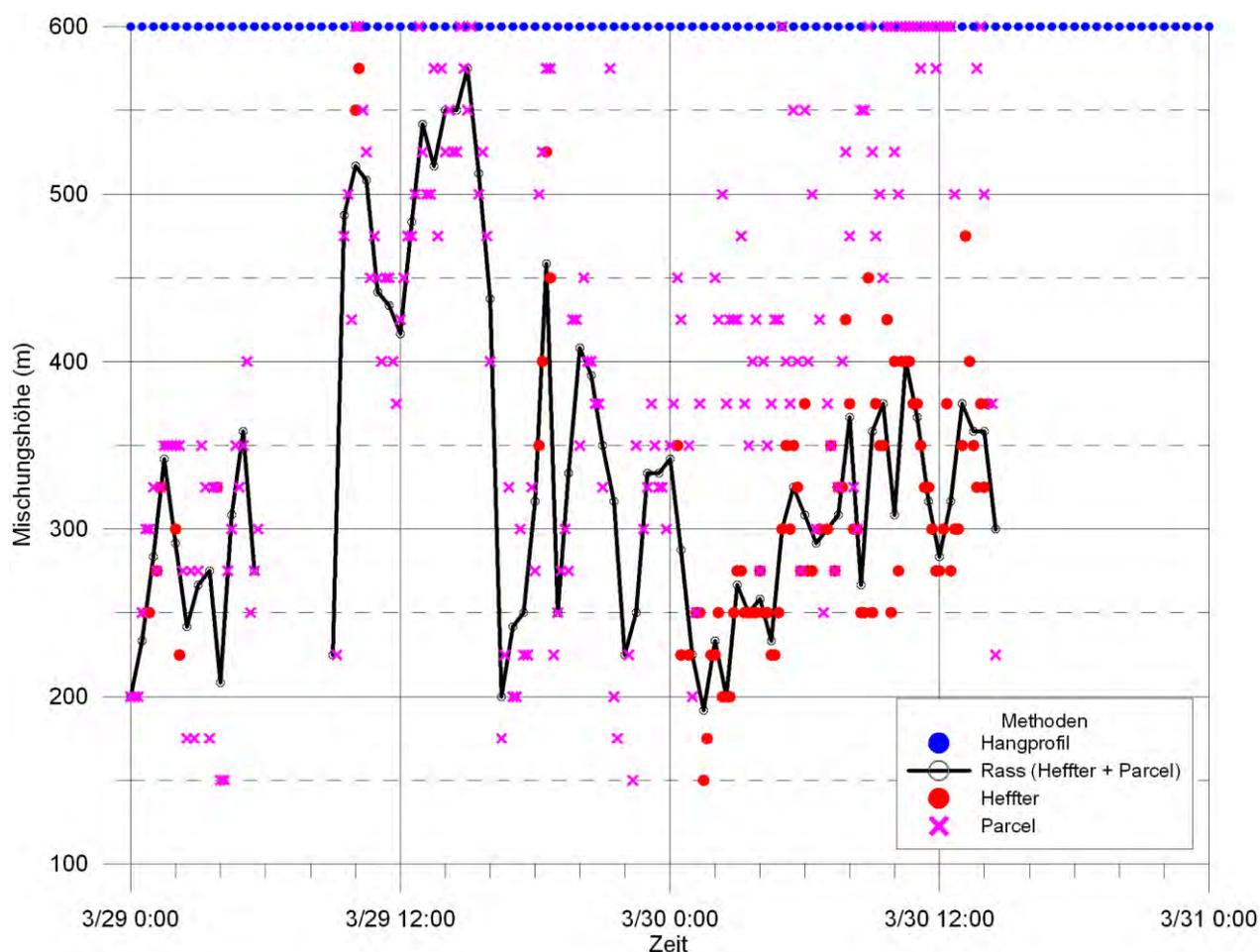


Abbildung 3: Methodenvergleich über zwei Tage im März

c. Kombination aus beiden Methoden

Primär sollen die aus den RASS-Daten ermittelten Mischungshöhen verwendet werden, diese werden für Termine, an denen keine Mischungshöhenbestimmung möglich ist, ergänzt mit den Ergebnissen aus der Hangprofilstudie.

Abbildung 4 zeigt für die beiden ausgewählten Tage die Gegenüberstellung der potentiellen Temperatur mit der abgeleiteten Mischungshöhe aus RASS-Daten. Gut zu erkennen ist der starke Temperaturrückgang vom 29. März auf den 30. März. Diese Wetterumstellung war mit sehr starken Niederschlägen und einem neuerlichen Wintereinbruch in Teilen Österreichs verbunden (in Klagenfurt fielen am 29. März 2009 über 60 mm Niederschlag). Als strichlierte Linie eingezeichnet ist die Lückenschließung durch das Hangprofil.

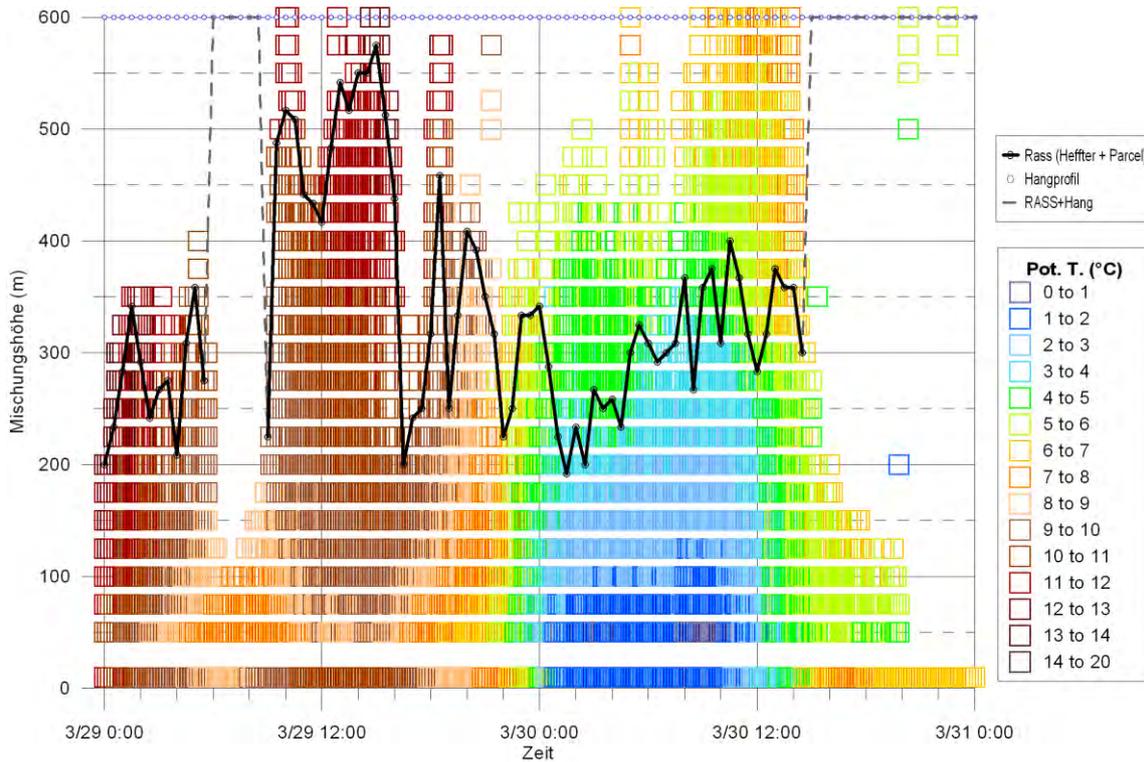


Abbildung 4: Überlagerung der potentiellen Temperatur mit der Mischungshöhe für zwei Tage im März

Die Mischungshöhenbestimmung aus den RASS-Daten liefert Mischungshöhen bis zu 600 m.

4. Ergebnisse

Die folgende Abbildung zeigt die Ergebnisse einer statistischen Auswertung über die abgeleiteten Mischungshöhen. Die Bandbreite zwischen Minimum und Maximum ist bei allen Ausbreitungsverhältnissen groß, stabile Verhältnissen zeigen erwartungsgemäß eine Tendenz zu niedrigeren Mischungshöhen.

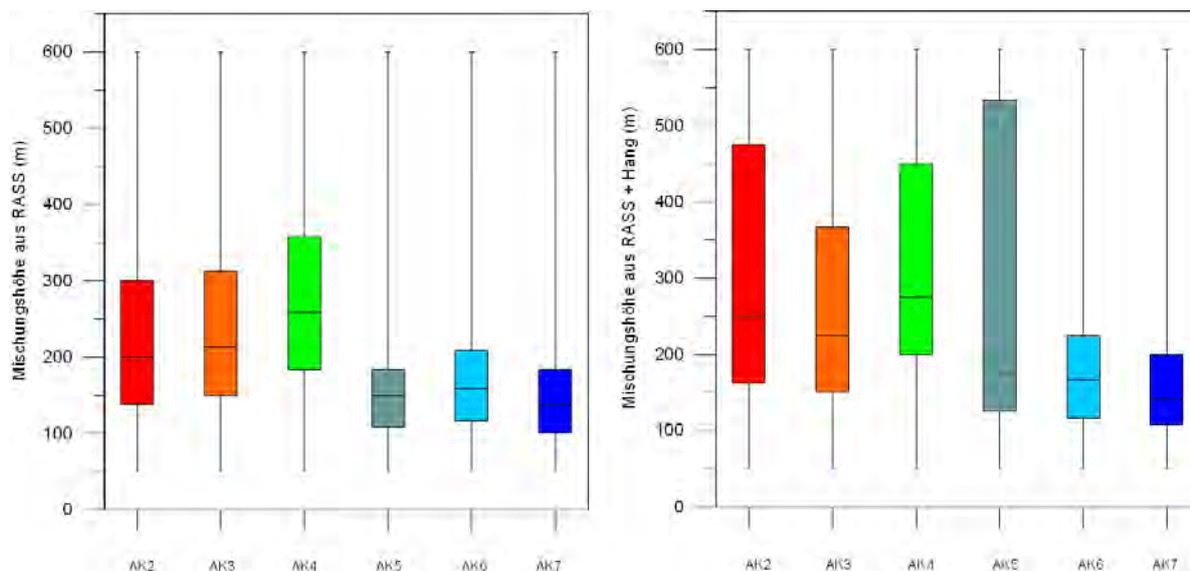


Abbildung 5: Statistische Auswertung der mittels RASS (links) und mittels Kombination aus RASS und Hangprofil (rechts) ermittelten Mischungshöhen. Dargestellt sind Median, oberes und unteres Quartil, Maximum und Minimum der Mischungshöhe (links: nur RASS, rechts: RASS+Hangprofil)

Durch die Kombination mit dem Hangprofil tritt, wie das rechte Bild in Abbildung 5 zeigt, systematisch (bedingt durch die fixe Stufeneinteilung bei dieser Methode) eine Erhöhung des Mittelwerts ein.

Die folgenden Tabellen listen die Mittelwerte sowie Median, Maximum und Minimum der Mischungshöhen auf. In Tabelle 1 wurden alle Fälle zusammengefasst, in Tabelle 2 sind nur die Windgeschwindigkeiten (gemessen am USA in 10 m Höhe) bis 1 m/s berücksichtigt, in Tabelle 3 nur die Windgeschwindigkeiten über 1 m/s.

Alle Geschwindigkeiten	AK2		AK3		AK4		AK5		AK6		AK7		Gesamt	
Anzahl Fälle	330		897		3436		173		1083		682		7298	
	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang										
Mittelwert	221	307	237	277	282	324	122	275	174	205	150	172	230	277
Median	200	250	213	225	258	275	125	175	158	167	138	142	200	217
Maximum	600	600	600	600	600	600	167	600	600	600	600	600	600	600
Minimum	50	50	50	50	50	50	75	50	50	50	50	50	50	50

Tabelle 1: Statistische Auswertung der mittels RASS und Hangprofil gewonnenen Mischungsschichthöhen, für alle Windgeschwindigkeiten (analog zu Abbildung 5)

Nur Geschwindigkeiten kleiner/gleich 1m/s	AK2		AK3		AK4		AK5 (erst ab 2m/s definiert)		AK6		AK7		Gesamt	
Anzahl Fälle	167		483		1668				624		481		3417	
	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang
Mittelwert	221	304	242	269	290	310			174	190	150	150	226	260
Median	200	250	225	225	275	275			167	167	133	133	200	210
Maximum	600	600	600	600	600	600			600	600	200	200	600	600
Minimum	50	50	50	20	50	120			50	50	125	125	50	20

Tabelle 2: Statistische Auswertung der mittels RASS und Hangprofil gewonnenen Mischungsschichthöhen, für Windgeschwindigkeiten bis zu 1 m/s

Nur Geschwindigkeiten über 1m/s	AK2, ff > 1m/s		AK3, ff > 1m/s		AK4, ff > 1m/s		AK5 (erst ab 2m/s definiert)		AK6, ff > 1m/s		AK7, ff > 1m/s		Gesamt	
Anzahl Fälle	163		414		1768		173		459		201		1881	
	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang	RASS	RASS + Hang
Mittelwert	221	310	231	286	274	338	122	275	174	225	148	175	222	290
Median	210	250	204	217	242	283	125	175	150	163	125	133	183	210
Maximum	550	600	600	600	600	600	167	600	600	600	600	600	600	600
Minimum	50	50	50	50	50	50	75	50	50	50	50	50	50	50

Tabelle 3: Statistische Auswertung der mittels RASS und Hangprofil gewonnenen Mischungsschichthöhen, für Windgeschwindigkeiten über 1 m/s

Die Mittelwerte für die geringen Windgeschwindigkeiten unterscheiden sich kaum von jenen, die über alle Daten ermittelt wurden. Die mittleren Mischungshöhen je Klasse sind für höhere Windgeschwindigkeiten nur unwesentlich niedriger als für geringe Windgeschwindigkeiten.

5. Ausblick

Nach der Erprobung der Methoden am halbjährigen Datensatz ist die Implementierung der Methoden für große Datenmengen geplant. Des Weiteren sind Vergleiche mit anderen Messmethoden (zum Beispiel Ceilometer) geplant, um die Mischungshöhenbestimmung aus Fernerkundungsmessungen weiter zu optimieren.

6. Literatur

- Heffter J.L., 1980: Transport Layer Depth Calculations. In Proceedings 2nd Joint Conference on Applications of Air Pollution Modelling. AMS, pp. 787-791
- Holzworth C.G. 1964: Estimates of mean maximum mixing depths in the contiguous United States. Mon. Wea. Rev. 92, 235-242
- Holzworth C.G. 1967: Mixing depths, wind speeds and air pollution potential for selected locations in the United States. J. Appl. Meteorol. 6, 1039-1044
- Holzworth C.G. 1972: Mixing depths, wind speeds and air pollutions throughout the contiguous United States. EPA, Office of Air Programs Publ. AP-101, 118 pp.
- Miller M.E. 1967: Forecasting afternoon mixing depths and transport wind speed. Mon. Wea. Rev. 95, 35-44
- Stull R.B. 1991: Static Stability – an Update. Bull. Amer. Meteorol. Soc. 72; 1521-1529
- Wotawa G. et al. 1996: Parameterization of the planetary boundary layer over Europe: A data comparison between the observation-bases OML preprocessor and ECMWF model data. Contrib. Atmos. Phys. 69, 273-284

Erstellung meteorologischer Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnung mit dem Analyse- und Kurzfristprognose-System INCA

Dr. Kathrin Baumann-Stanzer

1. Einleitung

INCA (Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis) ist ein an der ZAMG entwickeltes Analyse- und Kurzfristprognosesystem (Haiden et al., 2007; Steinheimer und Haiden, 2007), das seit mehreren Jahren operationell im Bereich Kundenservice, Fachabteilung Wetter erfolgreich eingesetzt wird. Die aktuellen INCA Analysen für Temperatur, Niederschlag, Wind, Böen und Gewitter sind auf <http://www.zamg.ac.at/incaanalyse/> zu sehen (Beispiel in Abbildung).

INCA beruht auf einer Kombination meteorologischer Felder eines Wettervorhersagemodells und aller in Echtzeit verfügbaren meteorologischen Messungen. Unter zusätzlicher Berücksichtigung eines Geländemodells werden Analysen und Kurzfristprognosen für die nächsten 6 Stunden für Wind, Temperatur, Luftfeuchte, Bedeckungsgrad, Niederschlag und abgeleitete meteorologische Größen mit einer räumlichen Auflösung von 1 km berechnet. Die zeitliche Auflösung beträgt typischerweise eine Stunde, für Niederschlag 15 Minuten.

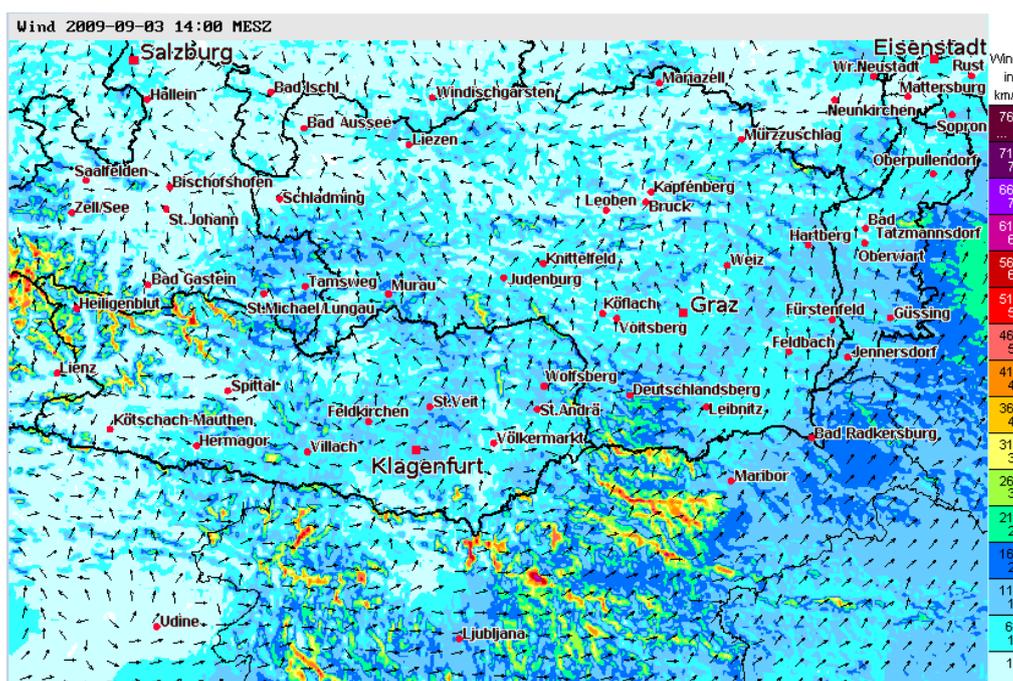


Abbildung 1 Beispiel einer operationellen INCA 10 m Windanalyse (Ausschnitt).

Neben vielfältigen Anwendungen in der Kurzfristvorhersage sind die INCA-Ergebnisse als Eingangsdaten für die umweltmeteorologische Ausbreitungsrechnungen nutzbar:

- Für Orte, an welchen keine repräsentativen Messungen vorliegen, können aus archivierten INCA 10 m-Windfeldern Zeitreihen z.B. stündliche Werte für Windrichtung und Windgeschwindigkeit für vergangene Kalenderjahre extrahiert und als Eingangsdaten (z.B. im AKTERM-Format) für die Ausbreitungsrechnung aufbereitet werden.
- Es können an der ZAMG auch dreidimensionale Windfelder für ausgewählte Gebiete (auch mit höherer Auflösung) historisch nachgerechnet werden, um beispielsweise

mittels kleinräumiger Trajektorien Untersuchungen lokaler bis regionaler Luftströmungen durchzuführen oder komplexeren Ausbreitungsmodellen (z.B. LASAT, GRAL) Zeitreihen dreidimensionaler Windfelder als Eingangsdaten zur Verfügung zu stellen.

- Zur Abschätzung von Gefahrenzonen für Einsatzkräfte im Zuge einer unfallbedingten (oder terroristischen) Freisetzung eines toxischen Gases stehen heute diverse relativ einfache, rasch zu bedienende Modellpakete zur Verfügung (Baumann-Stanzer und Stenzel, 2009). Während meteorologische Stationsmessungen in Chemieparks zumeist vorhanden sind, können die aktuellen INCA-Daten (ergänzend zu Beobachtungen und Handmessungen der Einsatzkräfte vor Ort) von Katastrophenschutz und den Feuerwehren im mobilen Einsatz beispielsweise bei Transportunfällen mit Gefahrgut als Eingangsdaten für die Ausbreitungsberechnung genutzt werden.

2. Methodik

Die operationellen INCA - Berechnungen beruhen auf den stündlichen Feldern des mesoskaligen meteorologischen Vorhersagemodells ALADIN für Geopotential, Wind, Temperatur, relative Feuchte, Niederschlag und Bewölkung (räumliche Auflösung derzeit: 9,6 km, 45 vertikale Schichten), Stationsmessungen des TAWES-Messnetzes der ZAMG (ca. 200 Stationen) sowie Niederschlags- und Temperaturdaten des Hydrometeorologischen Messnetzes (ca. 150 Stationen), Satelliten- und Radardaten.

3. Beispiel aus der Praxis

INCA Analysen ermöglichen die Erstellung eines vollständigen einjährigen Datensatzes für Windgeschwindigkeit und Windrichtung für ein Untersuchungsgebiet, in welchem im Rahmen einer gutachterlichen Erhebung keine repräsentativen Messungen vorliegen oder, wie im folgenden Beispiel, Messungen vor Ort nur über einen kürzeren Zeitraum durchgeführt wurden.

Im Folgenden wird die Aufbereitung der Windinformationen als Grundlage für eine umweltmeteorologische Begutachtung im Bezirk Grieskirchen, Oberösterreich erläutert. Die Topografie im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung zu sehen. Für einen Standort im Tal etwa in der Bildmitte sowie von einem etwas erhöhten Standort auf dem nordwestlich gelegenen Höhenrücken liegen Messungen über 8 Monate (März bis Oktober) von temporär aufgestellten meteorologischen Stationen vor. Die an diesen Standorten beobachteten Windverhältnisse sind in Abbildung 31 in Form von Windrosen dargestellt. Die Talmessung zeigt häufig windschwache Verhältnisse mit Hauptwindrichtungen Ost-Nord-Ost und West bis West-Süd-West, während auf dem Höhenrücken die für höhere Lagen charakteristischen Hauptwindrichtungen West und Ost mit erwartungsgemäß höheren Windgeschwindigkeiten herrschen.

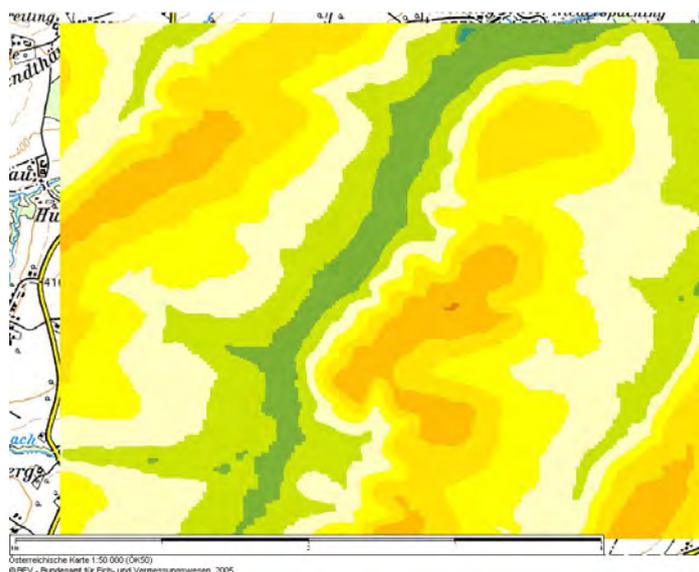


Abbildung 2: Höhenschichtlinien (Abstand: 10m) im Untersuchungsgebiet (grün = 370 m bis orange = 420 m)
 Stefansdorf Bach II 9.3.2005 - 31.10.2005
 Stefansdorf/Hochstand II 9.3.2005 - 31.10.2005

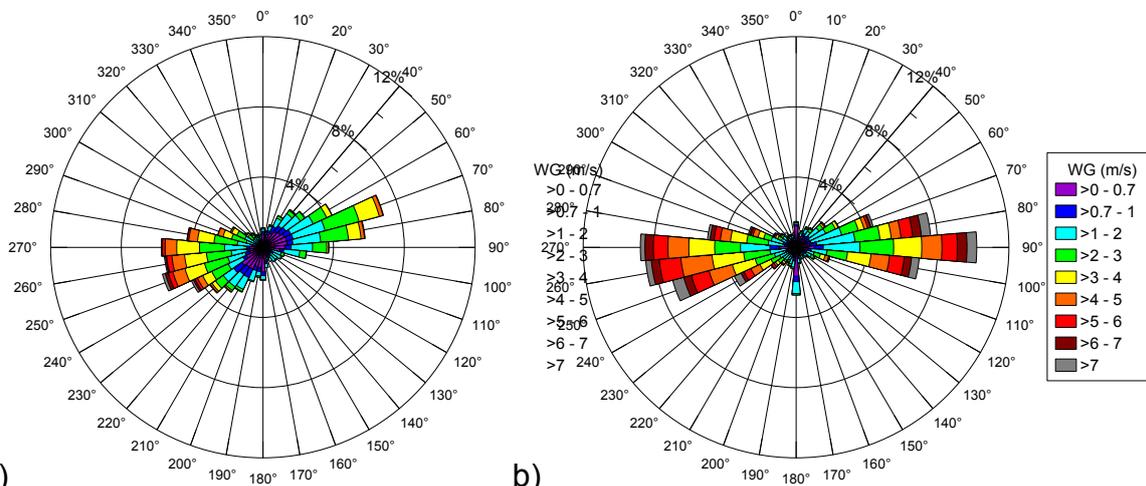


Abbildung 31: Gemessene Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung
 a) Talmessung b) erhöhter Messpunkt (Messphase: März bis Oktober).

Mit INCA wurde für den Talstandort für ein gesamtes Kalenderjahr eine Zeitreihe von Windgeschwindigkeit und Windrichtung auf Basis der operationell vorliegenden Stationsmessungen sowie der ALADIN - Modelldaten ohne Einbeziehung zusätzlicher Sondermessdaten erstellt. In Abbildung sind die Häufigkeitsverteilungen der Windgeschwindigkeiten aus den achtmonatigen Messreihen im Tal und am Höhenrücken sowie aus der ganzjährigen INCA-Analyse gegenübergestellt. Die hohe Kalmenhäufigkeit von 36 %, die an der Talstation beobachtet wurde, wird in der INCA-Analyse nicht wiedergegeben. Die Kalmenhäufigkeit für das Untersuchungsgebiet liegt nach INCA, ähnlich wie bei den Messungen auf dem etwa 40 m höher gelegenen Messstandort Höhenrücken bei knapp über 20 %. Windgeschwindigkeiten zwischen 0,8 m/s und 2,5 m/s sind in den INCA-Daten dafür etwas häufiger als in den Messreihen.

Um eine einjährige, repräsentative Windreihe aus INCA als meteorologische Grundlage für Ausbreitungsrechnungen im Rahmen eines Begutachtungsverfahrens zu erhalten, wurde daher folgende Vorgehensweise gewählt: Die INCA-Windgeschwindigkeitswerte wurden durch Multiplikation mit einem Faktor 0,89 so reduziert, dass die Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten aus INCA und an der

Talstation gemittelt über das gesamte Kalenderjahr bzw. über den gesamten Messzeitraum gleich sind. Die Häufigkeitsverteilung der so erhaltenen Datenreihe „INCA adaptiert“ ist ebenfalls in Abbildung dargestellt. Die Kalmenhäufigkeit liegt bei diesem Datensatz bei 26 %.

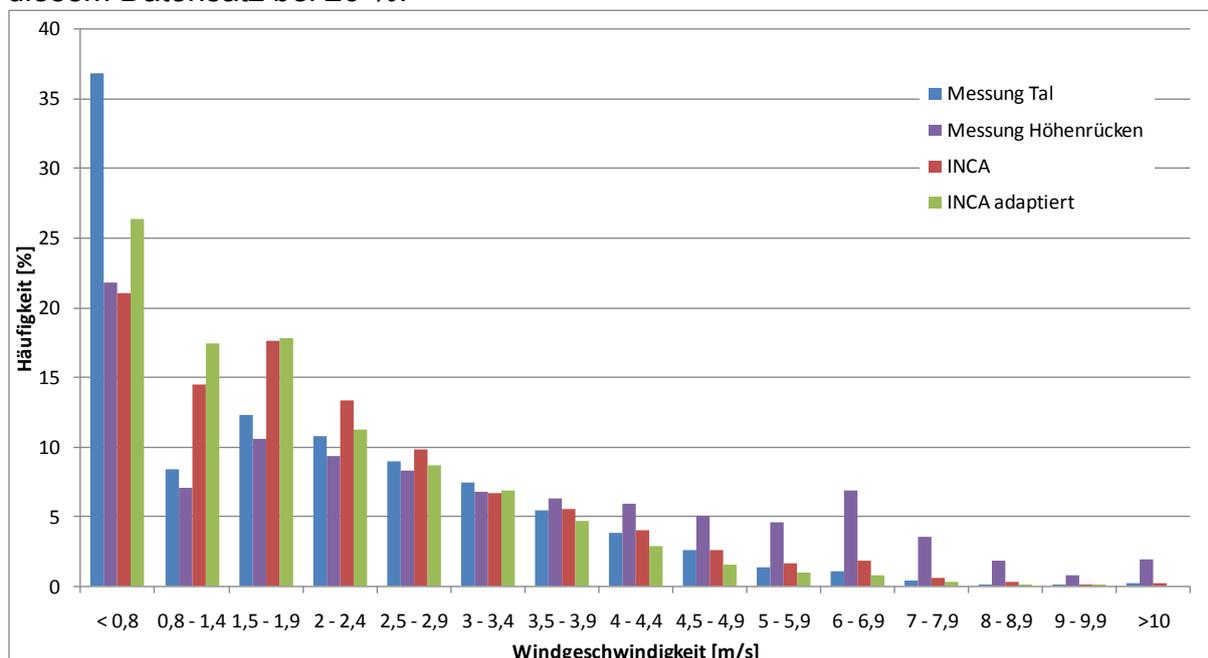


Abbildung 4: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit aus Messungen (im Tal und auf Höhenrücken), INCA und INCA nach Anpassung der Windgeschwindigkeit (siehe Text).

Die INCA-Windrose im linken Bild der Abbildung zeigt, dass die Analyse für diesen Standort als Hauptwindrichtungen West-Nord-West und Ost-Süd-Ost ergibt. Aufgrund der gemessenen Windrichtungsverteilungen (Abbildung 31a) wurden die analysierten Windrichtungen durch Drehung um 20° an die lokaltopografischen Verhältnisse angepasst. Das Ergebnis ist im rechten Bild der Abbildung zu sehen.

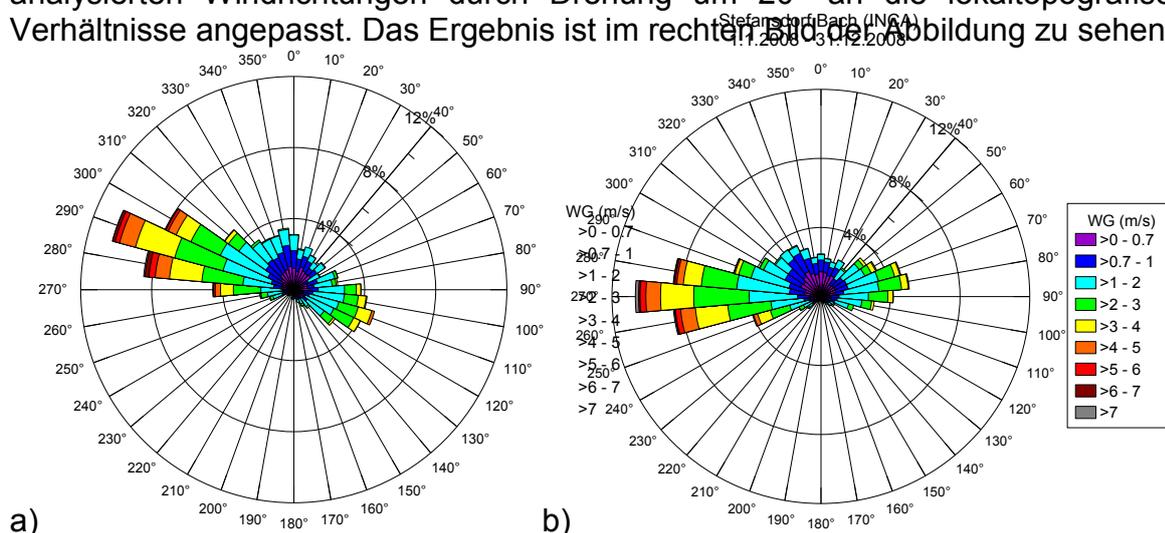


Abbildung 5: Analyzierte Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung
 a) INCA original (Zeitraum analog zu Abbildung 31a) b) INCA adaptiert für das Kalenderjahr 2008 (siehe Text).

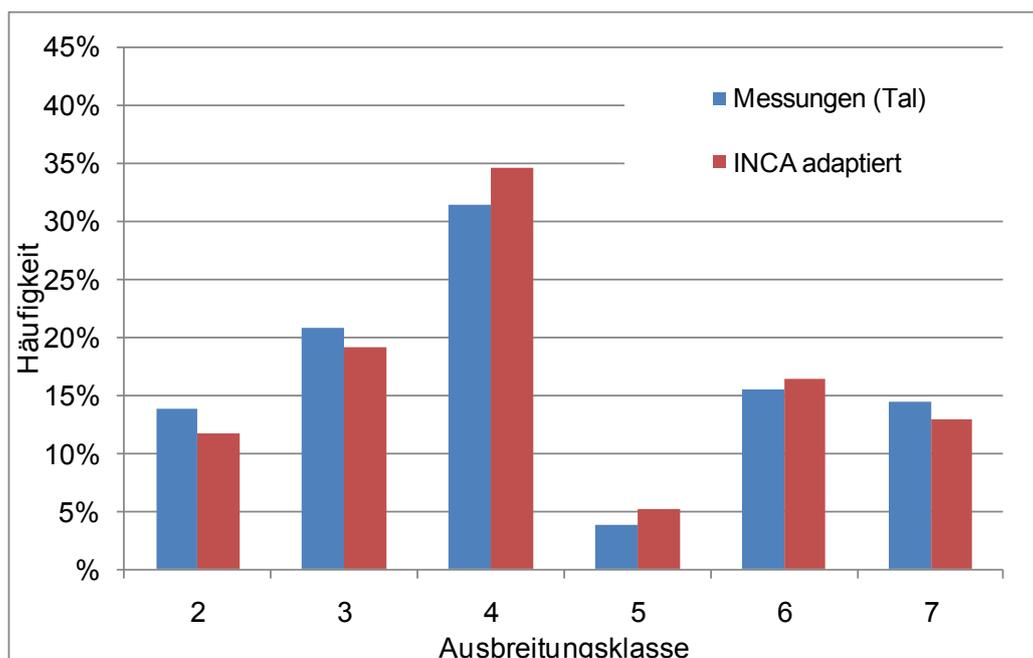


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440 (1992/96) aus Einstrahlungszahl, Wolkenhöhe, Bedeckungsgrad (aus Synop-Beobachtungen in Hörsching) und der gemessenen bzw. analysierten Windgeschwindigkeit im Untersuchungsgebiet.

Im Hinblick auf die Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen ergeben sich bei Verwendung der einjährigen INCA- Windgeschwindigkeitszeitreihe im Vergleich zur im Tal gemessenen Windgeschwindigkeitszeitreihe nur geringe Unterschiede, wie in Abbildung ersichtlich. Im gegenständlichen Fall ermöglicht jedoch die Verwendung der (anhand der vorliegenden achtmonatigen Messungen adaptierten) INCA-Analysewerte die Berechnung einer vollständigen einjährigen Immissionszeitreihe.

INCA kann auch zur Erstellung von meteorologischen Zeitreihen und Statistiken für Untersuchungsgebiete herangezogen werden, für welche keine repräsentativen Messungen vor Ort vorliegen. Da das derzeit in der Analyse verwendete Geländemodell mit einer räumlichen Auflösung von 1 km kleine Seitentäler und lokaltopografische Besonderheiten nicht auflösen kann, erfolgt in jedem Fall vor Verwendung der Analysedaten eine kritische Plausibilitätsprüfung durch den Meteorologen.

4. Literatur

- Baumann-Stanzer K. und S. Stenzel, 2009: RetoMod - Referenzszenarien für Verkehrsunfälle mit Freisetzung toxischer Gase - Schadstoffausbreitungsmodelle und ihre Praxistauglichkeit für die Feuerwehr. ZAMG Projektbericht FFG Nr. 813 787, 71 S.
- Haiden, T., A. Kann, K. Stadlbacher, M. Steinheimer, and C. Wittmann, 2007: Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) - System overview. ZAMG Documentation, 49S.
http://www.zamg.ac.at/fix/INCA_system.doc
- Steinheimer, M., and T. Haiden, 2007: Improved nowcasting of precipitation based on convective analysis fields. Adv. Geosci., 10, 125-131.

Modellvalidierung – Ergebnisse mit zwei Testdatensätzen

Dr. Martin Piringer, Dr. Kathrin Baumann-Stanzer

1. Methodik

a. MUST-Datensatz

Die COST-Aktion 732 („Quality assurance and improvement of micro-scale meteorological models“; Schatzmann and Britter, 2005) beschäftigt sich mit der Qualitätssicherung von mikroskaligen Ausbreitungsmodellen. Ein Testdatensatz wurde zur Verfügung gestellt, die Windkanaldaten der Universität Hamburg zur „Mock Urban Setting Test (MUST) – Configuration“. Dies war ein Strömungs- und Ausbreitungsexperiment des amerikanischen Militärs in der „Great Basin“ – Wüste im Jahr 2001, wobei die „Stadt“ durch ein reguläres Feld (200 x 200 m) von 12 x 10 handelsüblichen Containern repräsentiert wurde. Das Containerfeld ist in Abb. 1.1 dargestellt. Eine schematische Darstellung mit den Positionen der meteorologischen Messungen zeigt Abb. 1.2.



Abbildung 1.1: Fotografie der MUST-Versuchsanordnung (nach Nelson et al., 2004)

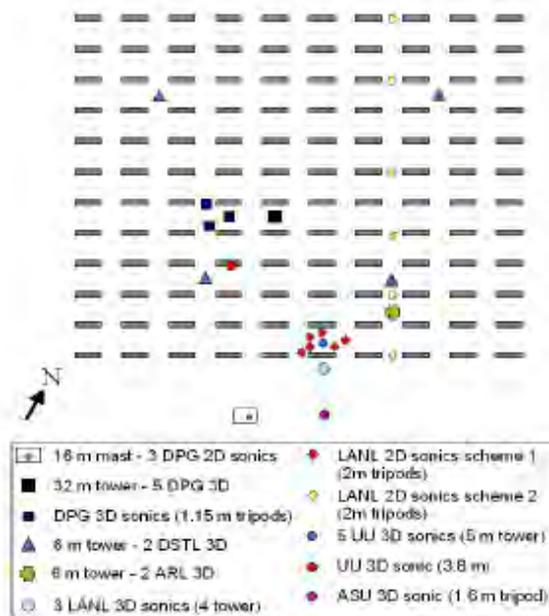


Abbildung 1.2: Schematische Darstellung des MUST-Containerfeldes mit den Positionen der meteorologischen Messungen (nach Nelson et al., 2004)

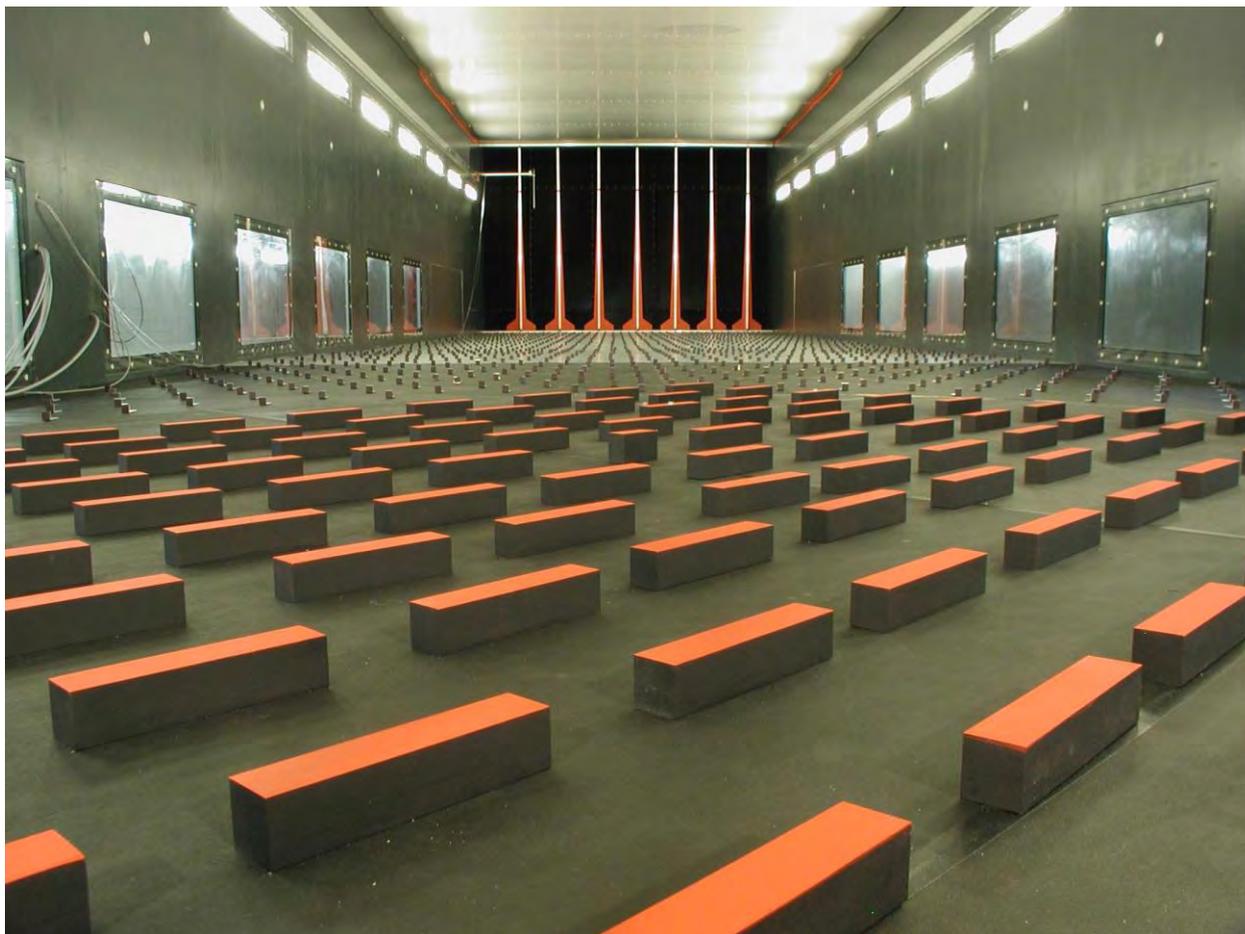


Abbildung 1.3: Das MUST- Containerfeld im großen Windkanal der Universität Hamburg

Die Ergebnisse der Modellläufe (MISKAM, LASAT, ADMS) wurden für zwei unterschiedliche Anströmrichtungen (bezeichnet als 0° und -45° , entsprechen den meteorologischen Windrichtungen West und Nordwest) des Containerfeldes mit den Ergebnissen analoger Windkanalmessungen (durchgeführt im großen Windkanal des meteorologischen Instituts der Universität in Hamburg) verglichen (Versuchsanordnung siehe Abb. 1.3). Für den -45° -Fall hat die Orientierung des Modell-Koordinatensystems entscheidenden Einfluss auf die Modell-Ergebnisse: eine Orientierung parallel zu den Containern (rotiertes Koordinatensystem) liefert im allgemeinen bessere Ergebnisse als das ursprünglich bei dieser Anströmrichtung verwendete (nicht-rotierte) Koordinatensystem.

b. Datensatz Tierstall

Der Validierungsdatensatz „Tierstall“ wurde im Rahmen des BWPLUS Programms „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“ erstellt (Bächlin et al., 2002). Dabei wurden in der Umgebung eines Schweinemastbetriebs in relativ ebenem Gelände Geruchsmessungen durch Probandenbegehungen bei gleichzeitigen SF₆-Tracermessungen durchgeführt. Parallel dazu wurden die Emissionen und die meteorologischen Bedingungen erfasst, sodass ein vollständiger Datensatz zur Modellvalidierung zur Verfügung steht. Insgesamt wurden an drei Tagen 15 Einzelerperimente durchgeführt, wobei die Probenahme durch die Probanden in zwei Traversen senkrecht zur Anströmrichtung erfolgte. Die Experimente fanden unter neutralen atmosphärischen Bedingungen statt. Abb. 1.4 zeigt den Plan der Versuchsanordnung.

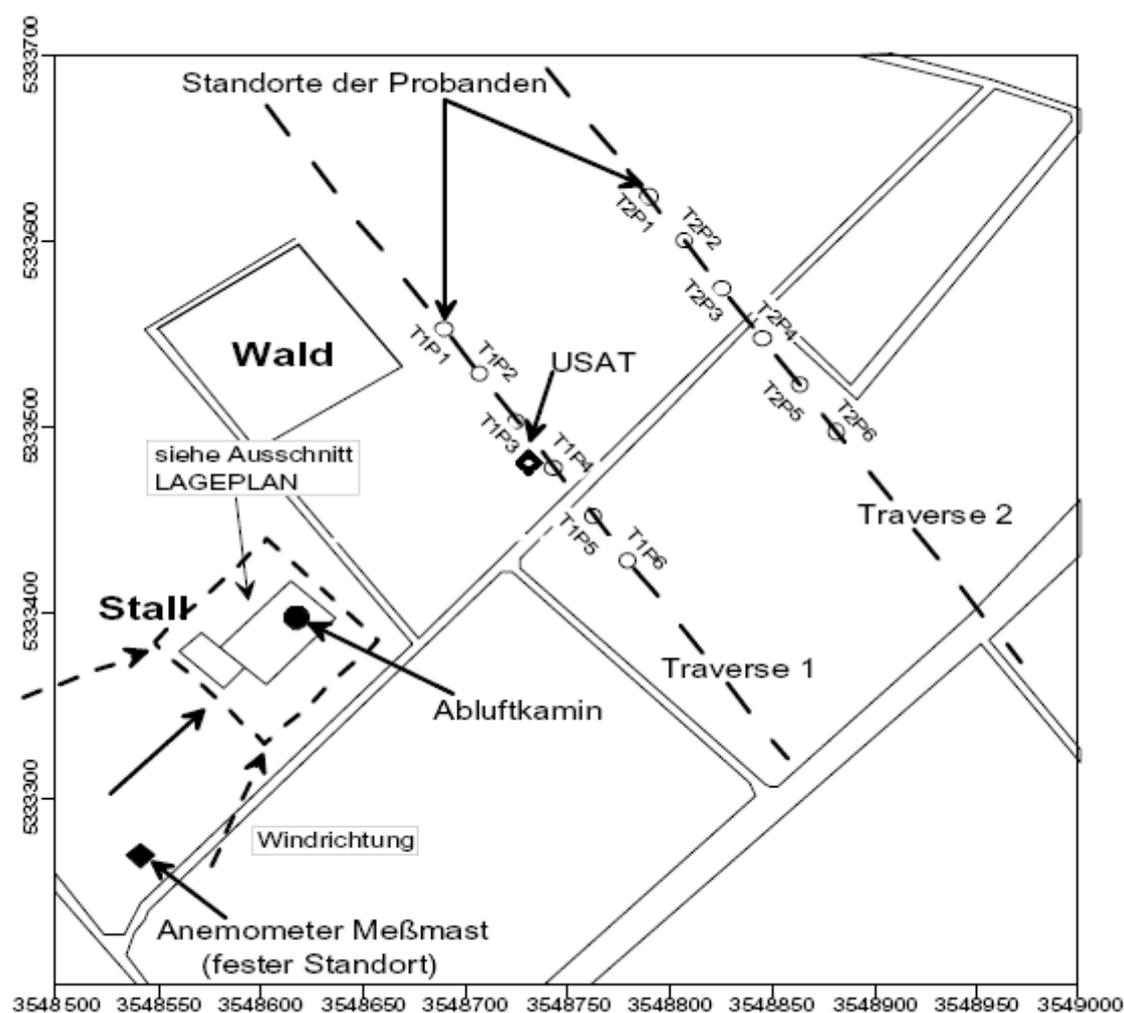


Abbildung 1.4: Versuchsanordnung für das Experiment „Tierstall“ mit dem Stall, dem Standort der meteorologischen Messung und den beiden Traversen mit den Standorten der Probanden (aus: Bächlin et al., 2002).

c. Vergleichsparameter

Im Rahmen der COST-Aktion 732 wurde vom National Environmental Research Institute (NERI) in Risø, Dänemark, ein Excel Workbook entwickelt, um die Ergebnisse aller Institutionen, die am Vergleichsexperiment beteiligt sind, einheitlich darzustellen und auszuwerten. Dabei werden im Wesentlichen grafische Darstellungen und statistische Maßzahlen ausgegeben.

Die grafischen Darstellungen umfassen Streudiagramme und Residuen-Abbildungen. In einem Streudiagramm werden die Wertepaare von gemessenen und berechneten Konzentrationen dargestellt. Unter Residuen-Abbildungen versteht man zwei unterschiedliche Arten der Darstellung, die das Verhältnis Modellwerte/Windkanalwerte quantifizieren: Konzentrationsfelder, in denen der unterschiedliche Grad der Über- oder Unterschätzung verschiedenfarbig markiert ist, sowie Perzentildarstellungen des Verhältnisses zwischen Windkanal und Modell, wobei bestimmte Perzentilwerte (der 2, 16, 50 (Median), 84 und 98-Perzentilwert) hervorgehoben sind. Letztere wurden von der ZAMG zusätzlich zu den in COST 732 gewählten Auswertungen betrachtet.

Von der ZAMG wurden weiters zu den in COST 732 gewählten Auswertungen so genannte Quantil-Abbildungen erzeugt. Dabei werden sowohl die Windkanal- als auch die Modellkonzentrationen nach ihrer Größe geordnet und miteinander verglichen. Damit erhält man darüber Aufschluss, ob z. B. hohe Konzentrationswerte von ähnlichem Betrag sind. Für die Gutachtenerstellung ist z. B. wichtig, ob ein Modell Konzentrationen über einem Grenzwert verlässlich wiedergeben kann.

Als statistische Maßzahlen werden im Excel-Workbook die „Hit rate“, der Prozentsatz, mit der die Abweichungen innerhalb eines Faktors 2 liegen (FAC2), der geometrische Mittelwert (MG) und die geometrische Varianz (VG), der die Abweichung der Mittelwerte charakterisierende „fractional bias (FB)“ und der normierte quadratische Fehler NMSE angegeben. Die Übereinstimmung zwischen den Windkanalwerten und den Modellergebnissen ist um so besser, je größer die Werte für die „Hit rate“ und FAC2 und je kleiner die Werte für die übrigen statistischen Maßzahlen sind.

Kobayashi and Salam (2000) stellten eine Methode zum Vergleich von Modell- und Beobachtungsdaten vor, hauptsächlich basierend auf einer Statistik von Abweichungen, wobei aber der Korrelationskoeffizient (r) als Parameter einbezogen wird.: Die Differenz zwischen dem Modellergebnis m und der Beobachtung o wird mittels der mittleren quadratischen Abweichung MSD bestimmt, die klein wird, wenn die Simulation nahe den Messungen liegt.

$$MSD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (m_i - o_i)^2 \quad (1)$$

MSD besteht aus drei Teilen, der Abweichung der Mittelwerte (Bias) SB, der Differenz zwischen den Standardabweichungen von Beobachtung und Messung SDSD und dem Fehlen positiver Korrelation gewichtet mit den Standardabweichungen LCS:

$$MSD = SB + SDSD + LCS \quad (2)$$

$$SB = (\bar{m} - \bar{o})^2 \quad (3)$$

$$SDSD = (SD_{mod\,el} - SD_{obs})^2 = \left(\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (m_i - \bar{m})^2} - \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2} \right)^2 \quad (4)$$

$$LCS = 2SD_{mod\,el}SD_{obs}(-r) \quad (5)$$

Der quadrierte Bias SB beschreibt die Differenz der modellierten und beobachteten Mittelwerte. Je besser die Übereinstimmung, desto kleiner ist SB. Ein großer Wert von SDSD bedeutet, dass das Modell die Größenordnung der Fluktuation der Beobachtungsdaten nicht richtig wiedergibt. Große Werte von LCS zeigen an, dass das Modell das Verteilungsmuster der Beobachtungsdaten nicht korrekt erfasst.

2. Ergebnisse

a. MUST-Experiment

Die am MUST-Experiment beteiligten Ausbreitungsmodelle können in zwei Gruppen unterteilt werden: CFD- und non-CFD-Modelle. In CFD (Computational Fluid Dynamics)-Modellen wird die Strömung um Hindernisse explizit modelliert, in dem die Strömungsgleichungen numerisch gelöst werden; das von der ZAMG verwendete Modell MISKAM gehört zu dieser Modellgruppe. Die non-CFD-Modelle, zu denen die Gauß- und die Lagrange-Modelle gehören, berücksichtigen Hindernisse auf

statistische Art und Weise, z. B. im einfachsten Fall durch eine Erhöhung der Rauigkeit oder durch eine vereinfachte Repräsentation der Gebäudestrukturen.

Einen Überblick über die im Rahmen der COST-Aktion 732 durchgeführten non-CFD-Modellläufe liefert die Tabelle 2.1. Zusätzlich wurde von der ZAMG auch das Modell MISKAM in Analogie zu LASAT mit einem nord-süd orientierten sowie mit einem gebäudeparallelen Gitter angewendet. Die Ergebnisse der ZAMG-Läufe werden im Folgenden im Detail dargestellt. Die Ergebnisse der anderen Modellläufe erscheinen in den zusammenfassenden statistischen Darstellungen.

model type	Model	Group	z0 [m]	obstacles	comment
Gaussian	ADMS a	ZAMG	0.1	1 'effective' building	
	ADMS b	ZAMG	0.1	no	
	ADMS c	Di Sabatino DSM	0.269	no	1) The area occupied by the buildings is replaced by a single value of surface roughness $z_0=0.269\text{m}$, calculated by morphometric method (Macdonald et al, 1998) 2) The same z_0 as in wind tunnel experiments is used in the area upwind of the buildings.
	ADMS d	Marina	0.381	no	
	ESCAPE	FMI	1/10 building height	no	
	OML a	DTU, Risø	0.037	no	
	OML b	DTU, Risø	0.3	no	
Puff model	CALPUFF	Krajcovicova	building area: 0.1 outside: 0.02	no	diagnostic wind field CALMET
Lagrangian	LASAT a	ZAMG	0.1	field of obstacles	grid according to north-east direction, diagnostic wind field with building parametrization
	LASAT b	ZAMG	0.1	field of obstacles	grid parallel to building walls, diagnostic wind field with building parametrization
	LASAT c	ZAMG	0.1	field of obstacles	grid parallel to building walls, wind field calculated with MISKAM

Tabelle 2.1: Überblick über die non-CFD-Modellläufe des MUST-Experiments im Rahmen der COST-Aktion 732

i. Ergebnisse der ADMS-Läufe

Von der ZAMG wurden die Läufe ADMS a und ADMS b durchgeführt. Sie unterscheiden sich dadurch, dass für ADMS a die Gebäude-Option genutzt wurde, d. h. ADMS bildet aus dem quellnächsten Gebäude des Containerfeldes ein „effektives Gebäude“ mit einer windabwärts gewandten Kavitätszone, die etwa 40 m lang ist. Im Lauf ADMS b wird ohne Gebäude, nur mit der erhöhten Rauigkeitslänge von 0,1 m, gerechnet.

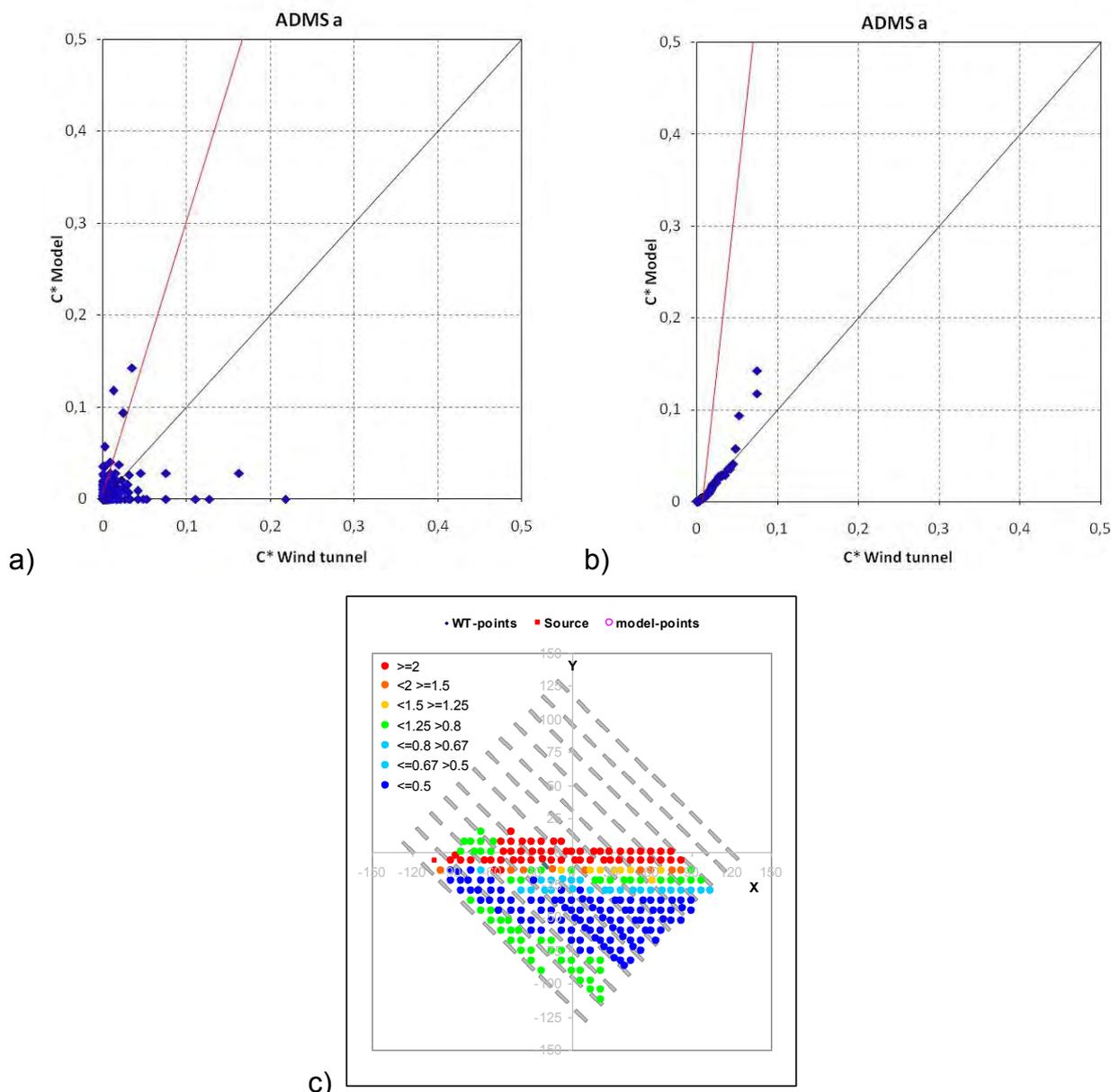


Abbildung 2-1: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für ADMS a (ein „effektives“ Gebäude)

Im Lauf ADMS a (Abb. 2.1) variieren die berechneten und gemessenen niedrigen Konzentrationswerte stark; die höheren werden im Modell tendenziell überschätzt, wie die roten Trendlinien im Streu- und Quantildiagramm zeigen. Dies ist vor allem auf die hohen Werte in der Kavitätszone zurückzuführen. Im Residuenfeld zeigen die grünen Punkte eine gute Übereinstimmung mit den Windkanaldaten, die dunkelroten und dunkelblauen Punkte eine Über- bzw. Unterschätzung der gemessenen Werte. Abb. 2.1c zeigt, dass die Überschätzung (rote Punkte) entlang der x-Achse auftritt: das Gauß-Modell ADMS kann nur eine geradlinige Ausbreitung simulieren, nicht aber die tatsächlich beobachtete Ablenkung in das Containerfeld.

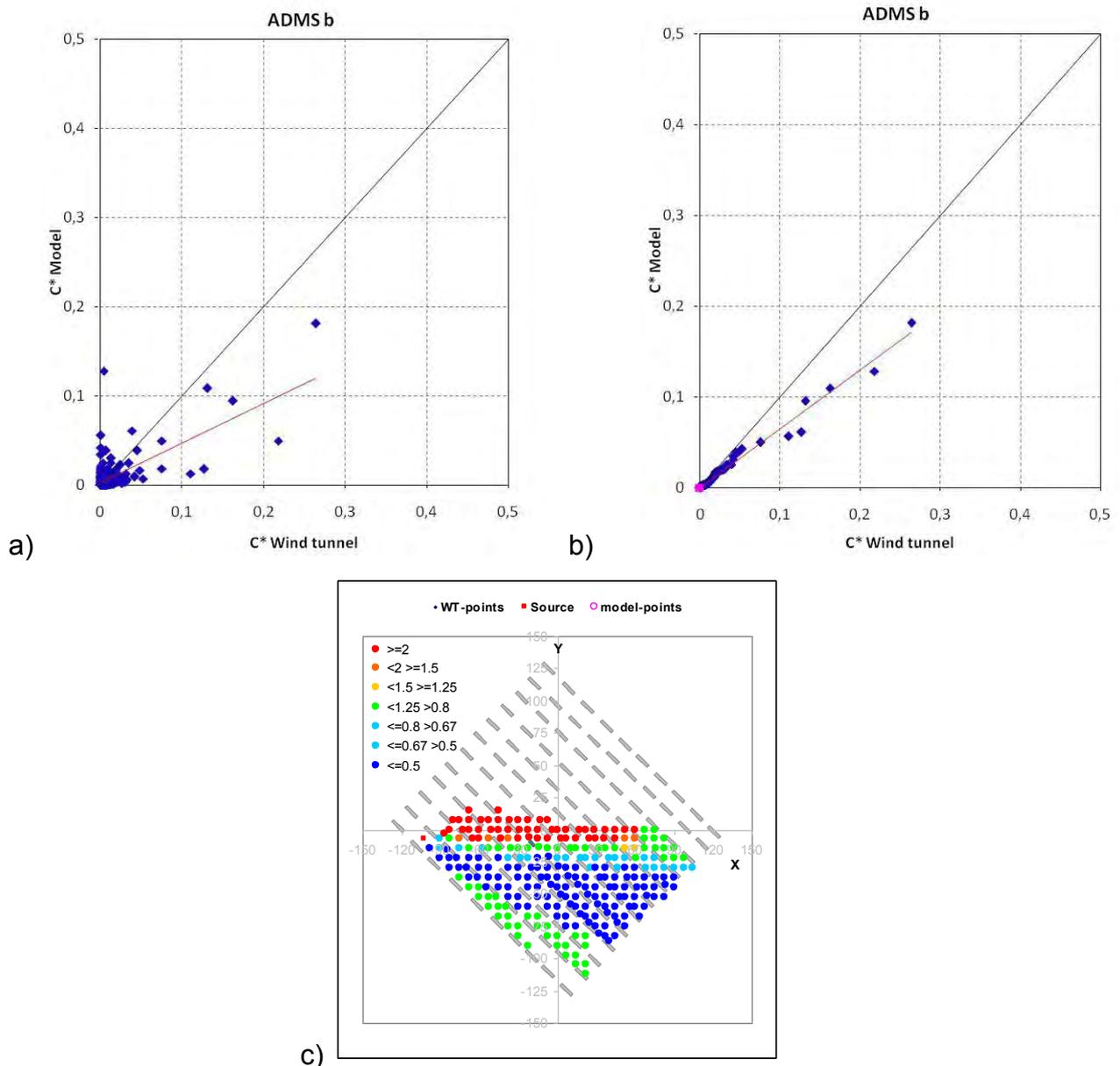


Abbildung 2-2: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für ADMS b (erhöhte Rauigkeitslänge)

Der ADMS-Lauf b (ohne Gebäude, aber mit erhöhter Rauigkeitslänge von 0,1 m; Abb. 2.2) zeigt eine wesentlich bessere Übereinstimmung mit den Windtunneldaten. Das Streudiagramm (Abb. 5.2a) zeigt starke positive und negative Abweichungen zu den Windtunneldaten, aber wenn die gemessenen und berechneten Konzentrationen nach der Größe geordnet werden, ergibt sich für niedrige Werte eine gute Übereinstimmung, für höhere Konzentrationen tendenziell eine Unterschätzung (Abb. 2.2b). Das Residuenfeld (Abb. 2.2c) zeigt erwartungsgemäß wieder eine Überschätzung im Bereich der geradlinigen Ausbreitung entlang der x-Achse. Die explizite Modellierung eines Gebäudes im ADMS-Modell führt somit zu tendenziell ungünstigeren Ergebnissen als eine entsprechende Erhöhung der Rauigkeitslänge.

ii. Ergebnisse der LASAT-Läufe

Wie die Tabelle 2.1 zeigt, liegen die Ergebnisse für drei unterschiedlich konfigurierte LASAT-Läufe vor. In LASAT a ist das Gitternetz nord-süd ausgerichtet, in LASAT b in Gebäuderichtung; in beiden Varianten wird das modellinhärente diagnostische Windfeld mit Gebäudeparameterisierung verwendet. In LASAT c ist das Gitter gebäudeparallel, aber das Windfeld wird mit MISKAM berechnet. Damit werden die Vorteile der Lagrange-Modellierung (relativ kurze Rechenzeit) mit den Vorteilen von MISKAM (explizite Modellierung der Strömung und Turbulenz im Einflussbereich von Gebäuden) kombiniert. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 2.3 bis 2.5 dargestellt.

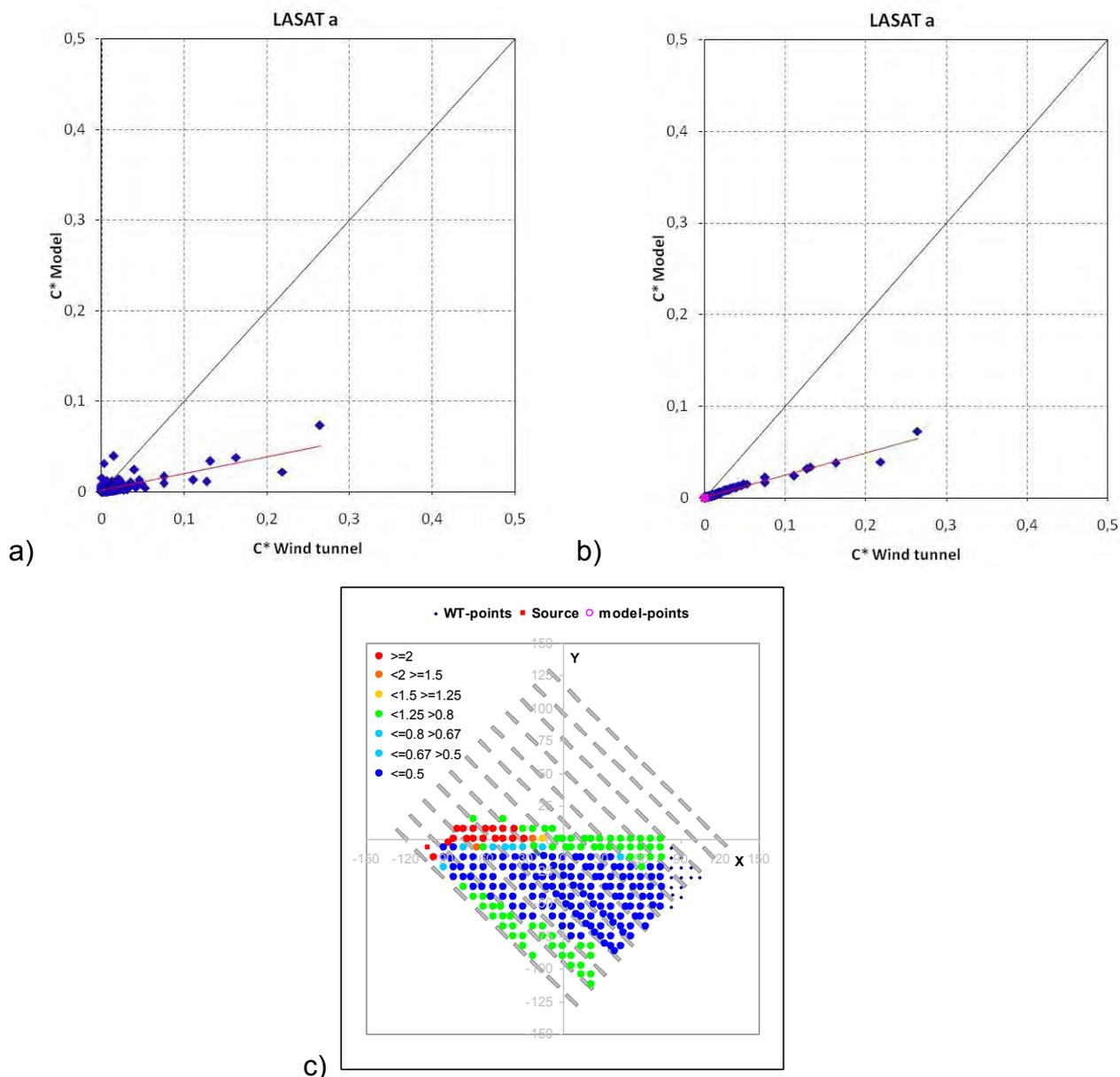


Abbildung 2-3: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für LASAT a (nord-süd orientiertes Gitternetz)

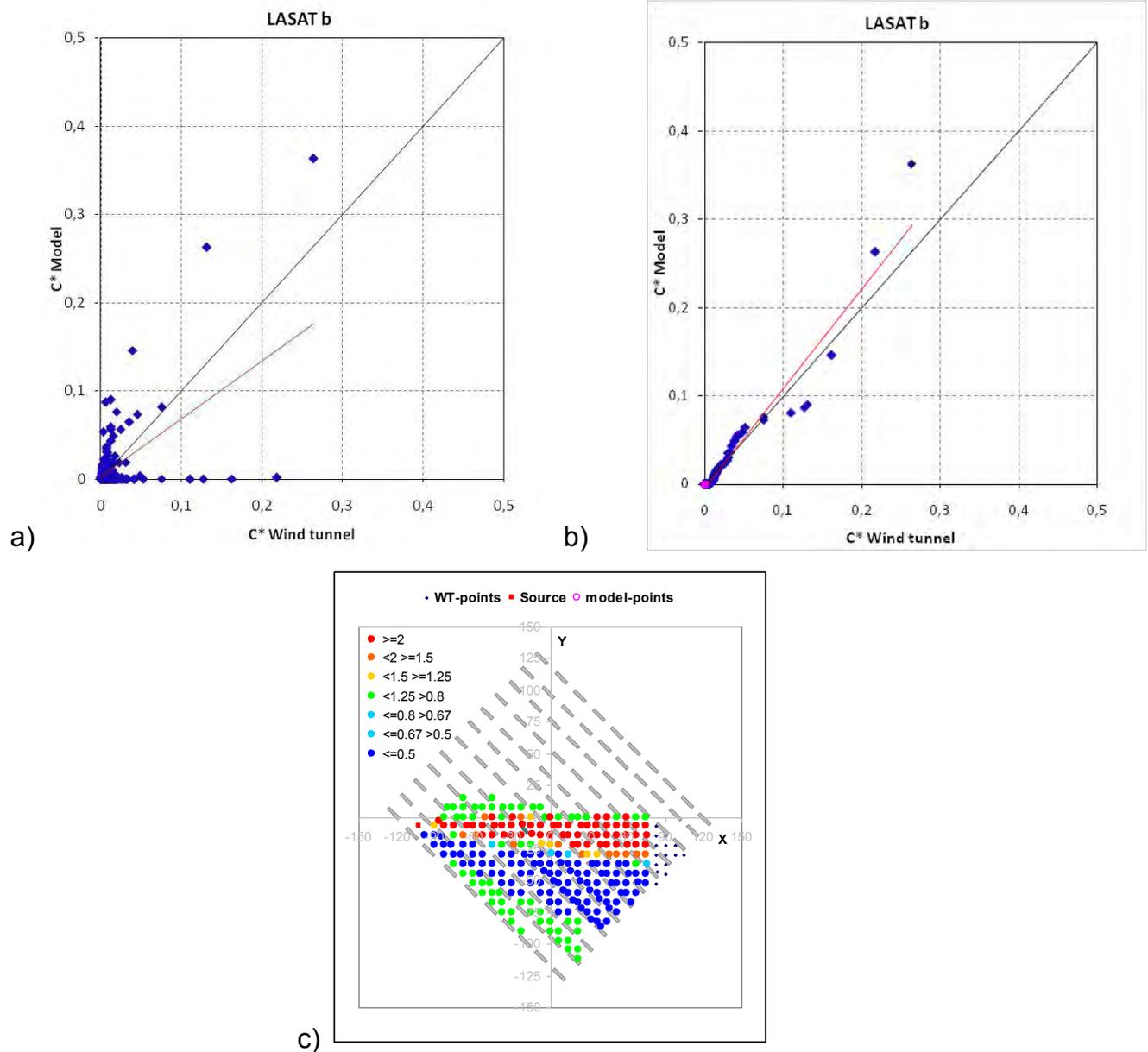


Abbildung 2-4: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für LASAT b (gebäudeparalleles Gitternetz)

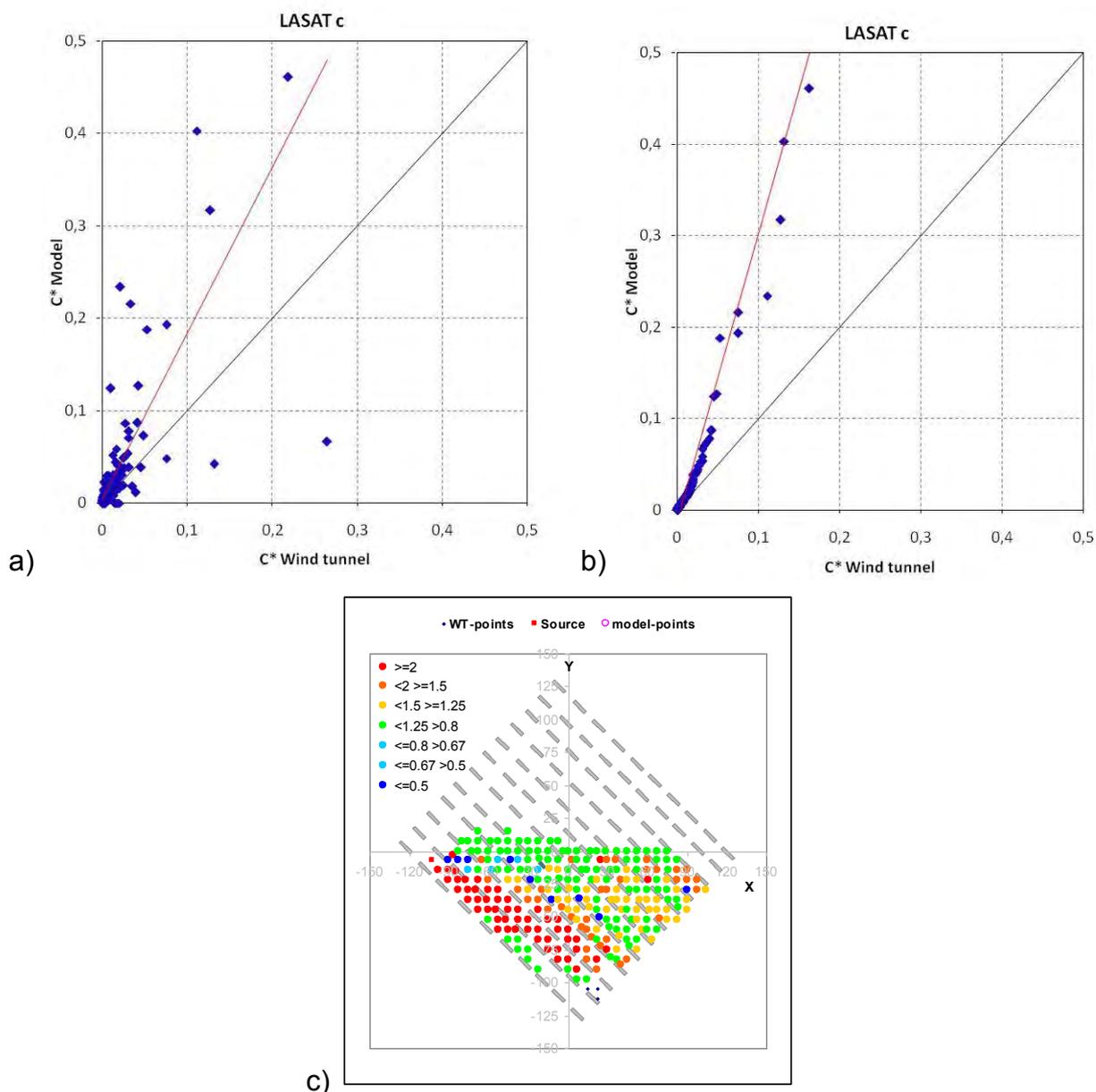


Abbildung 2-5: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für LASAT c (gebäudeparalleles Gitternetz, MISKAM-Windfeld)

Aus den Abbildungen 2.3 bis 2.5 ist zu erkennen, dass die Orientierung des Gitters parallel zu den Gebäuden sowie die Verwendung des MISKAM-Windfeldes zu deutlichen Verbesserungen der Modellergebnisse im Vergleich zum Lauf LASAT a führen. Lauf LASAT a (Abb. 2.3) zeigt eine starke, systematische Konzentrationsunterschätzung, was sich sowohl aus dem Streu- als auch aus dem Quantildiagramm ablesen lässt. Das Residuenfeld (Abb. 2.3c) zeigt, dass ebenso wie bei ADMS die Ablenkung der Strömung durch die Container zu wenig simuliert wird.

Im Gegensatz zum Lauf LASAT a zeigt das Streudiagramm für LASAT b (Abb. 2.4a) sowohl Über- als auch Unterschätzungen der Windtunnel-Konzentrationen durch das Modell. Das Quantildiagramm (Abb. 2.4b) zeigt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell und Windtunnel. Das Residuenfeld (Abb. 2.4c) zeigt, dass entlang der x-Achse Überschätzungen, parallel zu den Containern Unterschätzungen

auftreten; zusammen halten sie sich etwa die Waage, woraus die guten Ergebnisse der Quantilgrafik zu erklären sind.

Der Lauf LASAT c (mit MISKAM-Windfeld, Abb. 2.5) zeigt sowohl im Streu- als auch im Quantildiagramm eine deutliche Überschätzung der Konzentrationen. Allerdings zeigt das Streudiagramm auch, dass im Gegensatz zu Lauf b nun keine Wertepaare auftreten, wo entweder im Windtunnel oder im Modell Nullwerte mit hohen Konzentrationen bei den Vergleichswerten kombiniert sind. Das Residuenfeld (Abb. 2.5c) zeigt große Bereiche mit geringen Abweichungen (grüne Punkte) sowie einen Bereich mit Überschätzungen in Container-Orientierung. Der Bereich mit systematischer Unterschätzung ist aber fast vollständig verschwunden. Die zu geringe Strömungsablenkung, die bei den Läufen a und b zu erkennen ist, kann durch Verwendung des MISKAM-Windfeldes kompensiert werden.

iii. Statistische Ergebnisse für die non-CFD - Modelle

In diesem Abschnitt werden die statistischen Ergebnisse der Vergleiche aller non-CFD-Modelle (Tabelle 2.1) mit den Windkanaldaten dargestellt. Zunächst werden die Datensätze anhand von Residuendarstellungen nach Hanna et al. (2003) verglichen, wobei dafür in Abb. 2.6 die unsortierten Datenpaare, in Abb. 2.8 die absteigend sortierten Datensätze verwendet werden. Die unteren und oberen Enden der dünnen vertikalen Linien repräsentieren das 2. bzw. 98. Perzentil der Verhältnisse Modell/Windkanaldaten. Die unteren und oberen Enden der vertikalen Boxen stehen für das 16. bzw. das 84. Perzentil; die horizontale durchgezogene Linie in jeder Box ist der Median. Zumindest 50 % der modellierten Daten sollten nach Chang und Hanna (2004) innerhalb eines Faktors 2 zu den Beobachtungen (also zwischen den strichlierten horizontalen Linien) liegen.

Aus der Abb. 2.6 sind verschiedene Typen des Vergleichs zwischen Windkanal und Berechnungen abzuleiten. Die Residuen für ADMS a, ADMS d, LASAT b, ESCAPE und die beiden OML-Läufe variieren über einen vergleichsweise weiten Bereich, was dahingehend interpretiert werden kann, dass bei diesen Modellen ein großer Teil der Beobachtungspunkte (Windkanaldaten) mit einem Faktor 10 oder mehr über- oder unterschätzt wird (y-Achse weist eine logarithmische Skalierung auf). Aus den Residuen für ADMS b und LASAT a ist eine Tendenz zur systematischen Unterschätzung der Windkanaldaten zu erkennen. Die beste Übereinstimmung zwischen Berechnung und Messung wird für die Modelle ADMS c, LASAT c und CALPUFF erzielt; für diese Läufe ist das Faktor 2 – Kriterium nach Chang und Hanna (2004) weitgehend erfüllt. LASAT c überschätzt allerdings innerhalb dieser zulässigen Abweichung systematisch die Windkanaldaten.

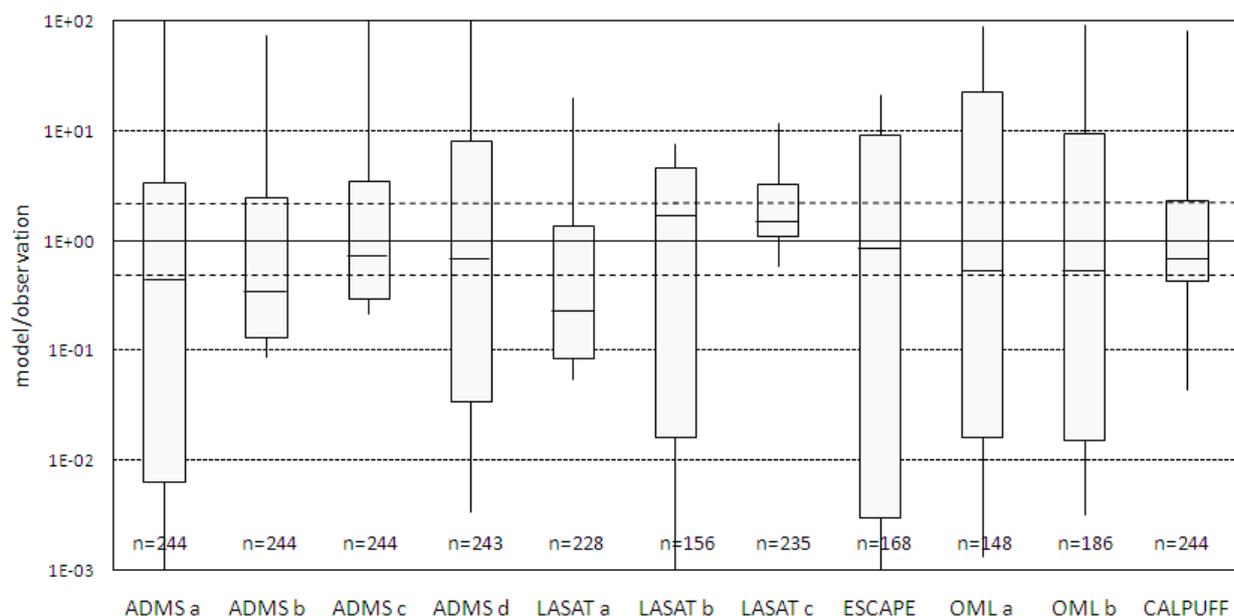


Abbildung 2-6: 2., 16., 50., 84. und 98. Perzentil der Residuen (Verhältnis der Windtunnelniedrigkeiten zu den berechneten Konzentrationen auf Basis der Scatterplots) für die non-CFD Modellläufe

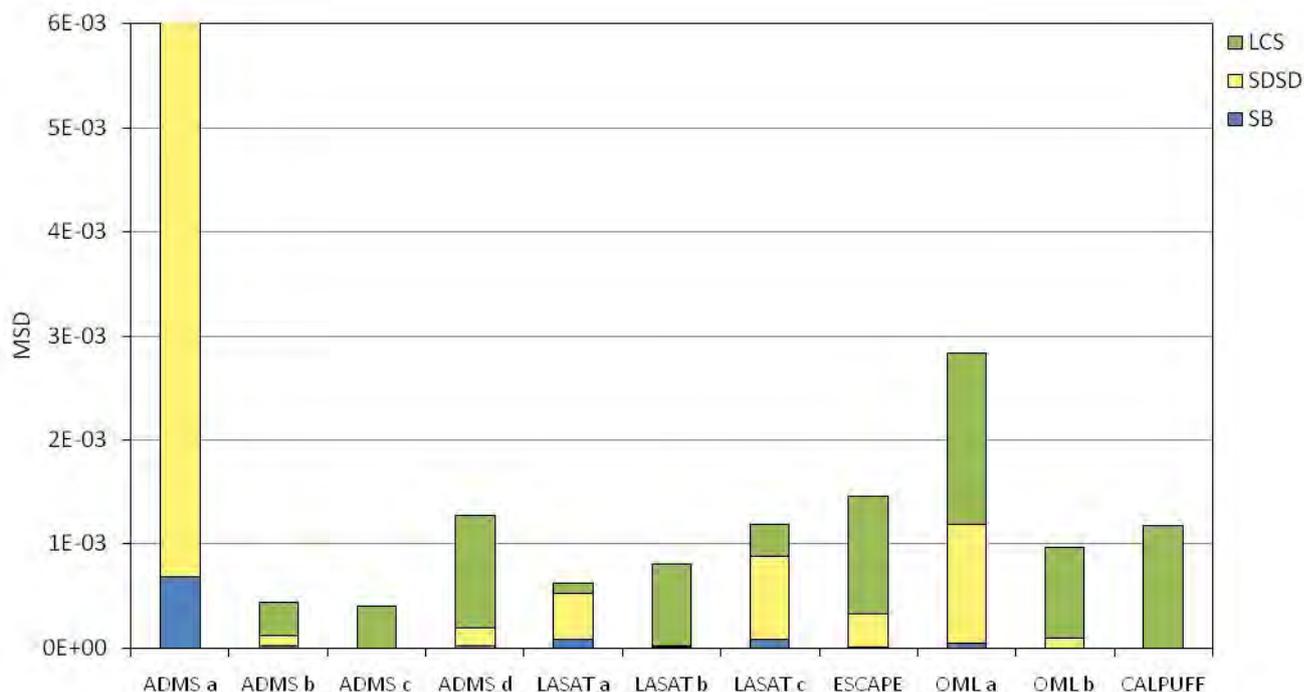


Abbildung 2-7: Mittlere quadratische Abweichung (MSD) und ihre Komponenten: Das Quadrat der Differenz zwischen dem modellierten und gemessenen Mittelwert (Bias) SB, die quadratische Differenz zwischen den Standardabweichungen der Modellergebnisse und der Windkanaldaten (SDSD) und das Fehlen positiver Korrelation gewichtet mit dem Produkt der Standardabweichungen (LCS)

Aus Abbildung 2.7 ist zu ersehen, dass die Qualität eines Modelllaufs stark von den gewählten Eingangsdaten und der Modellkonfiguration abhängt; verschiedene Varianten desselben Modells zeigen zum Teil starke Unterschiede bei den Ergebnissen. Der Lauf ADMS a (mit einem „effektiven Gebäude“) zeigt für MSD bei weitem die ungünstigsten Ergebnisse von allen Modellläufen. Dies ist auf die extrem

hohen Konzentrationswerte von ADMS innerhalb der Kavitätszone zurückzuführen, die im realen Containerfeld des MUST-Experiments keine Entsprechung findet. Die Läufe ADMS b bis d unterscheiden sich nur in der zunehmenden Rauheitslänge; hier kann mit $z_0 = 0,268$ m (ADMS c) offenkundig ein Optimum erreicht werden.

Im Gegensatz zur Residuenverteilung (Abb. 2.6) zeigt das Ergebnis für MSD (Abb. 2.7) für die drei LASAT-Läufe keine eindeutige Präferenz für eine Konfiguration: im Gegensatz zu den Erwartungen nimmt MSD von LASAT a zu LASAT c sogar zu, bleibt aber vergleichsweise klein. Die Differenz der Standardabweichungen und die Differenz der Mittelwerte nimmt von LASAT a zu LASAT b ab, während das Fehlen einer positiven Korrelation (LCS) zunimmt. LASAT b liefert somit einen höheren MSD. LASAT c liefert wiederum eine bessere Übereinstimmung mit dem gemessenen Konzentrationsfeld, aber die Differenz der Standardabweichungen ist wieder größer als bei LASAT b.

Die beiden OML-Läufe unterscheiden sich ebenfalls durch die verwendeten Rauheitslängen, wobei OML b mit 0,3 m (ähnlich wie ADMS c) ein deutlich besseres Ergebnis liefert als OML a mit 0,037 m. Das einfache Gauß-Modell ESCAPE liefert ungünstige Ergebnisse, CALPUFF mit diagnostischem Windfeld vergleichsweise eine gute Übereinstimmung zwischen Messdaten und berechneten Konzentrationen.

	ADM S a	ADM S b	ADM S c	ADM S d	LASAT a	LASAT b	LASAT c	ESCA PE	OM L a	OM L b	CALP UFF
Hit rate	0.35	0.33	0.36	0.36	0.29	0.35	0.58	0.24	0.1 5	0.1 9	0.43
FAC 2	0.38	0.36	0.34	0.39	0.35	0.33	0.76	0.26	0.2 1	0.2 5	0.59
MG	1.3	1.4	1.1	0.9	2.0	1.4	0.7	1.4	1.0	1.1	1.2
VG	5.2	3.0	2.7	6.1	3.0	4.8	1.6	6.6	16. 1	6.4	2.9
FB	-1.1	0.5	0.03	-0.3	1.2	0.2	-0.7	0.2	-0.5	- 0.0 3	0.1
NMS E	100. 8	4.3	2.6	5.7	14.3	6.0	17.5	10.7	10. 6	5.6	8.0

Tabelle 2.2. Hit rate, Faktor 2 (FAC2), geometrischer Mittelwert (MG), geometrische Varianz (VG), „fractional bias“ (FB) and normierter mittlerer quadratischer Fehler (NMSE) für die nicht-CFD-Modellläufe

Die Werte der Tabelle 2.2 können anhand von „Akzeptabilitätskriterien“ für CFD-Modelle interpretiert werden, die von Chang und Hanna (2004) entwickelt wurden. Demnach gelten die folgenden Grenzen, innerhalb derer Modellergebnisse als akzeptabel gelten können: $-0,3 < FB < 0,3$; $0,7 < MG < 1,3$; $NMSE < 4$; $VG < 1,6$. Hit rate und FAC2 sind quasi Angaben in Prozent; die Qualität des Vergleichs ist umso besser, je höher die Werte sind. Für die übrigen Parameter aus Tabelle 5.2 gilt, dass die Übereinstimmung zwischen Modell und Messung umso besser ist, je kleiner oder je näher bei Null (oder 1 für MG) die Werte sind. Die besten Ergebnisse in der Tabelle 5.2 sind fett hervorgehoben.

Aus der Tabelle 2.2 ist zu ersehen, dass der Lauf LASAT c (mit MISKAM-Windfeld) für drei statistische Maßzahlen die besten Werte aufweist. ADMS c ist bei zwei Maßzahlen am besten, OML a sowie OML b jeweils bei einem Kriterium. Der Lauf LASAT c weist bezüglich Hit rate und FAC2 die besten Werte auf. Das Erreichen der Akzeptabilitätskriterien hängt stark vom Parameter ab: ein akzeptabler MG wird für fünf Modellläufe (ADMS c, ADMS d, OML a, OML b, CALPUFF) erreicht. Ebenso ergibt sich ein akzeptabler FB für fünf Modelle: ADMS c, LASAT b, ESCAPE, OML b und CALPUFF. VG ist hingegen nur für LASAT c knapp an der Akzeptabilitätsgrenze. Der NMSE ist nur für ADMS c akzeptabel. Das Ergebnis der statistischen Analyse ist somit nicht eindeutig; es gibt kein allgemein „bestes“ Modell. Wesentlich für die Bewertung dieses Ergebnisses ist auch, welche statistische Übereinstimmung hinsichtlich der praktischen Verwendung relevant ist (siehe auch die folgende Diskussion zu Abb. 2.8).

Abbildung 2.8 enthält die Ergebnisse der Residuen, basierend auf den absteigend sortierten Datensätzen, d. h. ohne Berücksichtigung einer räumlichen Übereinstimmung der gemessenen und modellierten Konzentrationen. Verglichen mit der Abb. 2.6 sind die Ergebnisse nun deutlich besser, was aber auch zu erwarten ist (vergleiche Streudiagramme und Quantildarstellungen, Abschnitte 2.1.1 und 2.1.2). Alle ADMS-Läufe, LASAT c, OML b und CALPUFF erfüllen nun das Kriterium nach Chang und Hanna (2004), wonach mindestens 50 % der modellierten Daten innerhalb eines Faktors 2 zu den Beobachtungen liegen sollen. LASAT a zeigt eine systematische Unterschätzung, LASAT c eine geringere systematische Überschätzung. Die Läufe LASAT b, ESCAPE und OML a weisen eine große Variation der Residuen auf; für diese Läufe können die modellierten Konzentrationen um einen Faktor 10 von den Beobachtungen abweichen. Für Gauß-Modelle mit geradliniger Ausbreitung ist diese Art der Auswertung gegenüber der Abb. 2.6 zu bevorzugen, da eine örtliche Übereinstimmung von berechneten und gemessenen Konzentrationen bei Strömungsablenkung wie im gegenständlichen Fall aufgrund des Modellansatzes nicht möglich ist. Sehr wohl ist aber von Interesse, ob diese Modelle, die zur Berechnung von Langfristmittelwerten, Maximalwerten und Perzentilen verwendet werden, den gemessenen Konzentrationsbereich größenordnungsmäßig wiedergibt. Dies ist z. B. für die Gauß-Läufe ADMS b und c der Fall.

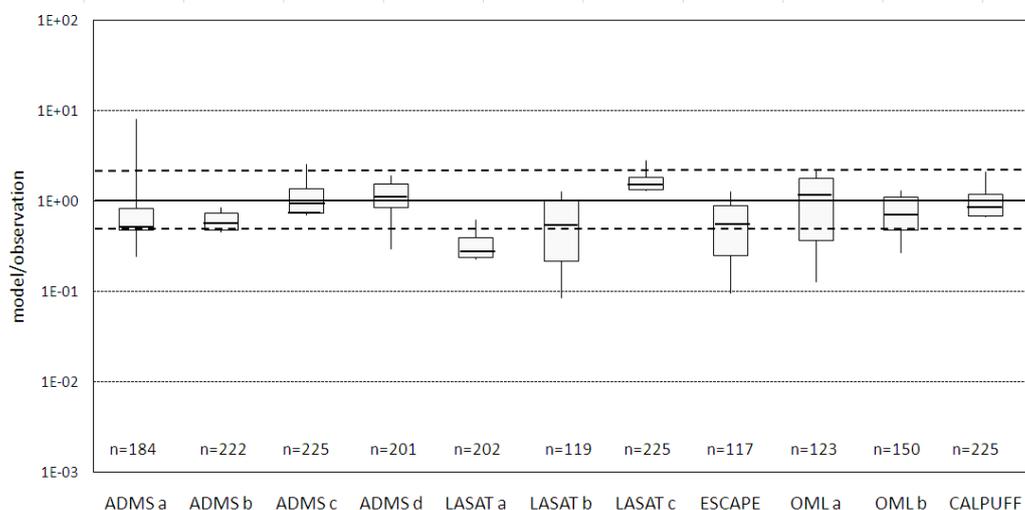


Abbildung 2-8: 2., 16., 50., 84. und 98. Perzentil der Residuen (Verhältnis der Windtunnelraten zu den berechneten Konzentrationen auf Basis der Quantilplots) für die non-CFD Modellläufe

iv. Ergebnisse der MISKAM-Läufe

Im folgenden werden die MISKAM-Ergebnisse der ZAMG-Läufe für das nicht-rotierte (MISKAM a) und das in Gebäude-richtung rotierte (MISKAM b) Koordinatensystem diskutiert. Man erkennt, dass es im nord-süd orientierten Koordinatensystem (Abb. 2.9) eine Reihe von Wertepaaren gibt, bei denen im Windkanal Konzentrationen gemessen wurden, die Berechnungen jedoch Nullwerte ergeben. Für höhere Konzentrationen herrscht tendenziell eine Überschätzung der Windkanal-daten durch das Modell. Das Residuenfeld (Abb. 2.9c) zeigt, dass die Überschätzungen in Quellnähe auftreten, während in Ausbreitungsrichtung im Containerfeld eine deutliche Unterschätzung vorkommt; die Abgasfahne ist somit im Modell gegenüber dem Windkanal verkürzt.

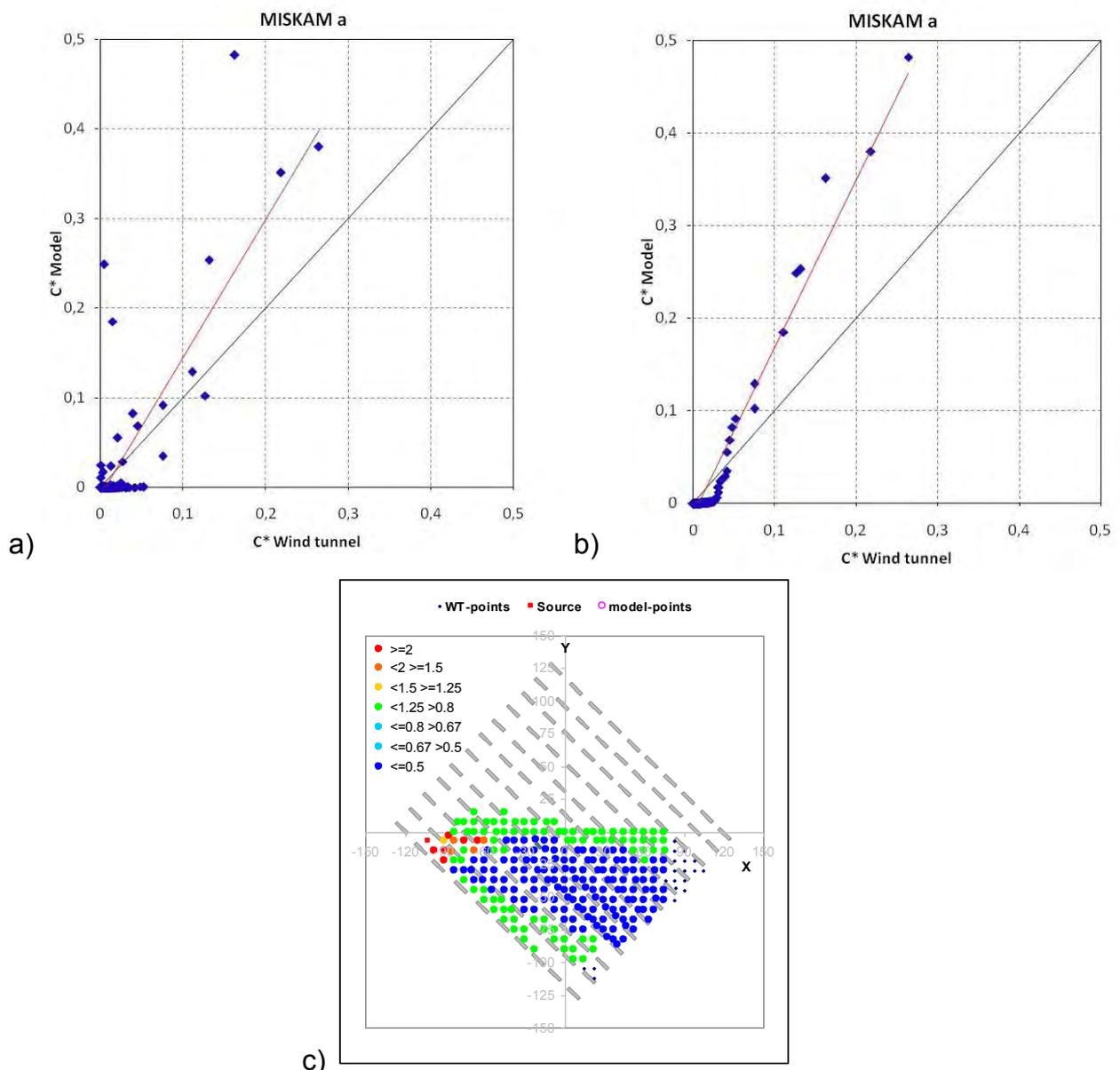


Abbildung 2-9: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für MISKAM a (nord-süd orientiertes Gitternetz)

Die MISKAM-Ergebnisse für das gebäudeparallele Koordinatensystem (MISKAM b) sind in Abb. 2.10 dargestellt. Gegenüber MISKAM a ergeben sich deutliche Verbesserungen. Positive und negative Abweichungen zu den Windkanaldaten halten sich, wie die Trendlinie zeigt, in etwa die Waage (Abb. 2.10a). Das Quantildiagramm zeigt eine Tendenz zur Überschätzung der Windkanaldaten (Abb. 2.10b). Das Residuenfeld (Abb. 2.10c) zeigt einen großen (grünen) Bereich mit guter Übereinstimmung zwischen Windkanal und Modell (Residuen nahe 1). Die Bereiche mit großen Über- bzw. Unterschätzungen (rote und blaue Punkte in Abb. 5.10c) sind vergleichsweise klein. MISKAM wurde speziell zur Berechnung von Strömungen und Konzentrationen im dicht verbauten Gebiet entwickelt; das Modell ist für die Anwendung auf das MUST-Experiment von allen in der Hauptabteilung für Umweltmeteorologie eingesetzten Ausbreitungsmodellen am besten geeignet; die guten Ergebnisse bestätigen dies. Das Beispiel des MISKAM a – Laufs verdeutlicht auch, dass für die Qualität des Ergebnisses eine optimale Modellkonfiguration entscheidend ist.

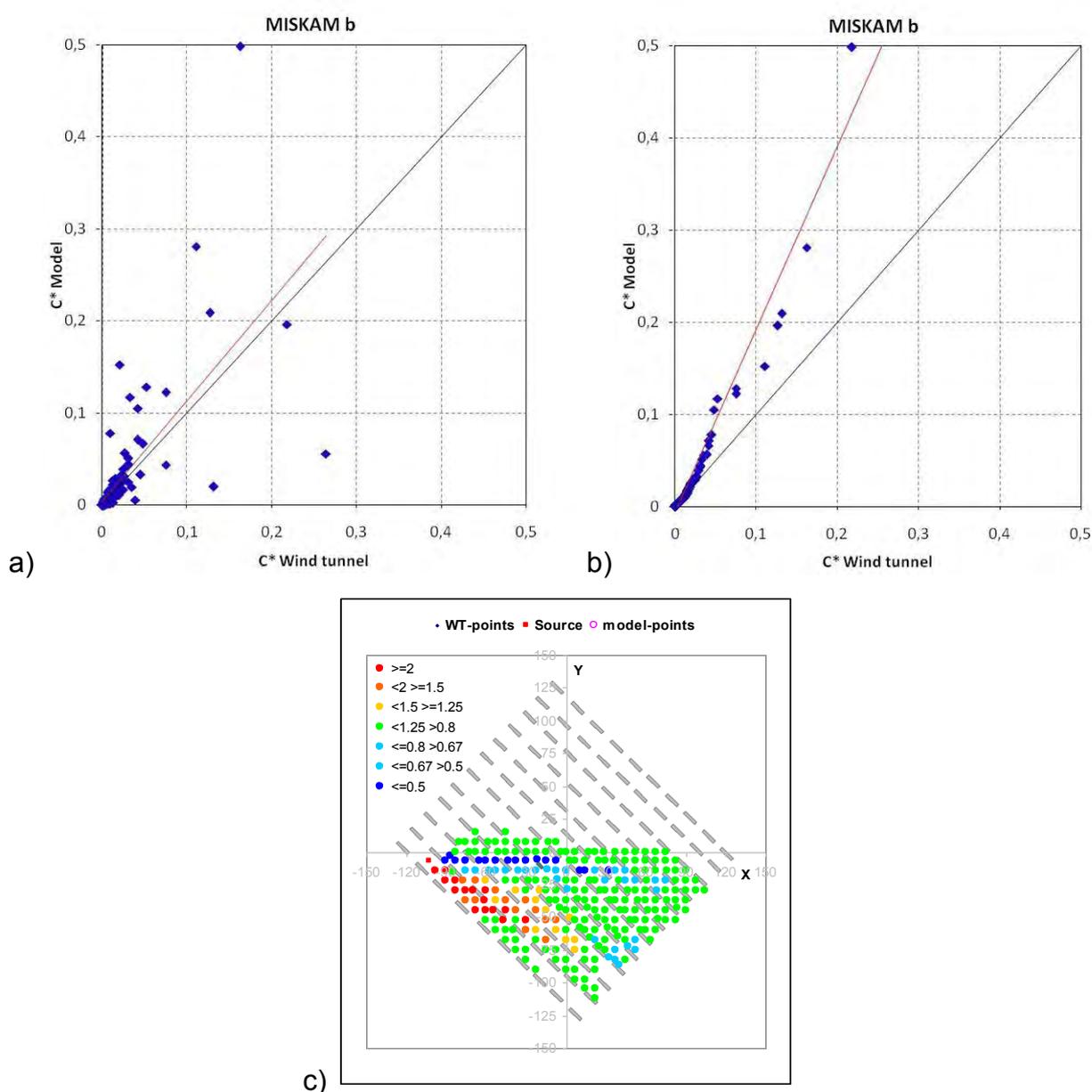


Abbildung 2-10: a) Streudiagramm, b) Quantildiagramm, c) Residuenfeld für MISKAM b (gebäude-paralleles Gitternetz)

v. Statistische Ergebnisse für die CFD-Modelle

In diesem Abschnitt werden die statistischen Ergebnisse der Vergleiche ausgewählter CFD-Modelle mit den Windkanaldaten dargestellt. Dies ermöglicht die Bewertung der an der ZAMG durchgeführten MISKAM-Berechnungen im Vergleich zu den Ergebnissen anderer, ähnlich komplexer Modelle. Bei CFD a handelt es sich um das Modell FLUENT, bei CFD b um M2Ue, bei CFD c um das Modell StarCD. MISKAM a und b sind die ZAMG-Läufe gemäß Abschnitt 2.1.4, MISKAM c ist ein Modelllauf an der DMU in Kopenhagen. Zunächst (Abb. 2.11) werden die Datensätze anhand von Residuendiagrammen nach Hanna et al. (2003) verglichen. Die unteren und oberen Enden der dünnen vertikalen Linien repräsentieren das 2. bzw. 98. Perzentil der Verhältnisse Modell/Windkanal. Die unteren und oberen Enden der Boxen stehen für das 16. bzw. das 84. Perzentil; die horizontale durchgezogene Linie in jeder Box ist der Median. Zwischen den strichlierten horizontalen Linien liegt der Bereich mit der besten Übereinstimmung.

Aus der Abb. 2.11 ist zu erkennen, dass zwischen den komplexen CFD-Modellen a bis c und den MISKAM-Läufen qualitative Unterschiede bestehen. Die komplexen CFD-Modelle schneiden insgesamt etwas besser ab, wenn auch der Lauf MISKAM b diesen Ergebnissen sehr nahe kommt. Der Lauf MISKAM a zeigt eine systematische Unterschätzung, MISKAM c eine größere Streuung. Im Vergleich zu den non-CFD-Modellen (Abb. 2.6) sind die Ergebnisse deutlich besser, d. h. dass bei den CFD-Modellen meist nur ein kleiner Teil der Beobachtungspunkte (Windkanaldaten) mit einem Faktor 10 oder mehr über- oder unterschätzt wird (y-Achse weist eine logarithmische Skalierung auf).

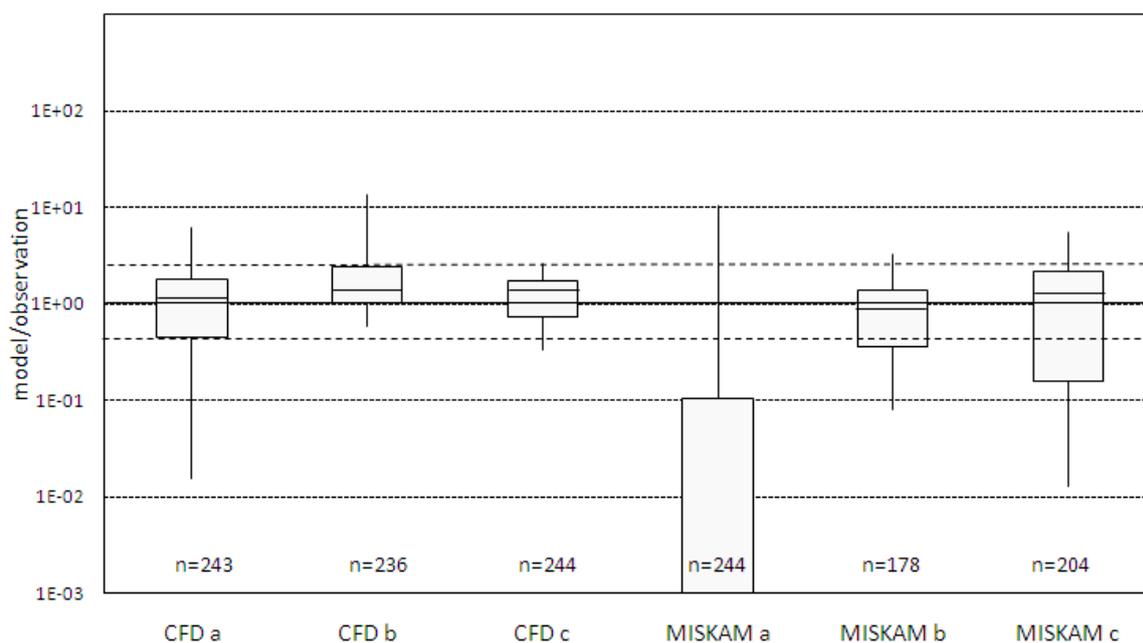


Abbildung 2-11: 2., 16., 50., 84. und 98. Perzentil der Residuen (Verhältnis der Windtunnelneldaten zu den berechneten Konzentrationen) für die CFD Modellläufe auf Basis der räumlich gepaarten Datensätze

Aus Abbildung 2.12 ist zu ersehen, dass die Qualität eines Modelllaufs stark von den gewählten Eingangsdaten und der Modellkonfiguration abhängt; die verschiedenen MISKAM-Läufe zeigen zum Teil starke Unterschiede. Während bezüglich der Residuenverteilung (Abb. 2.11) die Ergebnisse der CFD-Modelle deutlich besser als

jene der non-CFD-Modelle (Abb. 2.6) sind, ist das hinsichtlich der statistischen Maßzahl MSD so generell nicht der Fall (vergleiche Abb. 2.12 und Abb. 2.7). Den kleinsten MSD weisen die Modelle CFD c und CFD a auf. MISKAM a besitzt einen geringeren MSD als MISKAM b, während bei den Residuenverteilungen MISKAM a (mit nicht-rotiertem Koordinatensystem) ungünstiger liegt. CFD b, MISKAM b und MISKAM c sind bezüglich des MSD als etwa gleich gut zu bewerten.

Die quadratische Differenz der Mittelwerte, ausgedrückt durch SB, ist für alle dargestellten Modellläufe klein. Den größten Anteil am MSD macht meist der Parameter LCS aus, der beschreibt, wie weit die Modellierung von einer idealen Korrelation mit den Beobachtungsdaten abweicht. Für CFD c, MISKAM a und MISKAM c macht auch die quadratische Differenz der Standardabweichungen SDSD einen bedeutenden Beitrag aus; je größer dieser Wert ist, desto weniger gut wird die räumliche Variabilität der Beobachtungsdaten erfasst.

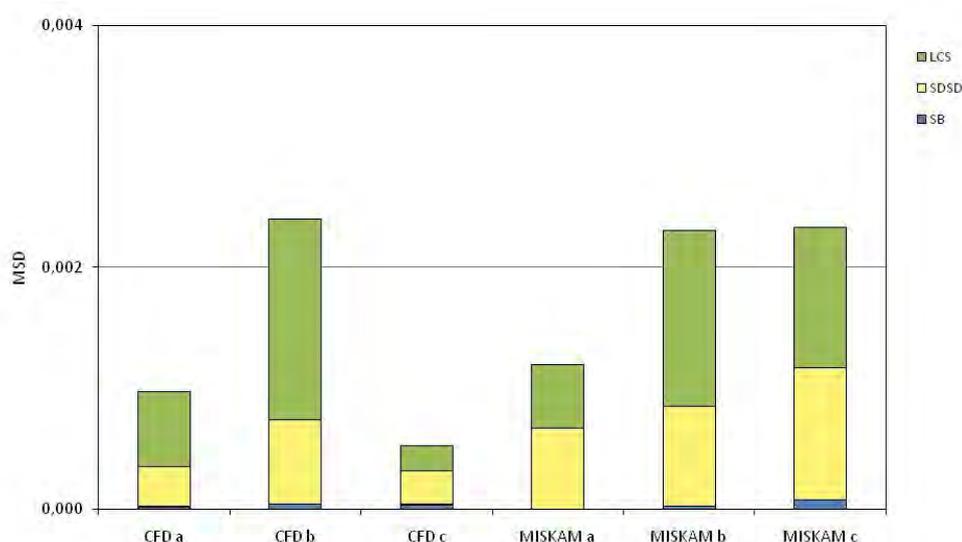


Abbildung 2-12: Mittlere quadratische Abweichung (MSD) und ihre Komponenten: Das Quadrat der Differenz zwischen dem modellierten und gemessenen Mittelwert (Bias) SB, die quadratische Differenz zwischen den Standardabweichungen der Modellergebnisse und der Windkanaldaten (SDSD) und das Fehlen positiver Korrelation gewichtet mit dem Produkt der Standardabweichungen (LCS)

	CFD a	CFD b	CFD c	MISKAM a	MISKAM b	MISKAM c
Hit rate	0.74	0.79	0.65	0.36	0.80	0.46
FAC2	0.86	0.86	0.95	0.38	0.88	0.71
MG	0.9	0.8	0.8	1.9	1.0	0.8
VG	1.2	1.4	1.1	3.2	1.3	1.7
FB	-0.3	-0.4	-0.4	0.2	-0.3	-0.5
NMSE	4.5	9.8	2.2	7.9	10.3	7.5

Tabelle 2.3. Hit rate, Faktor 2 (FAC2), geometrischer Mittelwert (MG), geometrische Varianz (VG), „fractional bias“ (FB) and normierter mittlerer quadratischer Fehler (NMSE) für die CFD-Modellläufe

Die Bewertung der statistischen Parameter in der Tabelle 2.3 wird im Abschnitt 2.1.3 bei der Diskussion der Tabelle 2.2 dargelegt („Akzeptabilitätskriterien“ nach Chang und Hanna, 2004). Aus der Tabelle 2.3 ist zu ersehen, dass der Lauf CFD c für drei statistische Maßzahlen die besten Werte aufweist. MISKAM b ist bei zwei Maßzahlen am besten, MISKAM a bei einem Kriterium. Im Vergleich zur Tabelle 2.2 ist zu erkennen, dass sich die komplexen CFD-Modelle sowie der Lauf MISKAM b mit in Gebäuderichtung rotiertem Koordinatensystem durch allgemein deutlich bessere Werte für die „Hit rate“ (0.65 bis 0.8) und den FAC2 (0.85 bis 0.95) auszeichnen. Auch VG weist niedrigere Werte auf und erfüllt für die vier Läufe das Akzeptabilitätskriterium (< 1.6). Die Werte für MG, FB und NMSE hingegen bewegen sich im Bereich jener für die non-CFD-Modelle. Die Läufe MISKAM a und MISKAM c weisen teilweise deutlich schlechtere statistische Ergebnisse auf. Wie bei den non-CFD-Modellen hängt die Güte des Modellergebnisses somit stark von der Modellkonfiguration ab.

Aus dem Vergleich der statistischen Ergebnisse der Abschnitte 2.1.3 und 2.1.5 ergibt sich somit, dass bei Anwendungen wie der komplexen MUST-Konfiguration aufwändigere CFD-Modelle, aber auch ein optimal konfiguriertes MISKAM (siehe Lauf MISKAM b) bessere Ergebnisse liefern als non-CFD-Modelle. Da die CFD-Modelle speziell für die Strömungssimulation im verbauten Gelände entwickelt wurden, ist dieses Ergebnis zu erwarten; hervorzuheben sind jedoch die relativ geringen Unterschiede hinsichtlich der statistischen Auswertung zu den meisten non-CFD-Modellen. Das verdeutlicht, dass bei einer Modellevaluierung nicht nur ein statistischer Vergleich, sondern eine umfassende Betrachtung der Ergebnisse z. B. anhand von Streudiagrammen, Quantildiagrammen und Residuenauswertungen unumgänglich ist.

b. Datensatz Tierstall

Dieses Experiment ist von den Umgebungsbedingungen her einfacher als das MUST-Experiment. Für die einzelnen Experimente des Datensatzes Tierstall liegen, wie es bei Feldmessungen durch die begrenzte Zahl an Messinstrumenten üblich ist, nur relativ wenige Vergleichspunkte vor. Der Datensatz dieses Feldexperiments umfasst die Messergebnisse an 12 Messpunkten von 14 zeitlich nacheinander durchgeführten Messphasen (bezeichnet mit B, C bis O). Im Zwischenbericht wurden die Ergebnisse für das Experiment C beispielhaft im Einzelnen dargestellt. Für den hier vorliegenden Endbericht werden die Ergebnisse von fünf Modellläufen jeweils für das gesamte Datenkollektiv zusammengefasst, was naheliegend ist, da alle Experimente unter neutralen Bedingungen stattfanden. Die fünf verwendeten Modelle sind das normative Gauß-Modell ONGAUSSplus, das AODM (Gauß-Modell mit peak-to-mean-Ansatz für Geruch), ADMS sowie LASAT ohne und mit Berücksichtigung der geringen Unterschiede in der Geländehöhe. Diese Modelle würden in unserer gutachterlichen Praxis für eine vergleichbare Anwendung herangezogen werden. Die LASAT-Berechnungen wurden mit einer Gitterdistanz von 3 m (in x- und y-Richtung) durchgeführt.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt weitgehend in Analogie zum Kapitel 2.1. Zunächst werden Streu- und Quantildiagramme dargestellt, anschließend erfolgt die Diskussion der statistischen Maßzahlen.

Streu- und Quantildiagramme für das normative Gaußmodell ONGAUSSplus sind in Abb. 2.13 dargestellt. Jedes Experiment ist durch ein eigenes Symbol gekennzeichnet. Beide Abbildungen zeigen, dass das Gaußmodell keine

Konzentrationen über rund $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, während Konzentrationen bis über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vereinzelt gemessen werden. Aus den Abbildungen ist zu ersehen, dass das Modell, gemittelt über alle Experimente, die Konzentrationen tendenziell unterschätzt. Bis nahe $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt die Unterschätzung durch das Modell im Bereich eines Faktors 2.

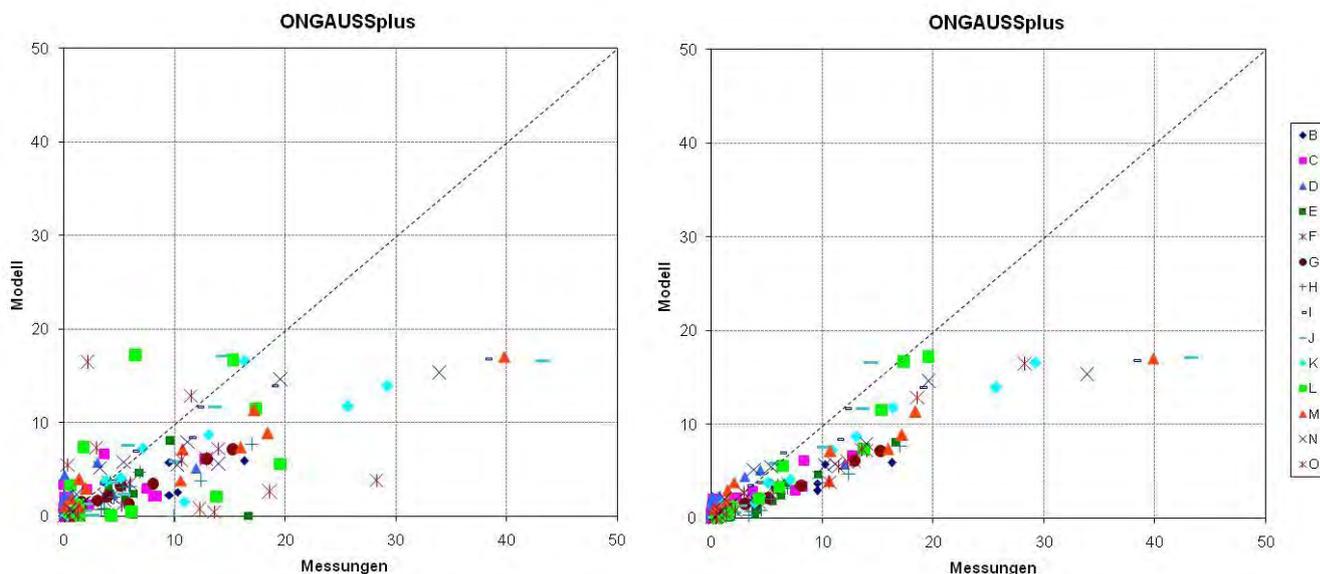


Abbildung 2-13: Streudiagramm (links) und Quantildiagramm (rechts) für ONGAUSSplus

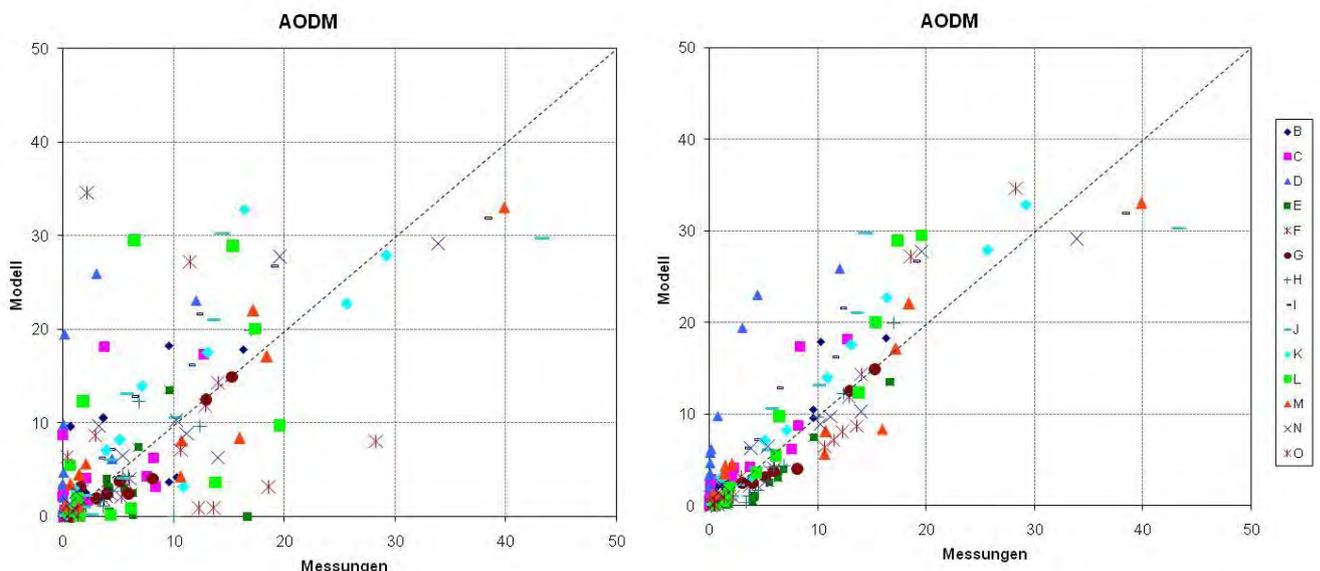


Abbildung 2-14: Streudiagramm (links) und Quantildiagramm (rechts) für AODM

Die Ergebnisse für AODM, das Österreichische Geruchs-Ausbreitungsmodell, sind in Abb. 2.14 dargestellt. Sowohl aus dem Streudiagramm, besonders aber aus dem Quantildiagramm ist die bessere Übereinstimmung mit den Beobachtungsdaten im Vergleich zum normativen Gauß-Modell zu erkennen. Bei großer Streuung (Abb. 2.14, links) liegen die nach der Größe geordneten Wertepaare Messung-Rechnung entlang der Diagonale durch die Abbildung, der Linie mit der exakten Übereinstimmung (Abb. 2.14 rechts). Tendenziell ist eine leichte Überschätzung der Beobachtungswerte durch das Modell zu erkennen. AODM ist ebenfalls ein

Gaußmodell, wobei allerdings die Konzentrationen mit einem peak-to-mean-Faktor multipliziert werden, der in komplexer Weise von der Windgeschwindigkeit und der Ausbreitungsklasse sowie von der Quelledistanz abhängt.

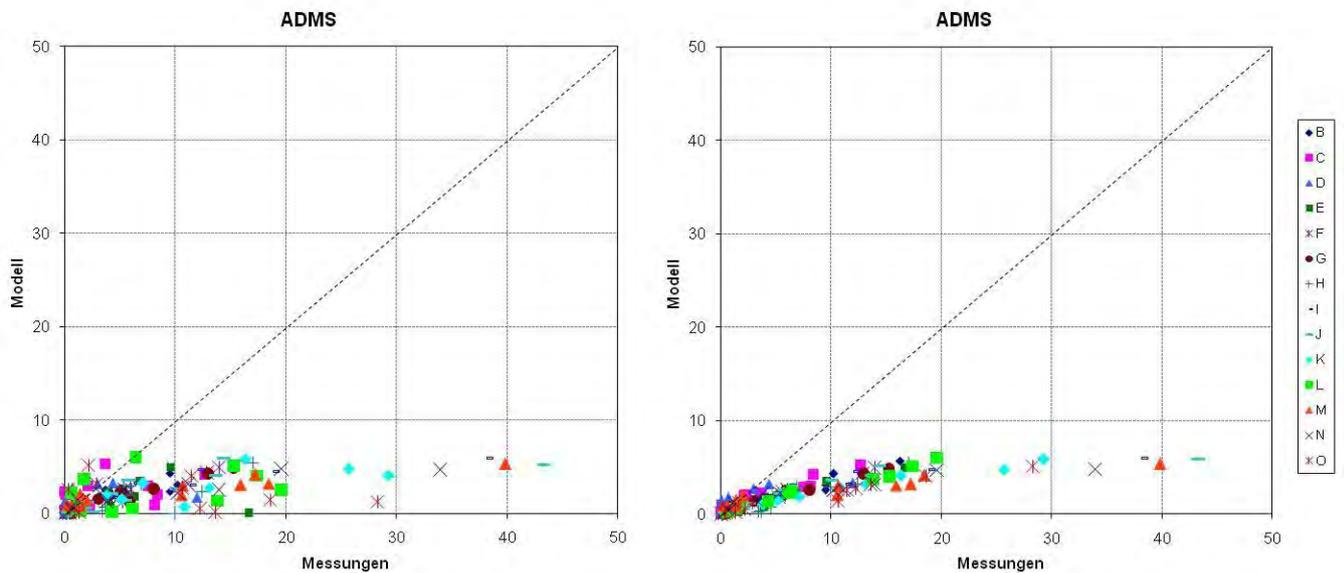


Abbildung 2-15: Streudiagramm (links) und Quantildiagramm (rechts) für ADMS

Aus der Abb. 2.15 ist zu ersehen, dass das Modell ADMS die Beobachtungsdaten für das Experiment „Tierstall“ deutlich unterschätzt, und zwar systematisch über alle bei neutralen Bedingungen und unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten durchgeführten Experimenten. Alle berechneten Konzentrationen liegen deutlich unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

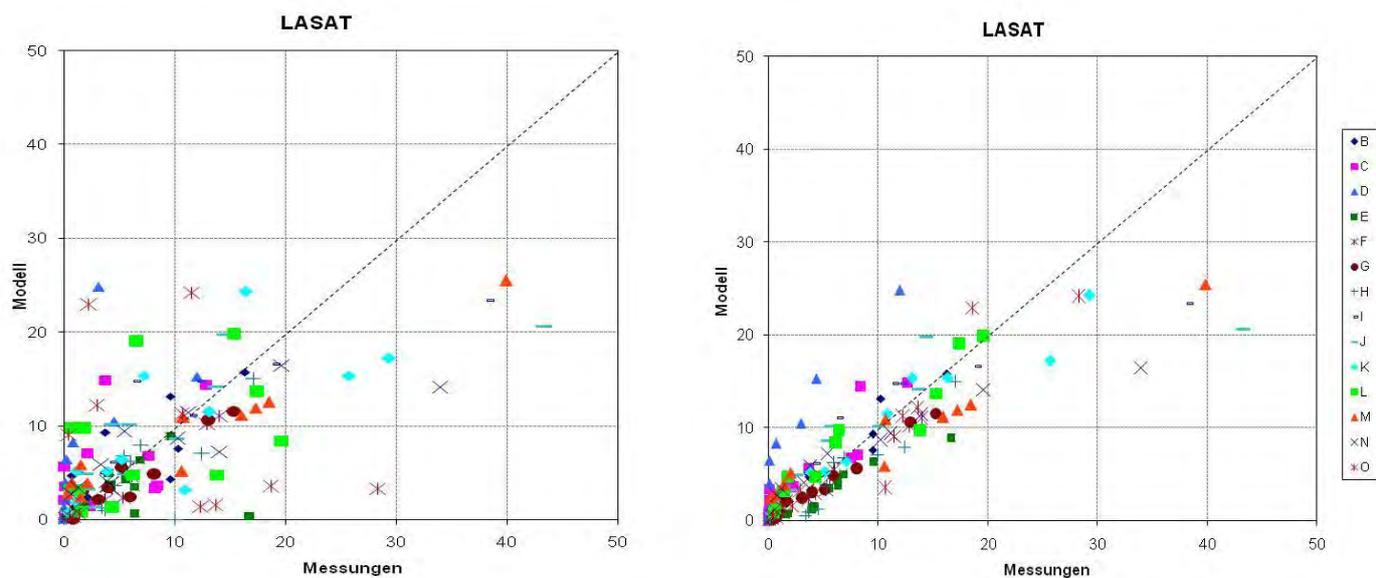


Abbildung 2-16: Streudiagramm (links) und Quantildiagramm (rechts) für LASAT

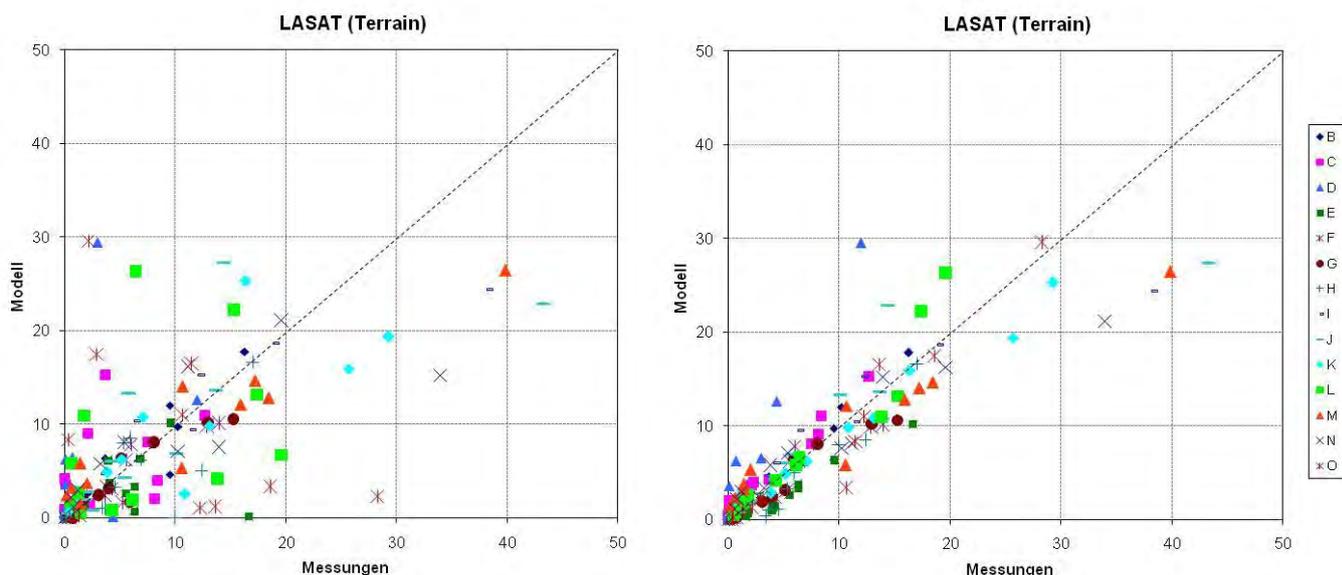


Abbildung 2-17: Streudiagramm (links) und Quantildiagramm (rechts) für LASAT mit Berücksichtigung des Geländes

Für die beiden LASAT-Läufe ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit den Beobachtungsdaten (Abb. 2.16, 2.17). Bei relativ großer Streuung der Einzelwerte (jeweils linke Abbildung) ist aus dem Quantildiagramm die gute Übereinstimmung der Größenbereiche von Messung und Modellierung zu erkennen. Lediglich die höchsten gemessenen Werte werden durch das Modell unterschätzt; die maximalen Konzentrationen von LASAT liegen bei $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mit Berücksichtigung der geringen Geländeunterschiede kann noch eine gewisse Optimierung erzielt werden.

Die statistischen Ergebnisse sind in den Abbildungen 2.18 und 2.19 sowie in der Tabelle 2.4 dargestellt. Aus den Streu- und Quantildiagrammen (Abbildungen 2.13 bis 2.17) folgt bereits, dass ADMS im Gegensatz zu den anderen Modellläufen die Messwerte stark unterschätzt. In allen dargestellten statistischen Ergebnissen schneidet dieser Lauf daher auch am schlechtesten ab. Aus der Residuenverteilung der Abb. 2.18 ist zu ersehen, dass für die beiden LASAT-Modellläufe und für AODM 50 % der Modellwerte innerhalb eines Faktors 2 zu den Messwerten liegen. Das normative Gaußmodell ONGAUSSplus (in Abb. 2.18 mit ONG abgekürzt) und noch mehr das Modell ADMS unterschätzen hier systematisch. Allen Modellen gemeinsam ist allerdings auch ein großer Wertebereich, d. h. dass die Beobachtungen teilweise um einen Faktor 10 oder mehr über- oder häufiger unterschätzt werden.

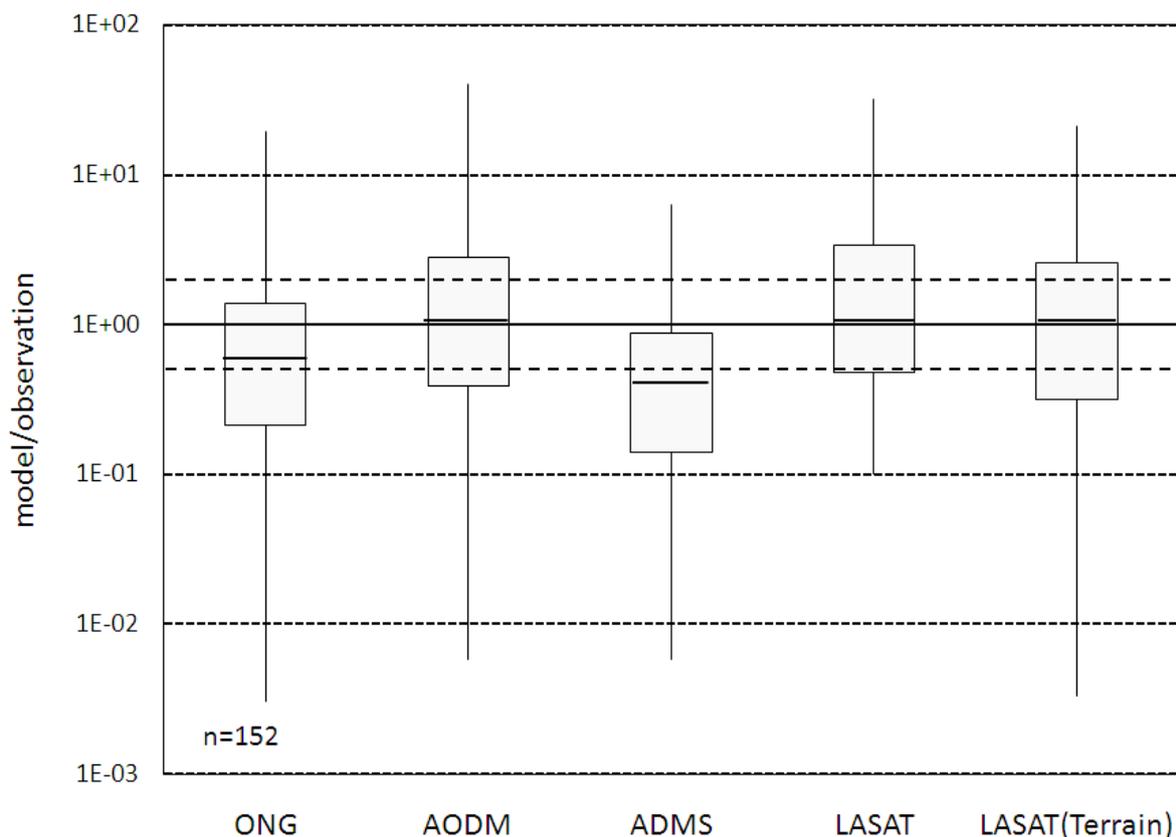


Abbildung 2-18: 2., 16., 50., 84. und 98. Perzentil der Residuen (Verhältnis der berechneten Konzentrationen zu den Windtunneldaten) für die Modellläufe des Experiments „Tierstall“ auf Basis der absteigend sortierten Datensätze

MSD (Abb. 2.19) ist für alle Läufe außer ADMS von ähnlichem Betrag. Für AODM und die beiden LASAT-Läufe besteht er fast zur Gänze aus dem Anteil LCS, d. h. die Modellläufe geben die Verteilung der Beobachtungsdaten nicht richtig wieder (erkennbar auch an der starken Streuung der Einzelwerte in den Streudiagrammen). Beim normative Gaußmodell ONGAUSSplus (in Abb. 5.19 mit ONG abgekürzt) sind alle drei Anteile von MSD vertreten, es gibt also auch eine nennenswerte Abweichung der Mittelwerte (SB), außerdem wird die räumliche Variabilität der Beobachtungsdaten (SDSD) nicht korrekt erfasst. Die hohen Werte von MSD für ADMS sind vor allem durch Anteile von SDSD und SB bedingt, während LCS geringer ist als bei den anderen Modellen.

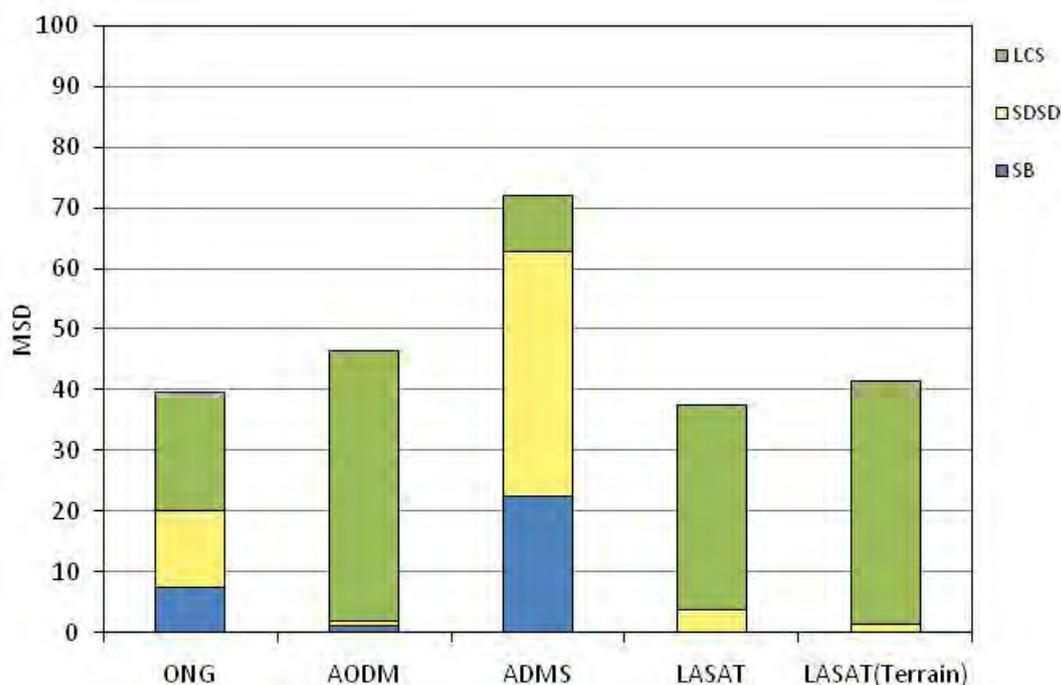


Abbildung 2-19: Mittlere quadratische Abweichung (MSD) und ihre Komponenten: Das Quadrat der Differenz zwischen dem modellierten und gemessenen Mittelwert (Bias) SB, die quadratische Differenz zwischen den Standardabweichungen der Modellergebnisse und der Windkanaldaten (SDSD) und das Fehlen positiver Korrelation gewichtet mit dem Produkt der Standardabweichungen (LCS)

Auch aus der Tabelle 2.4 sind die deutlich ungünstigeren Ergebnisse für ADMS im Vergleich zu den anderen Modellläufen gut zu erkennen. Das beste statistische Ergebnis ist jeweils fett hervorgehoben. Für ADMS liegen die statistischen Maßzahlen außerhalb der Akzeptabilitätsgrenzen nach Chang und Hanna (2004), für die anderen Modelle werden sie im Wesentlichen erfüllt; nur für ONGAUSSplus liegt der Wert für FB von 0,4 knapp außerhalb des akzeptablen Bereichs. Die besten Maßzahlen weisen die beiden LASAT-Läufe und AODM auf.

	ONGAUSSplus	AODM	ADMS	LASAT	LASAT(Terrain)	'akzeptabel'
MG	1.3	1.0	1.6	0,9	1.0	0,7 < MG < 1,3
VG	1.5	1.5	1.6	1,3	1.4	VG < 1,6
FB	0.4	-0.2	0.8	0,01	0.01	-0,3 < FB < 0,3
NMSE	1.7	1,2	5.8	1,1	1,3	NMSE < 4

Tabelle 2.4. Geometrischer Mittelwert (MG), geometrische Varianz (VG), „fractional bias“ (FB) and normierter mittlerer quadratischer Fehler (NMSE) für die Modellläufe des Experiments „Tierstall“

3. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Modellvalidierung für den MUST-Datensatz werden im Abschnitt 2.1, jene für den Datensatz „Tierstall“ im Abschnitt 2.2 dargestellt und erläutert. Die MUST-Konfiguration ist den Abb. 1.1 und 1.2 zu entnehmen. Mit dem MUST-Datensatz (Windkanaldaten der Universität Hamburg) wurden die Modelle MISKAM, LASAT und ADMS der ZAMG verglichen. Außerdem wurden im Rahmen der COST-Aktion 732 weitere non-CFD (Tabelle 2.1) und CFD-Modelle (Abschnitt 2.1.5) getestet. Die Ergebnisse der ZAMG-Modelle werden im Detail anhand von Streudiagrammen, Quantil- und Residuenauswertungen diskutiert. Die statistische Auswertung vornehmlich in Tabellenform erfolgt für alle an der COST-Aktion beteiligten non-CFD-Modelle (Abschnitt 2.1.3) und für eine Auswahl an CFD-Modellen (Abschnitt 2.1.5). Anhand des von der Konfiguration her einfacheren Experiments „Tierstall“ wurden die ZAMG-Modelle ONGAUSSplus, AODM, ADMS und LASAT (ohne und mit Terrain) getestet. Die Darstellung der Ergebnisse in Abschnitt 5.2 erfolgt weitgehend analog zu Abschnitt 2.1.

Die im Abschnitt 2.1 dargestellten Ergebnisse für das MUST-Experiment zeigen, dass bei dieser komplexen Gebäudekonfiguration erwartungsgemäß die CFD-Modelle (inklusive MISKAM) insgesamt bessere Ergebnisse liefern als die non-CFD-Modelle (für die ZAMG relevant: ADMS und LASAT). Allerdings spielt auch die Modellkonfiguration eine bedeutende Rolle. So werden für LASAT und MISKAM bessere Ergebnisse erzielt, wenn das Koordinatensystem gebäudeparallel orientiert ist. Für ADMS wird die Übereinstimmung mit den Windkanaldaten besser, wenn statt eines „effektiven Gebäudes“ mit einer erhöhten Rauheitslänge gerechnet wird. Das Gebäudemodul in ADMS sollte nur dann verwendet werden, wenn ein einzelnes Gebäude im Modellgebiet zu berücksichtigen ist, nicht bei dichter verbautem Untersuchungsgebiet.

Im Detail ergeben sich aufgrund der einzelnen statistischen Maßzahlen Unterschiede zu dieser allgemein gehaltenen Bewertung. So zeigen z. B. die Streudiagramme, dass der gebäudeparallele MISKAM-Lauf b (Abschnitt 2.1.4) deutlich bessere Ergebnisse liefert als die ebenfalls gebäudeparallelen Läufe LASAT b und LASAT c (Abschnitt 2.1.2). Die Quantilplots hingegen zeigen für ADMS b (Abschnitt 2.1.1) und LASAT b die besten Ergebnisse. Das Gauß-Modell ADMS kann eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung liefern, wenn beim Konzentrationsvergleich eine räumliche Paarung der Datenpunkte nicht berücksichtigt wird. Für die tägliche Gutachtenpraxis ist weniger wichtig, ob eine punktgenaue Übereinstimmung zwischen Modell und Messung erwartet werden kann; hingegen ist von zentralem Interesse, dass das Modell die Spitzenkonzentrationen größenordnungsmäßig richtig erfasst. Diesbezüglich sind bei dem MUST-Vergleich einige Läufe der Modelle LASAT und ADMS adäquat zu MISKAM. ADMS kann aber wegen der geradlinigen Gauß'schen Ausbreitung keine Strömungsablenkungen simulieren; auch das Modell LASAT simuliert im gegenständlichen Fall die beobachtete Ablenkung in das Containerfeld zu wenig stark. Dies ist anhand der Residuenfelder in den zitierten Abschnitten klar erkennbar. Die Ergebnisse der Quantildiagramme erlauben aber den Schluss, dass auch einfache Modelle wie ADMS in komplexen Situationen als Screening-Modelle für eine erste Abschätzung der zu erwartenden Maximalwerte verwendet werden können.

Auch die statistischen Ergebnisse, zunächst für die non-CFD-Modelle (Abschnitt 2.1.3), sind je nach gewähltem Parameter bzw. gewählter Maßzahl unterschiedlich, wenn sich auch klar einige Läufe als besser als andere herausstellen. Nach der Residuenverteilung (Abb. 2.6) wird die beste Übereinstimmung zwischen

Berechnung und Messung für die Modelle ADMS c, LASAT c und CALPUFF erzielt. Der mittlere quadratische Abweichung MSD ist für ADMS b und c und LASAT a und b am kleinsten, weist aber auch für alle anderen Modelle außer ADMS a (dem Lauf mit einem „effektiven“ Gebäude) sehr günstige Werte auf. Betrachtet man die in der Tabelle 2.2 angeführten statistischen Maßzahlen, so erhält man für den LASAT-Lauf c drei beste Werte und für ADMS c zwei beste Werte. Die Akzeptabilitätsbereiche nach Chang und Hanna (2004) werden je nach Maßzahl von einer unterschiedlichen Zahl von Modellen erfüllt. Damit ergibt sich kein eindeutig „bestes“ non-CFD-Modell für den MUST-Datensatz.

Zwischen den komplexen CFD-Modellen a bis c und den MISKAM-Läufen gibt es qualitative Unterschiede (Abb. 2.11, 2.12). Die komplexen CFD-Modelle schneiden insgesamt etwas besser ab (das oben erwähnte Kriterium von Chang und Hanna ist für alle drei Modelle erfüllt), wenn auch der Lauf MISKAM b – mit gebäudeparallelem Koordinatensystem - diesen Ergebnissen sehr nahe kommt. Die Läufe MISKAM a und c zeigen eine weniger gute Übereinstimmung mit den Windkanaldaten. Diese Ergebnisse werden auch durch die Zahlenwerte in Tabelle 2.3 bestätigt. Auch dieses Ergebnis zeigt, diesmal anhand von MISKAM, dass die Modellkonfiguration einen entscheidenden Einfluss auf die Güte des Modellergebnisses hat.

Die Konfiguration für das Experiment „Tierstall“ (Versuchsanordnung siehe Abb. 1.4) war im Vergleich zum MUST-Experiment einfacher. Für dieses Experiment liefern die Modelle ONGAUSSplus, AODM und die beiden LASAT-Läufe (mit und ohne Berücksichtigung des Geländes) eine gute Übereinstimmung mit den Messdaten, während ADMS in diesem Fall zu deutlichen Unterschätzungen der Konzentrationen führt (Abschnitt 2.2). Für ADMS liegen die statistischen Maßzahlen (Tabelle 2.4) außerhalb der Akzeptabilitätsgrenzen nach Chang und Hanna (2004), für die anderen Modelle werden sie im Wesentlichen erfüllt; nur für ONGAUSSplus liegt der Wert für FB von 0,4 knapp außerhalb des akzeptablen Bereichs.

Die erzielten Ergebnisse der Modellvergleiche für die beiden Datensätze erlauben die folgenden Schlussfolgerungen:

- Die Güte des Modellergebnisses ist abhängig von der Modellkonfiguration (z. B. Orientierung des Modellgitters) und der Eingangsdaten (z. B. Rauigkeitslänge).
- Unterschiedliche statistische Maßzahlen und Vergleichsdarstellungen liefern unterschiedliche Aussagen bezüglich der Qualität der Modellergebnisse.
- Ist man lediglich an der Höhe der Maximalkonzentration unabhängig vom Ort ihres Auftretens interessiert, können meist auch einfache Gauß-Modelle verwendet werden, sogar bei komplexen Gebäudekonfigurationen, für die die Anwendung dieser Modelle sonst nicht empfohlen werden kann („Screening“-Verfahren). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bereits mehrere Evaluierungsstudien im Rahmen der Arbeitsgruppe „Ausbreitungsrechnung“ des Bundesministeriums für wirtschaftliche Angelegenheiten (Öttl, pers. Mitt.) eine Tendenz des Gauß-Modells ADMS zur Unterschätzung der Konzentrationen gezeigt haben.
- Wird eine gute Repräsentation des gemessenen Konzentrationsbereichs oder eine verlässliche Vorhersage von Ort und Zeit der Maximalkonzentration verlangt, so müssen je nach der Komplexität der Anwendung die geeigneten Modelle verwendet werden; hier muß von einem entsprechenden Fachmann eine Entscheidung getroffen werden.

- Jahresmittelwerte oder Perzentile von Konzentrationen können mit vertretbarem Rechenaufwand und unter Berücksichtigung einer ortsspezifischen Meteorologie (z. B. Jahreszeitreihe) nur mit non-CFD-Modellen berechnet werden. Deswegen war es in diesem Projekt so wichtig, zu zeigen, dass diese Modelle prinzipiell auch in komplexen Situationen angewendet werden können, wobei eine optimale Modellkonfiguration (z. B. gebäude-paralleles Koordinatensystem bei LASAT und MISKAM) zu wählen ist.
- Komplexe Gebäudestrukturen und Straßenschluchten: verlangen die Verwendung hindernis-auflösender CFD-Modelle wie MISKAM; die Kombination von CFD-Strömungsfeldern mit einer Lagrange'schen Ausbreitungsrechnung (Lauf LASAT c) kombiniert eine realistische Strömungssimulation mit den Vorteilen (relativ kurze Rechenzeit, Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe als Inputdaten) Lagrange'scher Modellierung. Hirtl und Baumann-Stanzer (2007) validierten ADMS-Roads und LASAT anhand von Konzentrationsdaten aus Straßenzügen in Stockholm, London und Berlin und fanden eine Tendenz zur Unterschätzung von NO_x-Konzentrationen durch ADMS-Roads im Vergleich zu LASAT.
- Ebenes Gelände ohne Hindernisse: Gauß-Modelle sind geeignet (Kaiser et al., 2005; Pechinger und Petz, 1997 und 1995). Aber auch bei direkter Anströmung eines Aufpunkts in topographischem Gelände können Gauß-Modelle gemessene Maximalkonzentrationen gut wiedergeben; in einer Validierungsstudie für Trbovlje, Slowenien, schnitten das österreichische regulative Gaußmodell ONGAUSSplus und LASAT deutlich besser ab als ADMS (Hirtl et al., 2007; Kaiser et al., 2005).
- Geruch: Modelle, die die kurzzeitigen Auswirkungen von Geruchsspitzen entsprechend parameterisieren (wie AODM oder LASAT), sind am besten geeignet.

4. Literatur

- Bächlin, W., A. Rühling, A. Lohmeyer, 2002: Bereitstellung von Validierungsdaten für Geruchsausbreitungsmodelle – Naturmessungen. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Förderkennzeichen BWE 20003, 183 pp.
- Baumann-Stanzer, K., M. Piringer, E. Polreich, M. Hirtl, E. Petz, M. Bügelmayer, 2008: User experience with model validation exercises. Ext abstract of the 12th Int. Conf. on Harmonization within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, Cavtat, Croatia, 6 – 10 October 2008. In: Croatian Meteorological Journal 43 (2008), Vol. 1, 52 – 56, ISSN 1330-0083 (siehe Anhang).
- Carruthers D.J., A.M. McKeown, D.J. Hall, S. Porter, 1999: Validation of ADMS against wind tunnel data of dispersion from chemical warehouse fires. Atmospheric Environment, Vol. 33, 12, 1937-1953.
- CERC (Cambridge Environmental Research Consultants), 2001: ADMS 3, Version 3.1, User Guide.
- Chang , J.C. and S.R. Hanna, 2004: Air quality model performance evaluation. Meteorol. Atmos. Phys., Vol. 87, 1-3
- Eichhorn, J., 1989: Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima - Modells. PhD Thesis, Univ. Mainz.
- Hanna, S.R., J. Chang, R. Britter, M. Neophytou, 2003: Overview of Model Evaluation History and Procedures in the Atmospheric Air Quality Area. QNET-CFD Network Newsletter, Vol. 2, 5, 1-4.

- Hirtl, M., K. Baumann-Stanzer, 2007: Evaluation of two dispersion models (ADMS-Roads and LASAT) applied to street canyons in Stockholm, London and Berlin. *Atmos. Environ.* 41, 5959 – 5971.
- Hirtl, M., K. Baumann-Stanzer, A. Kaiser, E. Petz, G. Rau, 2007: Evaluation of three dispersion models for the Trbovlje power plant, Slovenia. *Proc. of the 11th Conf. on Harmonisation*, 2. – 5. 7. 2007, Cambridge, UK, 21 – 25.
- Janicke Consulting, 2007: LASAT Reference book for Version 3.0. www.janicke.de, 210 p.
- Kaiser, A., E. Petz, I. Cuhalev (2005): Ermittlung der Gesamtbelastung durch Luftschadstoffe im Kurzzeitmittel anhand von Zeitreihen der Vor- und Zusatzbelastung; Vergleich mit statistischen Methoden. Das zur Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung adaptierte ÖNORM M 9440 Modell ONGAUSSplus. *Österr. Beiträge zur Meteorologie und Geophysik*, Heft 35, Publ.Nr. 416.
- Kobayashi K. and M. U. Salam, 2000: Comparing simulated and measured values using mean squared deviation and its components. *Agron. J.* 92, 345-352.
- Macdonald, R., Griffiths, R. and Hall, D., 1998: An improved method for estimation of surface roughness of obstacle arrays. *Atmospheric Environment*, Vol. 32, 1857–1864.
- Nelson, M. A., M. J. Brown, E. R. Pardyjak, J. C. Klewicki, 2004: Area-averaged profiles over the Mock urban setting test array. *Fifth AMS Symposium on the Urban Environment*, Vancouver, B.C., Aug. 23 – 26, 2004.
- ÖNorm M9440, 1992/96: Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre. Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen. Österreichisches Normeninstitut, Fachnormenausschuss 139 – Luftreinhaltung.
- Pechinger, U., E. Petz, 1995: Model evaluation of the Austrian Gaussian plume model ON M9440; comparison with the Koncaid dataset. *J. Environ. Poll.*, 5, 338 – 349.
- Pechinger, U., E. Petz, 1997: Model evaluation of the Austrian Gaussian plume model ON M9440; comparison with the Copenhagen and the Lilleström datasets. *J. Environ. Poll.* 8, 287- 294.
- Schauberger, G., M. Piringer, E. Petz, 2002: Calculating direction - dependant separation distance by a dispersion model to avoid livestock odour annoyance. *Biosystems Engineering*, 82, 25 - 37.
- Schauberger, G., M. Piringer, E. Petz, 2000: Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM). *Atmos. Environ.* 34, 4839 - 4851.

EVALPORT – Evaluierung von Ausbreitungsmodellen an Tunnelportalen

1. Einleitung

Das an der ZAMG häufig verwendete Ausbreitungsmodell LASAT wird mit 2 Testdatensätzen im Bereich von Tunnelportalen evaluiert. Die Projektierungsrichtlinie „Lüftungsanlagen – Immissionsbelastung an Portalen (RVS 9.263)“ ist bei Emissionsfreisetzungen von Luftschadstoffen bei Straßentunnel bzw. emissionstechnisch ähnlichen Konstruktionen mit horizontaler Ausblasrichtung anzuwenden. In der Richtlinie werden zwei Datensätze (Ehrentalerbergtunnel und Kaisermühlentunnel) zur Modellevaluierung empfohlen. Da es mit dem Ausbreitungsmodell LASAT möglich ist die Emissionen aus Tunnelportalen zu simulieren, werden die beiden Datensätze dazu verwendet die Modellberechnungen zu evaluieren und die Modellparameter möglichst gut an diese Anwendung anzupassen. Eine Publikation der Ergebnisse in einer Fachzeitschrift kann bei zukünftigen Gutachten/Projekten im Bereich von Tunnelportalen als Referenz für das Ausbreitungsmodell angegeben werden.

2. Ausbreitungsmodell LASAT

Die Ausbreitungsrechnungen werden mit dem Ausbreitungsmodell LASAT, Version 3.0.9 (Janicke, 2007) durchgeführt. LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol – Transport) ist ein Lagrange'sches Partikelmodell, kombiniert mit einem massenerhaltenden, diagnostischen Windfeldmodell. Mit diesem Modell können unter Berücksichtigung der Topographie Konzentrationswerte in Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen berechnet werden. Bei der Ausbreitungsrechnung werden für eine Gruppe repräsentativer Stoffteilchen der Transport und die turbulente Diffusion durch einen Zufallsprozess simuliert (Lagrange Simulation). LASAT ist konform mit der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (Partikelmodell) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der TA Luft (2002).

LASAT wurde mit einer Reihe von Testdatensätzen (www.janicke.de) evaluiert (z.B. Hirtl und Baumann-Stanzer, 2007). Zu diesen zählen Prairie-Grass, Kopenhagen sowie Experimente am Kernforschungszentrum Karlsruhe. Die statistischen Auswertungen der Rechengenauigkeit des Modells für verschiedene Ausbreitungsbedingungen können Janicke (2007) entnommen werden.

3. Ausbreitungsmodell ADMS

Alternativ zu LASAT werden für den Datensatz Ehrentalerbergtunnel mit dem Gauß'schen Ausbreitungsmodell ADMS 4 (McHugh et al.; 1997) aus CERC (Cambridge Environmental Research Consultants Ltd) Vergleichsrechnungen durchgeführt. ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) ist ein fortgeschrittenes dreidimensionales Gauss'sches Ausbreitungsmodell zur Berechnung von Schadstoffkonzentrationen. Unterschiedlichste Emissionsquellen (Punkt-, Flächen-, Volumen- und Linienquellen) werden berücksichtigt, und verschiedene meteorologische Inputdaten (für statistische Bearbeitung oder als Zeitreihe) können verwendet werden. Neben der Berechnung von

Konzentrationsfeldern in der Ebene kann auch der Einfluss von komplexem Gelände berücksichtigt werden.

Die Berechnungen mit ADMS dienen im Rahmen dieses Projektes nur als Vergleichsdatensatz zu LASAT, im Zentrum der Untersuchungen liegen jedoch die Auswertungen mit LASAT.

4. Evaluierungsmethoden

In der RVS 9.263 werden für beide Datensätze Evaluierungsmethoden vorgegeben.

a. Ehrentalerbergtunnel

Bei dem Ehrentalerbergtunnel werden drei statistische Größen als sinnvoll erachtet. Erstens der Korrelationskoeffizient, der ein Maß dafür ist, wie gut das Modell die räumliche und meteorologische Variabilität der Ausbreitungsfahne von Tunnelportalen simulieren kann. Zweitens die mittlere quadratische Abweichung FB (fractional bias), diese berücksichtigt Über- und Unterschätzungen des Modells. Als dritter Parameter wird der normalisierte mittlere quadratische Fehler NMSE (normalised mean square error) genannt. Dieser ist eine Kombination aus Korrelation und mittlerer Abweichung. Sowohl der FB, als auch der NMSE sollten im perfekten Fall den Wert Null haben, dies ist aber aufgrund der stochastischen Natur der Turbulenz und aufgrund bestimmter Unsicherheiten der Modelleingangsparameter nicht möglich. Die Parameter wurden mit der BOOT-Software (Chang and Hanna, 2004) zur Modellevaluierung berechnet und graphisch dargestellt.

$$R = \frac{\sum (M_i - \bar{M}) * (R_i - \bar{R})}{\sqrt{\sum (M_i - \bar{M})^2 * \sum (R_i - \bar{R})^2}}$$

$$FB = \frac{\bar{M} - \bar{R}}{0.5 * (\bar{M} + \bar{R})}$$

$$NMSE = \frac{\overline{(M_i - R_i)^2}}{\bar{M} * \bar{R}}$$

mit

M...Messwert

R...Rechenwert

Damit Rechenmodelle für die Ausbreitungsrechnung an Tunnelportalen angewendet werden können, müssen sie laut RVS 9.263 einen NMSE kleiner als 2 aufweisen.

b. Kaisermühlentunnel

Beim Kaisermühlentunnel erfolgt die Evaluierung etwas anders, da es sich hierbei um Langzeitmessungen handelt. Die (mittleren) Modellergebnisse dürfen nicht mehr als 30% von den beobachteten Werten abweichen.

5. Ehrentalerbergtunnel

a. Datensatz

Beim Ostportal des Ehrentalerbergtunnels in der Nähe von Klagenfurt (A2 Südautobahn) wurden an zwei verschiedenen Tagen insgesamt 7 Tracergasversuche durchgeführt. Abbildung 5-1 zeigt die Lage des Portals sowie die Modelltopographie im Untersuchungsgebiet.

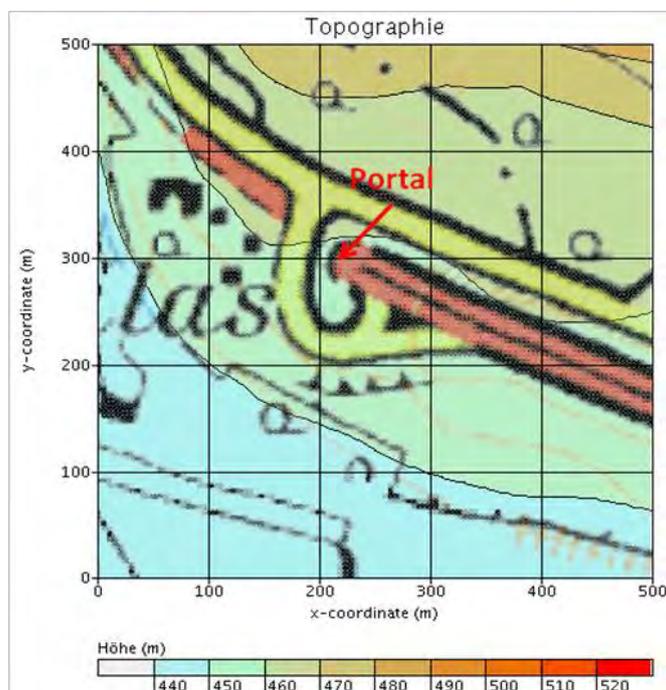


Abbildung 5-1: Untersuchungsgebiet und Modelltopographie

Dabei wurde an ca. 25 Messstellen die mittlere Konzentration des freigesetzten Tracergases (SF₆) über einen Zeitraum von einer halben Stunde gemessen. In Abbildung 5-2 ist exemplarisch die Lage der Messpunkte für den 1. Tracergasversuch dargestellt. Die Berechnungen wurden mit einer horizontalen Auflösung von 5 m durchgeführt.

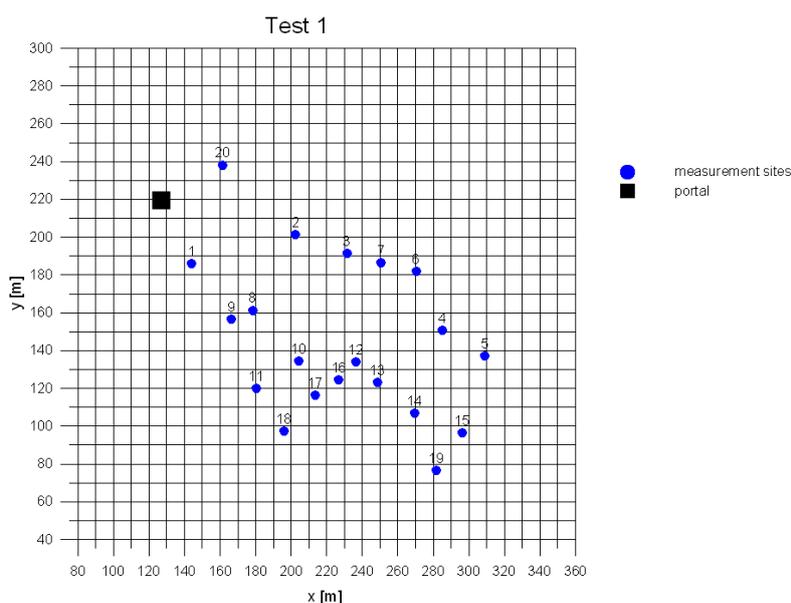


Abbildung 5-2: Lage der Messpunkte für den 1. Tracergasversuch

Die relativ hohe Anzahl von Messpunkten erlaubt es, die Ausbreitungsbedingungen bei unterschiedlichen meteorologischen Situationen zu untersuchen – siehe Tabelle 5-1. Die meteorologischen Bedingungen wurden mit einem Ultraschallanemometer in 10 m Höhe über Grund aufgezeichnet. Als Modellinputgrößen für LASAT wurden Windrichtung, Windgeschwindigkeit sowie die Monin-Obukhov Länge als Stabilitätsparameter verwendet. Zusätzlich wurden die gemessenen Werte der Standardabweichungen der Windgeschwindigkeiten direkt als Input verwendet und nicht aus der Monin-Obukhov Länge berechnet.

Tabelle 5-1: Meteorologische Verhältnisse während der 7 Tracergasversuche

Test	WR		L		δ_u [m s ⁻¹]	δ_v [m s ⁻¹]	U_T [m s ⁻¹]	$T_T - T_U$ [K]
	U [m s ⁻¹]	[grad]	u^* [m s ⁻¹]	[m]				
1	1,21	252	0,258	-33,4	0,59	0,59	3,0	5,0
2	1,07	204	0,242	-10,8	0,60	0,54	3,2	2,8
3	1,55	101	0,130	-8,2	0,36	0,45	4,0	2,5
4	0,62	25	0,108	19,3	0,26	0,44	4,3	5,5
5	0,65	237	0,213	-19,2	0,46	0,47	4,6	5,0
6	0,56	248	0,187	-10,1	0,57	0,79	4,4	1,0
7	1,10	314	0,051	4,1	0,29	0,46	4,4	-1,0

U Geschwindigkeit des Umgebungswindes

WR Richtung des Umgebungswindes

u^* Schubspannungsgeschwindigkeit

L Monin-Obukhov Länge

δ_u Standardabweichung der Windgeschwindigkeit des Umgebungswindes in Windrichtung

δ_v Standardabweichung der Windgeschwindigkeit des Umgebungswindes quer zur Windrichtung

U_T Austrittsgeschwindigkeit des Tunneljets

$T_T - T_U$ Temperaturdifferenz zwischen Tunneljet und Umgebungsluft

Das Tracergas wurde ca. 1 km vom Ostportal im Tunnel freigesetzt. Das Portal weist einen Querschnitt von 71 m² auf und wird seitlich von einer Böschung eingerahmt. Durch den positiven Temperaturunterschied zwischen Tunnel- und Umgebungsluft (siehe Tabelle 5-1, $T_T - T_U$) kommt es zu Auftriebseffekten. Weiters wird in der RVS 9.263 der Einfluss des Tunneljets, der Auftriebseffekte und der Wechselwirkung mit dem Umgebungswind als „hoch“, und die Wirkung der Fahrzeuge und der Gebäude als „gering“ eingeschätzt.

b. Modellparameter

Da es nicht möglich ist die Temperaturdifferenz direkt als Eingangsgröße für das Modell LASAT zu verwenden wurde mit verschiedenen Werten von T_s und S_v experimentiert:

T_s : Explizite Vorgabe der Zeitkonstanten, auf der S_l , S_h , S_v und V_q exponentiell abgebaut werden

S_v : Transversale Geschwindigkeitsstreuung der emittierten Partikel senkrecht zu den S_l und S_h gehörenden Richtungen

wobei

Sl: longitudinale Geschwindigkeitsstreuung der emittierten Partikel

Sh: transversale Geschwindigkeitsstreuung der emittierten Partikel in der Horizontalen senkrecht zur Austrittsrichtung

Vq: Ausströmgeschwindigkeit am Tunnelportal

Mit der Variation von T_s wird im Wesentlichen gesteuert, an welcher Stelle die Abgasfahne nicht mehr von der Ausblasgeschwindigkeit sondern durch den Umgebungswind verfrachtet wird. Durch Ändern von S_v werden die Absolutwerte der Konzentrationen gesteuert. Ist S_v groß so ist auch der turbulente Transport groß und die Konzentrationswerte entsprechend niedriger. In Abbildung 5-3 ist für den Test 2 für verschiedene Modellläufe die Ausbreitung der Abgasfahne dargestellt. In der Abbildung sind auch die Lage der Abgasfahne (Achse der Fahne die mit dem Umgebungswind verfrachtet wird) sowie die $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Isolinie in Ausblasrichtung für den Referenzlauf mit $T_s=13$ und $S_v=4$ eingezeichnet.

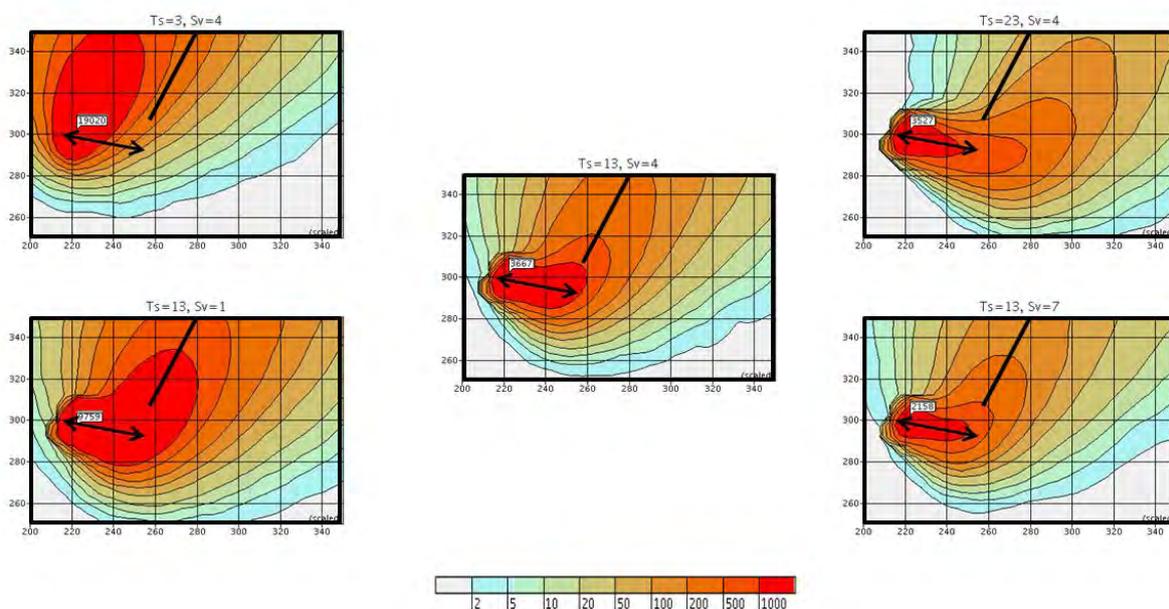


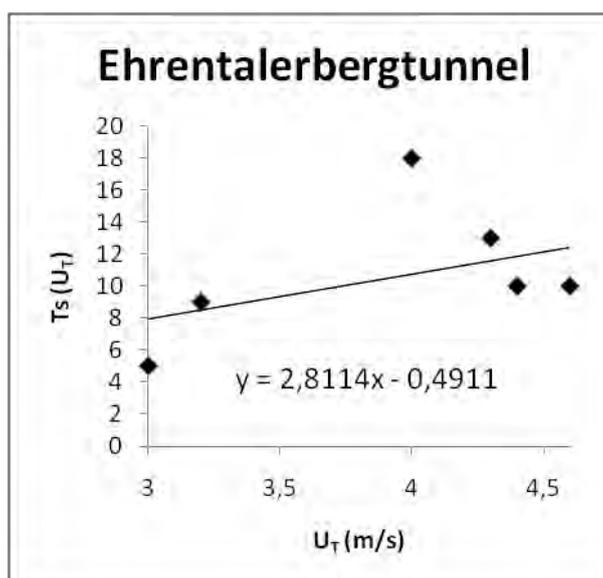
Abbildung 5-3: Abgasfahnen verschiedener Modellläufe mit den Messungen für den Test 2.

Die beiden Parameter sind abhängig von der Ausblasgeschwindigkeit ($T_s(UT)$) und von der Temperaturdifferenz zwischen Tunnelabluft und Umgebungsluft ($S_v(TT-TU)$). In dieser Studie wird angenommen, dass T_s nur eine Funktion von UT ist und S_v nur eine Funktion von $TT-TU$. Bei starker Ausblasgeschwindigkeit UT wird die Abgasfahne aus dem Tunnel in größerer Entfernung vom Portal mit dem Umgebungswind transportiert und umgekehrt. Ist die Temperaturdifferenz zwischen Tunneljet und Umgebungsluft positiv ($TT-TU > 0$) so kommt es zu stärkeren Auftriebskräften und die vertikale Durchmischung S_v wird stärker je größer diese Differenz ist. Bei negativen Differenzen ($TT-TU < 0$) ist S_v klein. Der Datensatz Ehrentalerbergtunnel wurde zur optimalen Bestimmung der beiden Parameter T_s und S_v in Abhängigkeit der Randbedingungen am Tunnelportal verwendet. Zahlreiche Modellläufe mit verschiedenen Kombinationen von S_v und T_s wurden durchgeführt und die Güte der Modellvorhersagen am NMSE gemessen. Tabelle 5-2 zeigt die Ergebnisse für die 7 verschiedenen Tests.

Tabelle 5-2: optimale Anpassung von T_s und S_v für die 7 Testläufe.

	U_T [m/s]	T_s	$T_T - T_U$ [K]	S_v	NMSE
Test 1	3,0	5	5,0	14,5	0,47
Test 2	3,2	9	2,8	9	0,12
Test 3	4,0	18	2,5	0,6	0,004
Test 4	4,3	13	5,5	15	0,68
Test 5	4,6	10	5,0	10	0,53
Test 6	4,4	10	1,0	6	0,52
Test 7	4,4	10	-1,0	6	0,21

In den Abbildungen 5-4 und 5-5 sind die Ergebnisse graphisch dargestellt. Während S_v mit zunehmender Temperaturdifferenz im Wertebereich zunimmt, scheint T_s mit höheren Austrittsgeschwindigkeiten wieder abzunehmen bzw. gleich zubleiben. Eine Extrapolation über den Wertebereich hinaus kann an dieser Stelle aufgrund der limitierten Datenlage nicht getroffen werden.

Abbildung 5-4: T_s in Abhängigkeit der Ausströmgeschwindigkeit am Tunnelportal für die 7 Testläufe.

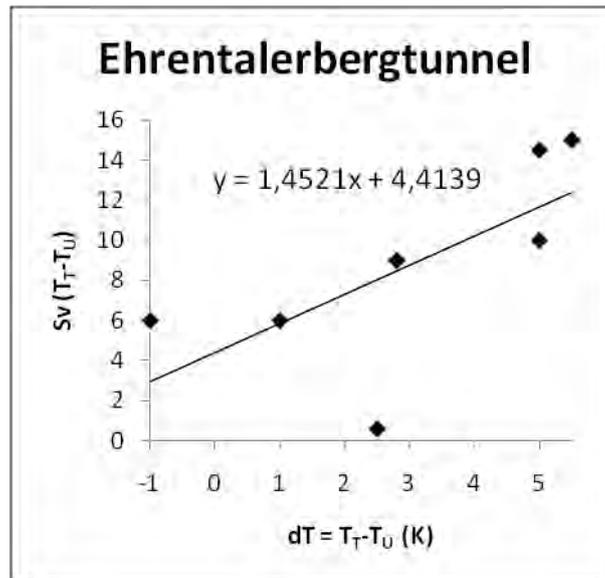
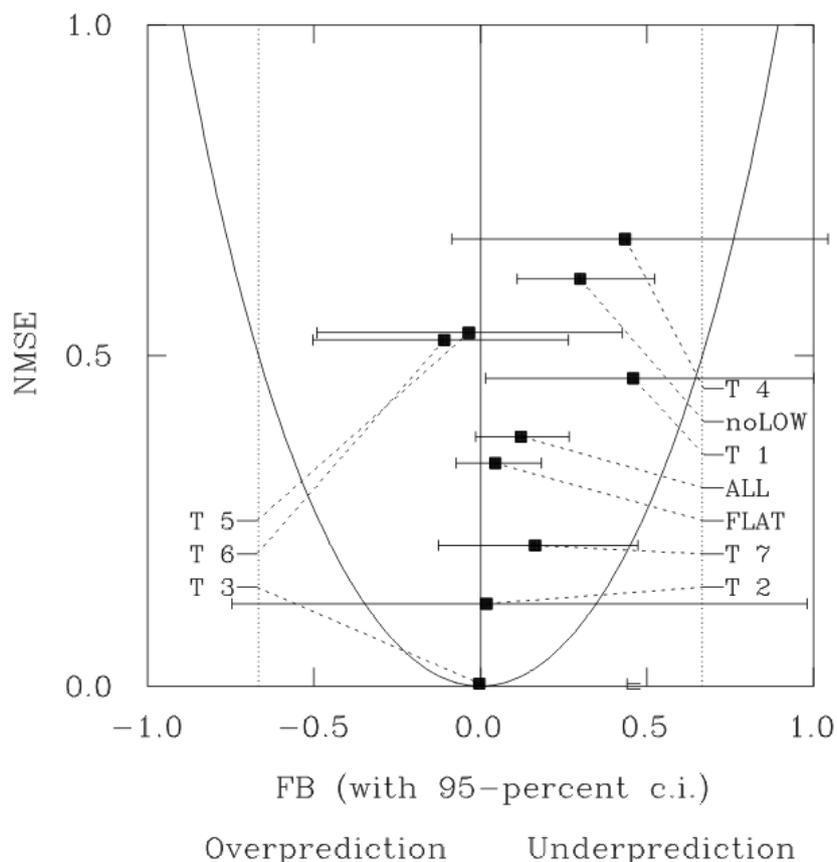


Abbildung 5-5: Sv in Abhängigkeit der Temperaturdifferenz des Tunneljets und der Umgebungsluft für die 7 Testläufe.

c. Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung für den Ehrentalerbergtunnel

In Abbildung 5-6 ist der Fractional Bias (FB) gegen den normierten quadratischen Fehler (NMSE), mit Angabe der 95% Konfidenzintervalle, für verschiedene Rechenläufe als Parabelplot dargestellt. Die Rechenläufe ALL, FLAT und noLOW enthalten die Ergebnisse aller 7 Tests. Während bei FLAT in ebenem Gelände gerechnet wurde, sind bei noLOW alle meteorologischen Intervalle mit einer Windgeschwindigkeit unter 1 m/s auf eine Mindestgeschwindigkeit von 1 m/s gesetzt worden. Dieser Modellauf wurde aufgrund einer Empfehlung von Heimann (2001) durchgeführt, eine untere Geschwindigkeitsgrenze von 1 m/s vorzugeben um eine unrealistische Akkumulation von Partikeln im Nahbereich bodennaher Quellen bei windschwachen Lagen zu verhindern. Für die Evaluierung wurden nur Aufpunkte betrachtet an denen sowohl Messung als auch Modellrechnungen ungleich Null sind. Auf die Ergebnisse der einzelnen Situationen wird im Weiteren noch eingegangen.


Abbildung 5-6: NMSE und FB für verschiedene LASAT Läufe:

ALL: Ergebnisse aller 7 Experimente mit Ts und Sv nach Tabelle 5-2.

FLAT: wie ALL jedoch ohne Berücksichtigung des Geländeeinflusses

noLOW: wie ALL mit $U_{min}=1\text{m/s}$

T1 – T7: wie ALL für die einzelnen Experimente

In Tabelle 5-4 sind die statistischen Größen auch als Zahlenwerte zusammengefasst. Alle Werte für den NMSE liegen unter 1. Die Rechenläufe welche keine Geländeumströmung (FLAT) berücksichtigten, sind etwas besser als jene mit Topographie. Am schlechtesten schneiden die Rechenläufe welche eine Mindestgeschwindigkeit von 1 m/s (noLOW) verwendet haben.

Tabelle 5-3: NMSE, FB und Korrelation für die verschiedenen LASAT Rechenläufe

	ALL	FLAT	noLOW	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5	T 6	T 7
NMSE	0,38	0,34	0,62	0,47	0,12	0,004	0,68	0,53	0,52	0,21
FB	0,12	0,04	0,30	0,46	0,02	-0,003	0,43	-0,03	-0,11	0,16
CORR	0,88	0,90	0,86	0,76	0,96	0,99	0,61	0,29	0,47	0,72

In der Tabelle 5-4 sind die entsprechenden Ergebnisse für das Modell ADMS dargestellt. Mit ADMS wurde nur im flachen Gelände gerechnet. In allen 7 Testfällen werden die Messungen stark vom Modell überschätzt.

Tabelle 5-4: NMSE, FB und Korrelation für die verschiedenen ADMS Rechenläufe

	FLAT	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5	T 6	T 7
NMSE	2,7	4,92	7,69	2,19	1,49	2,05	3,91	1,06
FB	-0,79	-0,88	-1,33	-1,19	-0,11	-0,97	-1,06	-0,44
CORR	0,47	0,73	0,85	0	0,83	0,46	0,60	0,43

Die Abbildungen 5-7 bis 5-13 zeigen die Ergebnisse für die 7 Testläufe mit LASAT im Detail. Für die Auswertung der Daten wurden die Excel-Makros, die im Rahmen der COST-Aktion 732 „Quality Assurance and Improvement of Micro-Scale Meteorological Models“ entwickelt wurden, verwendet.

i. Test 1

Beim Test 1 herrschten labile Ausbreitungsbedingungen mit einer Anströmung aus 252° und 1,21 m/s Windgeschwindigkeit. Die LASAT Berechnungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten. Lediglich an den Aufpunkten 1-9 nördlich der Autobahn liegt das Modell etwas unter den gemessenen Konzentrationen. Das Zentrum der Abgasfahne liegt im Bereich der Aufpunkte 2 und 20. Im Bereich südlich der Autobahn 9-19 sind die Konzentrationen vergleichsweise niedrig. Der höchste Wert wird am Aufpunkt 20 erreicht und vom Modell leicht überschätzt.

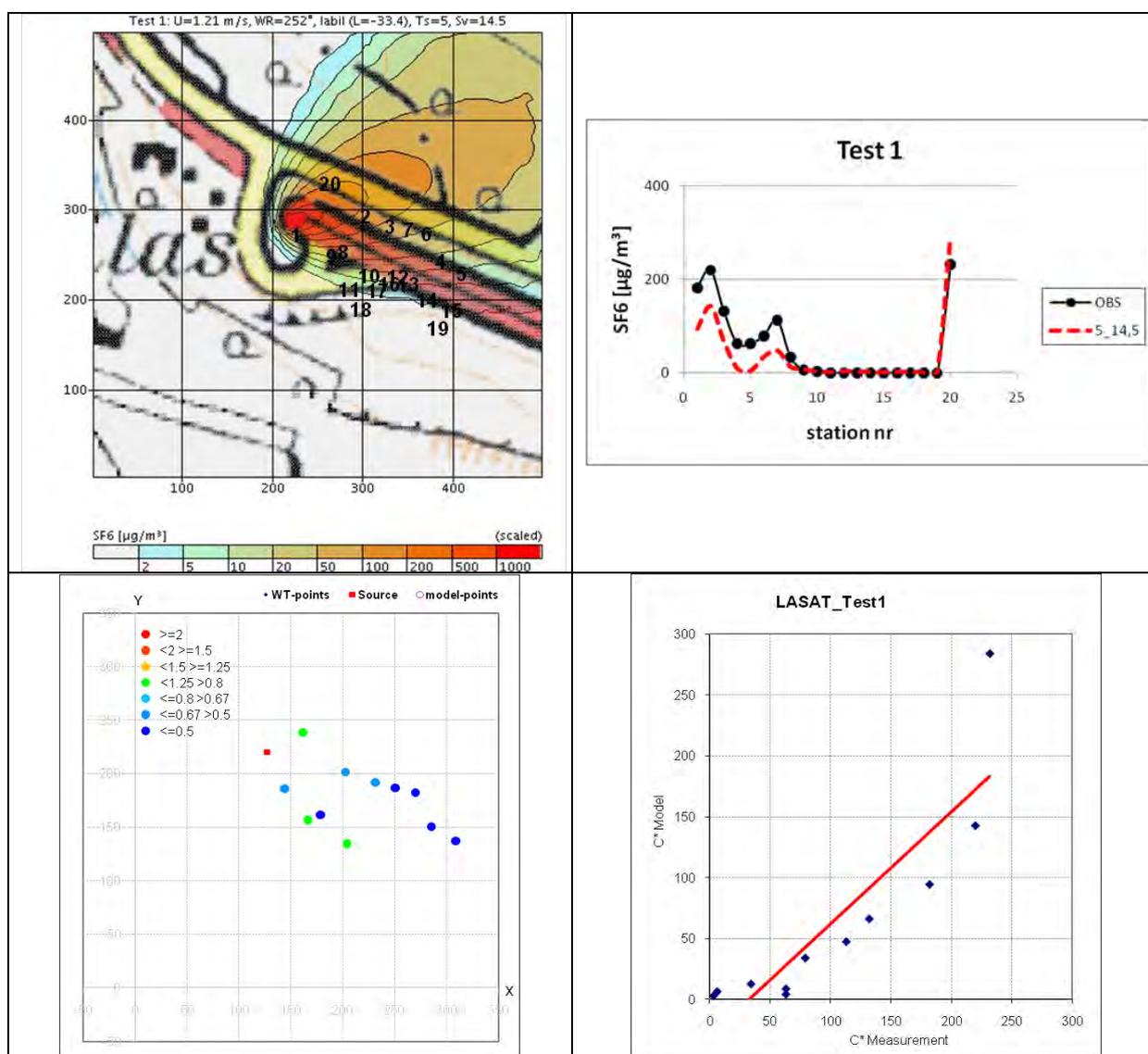


Abbildung 5-7: Ergebnisse für den Test 1:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

ii. Test 2

Während Test 2 wurde das Portal mit einem Wind von 1,07 m/s und aus 204° angeströmt. Es herrschten labile Ausbreitungsverhältnisse. Speziell das Maximum der Abgasfahne am Aufpunkt 11 kann vom Modell sehr gut reproduziert (siehe Abbildung 5-8 RU) werden. Auch an den übrigen Aufpunkten herrscht sehr gute Übereinstimmung bis auf eine leichte Unterschätzung des Modells der Messungen am Aufpunkt 2. Im Bereich weiter östlich des Portals (12-24) sind die gemessenen und berechneten Konzentrationen gering.

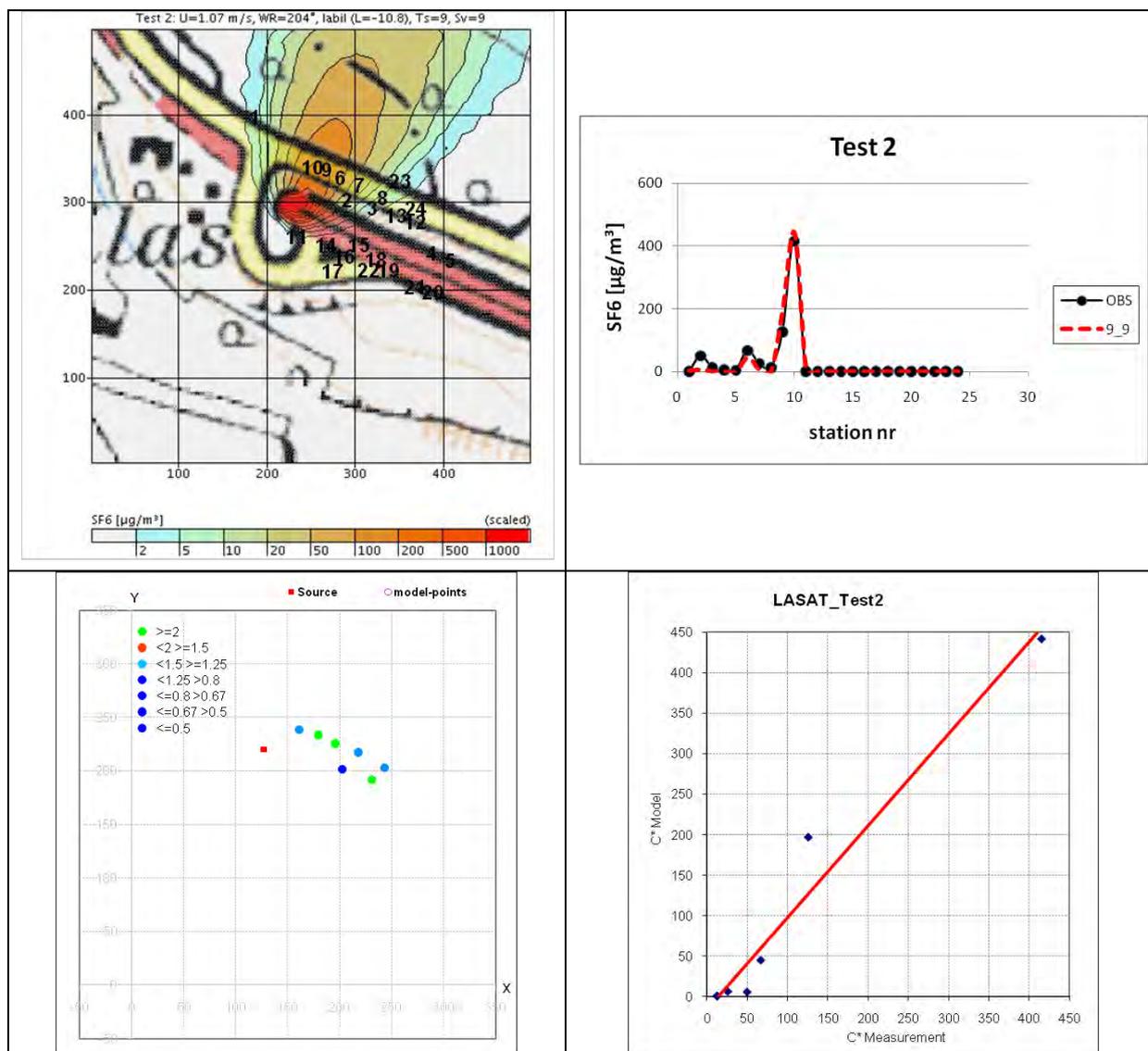


Abbildung 5-8: Ergebnisse für den Test 2:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

iii. Test 3

Während des Tests 3 wehte der Wind mit 1,55 m/s genau in Gegenrichtung (aus 101°, labil) des Tunneljets. Abbildung 5-9 zeigt, dass die Aufpunkte 1, 8 und 25 vom Modell angeströmt werden. Vor allem das Maximum am Aufpunkt 1 wird hervorragend vom Modell vorhergesagt. An diesem Punkt beträgt die Messung 1275 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SF6 und die Modellkonzentrationen erreichen 1313 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SF6. An den Aufpunkten 8-14 noch weiter östlich des Portals wurden Konzentrationen teils in der Größenordnung von 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. In diesem Bereich werden vom Modell bereits keine Konzentrationen mehr berechnet.

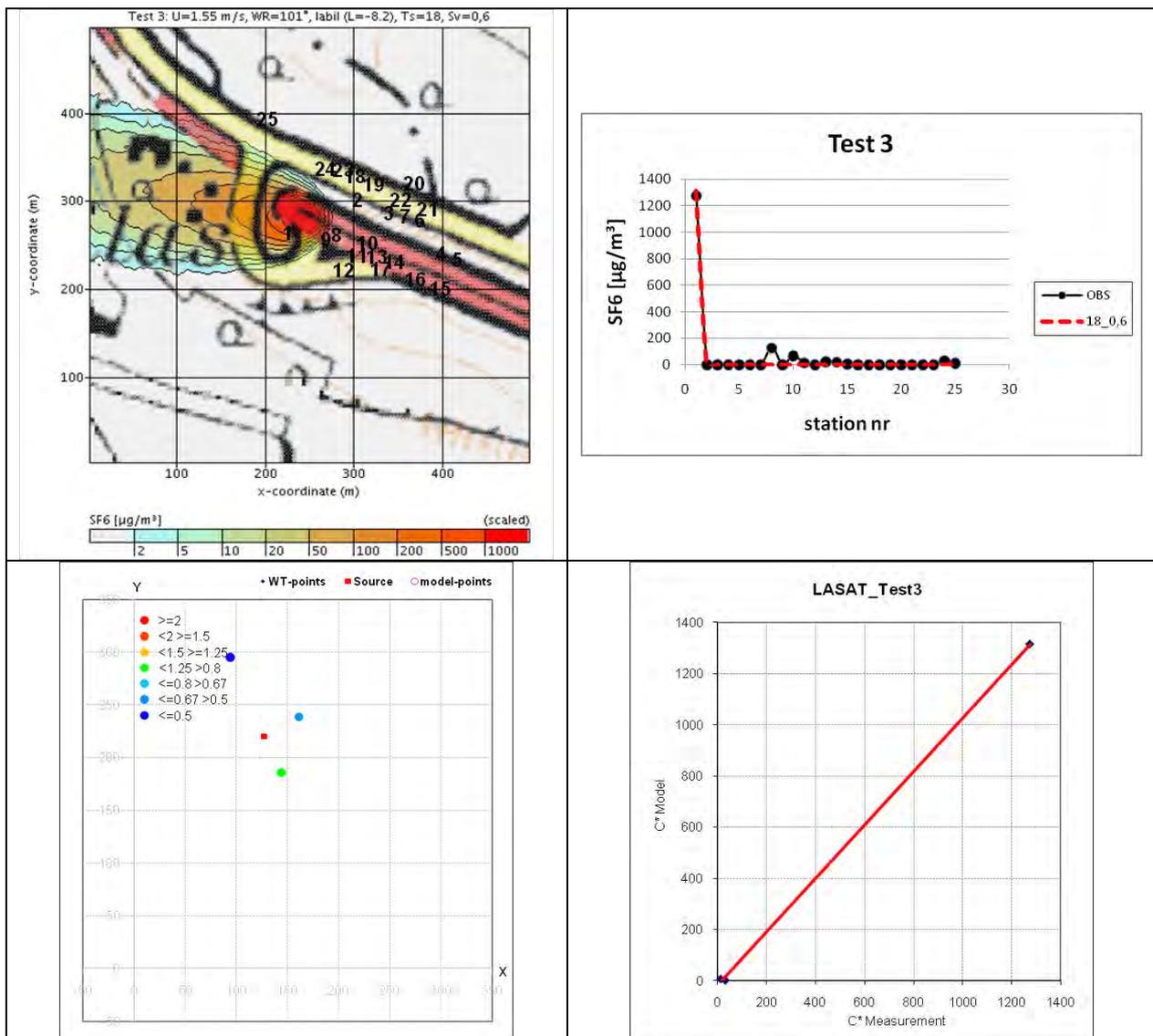


Abbildung 5-9: Ergebnisse für den Test 3:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

iv. Test 4

Test 4 ist einer der beiden Fälle bei denen stabile Ausbreitungsbedingungen vorherrschten. Zudem weht mit 0,62 m/s ein recht schwacher Wind aus 25°. Im Vergleich zu den labilen Fällen ist eine stärkere Streuung der Ergebnisse zu erkennen. Speziell im östlichen Grenzbereich der Abgasfahne (Aufpunkte 10-20) kommt es zu Abweichungen und auch das Maximum am Aufpunkt 1 wird vom Modell um fast 200 µg/m³ SF6 unterschätzt. Bis auf die beiden Punkte 8 und 9 an denen LASAT höhere Konzentrationswerte produziert als gemessen wurde, liegt das Modell unter den Messungen.

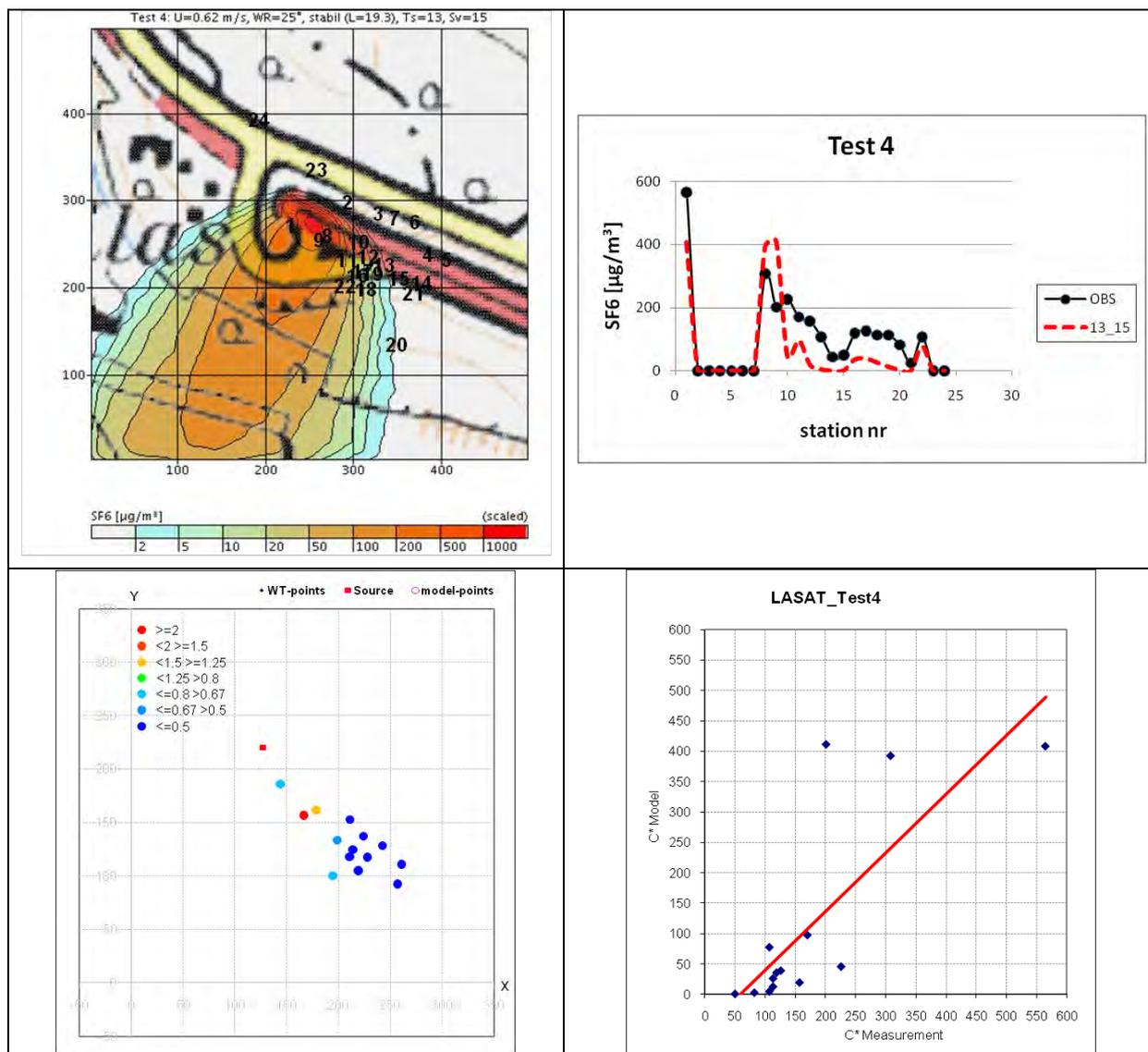


Abbildung 5-10: Ergebnisse für den Test 4:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

v. Test 5

Während Test 5 wehte schwacher Wind (0,65 m/s) aus 237°. Es herrschten labile Bedingungen. Bei dieser meteorologischen Situation kommt es in einigen Bereichen zu starken Streuungen. Besonders an den Aufpunkten 1-5 entlang der Freilandstraße nördlich der Autobahn über der Böschung und an den Punkten 7 und 8 überschätzt das Modell die Messungen stark. Im südlichen Bereich der Autobahn ist die Übereinstimmung besser. In Abbildung 5-11 (RO) sind zusätzlich auch die Modellergebnisse für den Rechenlauf ohne Geländeumströmung bzw. mit einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s dargestellt. Auch mit diesen Modellvarianten lässt sich keine deutliche Verbesserung erzielen.

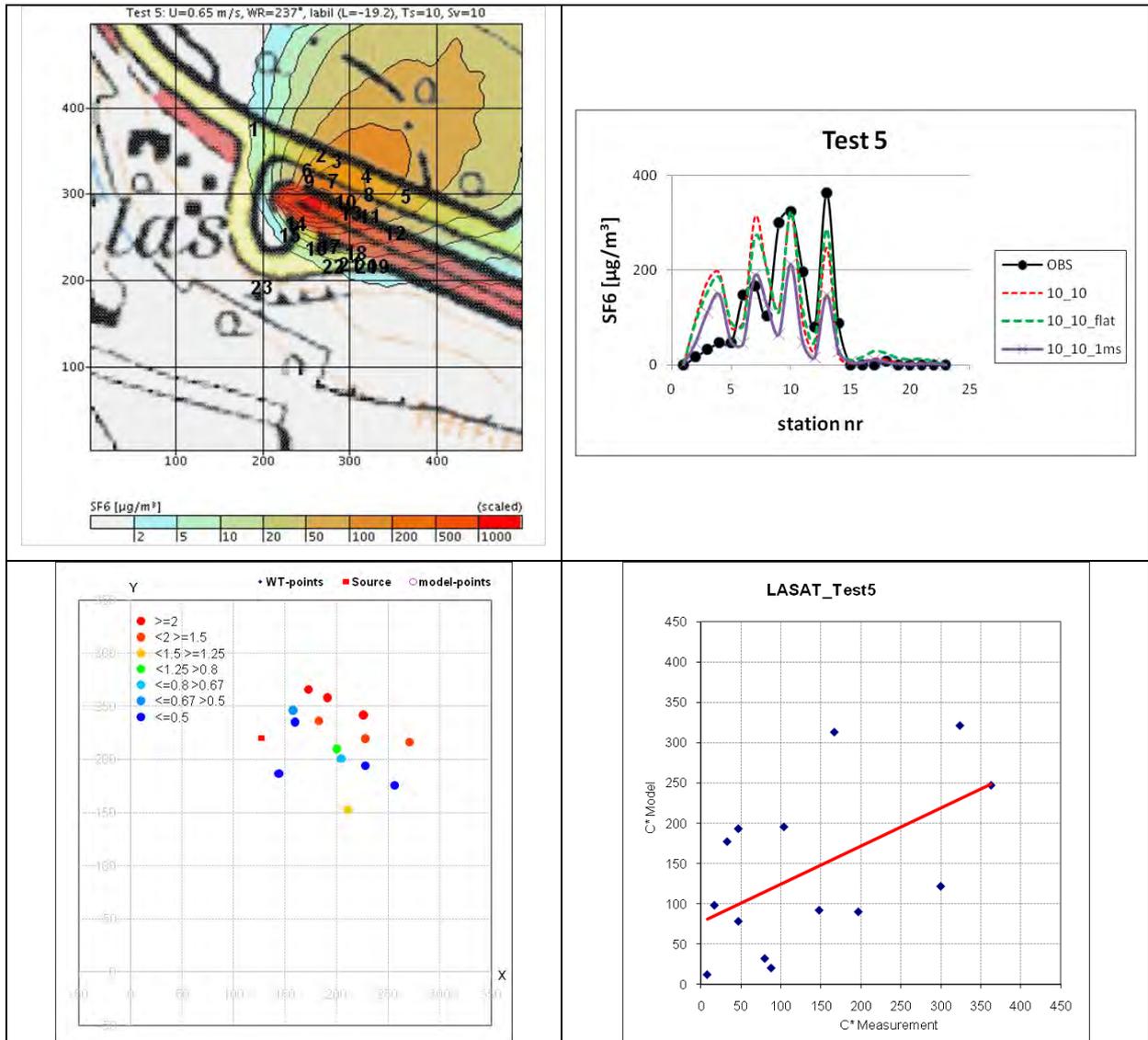


Abbildung 5-11: Ergebnisse für den Test 5:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

vi. Test 6

Die niedrigen Windgeschwindigkeiten (0,56 m/s, 248°, labil) während dieser Episode führen im Nahbereich des Portals (1-5) zu einer Überschätzung des Modells. Der weitere Verlauf hingegen wird vom Modell gut erfasst. Abbildung 5-12 zeigt, dass durch Vernachlässigung der Geländeumströmung die Modellvorhersagen im Nahbereich des Portals etwas verbessert werden können. Auch mit einer Mindestgeschwindigkeit von 1 m/s lässt sich eine bessere Übereinstimmung mit den Messungen erreichen, die bei weiterer Entfernung vom Portal jedoch wieder schlechter wird.

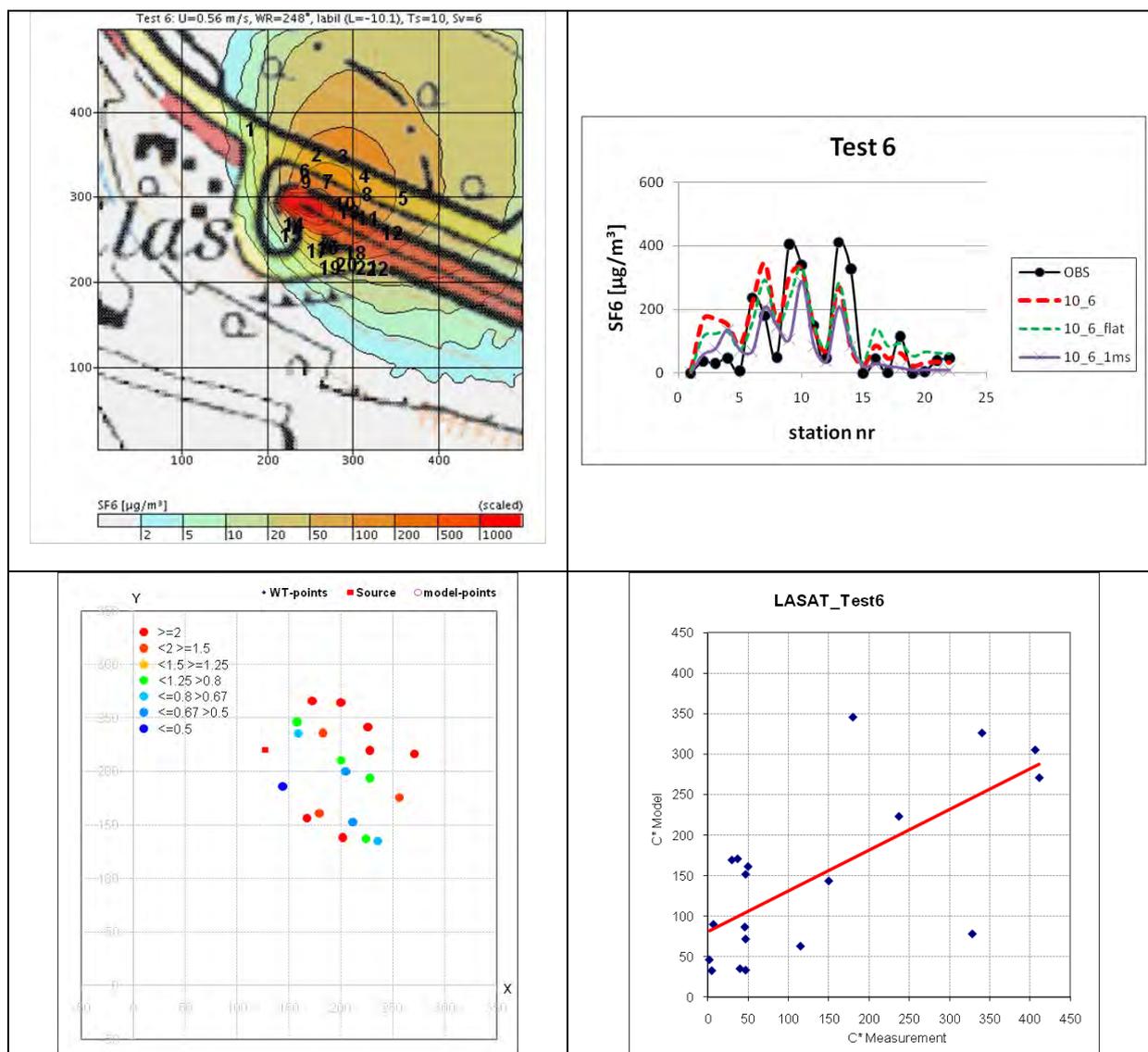


Abbildung 5-12: Ergebnisse für den Test 6:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

vii. Test 7

Die stabilen Ausbreitungsbedingungen (1,1 m/s, 314°) können vom Modell im Großen und Ganzen gut erfasst werden. Bis auf den Punkt 2 an dem die

Modellberechnungen zu niedrig sind ist die Ausbreitung der Abgasfahne gut vom Modell erfasst. Der Aufpunkt 2 befindet sich im Nahbereich des Portals in dem die Abgasfahne sehr starke Gradienten aufweist.

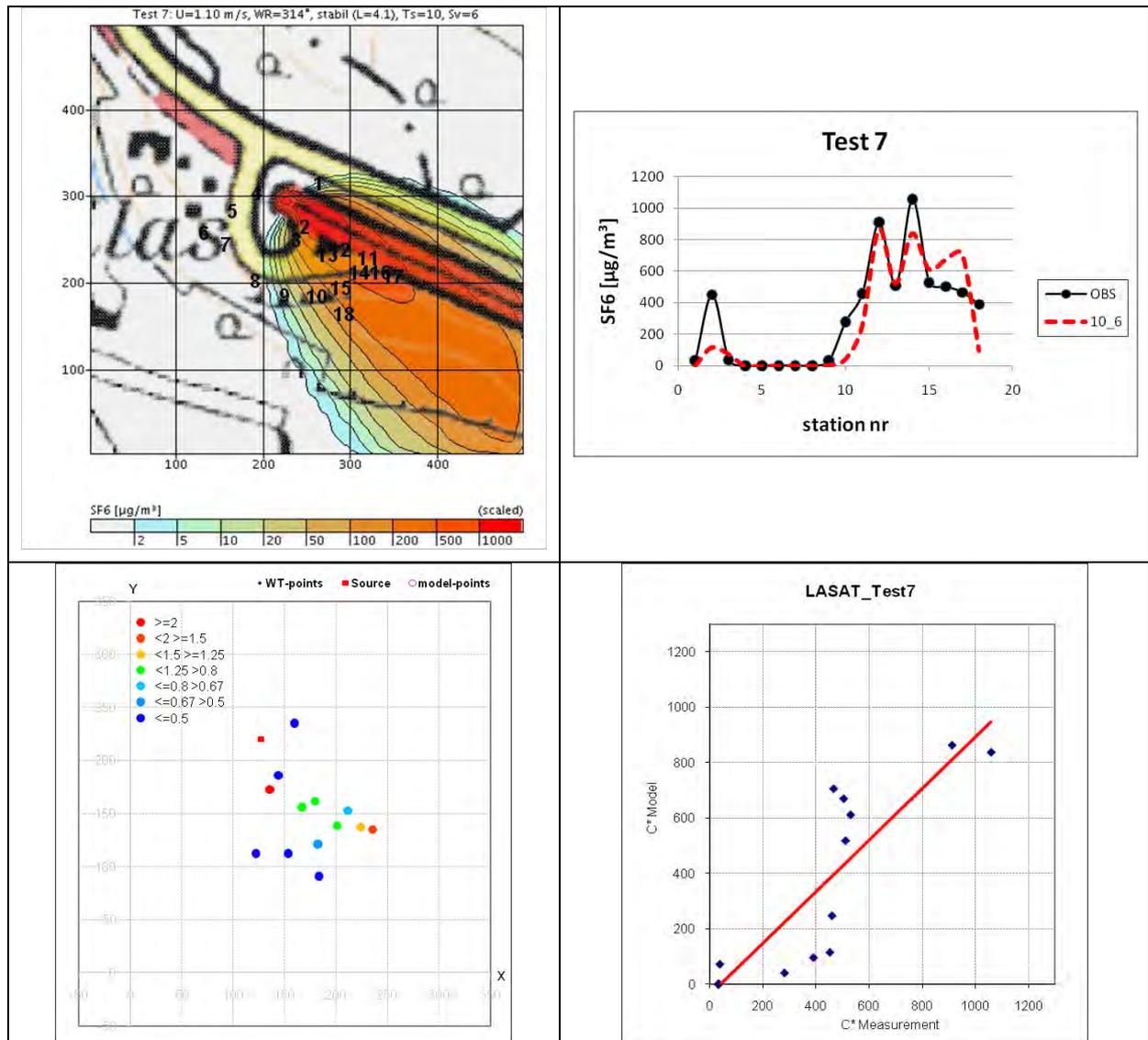


Abbildung 5-13: Ergebnisse für den Test 7:

OL: Ausbreitung der Abgasfahne

OR: Räumliche Korrelation zwischen Messung und Berechnung

UL: Verhältnis von Modell und Messung an den entsprechenden Aufpunkten (Modell/Messung)

UR: Streudiagramm Modell-Messung

6. Kaisermühlentunnel

a. Datensatz

Der Kaisermühlentunnel befindet sich im Stadtgebiet von Wien in den Bezirken Floridsdorf und Donaustadt (Abbildung 6-1). Der Datensatz unterscheidet sich wesentlich vom Datensatz Ehrentalerbergtunnel. Der Tunnel weist zwar ebenfalls Richtungsverkehr auf, hat aber deutlich mehr Verkehr (ca. 3800 KFZ/h). Im Gegensatz zum Ehrentalerbergtunnel wurden beim Kaisermühlentunnel

Langzeitmessungen auf Basis von Halbstundenwerten von Jänner bis Oktober 2001 durchgeführt. Diese umfassen meteorologische Messungen des Umgebungswindes, Strömungsmessungen (Tunneljet) und Schadstoffmessungen im Tunnel sowie an 5 Messstellen (Abbildung 6-1) in der Nähe des Portals. Der Schwerpunkt der Modellierung lag bei NO_x, dessen Konzentration im Tunnel und an 5 Messstellen außerhalb gemessen wurde.

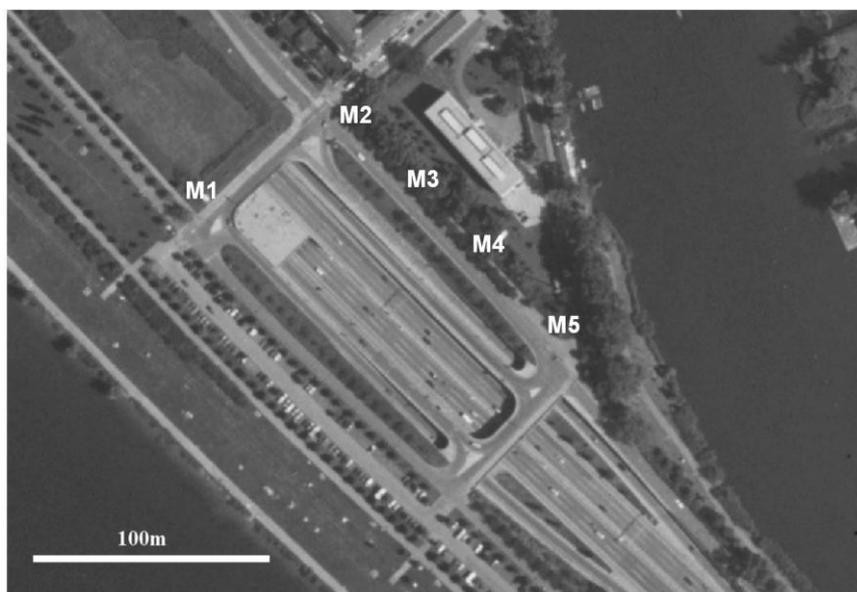


Abbildung 6-1: Lage der NO_x-Messstellen M1-M5

Bei der Erstellung des Datensatzes wurden 2 unterschiedliche Windrichtungssektoren (Westanströmung 225° bis 270° und Ostanströmung von 90° bis 120°) berücksichtigt. Der Datensatz umfasst insgesamt 1805 Ausbreitungsfälle (979 Westanströmung und 826 Ostanströmung) auf Basis von Halbstundenwerten. Die Hintergrundbelastung von NO_x wurde auf Basis der Messstation M1 für die Westanströmung und auf Basis der Mittelwerte über die Messstationen M3 bis M5 für die Ostanströmungen bestimmt. Die Messstation M2 wurde in den Auswertungen nicht berücksichtigt, da hier eine höhere Hintergrundbelastung gegeben ist, die auf die Nähe zu einer Kreuzung zurückzuführen sein könnte. In den Berechnungen wurden neben dem Tunneljet auch noch die Emissionen der beiden Richtungsfahrbahnen berücksichtigt, nicht jedoch das untergeordnete Straßennetz.

Da keine detaillierten Emissionsangaben (Verkehrszahlen, Flottenzusammensetzung, usw.) für die Richtungsfahrbahn in Gegenrichtung zur Verfügung standen, wurden diese gleich den Emissionen auf der Richtungsfahrbahn aus dem Tunnel gesetzt. Dadurch ist eine Unsicherheit zwischen gemessenen und beobachteten Konzentrationen auf Basis von Halbstundenmittelwerten gegeben, im Gegensatz zum Ehrentalerbergtunnel können aber mittlere Konzentrationen verglichen werden, was für praktische Anwendungen von Bedeutung ist.

Das Tunnelportal befindet sich 5-6 m tiefer als die neben liegenden Geländekanten. Der Kaisermühlentunnel weist eine Länge von 2150 m und einen Regelquerschnitt beim SE-Portal von 125 m² (nur ein Portal) auf. In LASAT wurde diese Geländekante als Gebäude mit 6 m Höhe simuliert (Abbildung 6-2).

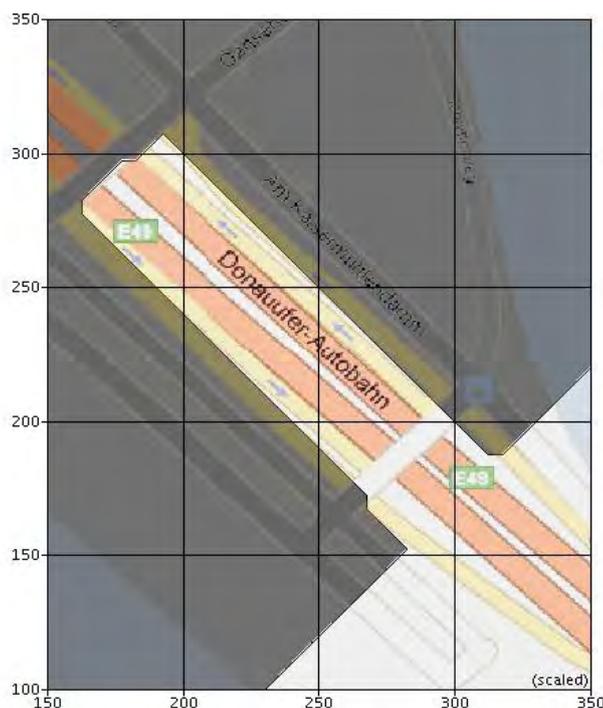


Abbildung 6-2: Die Geländekante (6 m) wurde in LASAT als Gebäude modelliert Gebäude (grau)

Die meteorologischen Verhältnisse wurden mit mehreren Propeller- und einem Ultraschallanemometer in 10 m Höhe aufgezeichnet. Die beobachtete mittlere Windgeschwindigkeit betrug für Westanströmung 4,1 m/s und für die Ostanströmung 2,1 m/s und lag damit deutlich höher als beim Ehrentalerbergtunnel. Die Ausbreitungsbedingungen wurden mittels Ausbreitungsklassen nach KTA angegeben.

Der Datensatz Kaisermühlentunnel ist praktisch in allen wesentlichen Elementen konträr zum Ehrentalerbergtunnel und stellt somit eine gute Ergänzung zu diesem da. Beim Kaisermühlentunnel wird der Einfluss der Austrittsgeschwindigkeit aus dem Tunnelportal, der Fahrzeugeinfluss sowie der Gelände-/Gebäudeeinfluss als „hoch“ eingeschätzt, die Auftriebskräfte der Tunnelabluft sowie die Wechselwirkungen mit dem Umgebungswind werden als „gering“ eingestuft.

b. Modellparameter

Für den Datensatz Kaisermühlentunnel sind Zeitreihen der Austrittsgeschwindigkeit aus dem Tunnel sowie die Temperaturdifferenzen zwischen Tunnel- und Umgebungsluft auf Halbstundenbasis vorhanden. Da es mit LASAT nur möglich ist für eine Quelle mit konstanten Parametern zu arbeiten, wurden die jeweiligen Mittelwerte für Ost- und Westanströmung verwendet. Die Zahlenwerte sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst. Die Werte für T_s und S_v wurden mit den Regressionsgeraden aus den Abbildungen 5-4 und 5-5 abgeschätzt.

Tabelle 6-1: Modellparameter für die Rechenläufe Ost und West mit LASAT

	U_T [m/s]	T_s	$T_T - T_U$ [K]	S_v
Ost	4,4	12	2,9	8,6
West	4,8	13	2,5	8

c. Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung

Die Auswertungen der luftchemischen Messungen an den Stationen M3 bis M5 zeigten, dass praktisch nur die Station M5 bei den Westströmungen vom Tunneljet wesentlich betroffen ist. Diese Station zeigt deutliche höhere Konzentrationen als die Stationen M3 und M4. Die gemessenen Konzentrationen sind zu einem bestimmten Anteil auf den Kfz-Verkehr auf den beiden Richtungsfahrbahnen zurückzuführen. Es ist daher sinnvoll, zwei Berechnungen mit dem Rechenmodell durchzuführen, einmal für die Richtungsfahrbahnen und einmal für den Tunneljet alleine.

i. Ost

Abbildung 6-3 zeigt die Abgasfahne für die Anströmung aus Osten. Es wird das 5. Modellevel gewählt welches zwischen 8 m und 10 m über Grund (Höhe der Autobahn) liegt, und sich somit zwischen 2 m und 4 m über der Gebäudeobergrenze befindet.

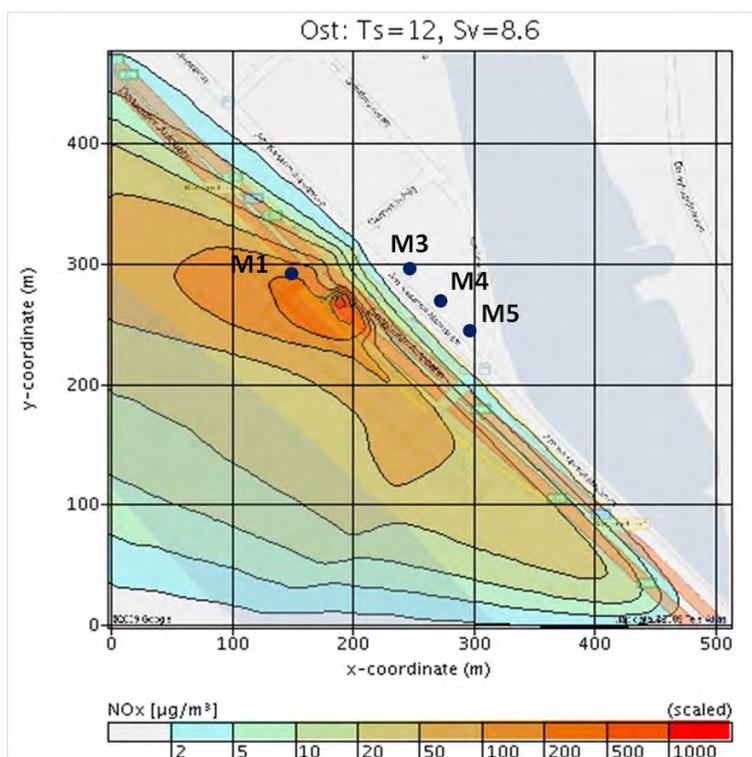


Abbildung 6-3: Ausbreitung der Abgasfahnen für den LASAT Lauf mit Ostanströmung

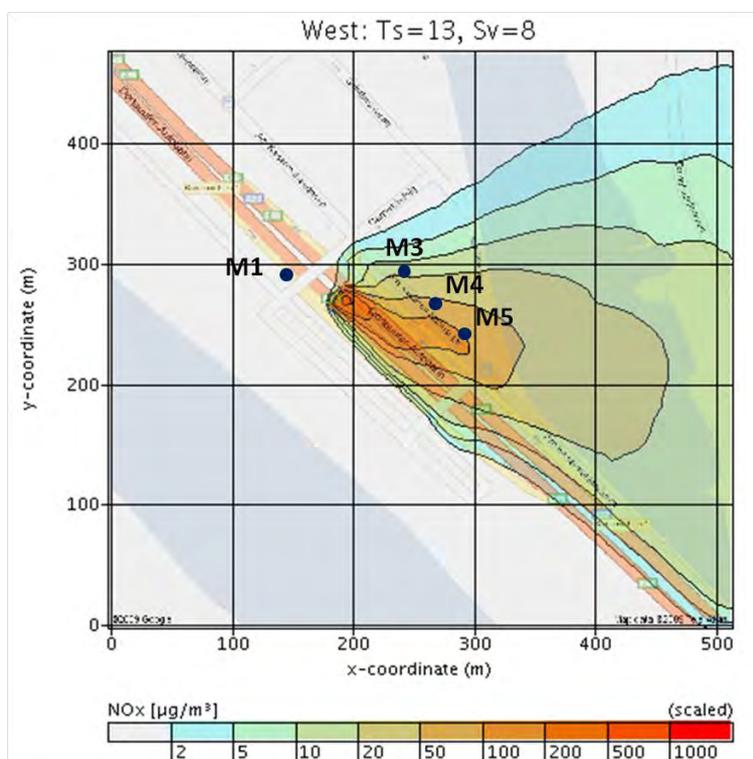
Die Messwerte sowie die verschiedenen Modellläufe sind in Tabelle 6-2 zusammengefasst. Der LASAT Lauf ergibt im Mittel eine NO_x Konzentrationen von 147 µg/m³ an der Messstelle M 1. Dieser Wert liegt über der gemessenen Konzentration von 120 µg/m³ NO_x, die Abweichung ist jedoch geringer als 30 %. Die Berechnungen mit den beiden verschiedenen Quellszenarien haben ergeben, dass vom Modell am Aufpunkt M1 die Emissionen der Fahrbahn einen wesentlich höheren Beitrag liefern als die Emissionen aus dem Portal.

Tabelle 6-2: beobachtete und modellierte NO_x-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] mit dem Rechenmodell LASAT für den Datensatz Kaisermühltunnel bei Ostanströmung

Messstation	Anmerkung	Messwert	LASAT nur Tunneljet	LASAT nur Fahrbahnen	LASAT gesamt
M1	Angegebene Werte nur für Ostanströmung	120	42	105	147

ii. West

Abbildung 6-4 zeigt die Abgasfahne für die Anströmung aus Westen. Es wird das 5. Modellevel gewählt welches zwischen 8 m und 10 m über Grund (Höhe der Autobahn) liegt, und sich somit zwischen 2 m und 4 m über der Gebäudeobergrenze befindet. Der Messpunkt M5 befindet sich nahe des Zentrums der Abgasfahne während die Konzentrationen zu den Aufpunkten M4 und M3 stark abfallen. Am Aufpunkt M1 werden keine Konzentrationen mehr berechnet.


Abbildung 6-4: Ausbreitung der Abgasfahnen für den LASAT Lauf mit Westanströmung

In Tabelle 6-3 sind die NO_x-Berechnungen den Messungen gegenübergestellt. Die gemessenen Mittelwerte werden am Aufpunkt M4 vom Modell LASAT über- und an den anderen beiden anderen unterschätzt. Die Konzentrationen liegen an allen Aufpunkten innerhalb der 30 % Schwankungsbreite die nach RVS 9.263 zulässig ist.

Tabelle 6-3: beobachtete und modellierte NO_x-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] mit dem Rechenmodell LASAT für den Datensatz Kaisermühltunnel bei Westanströmung

Messstation	Anmerkung	Messwert	LASAT nur Tunneljet	LASAT nur Fahrbahnen	LASAT gesamt
M3	Angegebene Werte nur für Westanströmung	23	4	13	17
M4		60	48	27	75
M5		147	71	32	103

7. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Evaluierung des Modells LASAT mit dem Datensatz Ehrentalerbergtunnel haben gezeigt, dass das Modell in der Lage ist die verschiedenen Ausbreitungsbedingungen zu simulieren. Vor allem die Maximalkonzentrationen konnten räumlich gut erfasst werden.

Mithilfe des Datensatzes konnten Zusammenhänge zwischen spezifischen Tunneleigenschaften (Austrittsgeschwindigkeit und Temperaturunterschied der Tunnelabluft zur Umgebungsluft) mit den entsprechenden Modellparameter (T_s und S_v) gefunden werden. Diese Zusammenhänge wurden auch für den Datensatz Kaisermühlentunnel verwendet. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen mit LASAT für den Kaisermühlentunnel zeigen, dass die Abweichungen von den Messungen an allen Aufpunkten unter 30% liegen

8. Literatur

Chang, J.C. and Hanna, S.R., 2004. Air quality model performance evaluation. Meteorol. Atmos. Phys., 87, 167-196.

Heimann D.; Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Institut für Physik der Atmosphäre. Ausbreitung von Spurenstoffen bei Schwachwindlagen, Expertise zu AUSTAL2000. März 2001.

Hirtl M., Baumann-Stanzer K. (2007): Evaluation of two dispersion models (ADMS-Roads and LASAT) applied to street canyons in Stockholm, London and Berlin. Atmospheric Environment Vol. 41, Issue 28, September 2007, pages 5959-5971, ISSN 1352-2310.

Janicke, U. (2007): Dispersion Model LASAT. Working book for Version 3.00

Janicke, U. (2007): Dispersion Model LASAT. Reference book for Version 3.00

McHugh C.A., D.J. Carruthers und H.A. Edmunds (1997): ADMS-Urban: an Air Quality Management System for Traffic, Domestic and Industrial Pollution. Int. J. Environment and Pollution, Vol. 8, Nr. 306, 437-440.

RVS 9.263 (2005): Projektierungsrichtlinie – Lüftungsanlagen, Immissionsbelastung an Portalen.

VDI 3782 (2001): Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung. Blatt 1. Dezember 2001.

VDI 3945 Blatt 3 (09/2000) „Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Partikelmodell“, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss.

Qualitätssicherung und Transparenz in der Ausbreitungsrechnung

Dr. Johann Wimmer

1. Einleitung

Bei der Entwicklung von Modellen zur Berechnung der Ausbreitung von Luftschadstoffen in der Atmosphäre wird der Frage, ob ein bestimmtes Modell richtige und zuverlässige Ergebnisse liefert, breiter Raum gewidmet: Man untersucht für bestimmte Konstellationen von Emissionsquellen und den transportbestimmenden Faktoren Wind, atmosphärische Stabilität, Gelände und Bebauung im Vergleich mit Messergebnissen (Immissionsmessergebnisse, Tracergasversuche, Windkanaluntersuchungen), wie weit die Berechnungsergebnisse von der Realität abweichen und unter welchen Rahmenbedingungen das Modell zuverlässig einsetzbar ist (Modellvalidierung). Dementsprechend sind für die heute in der Praxis verbreitet eingesetzten Ausbreitungsmodelle meist umfangreiche Dokumentationen von Validierungsuntersuchungen vorhanden und meist auch allgemein zugänglich.

Von der Frage, ob ein Modell grundsätzlich in der Lage ist, für eine bestimmte Emissions- und Ausbreitungssituation mit einem vorgegebenen Genauigkeitsanspruch die Realität richtig abzubilden zu unterscheiden ist die Frage, ob die praktische Modellanwendung auch so erfolgt, dass richtige Ergebnisse zu erwarten sind. Nach dem in der Praxis Ausbreitungsmodelle überwiegend zur Modellierung zukünftiger Emissions- und Immissionssituationen eingesetzt werden, besteht hier (in der Regel) nicht die Möglichkeit, die Richtigkeit der Modellierungsergebnisse durch Vergleich mit Messergebnissen zu überprüfen. Die „Richtigkeit“ einer konkreten Modellanwendung kann bei Immissionsprognosen damit nur dadurch geprüft werden, ob alle einer konkreten Modellierung zu Grunde gelegten Annahmen und die Modellparameter plausibel gewählt wurden und Annahmen und Berechnungen nachvollziehbar dokumentiert wurden (Transparenz).

Da Modellierung immer mit der Vereinfachung realer Verhältnisse verbunden ist, gibt es bei den der Modellierung zu Grunde gelegten Annahmen und der Wahl der Modellparameter oft kein absolutes „richtig“ oder „falsch“, sondern kann nur beurteilt werden, ob die Annahmen und Modellparameter eine bessere oder schlechtere (oder gar ungenügende bzw. falsche) Abbildung der Realität darstellen.

Im Rahmen dieser Arbeit werden Annahmen und Modellparameter, die eine weniger gute als die mögliche Abbildung der realen Verhältnisse darstellen, als „problematische Annahmen“ bezeichnet, falsche Annahmen oder unrichtig gewählte Modellparameter als „falsche Annahmen“. Problematische und falsche Annahmen sollten bei der Erstellung von Immissionsprognosen vermieden werden (insbesondere wenn Alternativen bestehen, die eine realitätsnähere Modellierung erlauben) und lassen jedenfalls Zweifel an der Richtigkeit der Modellierungsergebnisse gerechtfertigt erscheinen.

Um besser beurteilen zu können, ob und wie sich die Berechnungsergebnisse ändern können, wenn man problematische durch plausiblere Annahmen ersetzt, wurden zur Demonstration von Unterschieden Testrechnungen mit AUSTAL 2000 durchgeführt.

Das „Untersuchungsmaterial“ sind Fallbeispiele aus der Praxis, und zwar bei unterschiedlichen Behörden in mehreren österreichischen Bundesländern vorgelegte Ausbreitungsrechnungen.

- „Straße“ (6-streifiger Ausbau einer Autobahn)
- „Einkaufszentrum 1“
- „Einkaufszentrum 2“
- „Einkaufszentrum 3“
- „mechanische Abfallbehandlungsanlage“
- „Industrieanlage“
- „Abfallverbrennungsanlage“ (im Zuge von Einwendungen vorgelegt)

Da die bei der Ausbreitungsmodellierung berechneten Immissionskonzentrationen grundsätzlich von

- der Emissionshöhe und (zeitlichen) Emissionscharakteristik
- dem gewählten Prognosezeitpunkt
- der Quellenkonfiguration
- den verwendeten meteorologischen Daten
- der (Art der) Berücksichtigung von Gelände und Gebäuden
- der Parameterwahl des Ausbreitungsmodells
- der Wahl der „maßgeblichen Immissionspunkte“
- dem „Postprocessing“, v.a. bei der Berechnung von NO₂-Konzentrationen

abhängen, wurden insbesondere die Annahmen in diesen Bereichen näher betrachtet.

Zwei Bereiche (Wahl des Prognosezeitpunktes und der der „maßgeblichen Immissionspunkte“) sind dabei nicht alleine aus fachlicher Sicht zu beurteilen, sondern steht hier die Prüfung der Übereinstimmung der bei der Modellierung getroffenen Annahmen mit den rechtlichen Vorgaben im Vordergrund.

Vorausgeschickt wird, dass in allen hier untersuchten Ausbreitungsrechnungen (häufig mehrere) problematische oder falsche Annahmen vorzufinden waren.

2. Wahl des Ausbreitungsmodells

a. Einsatz von Modellen mit fraglicher Validität

Fallbeispiel „Abfallverbrennungsanlage“: Bei diesem Fallbeispiel wurde zur Berechnung der Luftschadstoff-Zusatzbelastungen infolge des durch das Projekt induzierten Verkehrs ein Lagrangesches Partikelmodell eingesetzt. Das Modell liefert Konzentrationsverteilungen mit „Nebenmaxima“ bei straßennahen Gebäuden (Abbildung 1).

Die Luftschadstoffkonzentrationen neben Straßen klingen bei ungestörter Ausbreitung exponentiell ab. Es kommt nicht zu Konzentrationserhöhungen entlang der Transportrichtung. Die Validität des eingesetzten Ausbreitungsmodells für den Zweck der Berechnung erscheint damit grundsätzlich nicht gegeben.

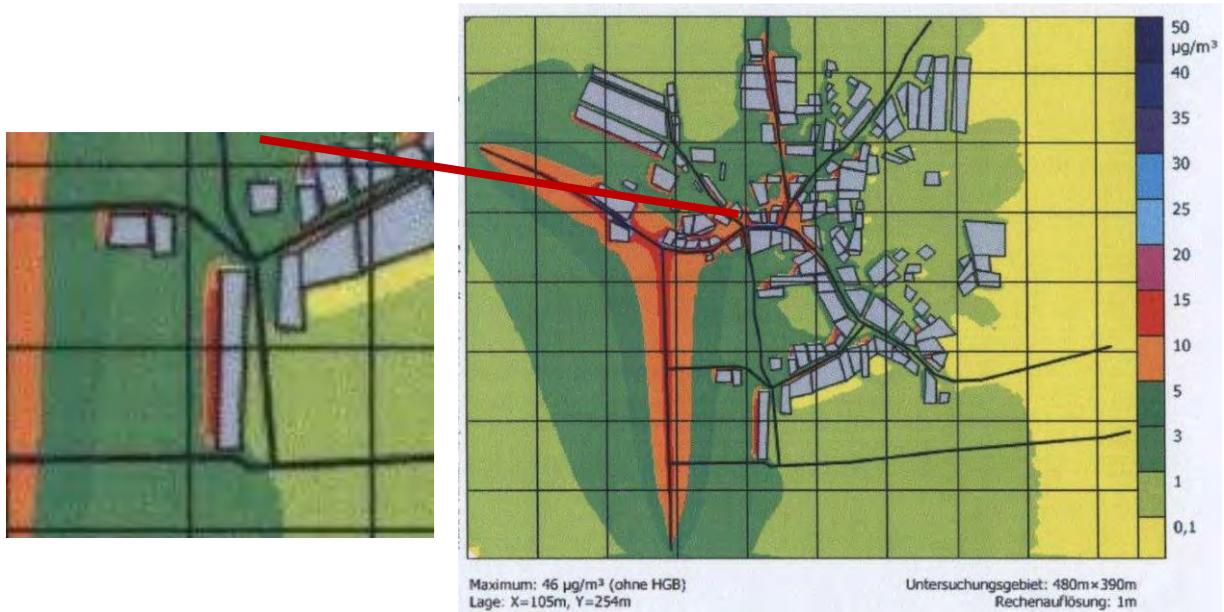


Abbildung 1: Fallbeispiel „Abfallverbrennungsanlage“ – berechnete Konzentrationsverteilung

b. Modelleinsatz außerhalb des gültigen Anwendungsbereiches

Fallbeispiele „Einkaufszentrum 3“ und „mechanische Abfallbehandlungsanlage“: Im Fall des Einkaufszentrums wurde zur Berechnung der Immissionskonzentrationen entlang einer Straße mit relativ dichter Randbebauung ein (einfaches) Gauß-Modell eingesetzt. Desgleichen erfolgte die Ausbreitungsmodellierung für zahlreiche Flächenquellen und diffuse Quellen bei der mechanischen Abfallbehandlungsanlage mit einem (einfachen) Gauß-Modell.

Abbildung 2: Fallbeispiel „Einkaufszentrum 3“ – berechnete Konzentrationsverteilung



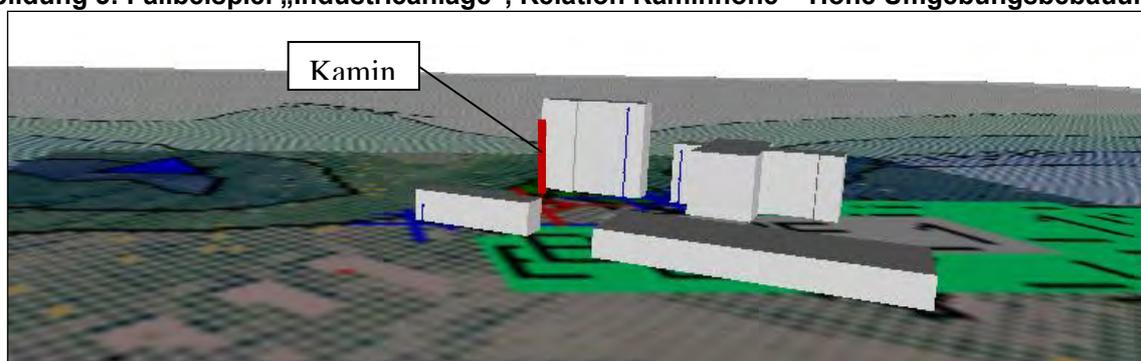
Gauß-Modelle sind – auch bei speziellen „Adaptionen“ - nur sehr eingeschränkt in der Lage, die Transportvorgänge in der Atmosphäre bei quellennahen Strömungshindernissen richtig zu beschreiben. Linienquellen (wie z.B. Straßen), Flächenquellen (unbefestigte Flächen) und Volumenquellen (diffuse Emissionen) können nur unzureichend (über eine Abfolge oder ein Netz von Punktquellen)

angenähert werden.

Da andere verfügbare Modelle, v.a. Lagrangesche Partikelmodelle, derartige Emissionsquellen realitätsnah simulieren können und deren Eignung für die Modellierung von bodennahen Linien-, Flächen- und Volumenquellen erwiesen ist, ist der Einsatz von Gauß-Modellen für einen solchen Modellierungszweck als problematisch einzustufen. Es wäre der Einsatz von Modellen vorzuziehen gewesen, die nach ihrer „Modellphysik“ eine realitätsnahe Abbildung der Quellen und der atmosphärischen Transportvorgänge erlauben.

Fallbeispiel „Industrieanlage“: Im Fall der Industrieanlage wurden die Immissionskonzentrationen an der Fassade nahegelegener Gebäude, die höher als der Kamin der geplanten Anlage sind, mit AUSTAL 2000 unter Verwendung des in diesem Modell standardmäßig implementierten diagnostischen Windfeldmodells berechnet.

Abbildung 3: Fallbeispiel „Industrieanlage“, Relation Kaminhöhe – Höhe Umgebungsbebauung



Die Anwendbarkeit des in AUSTAL 2000 implementierten diagnostischen Windfeldmodells (TalDia) erscheint fraglich, da der in der TA Luft definierte Anwendungsbereich (TA Luft, Anhang 3, Abs. 10) überschritten wird. Als Alternative käme der Einsatz eines mikroskaligen prognostischen Windfeld- bzw. Ausbreitungsmodells in Frage. Die Anwendung von AUSTAL 2000 für den vorliegenden Modellierungszweck erscheint jedenfalls problematisch.

3. Die wesentlichsten Einflussgrößen auf das Ergebnis der Modellierung

a. Modellierung der Emissionsquellen

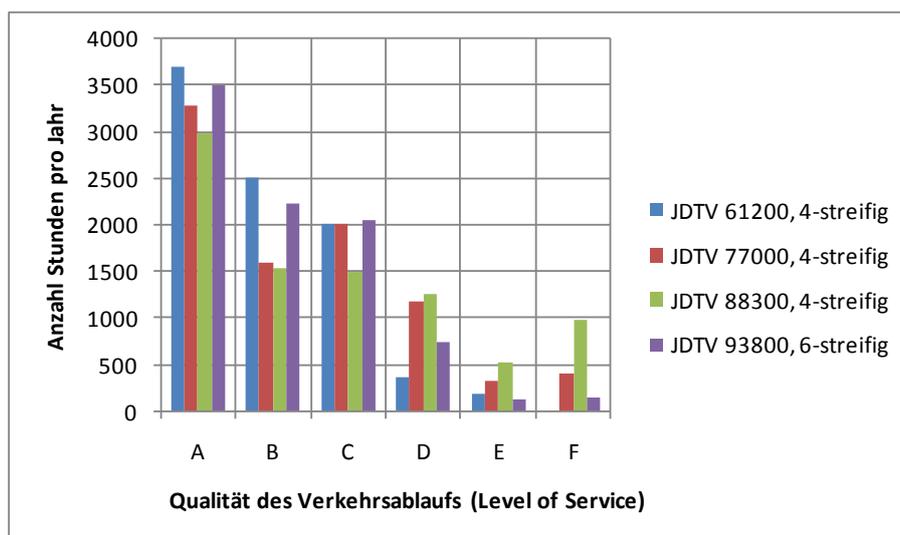
i. Emissionshöhe

Fallbeispiel Straße: Im Rahmen dieser Immissionsprognose wurde für die Berechnung der Luftschadstoffemissionen nach dem Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 2.1) für den Bestandsverkehr im Jahr 2020 die Verkehrssituation AB_60, für den geplanten Ausbau für den gleichen Prognosezeitpunkt die Verkehrssituation AB_100 verwendet. Begründet wurde dies mit der sinkenden durchschnittlichen Geschwindigkeit ohne 6-streifigen Ausbau der betreffenden Straße.

Bei den meisten Luftschadstoffen sind die Emissionsfaktoren für die Verkehrssituation AB_60 wesentlich niedriger als für AB_100 (PKW) bzw. z.T. ähnlich (SNF). Das HBEFA bildet allerdings den Fall sinkender Geschwindigkeiten bei steigender Verkehrsbelastung über die Verkehrssituation „gebunden“ und nicht AB_60 ab, wobei sich bei den Verkehrssituationen „gebunden“ praktisch keine Abhängigkeit der Emissionen von der Geschwindigkeit mehr zeigt.

Beide Ansätze (Emissionsfaktoren für AB_60/AB_100 bzw. „gebunden“), den Effekt sinkender Geschwindigkeiten bei steigender Verkehrsbelastung einer Straße zu berechnen, können die tatsächlichen Verhältnisse nur sehr begrenzt abbilden. Bei Erreichen der Kapazitätsgrenze der Autobahn sinkt zwar (insbesondere zu „Stoßzeiten“) die Geschwindigkeit, die Luftschadstoffemissionen müssen dadurch aber nicht abnehmen, sondern können durch Stop- and Go-Betrieb sogar erheblich steigen. Überlastete Straßen weisen tageszeitlich unterschiedlich variierende „Level of Service“ (LOS) und Stop- and Go Anteile auf.

Abbildung 4: Zusammenhang Verkehrsbelastung – Level of Service (demonstrativ)



Eine hinreichende realitätsgetreue Beschreibung der komplexen Änderung der Verkehrsverhältnisse durch zunehmende Überlastungserscheinungen und den Effekt eines 6-streifigen Ausbaus durch nur 2 Emissionsfaktoren (AB_100 und AB_60) erscheint nicht möglich. Als Alternative steht der Einsatz von Emissionsmodellen, welche die komplexen Verkehrs- und Emissionsverhältnisse besser abbilden können (z.B. die an der TU Graz entwickelten Emissionsmodelle NEMO - „Network Emission Model“ und PHEM - „Passenger car and Heavy duty vehicle Emission Model“), zur Verfügung. Die bei der gegenständlichen Emissionsberechnung getroffenen Annahmen sind damit als „problematisch“ einzustufen.

ii. Quellenkonfiguration

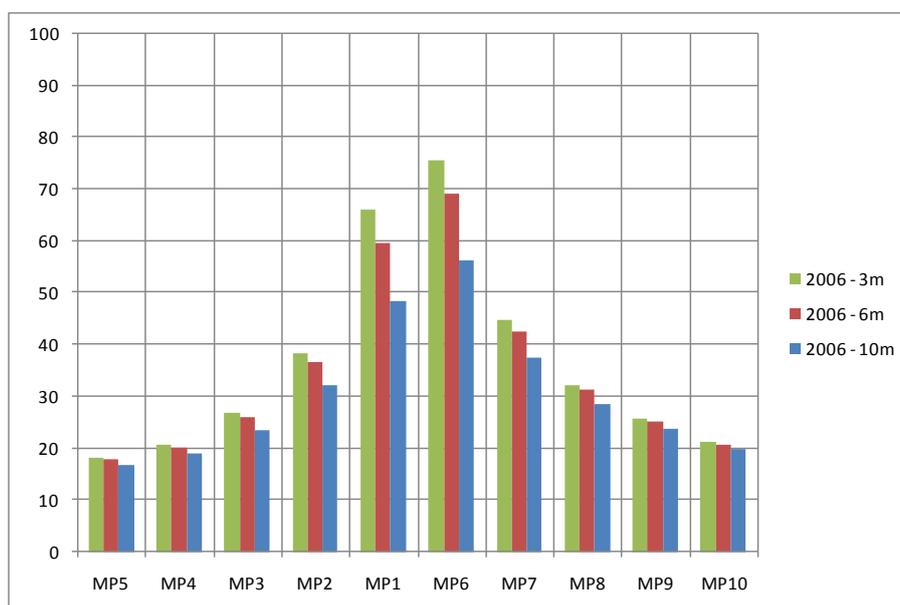
Fallbeispiel „Einkaufszentrum 1“: Bei dieser Immissionsprognose wurden die Luftschadstoff-Immissionen des projektinduzierten Verkehrs auf den Zufahrtsstraßen mit AUSTAL 2000 berechnet. Die Modellierung der Emissionsquellen (Straßen) erfolgte als Volumenquellen mit einer Breite entsprechend der Straßenbreite und einer Höhe von 0 - 10 m.

Zur Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz wird bei Ausbreitungsrechnungen für straßenverkehrsbedingte Emissionen üblicher Weise eine größere Quellenhöhe angesetzt als es der physikalischen Quellenhöhe entspricht (üblich: ≤ 3 m). Das Phänomen der fahrzeuginduzierten Turbulenz bewirkt eine Anfangsverdünnung der Schadstoffkonzentrationen noch im Quellenbereich und ist somit relevant, aber schwierig zu quantifizieren, da von zahlreichen Faktoren abhängig (Verkehrsstärke, Geschwindigkeit, Fahrzeugart, Windgeschwindigkeit und -richtung, atmosphärischer Stabilitätszustand, ...).

Testrechnungen mit Modellierung einer Straße als Volumenquelle unterschiedlicher Höhe (3 m, 6 m und 10 m) zeigen einen erheblichen Einfluss der Quellenhöhe auf

die berechneten Konzentrationen im Straßennahbereich infolge zunehmender Anfangsverdünnung bei der Wahl einer größeren Quellhöhe (Abbildung 5).

Abbildung 5: Einfluss der Quellenhöhe auf die Immissionskonzentrationen (demonstrativ), Rechenpunkte in 10 bis 50 m Abstand vom Straßenrand



Die Annahme einer Quellenhöhe von 10 m kann zur Unterschätzung der tatsächlich zu erwartenden Immissionskonzentrationen führen, ist als „nicht konservativ“ und damit problematisch einzuschätzen.

b. Prognosezeitpunkt

Fallbeispiel „Straße“: Die Ausbreitungsrechnungen wurden für den Prognosezeitpunkt 2020 durchgeführt.

Unter anderem nach der RVS 04.02.12 (2007) ist als Prognosehorizont bei Straßenprojekten ein Zeitraum von 15 Jahren ab dem Jahr der Istzustandserhebung zu wählen. Zusätzlich ist eine Prognose für das ungünstigste Jahr in Bezug auf die Emissionsentwicklung und Immissionsgrenzwertregelungen erforderlich.

Aufgrund der motorentechnischen Entwicklung und der Änderung der Flottenzusammensetzung sinken die „exhaust“-Emissionen des Straßenverkehrs auch in Zukunft kontinuierlich (vgl. Beispiel in

Abbildung 6). Die Wahl des Prognosezeitpunktes beeinflusst daher bei Verkehrsprojekten massiv die Höhe der Emissionen und damit der Immissionskonzentrationen und der Wahrscheinlichkeit von Grenzwertüberschreitungen. Das ungünstigste Jahr in Bezug auf die Emissionsentwicklung und Immissionsgrenzwertregelungen ist bei Verkehrsprojekten meist der Zeitpunkt der geplanten Inbetriebnahme (PM_{10}) bzw. das Jahr 2012 wegen der Absenkung des Grenzwertes für den JMW der NO_2 -Konzentration im IG-L.

Die Wahl des Prognosezeitpunktes 2020 ist im vorliegenden Fall damit als problematische Annahme (unter Bezug auf die RVS 04.02.12 als falsche Annahme) einzustufen.

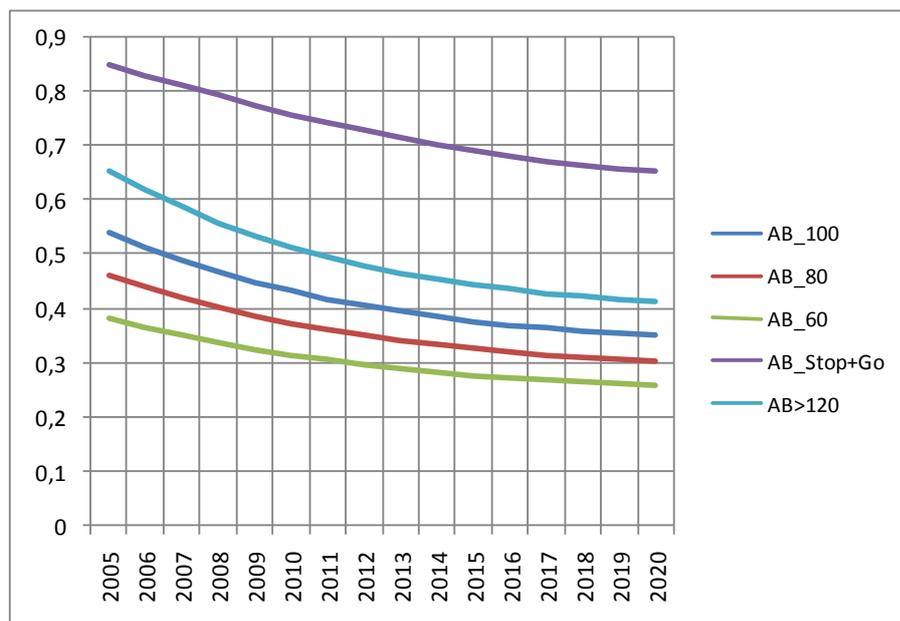


Abbildung 6: Zeitliche Entwicklung der PKW-NOx-Emissionen nach HBEFA 2.1 [g/Kfz.km]

c. Meteorologische Daten

i. Repräsentativität der meteorologischen Daten

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 2“: Die Auswirkungen des projektinduzierten Verkehrs wurden mit AUSTAL 2000 berechnet. Der Ausbreitungsrechnung lag eine synthetische meteorologische Zeitreihe für das Jahr 2003 zu Grunde, die durch *Kombination* der Ausbreitungsklassen des Standortes EIS mit zeitgleichen Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsdaten einer Messstation in der Nähe des Projektstandortes (OW) gewonnen wurden. Vermutlich wurden die Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440 in Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier „umgerechnet“. Der Standort EIS liegt 66 km nördlich des Projektstandortes OW.

Für den Standort EIS sind dem Verfasser keine Messungen von Strahlungsbilanz, Bewölkungsgrad oder Temperaturdifferenz bekannt, mit denen Ausbreitungsklassen bestimmt werden könnten (vermutlich stammen die Ausbreitungsklassen vom Standort SCH ca. 100 km nördlich des Projektstandortes OW).

Eine Überprüfung der durchgeführten „Übertragung“ der Ausbreitungsklassen vom Standort EIS (bzw. SCH) auf den Projektstandort OW führt zu folgendem Ergebnis:

- Es gibt einen Standort HK, der etwa 34 km südlich des Projektstandortes OW liegt, an dem die topographischen Verhältnisse sehr ähnlich wie am Projektstandort OW sind. In HK sind die meteorologischen Verhältnisse aus ausführlichen Messungen (u.a. Wind, Strahlungsbilanz, SODAR) sehr gut bekannt.
- Vergleicht man die verfügbaren Daten (WIV, WIR, T) der Standorte OW, EIS und HK, so gibt es eine ungleich bessere Übereinstimmung zwischen OW und HK als zwischen OW und EIS (siehe z.B. nachfolgende Abbildung mit einem Vergleich der Tagesgänge der Lufttemperaturen).

- Der Datenvergleich legt nahe, dass am Projektstandort OW ausgeprägte nächtliche Kaltluftabflüsse bestehen, wie sie für den Standort HK nachgewiesen wurden, am Standort EIS jedoch nicht.

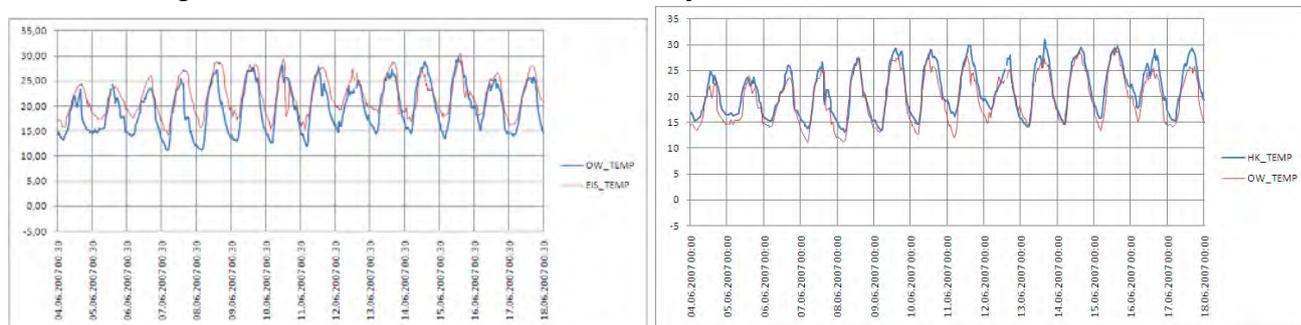


Abbildung 7: Vergleich des Tagesganges der Lufttemperatur zwischen den Standorten OW und EIS bzw. OW und HK

Bestimmt man für das aktuellere Jahr 2007, in dem alle benötigten Daten vorliegen, unter Heranziehung der Winddaten von OW auf Basis der Annahme, dass die atmosphärischen Stabilitätsverhältnisse am Standort HK die Situation am Projektstandort OW besser repräsentieren als jene in EIS (bzw. SCH) die Ausbreitungsklassen mit den Strahlungsbilanzdaten von HK (mit der in der Richtlinie KTA 1508 beschriebenen Methodik), so ergeben sich gravierende Unterschiede in der Windrichtungsverteilung und der Häufigkeit des Auftretens der einzelnen Ausbreitungsklassen (Abbildung 8).

Da die wohl plausiblere Annahme, die Ausbreitungsklassen für den Projektstandort OW auf Basis von Daten des klimatisch und topographisch ähnlichen Standortes HK zu bestimmen, zu einem gänzlich anderen meteorologischen Datensatz führen, müssen die in der vorliegenden Ausbreitungsmodellierung getroffenen Annahmen zur Standortmeteorologie und die durchgeführte „Übertragung“ von Ausbreitungsklassen als in hohem Ausmaß problematisch eingestuft werden.

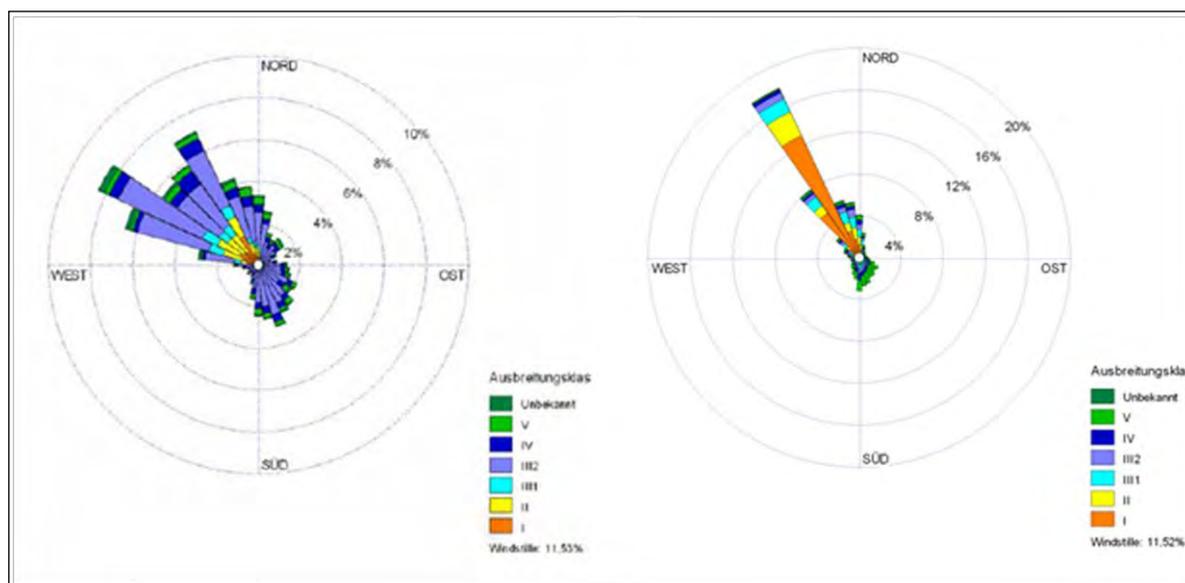


Abbildung 8: Vergleich Meteorologie „Einkaufszentrum 2“ (links) – Berechnung mit WIR, WIV von OW und Strahlungsbilanz von HK (rechts)

ii. Zulässigkeit von Vereinfachungen

Fallbeispiel „mechanische Abfallbehandlungsanlage“: Die Ausbreitungsrechnung wurde nur für die Ausbreitungssituationen AKL 4 (neutral) und 3 (leicht labil) jeweils bei einer mittleren Windgeschwindigkeit durchgeführt.

Der Standort der Abfallbehandlungsanlage liegt in einem Gebirgstal, in dem ein hoher Anteil stabiler Ausbreitungsverhältnisse zu erwarten ist. Die Nichtberücksichtigung stabiler Ausbreitungsbedingungen ist als problematische Vereinfachung anzusehen, da bei bodennahen Quellen gerade bei den betreffenden Ausbreitungsklassen die höchsten Immissionskonzentrationen zu erwarten sind.

3.3.3 „Umrechnung“ von Ausbreitungsklassen

Fallbeispiel „Industrieanlage“: Das für die Immissionsprognose herangezogene Modell AUSTAL 2000 verlangt eine Ausbreitungsklassenstatistik bzw. meteorologische Zeitreihe auf Basis der Ausbreitungsklassen nach Klug - Manier (VDI 3782 Bl. 1). Diese wurden durch „Übertragung“ von nach der ÖNORM M 9440 bestimmten Ausbreitungsklassen in das System der TA Luft (VDI 3782 Bl. 1) nach der verbalen Umschreibung der einzelnen Klassen erzeugt.

Nach dem die Definitionsbereiche der Ausbreitungsklassen gem. ÖNORM M 9440 und VDI 3782 Bl. 1 erheblich voneinander abweichen, wurden Testrechnungen sowohl für hohe als auch für bodennahe Quellen durchgeführt, die zeigen, dass die „Übertragung“ einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis der Berechnungen hat. Der Vergleich wurde jeweils mit meteorologischen Zeitreihen durchgeführt, bei denen die Ausbreitungsklassen einmal nach ÖNORM M 9440 und „Übertragung“ in Ausbreitungsklassen nach Klug –Manier, das andere Mal direkt mit dem in der Richtlinie KTA 1508 beschriebenen Verfahren unter Heranziehung von Strahlungsbilanzdaten bestimmt wurden.

- Bei hohen Punktquellen ergibt die Verwendung der durch „Übertragung“ erzeugten meteorologischen Zeitreihe eine andere Lage des Immissionsmaximums und die höheren berechneten maximalen Immissionskonzentrationen (Abbildung 9, Abbildung 10).
- Bei bodennahen Quellen (Emissionsquelle Straße) liefert die „Übertragung“ niedrigere berechnete Immissionskonzentrationen (Abbildung 11).

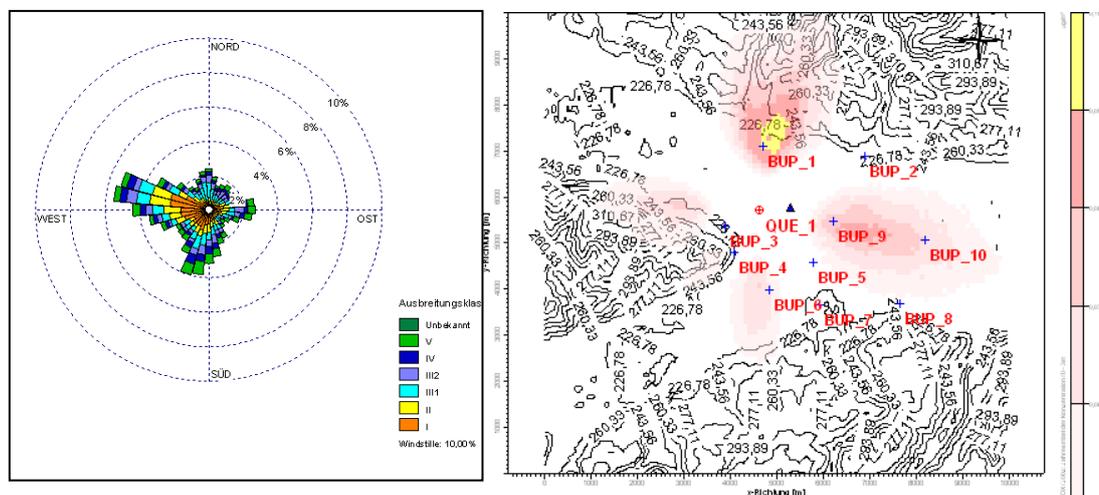


Abbildung 9: Testrechnung Punktquelle H = 100 m, strukturiertes Gelände mit Ausbreitungsklassen aus Strahlungsbilanz nach KTA 1508

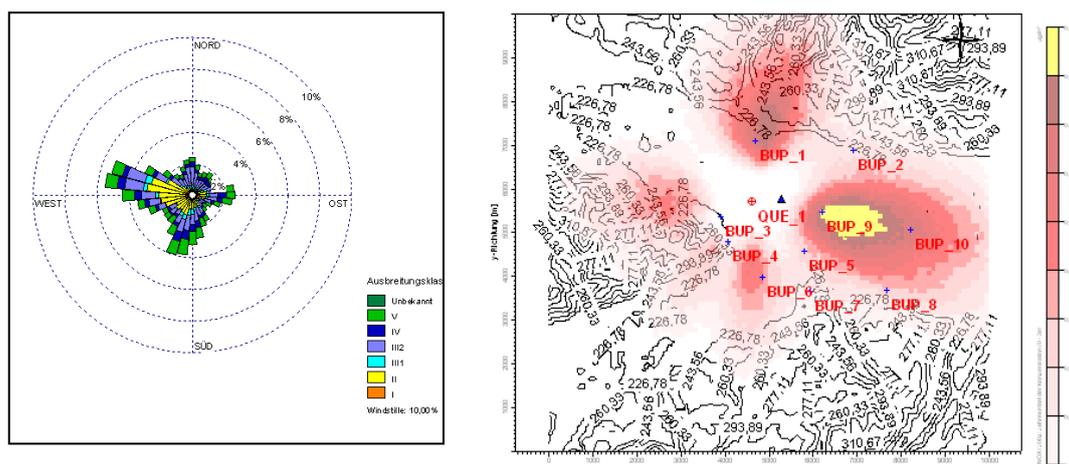


Abbildung 10: Testrechnung Punktquelle H = 100 m, strukturiertes Gelände mit Ausbreitungsklassen ÖNORM M 9440 → Klug-Manier

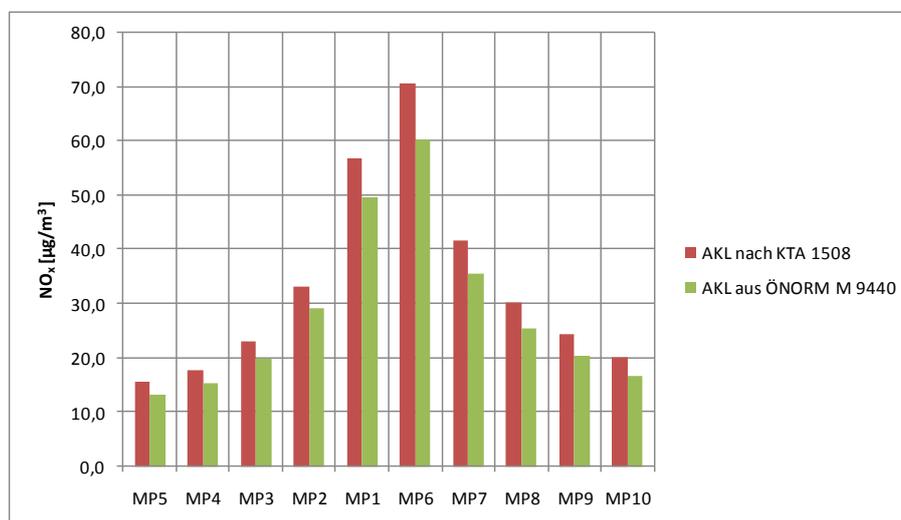


Abbildung 11: Testrechnung Straße, Ausbreitungsklassen aus Strahlungsbilanz nach KTA 1508 vs. ÖNORM M 9440 → Klug-Manier (Rechenpunkte in 10 bis 50 m Abstand vom Straßenrand)

d. Adäquate Berücksichtigung von Gelände und Gebäuden

Fallbeispiel „Abfallverbrennungsanlage“: Bei der Modellierung der Auswirkungen des projektinduzierten Verkehrs wurden auch die Bebauungsstrukturen berücksichtigt.

Die Modellierung der Gebäude stellt allerdings eine grobe Vereinfachung der Wirklichkeit dar, die in Teilbereichen auch offensichtlich falsch ist. So wurden z.B. drei relativ straßenferne Wohnobjekte als ein großes, direkt an der Straße gelegenes „Gebäude“ modelliert. Gerade hier treten die höchsten berechneten Immissionskonzentrationen auf (Pfeilmarkierung in Abbildung 12). Die Berechnungsergebnisse sind als falsch einzustufen, da sie auf einer unrichtigen Abbildung der realen Verhältnisse beruhen.

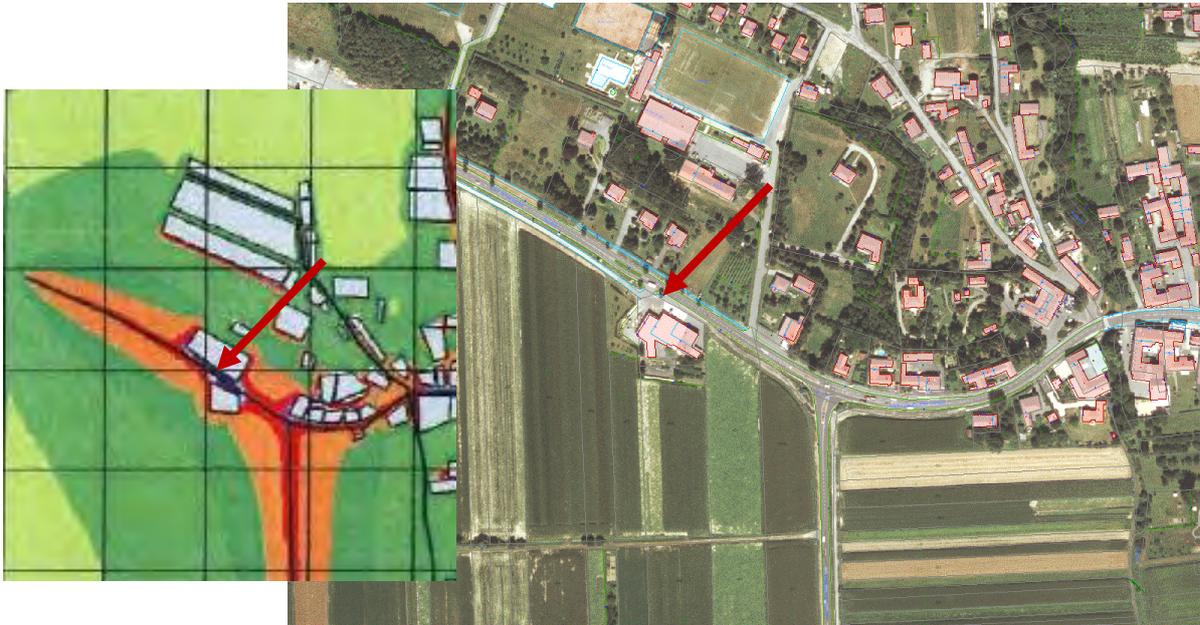


Abbildung 12: Fallbeispiel „Abfallverbrennungsanlage“ – Modell und Realität

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 1“: Bei der Berechnung der Auswirkungen des projektinduzierten Verkehrs auf den Zufahrtsstraßen wurde die straßennahe Bebauung (Abbildung 13, linkes Bild) nicht berücksichtigt.

Beispielhafte eigene Berechnungen zeigen, dass bei lockerer Straßenrandbebauung eine explizite Berücksichtigung straßennaher Gebäude nicht unbedingt erforderlich ist, in Einzelfällen (straßenparallele Kanalisierung des Windfeldes, vgl. Abbildung 13, rechtes Bild) aber große Auswirkungen möglich sind.

Die Nichtberücksichtigung der straßennahen Gebäude bei der Ausbreitungsmodellierung für das Projekt „Einkaufszentrum 1“ ist damit als „möglicherweise problematisch“ einzustufen. Eine Entscheidung, ob die straßennahen Gebäude im Modell explizit berücksichtigt werden müssen, ist nur über die Durchführung von Vergleichsrechnungen mit/ohne Modellierung der Bebauungsstrukturen möglich.

Abbildung 13: „Einkaufszentrum 1“ – Beispiel von Gebäudeeffekten



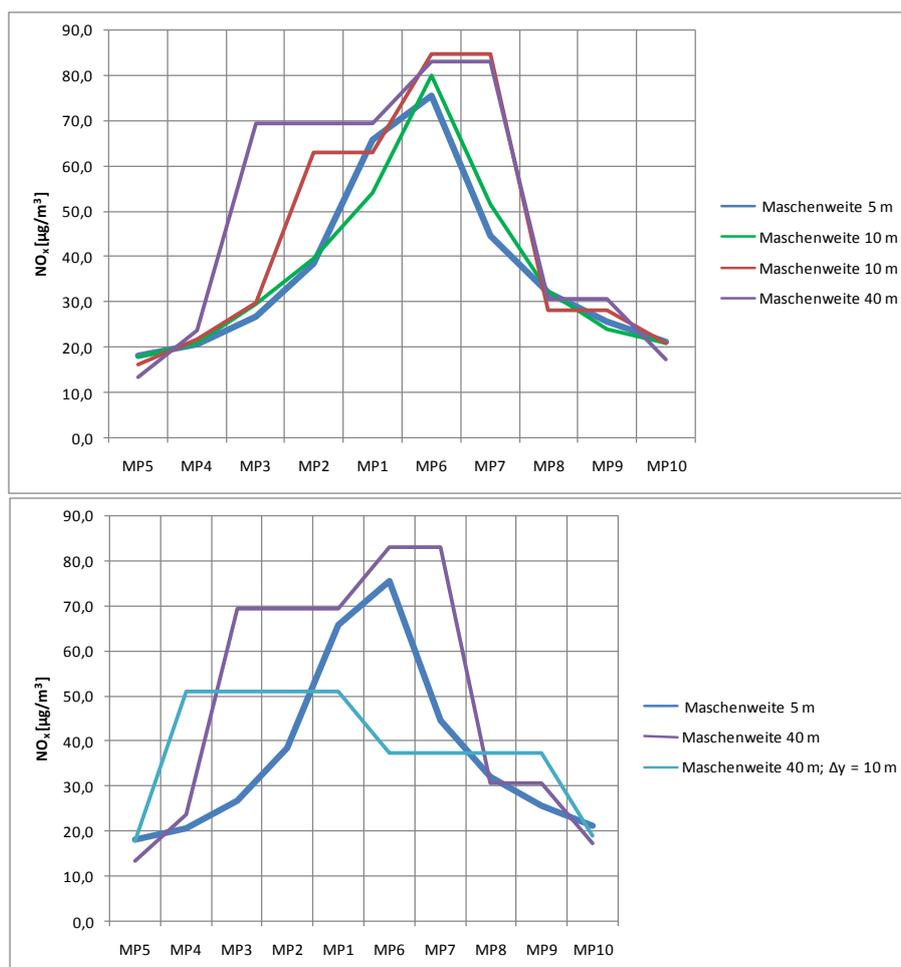
e. Parameterwahl des Ausbreitungsmodells

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 1“: Für die Berechnung mit AUSTAL 2000 wurde eine Maschenweite der Rechengitternetzes von 40 m gewählt.

Zur Prüfung, ob diese räumliche Auflösung ausreichend ist, um die zu erwartenden Immissionsbelastungen bei den Straßenanrainern richtig zu prognostizieren, wurden Testrechnungen mit AUSTAL 2000 unter Variation der Maschenweite des Rechengitternetzes von 5 m bis 40 m durchgeführt. In den ersten Rechenläufen führte die Vergrößerung der Maschenweite zu ungefähr gleich großen oder größeren Immissionskonzentrationen im Nahbereich der Emissionsquelle Straße (Abbildung 14, oberes Bild). Ein geringer vertikaler Versatz des Rechengitternetzes (+ 10 m) führt allerdings zu völlig anderen Ergebnissen, die berechneten Immissionskonzentrationen in Straßennähe halbieren sich in etwa (Abbildung 14, unteres Bild).

Ein zuverlässiges Ergebnis der Modellierung kann damit nur erreicht werden, wenn die Maschenweite des Rechengitternetzes zur benötigten räumlichen Auflösung der Immissionskonzentrationen passt. Die Annahme einer Maschenweite von 40 m ist im gegenständlichen Fall als „hoch problematisch“ einzustufen.

Abbildung 14: Abhängigkeit der berechneten Konzentrationen von der Maschenweite des Rechengitternetzes (demonstrativ), Rechenpunkte in 10 bis 50 m Abstand vom Straßenrand



f. Wahl der „maßgeblichen Immissionspunkte“

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 2“: Es wurden die aus dem projektinduzierten Verkehr resultierenden Immissions-Zusatzbelastungen mit AUSTAL 2000 berechnet und dabei nach den Angaben der Verfasser die straßennahen Gebäude explizit berücksichtigt. Die Berechnungsergebnisse an den Rechenpunkten werden für eine Immissionshöhe von 0 - 3 m angegeben. Die gewählten Monitorpunkte liegen zum Teil auf den modellierten Gebäuden.

Nach der Entscheidung des Umweltsenats vom 17.3.2008, US 5A/2007/13-43 („Shopping Center Vöcklabruck“) ist die Beurteilung von Jahresmittelwerten der Immissionskonzentration beim Gebäudemittelpunkt der Wohnnachbarn zulässig (bzw. mangels anderer konkreter Vorgaben) geboten:

„Die Projektwerberin hat für die Langzeitimmissionsbelastung (Zusatzbelastung im Jahresmittel) die Aufpunkte beim Gebäudemittelpunkt der Wohnnachbarn angesetzt. Die Behörde hat dies akzeptiert, da sich die Anrainer über das Jahr gesehen überwiegend im Bereich der Wohngebäude aufhalten. Für die Situation an der Grundgrenze des am höchsten belasteten Nachbarn ... wurde in den Gutachten ... der Halbstundenmittelwert ausgewiesen. Diese Differenzierung nach der Dauer des Aufenthaltes auf Teilen der Nachbargrundstücke scheint unter den gegebenen Umständen richtig und praktikabel.“

AUSTAL 2000 behandelt Gebäude als undurchdringliche Körper und liefert daher im „Gebäudeinneren“ stets die Immissionskonzentration 0. Die gleichzeitige Erfüllung der Anforderungen, die Immissionskonzentrationen beim Gebäudemittelpunkt berechnen zu müssen und die betreffenden Gebäude explizit als Strömungshindernisse bei der Modellierung zu berücksichtigen, ist damit nicht möglich. Dieses Dilemma kann nur im rechtlichen Bereich durch entsprechende Anpassung der rechtlichen Vorgaben für die Wahl der „maßgeblichen Immissionspunkte“ gelöst werden.

Im gegenständlichen Fall können die Berechnungsergebnisse nur so zu Stande gekommen sein, dass die Gebäude, auf denen Rechenpunkte liegen, entgegen den vorliegenden Angaben doch nicht explizit modelliert wurden oder die Immissionshöhe bei diesen Rechenpunkten über der Gebäudehöhe gewählt wurde. Beide Vorgangsweisen sind als äußerst problematisch und intransparent einzustufen



Abbildung 15: „Einkaufszentrum 2“, Situierung der Rechenpunkte

g. „Postprocessing“ - Berechnung von NO₂-Konzentrationen

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 1“: Für die Berechnung der NO₂-Konzentrationen (Prognosejahr: 2019) wurde der in AUSTAL 2000 implementierte Algorithmus gem. VDI 3782 Bl. 1 verwendet.

„Die Berechnung der Umwandlung von Stickstoffmonoxid in Stickstoffdioxid erfolgt durch AUSTAL 2000 programmintern auf Grundlage der VDI 3782, Blatt 1 ... Für die Aufteilung der Stickoxidemissionen in Stickstoffmonoxid NO und Stickstoffdioxid NO₂ wurde ein NO₂-Anteil von 10 % angenommen.“

Fallbeispiel „Einkaufszentrum 3“: Hier wurde gleichartig, allerdings mit einem wesentlich höheren NO₂-Primäranteil der Kfz-Emissionen, vorgegangen.

„Hinsichtlich der Stickstoffoxide wurde die programminterne NO/NO₂-Konversionsrate verwendet. ... sind die in der Richtlinie VDI 3782 Bl.1 angegebenen Umwandlungszeiten für eine Reaktion 1. Ordnung für die Umwandlung von NO zu NO₂ implementiert. Als primärer NO₂-Anteil wurde für die Kfz-Flotte für den relevanten Bezugszeitraum (2009 – 2015) ein Wert von 30% des Gesamt-NO_x-Ausstoßes angenommen.“

Die derzeit übliche („Stand der Technik“) Vorgangsweise bei der Berechnung der NO₂-Immissionskonzentrationen bei Prognose verkehrsbedingter Luftschadstoffimmissionen besteht in der Ermittlung der NO_x-Gesamtimmissionskonzentrationen mit nachfolgender Umrechnung auf NO₂-Konzentrationen mit dem einfachen Algorithmus nach Romberg et al. Diese Vorgangsweise liefert zumindest derzeit recht zuverlässige, eher auf der konservativen Seite liegende Ergebnisse (Abbildung 16).

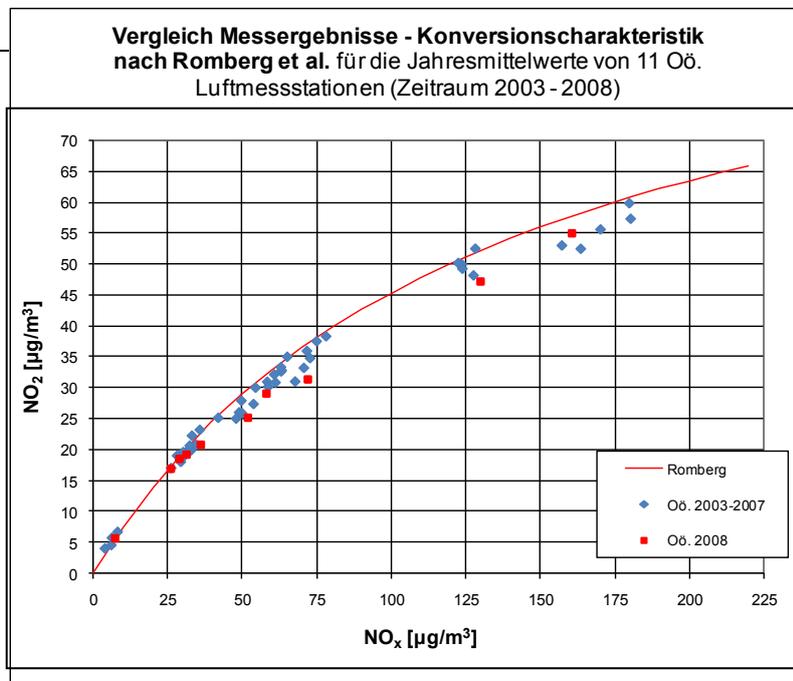


Abbildung 16: NO_x-NO₂-Konversionsraten im Bundesland Oberösterreich (verkehrsbeeinflusst) – Konversionscharakteristik nach Romberg et al.

Die in der VDI-Richtlinie 3782 Bl. 1 beschriebene im Wesentlichen nur von der Reisezeit abhängige NO – NO₂-Konversion stellt eine grobe Vereinfachung der sehr komplexen atmosphärenchemischen Vorgänge dar, in der wesentliche Faktoren (Konzentration der Reaktanten NO, NO₂, O₃, Photolyse von NO₂) nicht berücksichtigt werden. Der Ansatz der VDI 3782 Bl. 1 ist für bodennahe Emissionsquellen (Straßen) nicht validiert.

Testrechnungen zeigen, dass in Straßennähe die nach VDI 2782 Bl. 1 berechnete Konversion von NO zu NO₂ gering ist und die ermittelte NO₂-Konzentration vom gewählten NO₂-Primäranteil der Kfz-Emissionen dominiert wird. Das Verfahren der VDI 3782 Bl. 1 liefert bei beiden Fallbeispielen wesentlich zu niedrige berechnete NO₂-Immissionsbelastungen (Abbildung 17).

Die Verwendung der in AUSTAL 2000 implementierten NO – NO₂-Konversionsfunktion ist damit für die Berechnung von straßenverkehrsbedingten NO₂-Immissionen je nach gewähltem NO₂-Primäranteil der Kfz-Emissionen als problematisch, wenn nicht als falsch einzustufen.

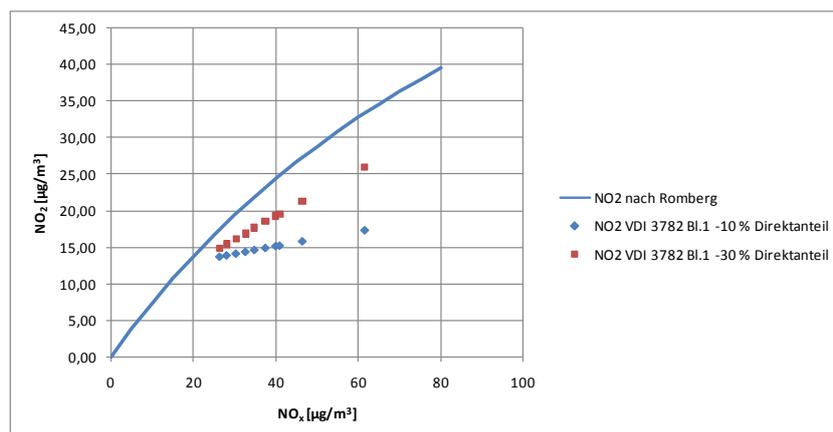


Abbildung 17: Testrechnungen Straße, Vergleich VDI 3782/1 – Romberg et al., Rechenpunkte in 10 bis 50 m Abstand vom Straßenrand (demonstrativ)

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse von Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnungen sind von vielen Faktoren abhängig. Auch bei Modellen, die für einen bestimmten Anwendungsfall grundsätzlich gut geeignet und validiert sind, können in der praktischen Anwendung durch die Wahl der Annahmen und Modellparameter die Berechnungsergebnisse in weiten Grenzen variieren. In der Praxis kommt damit der sorgfältigen, möglichst modell- und realitätsgerechten Wahl der ergebnisbestimmenden Parameter entscheidende Bedeutung zu.

Die hier untersuchten insgesamt sieben Immissionsprognosen weisen eine Vielzahl problematischer bzw. auch einige falsche Annahmen bei der Wahl der Modelleingangsgrößen und Modellparameter auf, wobei auffällig ist, dass meist weniger problematische Annahmen zu höheren berechneten Immissionskonzentrationen führen würden. Auf Grund der relativ geringen Anzahl kann allerdings keine Aussage darüber getroffen werden, ob die Fallbeispiele für die Praxis der Ausbreitungsmodellierung in Österreich repräsentativ sind.

Es werden von Behörden mehr Ausbreitungsrechnungen verlangt und diese von einer zunehmenden Zahl von Anbietern erstellt. Es dürfte v.a. mit der Verfügbarkeit von anwenderfreundlichen grafischen Benutzeroberflächen für „populäre“ Modelle wie AUSTAL 2000 zusammenhängen, dass die „Community der Modellierer“ in der letzten Zeit in Österreich rasch größer geworden ist.

Die Modellierung der Luftschadstoffausbreitung erfordert grundsätzlich ein ausgeprägtes Wissen über die Physik atmosphärischer Transportvorgänge und die Chemie atmosphärischer Umwandlungsprozesse. Die richtige Abbildung der oft sehr komplexen Prozesse im Modell ist häufig nicht trivial und kann mit einem hohen Zeitaufwand (z.B. für Testrechnungen mit systematischer Parametervariation) verbunden sein. Es erscheint dabei fraglich, ob der zur Erreichung eines hohen Qualitätsstandards erforderliche Aufwand vom „Markt“ immer honoriert wird.

Auch in Österreich erscheint damit eine Diskussion über eine verbesserte Qualitätssicherung und Qualitätskontrolle erforderlich, wie sie bereits seit einigen Jahren intensiv in der Bundesrepublik Deutschland im Zusammenhang mit der Entwicklung der VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13 („Qualitätssicherung in der Immissionsprognose – Anlagenbezogener Immissionsschutz – Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft“; 2007 – Entwurf) geführt wird.

Möglichkeiten zur Berücksichtigung der NO-NO₂ Konversion bei kleinen und mittleren Quellen

Dr. Ulrich Uhrner

1. Einleitung und Motivation:

Bei Luftgütegutachten und Umweltuntersuchungen werden bisher in der Praxis Langrangesche Dispersionsmodelle, Gaußmodelle oder für sehr kleine Rechengebiete mit hoher Auflösung (Euler) CFD Modelle eingesetzt. Diese Modelle verwenden in den meisten Fällen sehr einfache aus Messungen abgeleitete empirische Ansätze wie z.B. den Romberg Ansatz oder sehr vereinfachte chemische Gleichungssysteme zur Berechnung der NO₂ Konzentrationen.

Um zu untersuchen wie eine NO_x Zusatzbelastung konvertiert gibt es prinzipiell unter der Annahme, dass die Strömungs- und Stabilitätsverhältnisse gegeben sind, drei einfachere Ansätze um eine komplette Chemie-Transportsimulation zu umgehen:

- 1) Anwendung Romberg auf Zusatzbelastung und konstante Vorbelastung
- 2) Anwendung der Rombergfunktion auf die Summe aller bekannten NO_x Quellen plus Vorbelastung plus der zu untersuchenden Zusatzbelastung und Bestimmung der NO₂ Zusatzbelastung aus der Differenz der NO₂ Felder (mit und ohne Zusatzbelastung)
- 3) Als dritte Möglichkeit bietet sich noch die Verwendung eines einfachen Photochemie Ansatzes über das photolytische Gleichgewicht in der Micro Skala an, jedoch aufwändig

Die NO-NO₂ Konversion für eine Zusatzbelastung hängt jedoch von der Grundbelastung des NO_x bzw. NO₂ ab. Deshalb kann Ansatz 1) nur „konservativ“ angewendet werden, d.h. unter Annahme einer homogen verteilten niedrigen Vorbelastung (→ höhere Konversion Zusatzbelastung). Die Vorbelastung ist allerdings in den meisten Untersuchungsgebieten stark inhomogen. Folglich ist die Konversionsrate der Zusatzbelastung räumlich inhomogen, auch bei Verwendung des Romberg Ansatzes.

Ansatz 2) ist in der praktischen Anwendung oft recht umständlich zu handhaben. In dieser Studie soll eine Methodik aufgezeigt werden wie bei bereits vorliegenden NO_x bzw. NO₂ Konzentrationsfeldern die NO-NO₂ Konversion mittels der Romberg Ansätze bei „inhomogenen Grundbelastungen“ für kleine bis mittelstarke Quellen verwendet werden können. Gerade bei bereits existierenden Immissionskatastern und damit bereits aus mehreren Quellen berechneten NO₂ Gesamtkonzentrationsfeldern bedeutet eine direkte Anwendung auf NO₂ Konzentrationsfelder eine Arbeitserleichterung.

2. Methodik:

Die Romberg Ansätze zeichnen sich durch eine einfache funktionale Gestalt aus:

$$\text{NO}_2 = \text{NO}_x \cdot \left(\frac{A}{\text{NO}_x + B} \right) + C$$

Die Parameter A, B und C (siehe Tabelle 1) wurden empirisch aus langen Messreihen für ca. 210 Stationen ermittelt.

Tabelle 1: Parameter der NO_x-NO₂-Konversionsfunktion nach Romberg et al.

Kenngröße der Konzentration	A	B	C
Jahresmittelwert	103	130	0,005
98-Perzentilwert	111	119	0,039

Dabei werden die emittierten Stickstoffoxide NO_x (Summe aus NO und NO₂, wobei NO als NO₂ gerechnet wird) zuerst innert betrachtet und die Konzentration berechnet. Die

Abhängigkeit der NO-NO₂ Konversion für eine Zusatzbelastung hängt gemäß dem Romberg Ansatz in der in Abbildung 1 dargestellten Weise von der NO_x Konzentration ab.

Die Konversionsrate wie „1 µg/m³ NO_x“ in NO₂ konvertiert bekommt man aus der Tangentensteigung an die Kurven in Abbildung 1 und ist in Abbildung 2 dargestellt. Die Grundbelastung ist allerdings in den meisten Untersuchungsgebieten stark inhomogen, siehe z.B. Abbildung 3, und damit ist auch die NO-NO₂ Konversion räumlich inhomogen.

Mittels der Romberg Funktionen kann nun auch abgeleitet werden, wie konvertiert „1 µg/m³ NO_x“ zu NO₂ bei gegebenem NO₂-Konzentrationsniveau, siehe Abbildung 4.

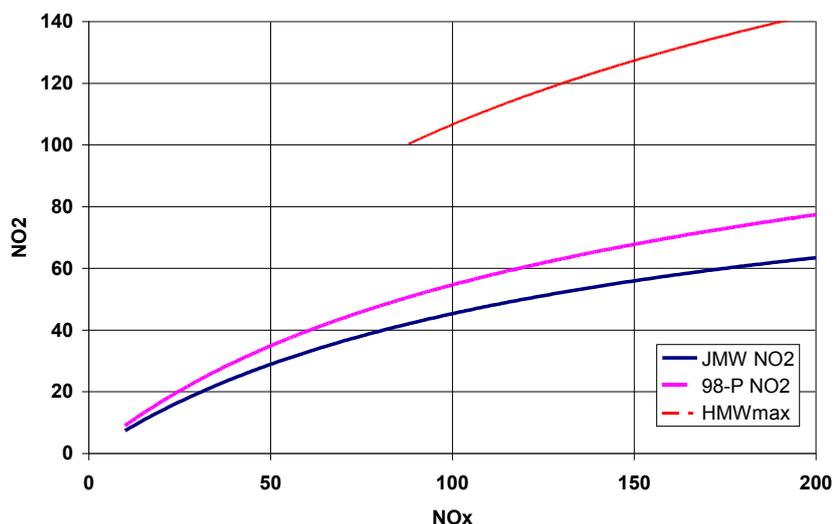


Abbildung 1: Darstellung der Romberg et al., 1996 Funktionen zur Berechnung des JMW für NO₂ basierend auf gegebenen JMW NO_x Konzentrationen.

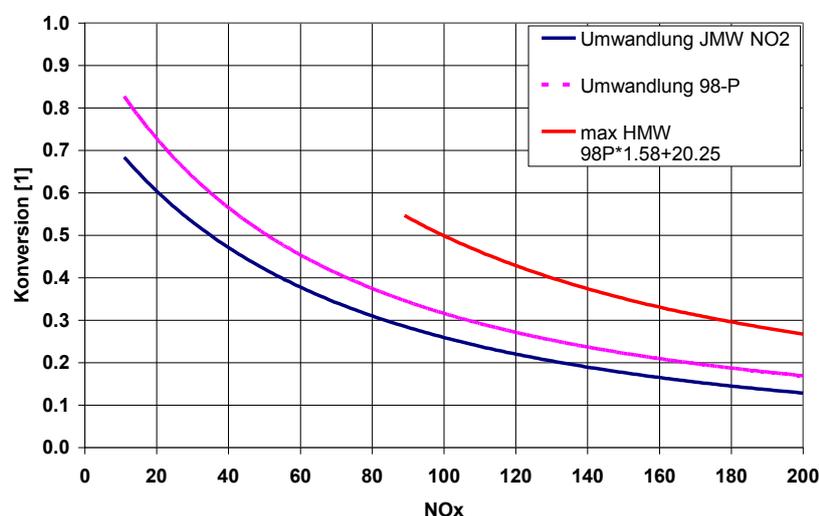


Abbildung 2: Darstellung des NO₂-Konversionsgrades in Abhängigkeit der NO_x Konzentration gemäß Romberg et al., 1996.

Anhand eines „fiktiven“ praktischen Beispiels, soll nun eine Beurteilung der NO₂ Zusatzbelastung für ein Wärmekraftwerk am Standort LK bei vorgegebenem NO₂, siehe Abbildung 3 (aus Immissionskataster) gezeigt werden. Die Parameter der Punktquelle sind in Tabelle 3 gegeben. Bei Anwendung des in Abbildung 4 abgeleiteten Polynomes und Anwendung auf die in Abbildung 5 berechnete NO_x Zusatzbelastung kann direkt die NO₂ Zusatzbelastung (Abbildung 6) berechnet werden. In analoger Weise können auch polynomische Ansätze für das 98-Perzentil sowie den max. HMW abgeleitet werden:

Tabelle 2: Polynome zur Berechnung der NO2 Zusatzbelastung bei gegebener NO2 Vorbelastung z.B. aus Immissionskataster, mit x = NOx Zusatzbelastung.

Parameter	Polynom
JMW NO2	$y = -7e-09 \cdot x^3 + 8e-05x^2 - 0.0155x + 0.8035$
98-P NO2	$y = -2e-07 \cdot x^3 + 0.0001 \cdot x^2 - 0.0189 \cdot x + 1.034$
max HMW NO2	$y = 4e-11 \cdot x^4 - 6e-08 \cdot x^3 + 3E-05 \cdot x^2 - 0.0084 \cdot x + 1.0766$

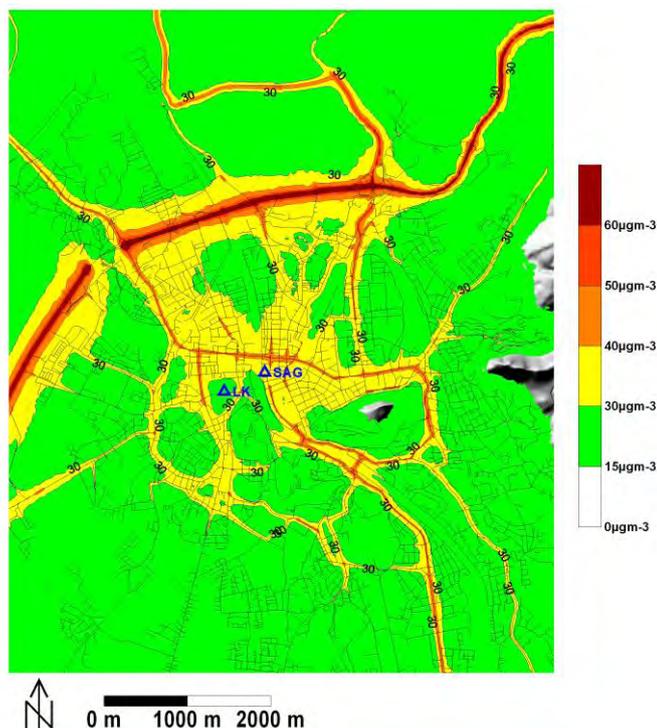


Abbildung 3: Vorgegebenes exemplarisches NO2 Konzentrationsfeld aus Immissionskataster mit Standort LK.

Tabelle 3: Parameter für ein Punktquelle am Standort SAG.

Fall / Einheit	Q-Stärke kg/h NOx	Höhe m	Vol-Strom Nm³/h	T °C	D m
LK	1.132	56	8143	233	0.64

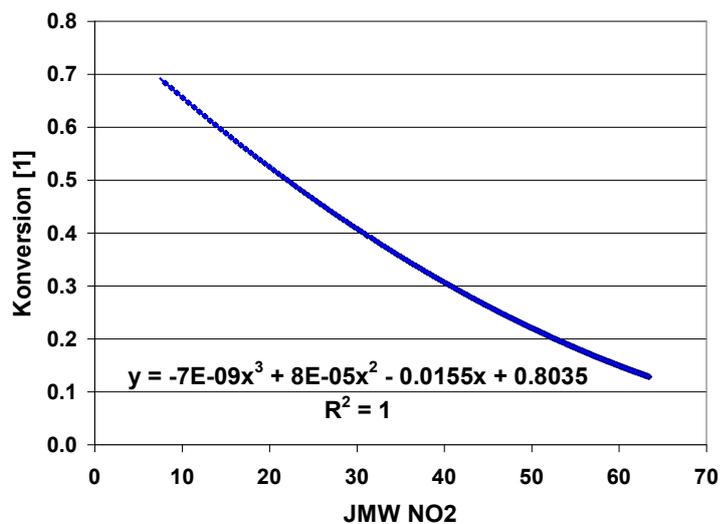


Abbildung 4: Ableitung des NO₂-Konversionsgrades in Abhängigkeit der NO₂ Konzentration basierend auf Romberg et al., 1996 Ansatz für den JMW NO₂.

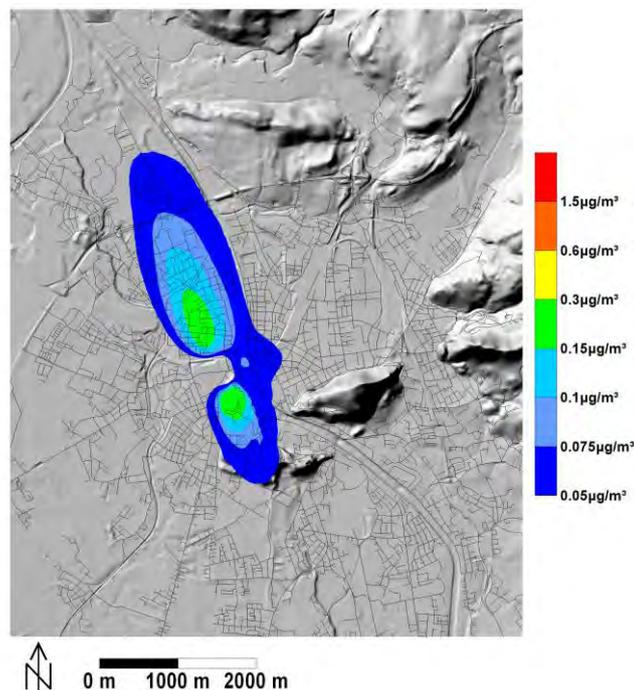


Abbildung 5: Berechnete Zusatzbelastung für den JMW NO_x für den Standort LK.

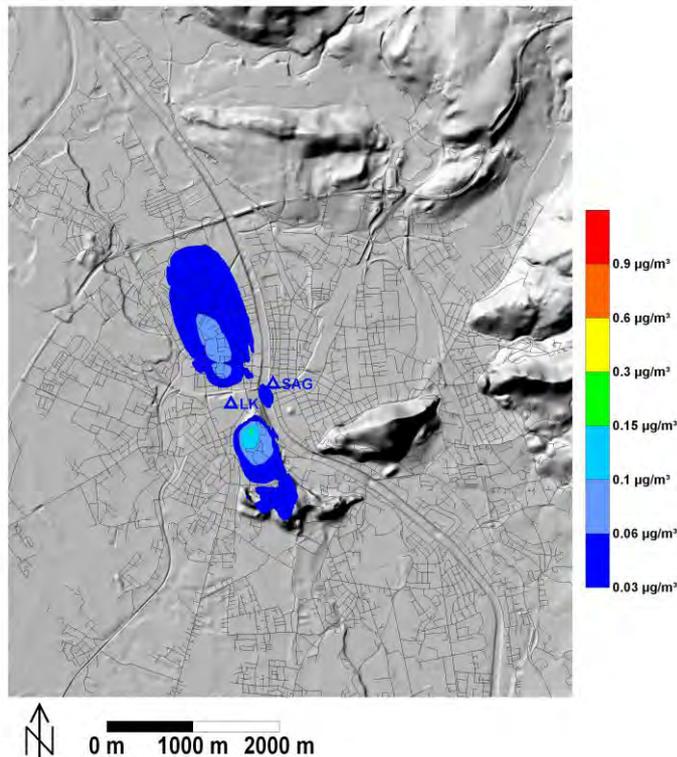


Abbildung 6: Berechnete Zusatzbelastung für den JMW NO₂ für den Standort LK.

3. Zusammenfassung:

Es wurde eine Methodik aufgezeigt, die die Berechnung von NO₂ Zusatzbelastungen bei gegebener NO₂ Gesamtkonzentrationsfeldern basierend auf Romberg et al., 1996 ermöglicht. Diese Methodik bietet Vorteile gegenüber der Annahme einer konstanten Vorbelastung, setzt allerdings NO₂ Immissionsfelder voraus. Diese Methodik ist nicht für starke NO_x Quellen anwendbar (> 10 kg/h NO_x Ausstoß). Der Fehler ist bei geringen Vorbelastungen höher, - jedoch überschätzend. Bei hohen NO₂ Primäranteilen ist der Ansatz ohne Primäranteilkorrektur nicht anwendbar.

4. Literatur:

E. Romberg et al. (1996): NO-NO₂ Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase“, Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, 56 (1996), S. 215-218.

Immissionsdatenbank, TG Kleine Quellen BMWA

Dr. Dietmar Öttl

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 zu erwartenden Immissionen durch kleinere Anlagen bzw. Vorhaben 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 mit einfachen Mitteln eine Beurteilung vorgenommen werden muss. Darüber hinaus liefern unterschiedliche Berechnungsmethoden oft stark streuenden Immissionsprognosen. Ziel dieser technischen Grundlage ist die Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methodik zur Beurteilung der Immissionen für kleine Anlagen.

2. Methodik

Der Ansatz war es, eine Datenbanklösung (ähnlich dem System ADIP in Deutschland) auf Basis von Modellrechnungen mit GRAL für bestimmte Quellkonfigurationen zu entwickeln. Dabei wurden zweidimensionale Immissionsfelder 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 20 verschiedene Quellkonfigurationen berechnet:

- 6 verschiedene Flächenquellen (Parkplatzkonfigurationen)
 - Flächenquelle mit 25 m x 25 m
 - Flächenquelle mit 50 m x 50 m
 - Flächenquelle mit 100 m x 100 m
 - Flächenquelle mit einem Gebäude
 - Flächenquelle mit zwei Gebäuden
 - Flächenquelle innerhalb eines Vierkantgebäudes
- 2 verschiedene Linienquellen
 - Unverbaute Linienquelle
 - Straßenschlucht
- 6 verschiedene Parkhauskonfigurationen
 - Durchbrochener Riegel
 - Durchbrochene Straßenschlucht
 - Gebäudegruppe
 - Gebäuderiegel

- Langes Gebäude
- Straßenschlucht
- 6 verschiedene Punktquellen
 - Unverbaute Punktquelle (30 Variationen, zwei Immissionshöhen)
 - 9 m hohes Einzelgebäude (30 Variationen, zwei Immissionshöhen)
 - 8 m hohes Stallgebäude (3 Variationen)
 - Gebäudegruppe I (30 Variationen)
 - Gebäudegruppe II (10 Variationen)
 - 20 m hohes Einzelgebäude (12 Variationen)

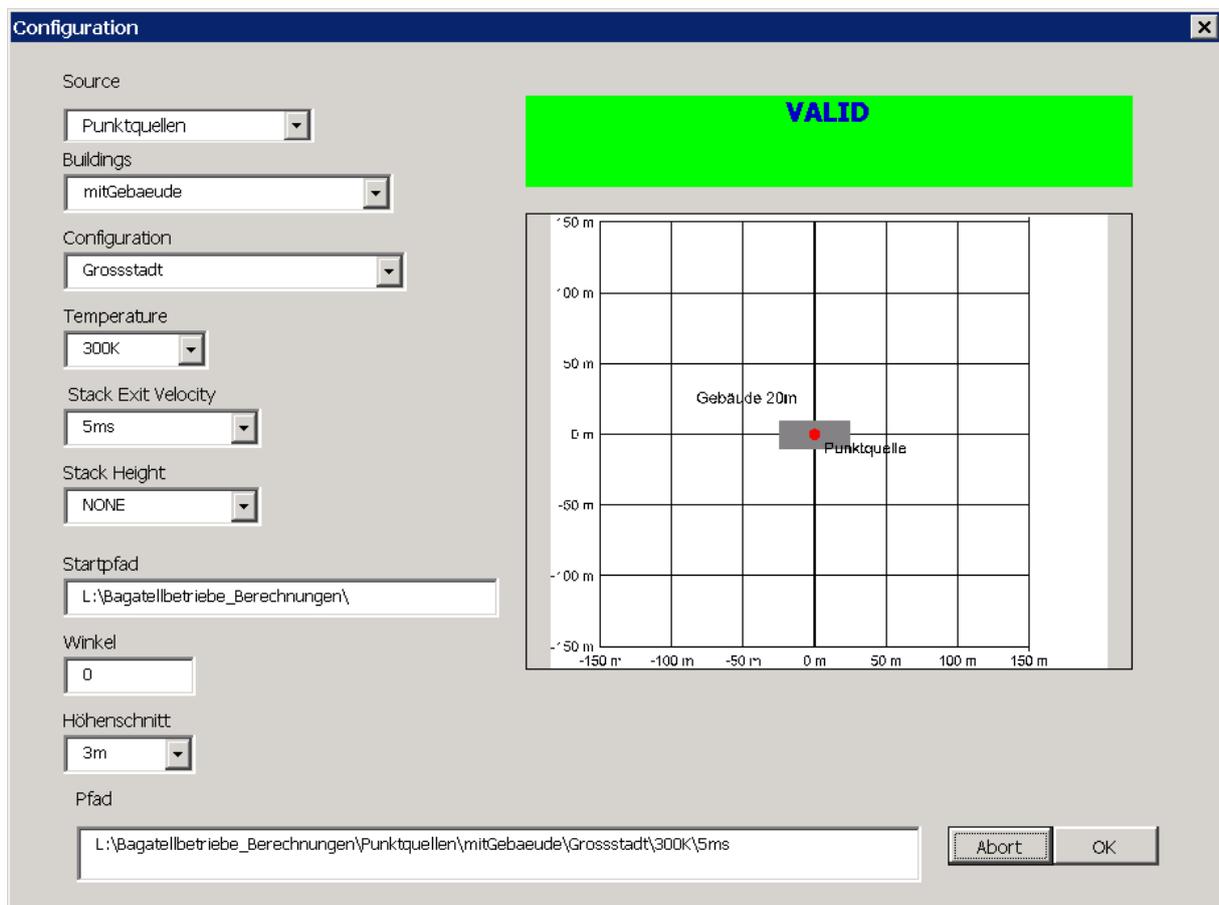


Abbildung 1: Benutzeroberfläche zur Auswahl der Konfiguration

Für die ausgewählte Konfiguration lassen sich folgende Berechnungen durchführen:

- Theoretisch möglicher Maximalwert der Immission (keine Ausbreitungsklassenstatistik notwendig)
- Immissionskonzentrationen für vorgebbare Ausbreitungsbedingungen
- Jahresmittelwert, maximaler Tagesmittelwert und maximaler Halbstundenmittelwert (Ausbreitungsklassenstatistik notwendig)
- Jahresgeruchsstunden für wahrnehmbare Gerüche (Ausbreitungsklassenstatistik notwendig)

In der Datenbank sind bereits 35 verschiedene Ausbreitungsklassenstatistiken für Österreich vorhanden und können beliebig erweitert werden. Bei der Berechnung mit einer Ausbreitungsklassenstatistik können vom Benutzer bereits vorhandene bzw. selbst definierbare Tages- und Monatsgänge gewählt werden (z.B. Emissionen nur tagsüber oder Emissionen treten hauptsächlich Winter auf). Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt als Isolinienplot inkl. Legende und Anzeige der Immissionskonzentrationen.

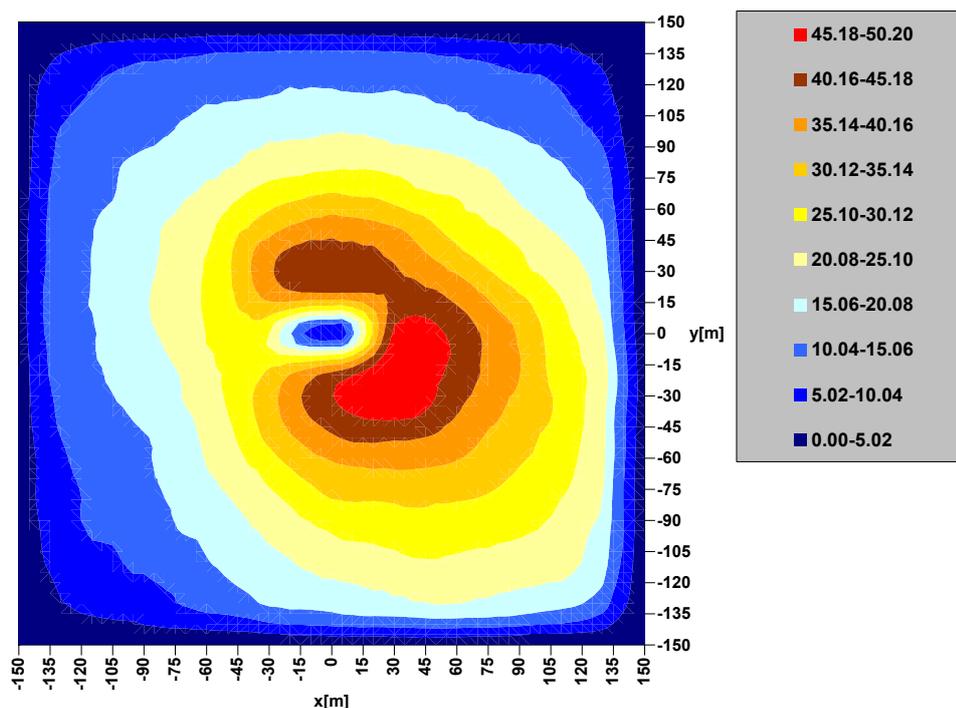


Abbildung 2: Beispiel eines Ergebnisse einer Berechnung für die Jahresgeruchsstunden in der Umgebung eines Tierstalls in [%]

Konkrete Berechnungsbeispiele sind im Anhang in Kap. 3 durchgeführt. Eine umfangreiche Evaluierung der Datenbank ist ebenfalls anhand von sechs Datensätzen beschrieben. Die Ergebnisse liegen bezogen auf Mittelwerte in der Regel innerhalb von $\pm 35\%$ und sind damit nur etwas schlechter, als wenn ein komplexes Ausbreitungsmodell eingesetzt werden würde. Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass komplexe Ausbreitungsmodelle neben einer normalerweise hohen Rechenzeit oft auch nur einen engen Anwendungsbereich aufweisen. Tendenziell zeigt die Immissionsdatenbank bei der Konfiguration „Linienquelle/Straßenschlucht“ eine Unterschätzung der Konzentrationen.

3. Berechnungsbeispiele mit der Immissionsdatenbank dieser TG

a. Heizwerk

Gefordert: Immissionszusatzbelastung an PM_{10} durch ein Biomasseheizwerk

Angaben des Betreibers:

Brennstoffwärmeleistung:	1000 kW
Rauchgasvolumenstrom:	1100 Nm^3/h
Ablufttemperatur:	160 °C
Austrittsgeschwindigkeit:	4 m/s

Kaminhöhe: 14 m
 Emissionsgrenzwert Staub: 150 mg/Nm³

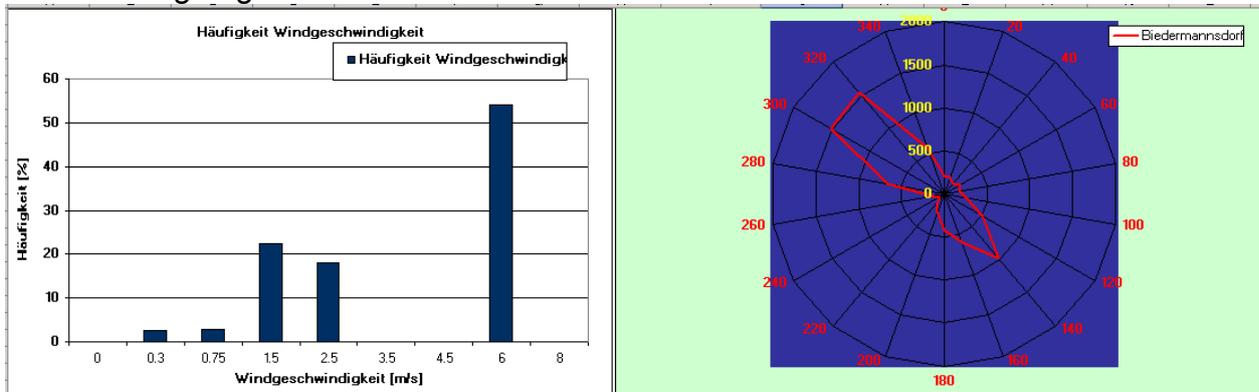
Für den Standort des Heizwerkes steht eine repräsentative Ausbreitungsklassenstatistik zur Verfügung (Annahme des Standorts Nähe Biedermannsdorf/NÖ). Die Gebäudehöhe des Heizwerkes beträgt 10 m. Es befinden sich keine Anrainer bzw. Gebäude in unmittelbarer Nähe zum geplanten Heizwerk. Der Kamin befindet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

Berechnungen:

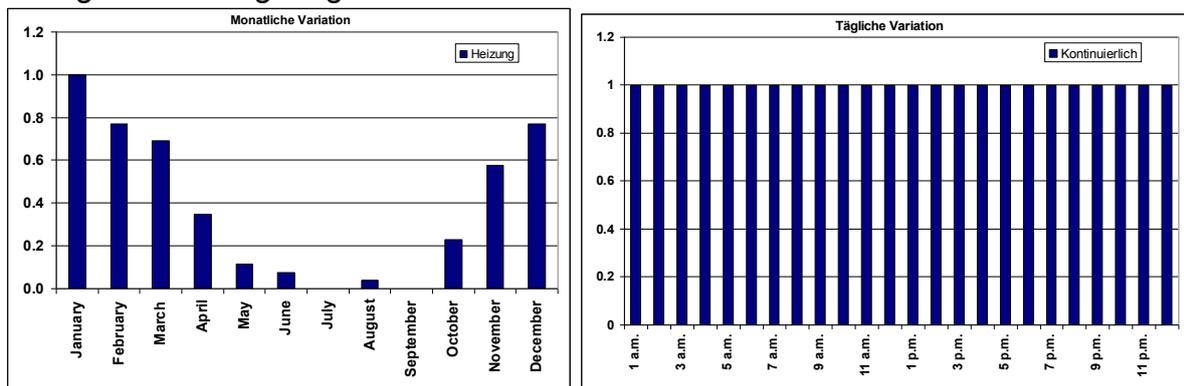
Emissionsmassenstrom bei Volllast: 150 mg/Nm³ * 1100 Nm³/h = 0,165 kg/h

Konfiguration: „Punktquelle“ & „mit Gebäude“ & „1Gebäude“ & „Kaminhöhe 15 m“ & „Austrittsgeschwindigkeit 6 m/s“ & „Austrittstemperatur 450 K“ & „Winkel +90°“ & „Höhenschnitt 3 m“

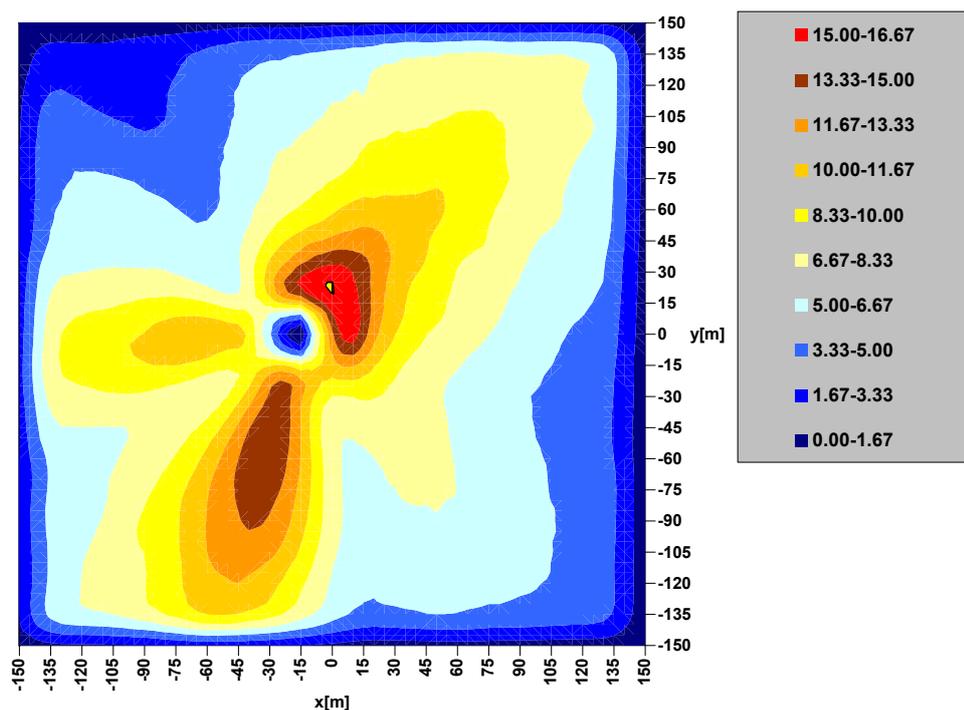
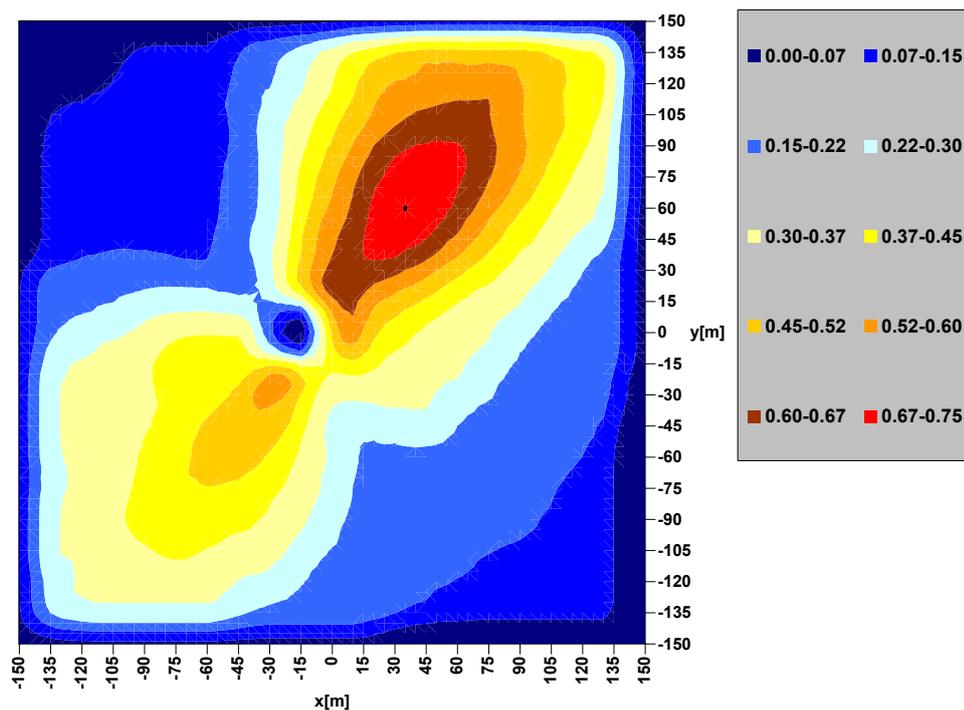
Als Meteorologiefile wird „Biedermannsdorf.dat“ aus dem Verzeichnis „Bagatellbetriebe_Berechnungen\Metdata\Niederösterreich“ geladen. Nachstehende Abbildung wurde mit der Windows-Funktion „Printscreen“ (Strg+Alt+Druck) kopiert und hier eingefügt.



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, die oben berechnete Emission für die Nennlast zu verändern. Im Jahresschnitt ergibt sich aufgrund der geringen Volllaststunden im Sommer naturgemäß eine geringere Emission.



Nach der Auswahl des Berechnungsmodus „Statistik“ & „Mittelwert“ mit der Emissionsangabe von 0,165 kg/h wurde die Berechnung gestartet. Nachstehende Bilder zeigen den berechneten Jahresmittelwert und max. Tagesmittelwert in [µg/m³]. Da durch die Emissionsmodulation „Heizung“ im Sommer praktisch keine Emissionen anfallen, ergibt sich im Vergleich zum maximalen Tagesmittelwert ein deutlich niedriger Jahresmittelwert.



b. Parkplatz

Gefordert: Immissionszusatzbelastung an NO_x durch eine Parkplatz

Angaben des Betreibers:

Der Parkplatz ist gegen Osten durch ein Einkaufszentrum abgeschirmt. Es ist mit einer maximalen Emission von 0,05 kg/h an NO_x zu rechnen.

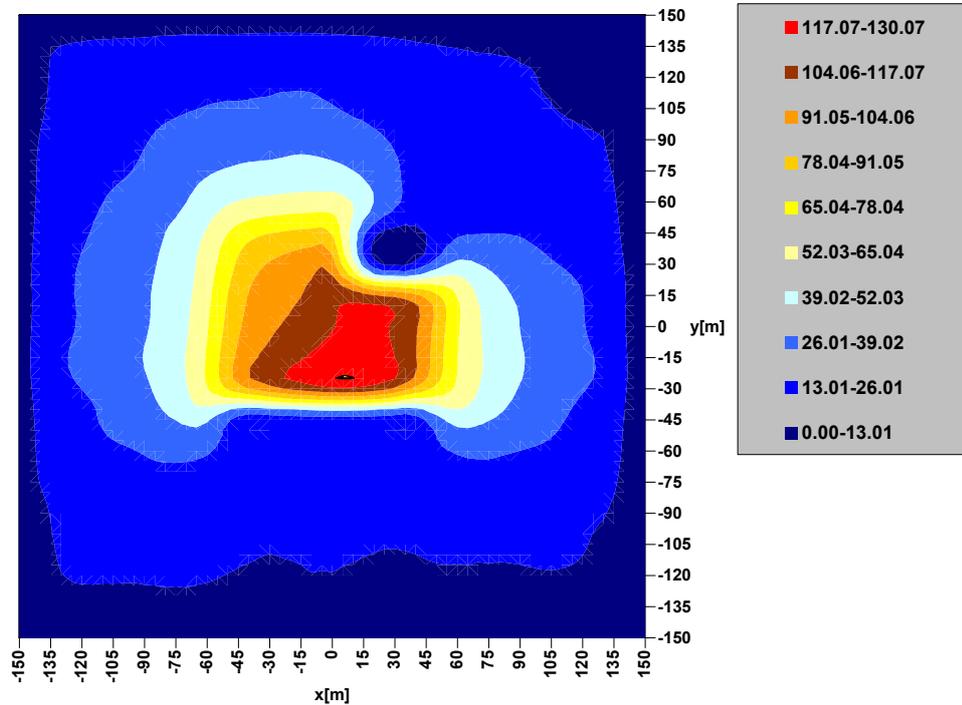
Konfiguration:

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

Gewählt wurde „Flächenquelle“ & „mit Gebäude“ &

„Parkplatz100x100m_2Gebäude“ & „Winkel -90°“ & „Höhenschnitt 3m“.

Im Berechnungsmodus wurde „Maximalwert“ ausgewählt. Nach dem Eintrag der maximalen Emission von 0,05 kg/h wurde die Berechnung gestartet. Nachfolgende Abbildung zeigt die maximal zu erwartende Immissionszusatzbelastung an NO_x für den Halbstundenmittelwert in [µg/m³].



c. Tierstall

Gefordert: Jahresgeruchsstunden durch einen Tierhaltungsbetrieb

Angaben des Betreibers:

Mastscheine: 688

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

Lüftung: 3 m/s Winterluft rate bzw. 7 m/s Sommerluft rate

Der Stall befindet sich in der Nähe von Wels.

Berechnungen:

Emissionsstärke: 5,4 MGE/h

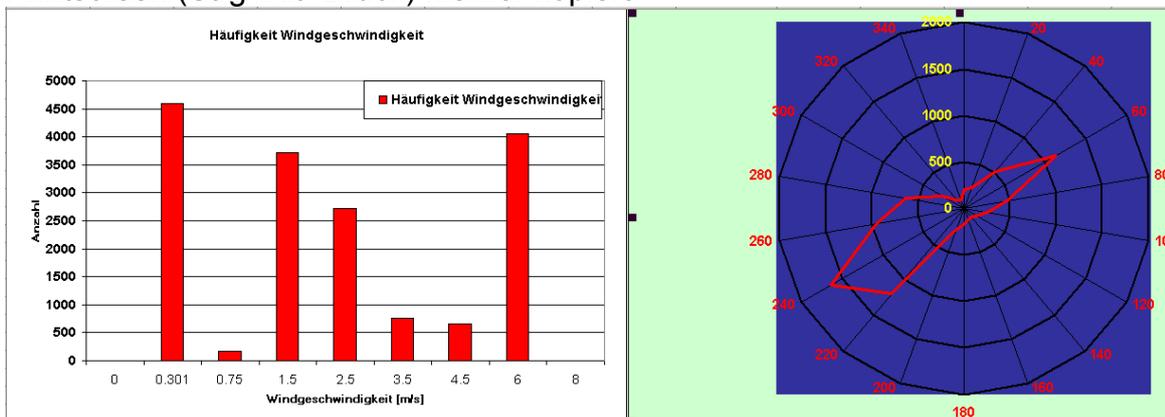
Konfiguration:

Gewählt wurde „Punktquelle“ & „mit Gebäude“ & „1LangesGebäude“ &

„Austrittsgeschwindigkeit 5 m/s“ & „Winkel 45°“

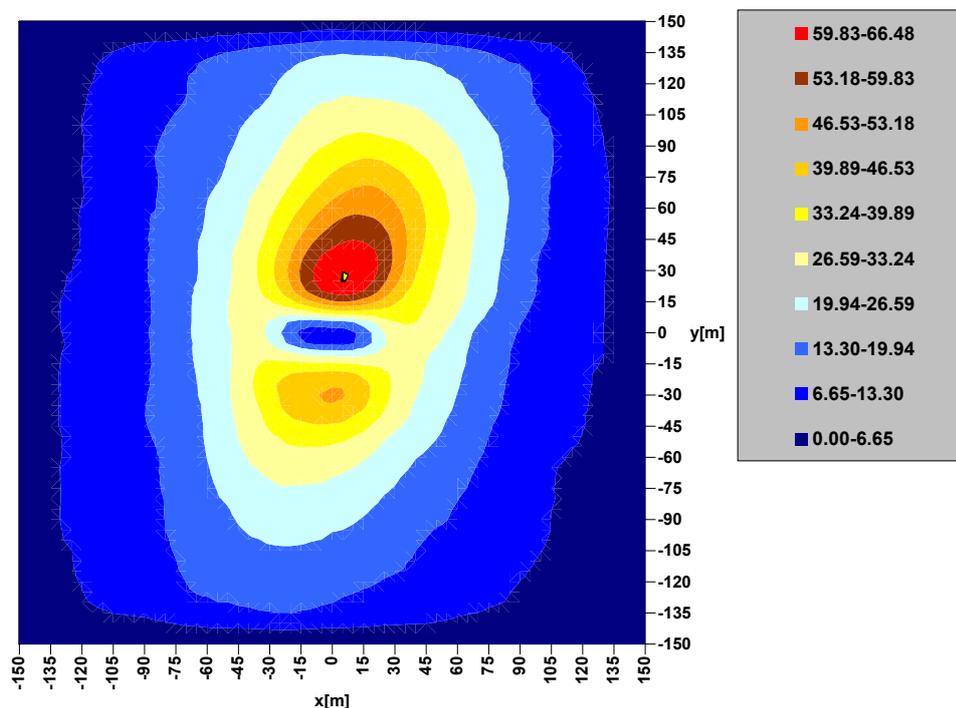
Für die Modellierung wurde die Ausbreitungsklassenstatistik „Wels.dat“ verwendet.

Nachstehend die entsprechende Windrose und Windgeschwindigkeitshäufigkeit mit Printscreen (Strg+Alt+Druck) hierher kopiert.



Als Emissionsmodulation wurde sowohl für die monatliche als auch für die tägliche Variation „kontinuierlich“ gewählt.

Nachstehend das Ergebnis der berechneten Jahresgeruchsstunden in [%].



Evaluierung der Immissionsdatenbank dieser TG

d. Uttenweiler

Kurzbeschreibung

SF₆-Tracer Gas Messungen wurden in der Umgebung eines Schweinestalls in der Nähe von Uttenweiler in Deutschland durchgeführt (Bächlin et al., 2002). Der Grundriß des Stalls ist 30 x 50 m² und die Höhe bis zum First beträgt etwa 8 m. Die Höhe der Abluftemission beträgt 8,5 m. Insgesamt wurden 15 Einzelmessungen an jeweils 12 Aufpunkten durchgeführt. Die Windgeschwindigkeit und -richtung wurden vor Ort gemessen. Die geschätzte Rauigkeitslänge beträgt etwa 0,01 m.

Konfiguration der Datenbank

Für die Simulation wurde die Konfiguration „Punktquelle“ und „1LangesGebäude“ gewählt. Die Abmessungen des Gebäudes im Modell betragen 35 m x 20 m x 8 m. Die Freisetzungshöhe beträgt gleich, wie beim Experiment 8,5 m. Als Austrittsgeschwindigkeit wurde 5 m/s gewählt.

Ergebnisse

Tabelle 1: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
Mittelwert in 0 m	8,5	4,0

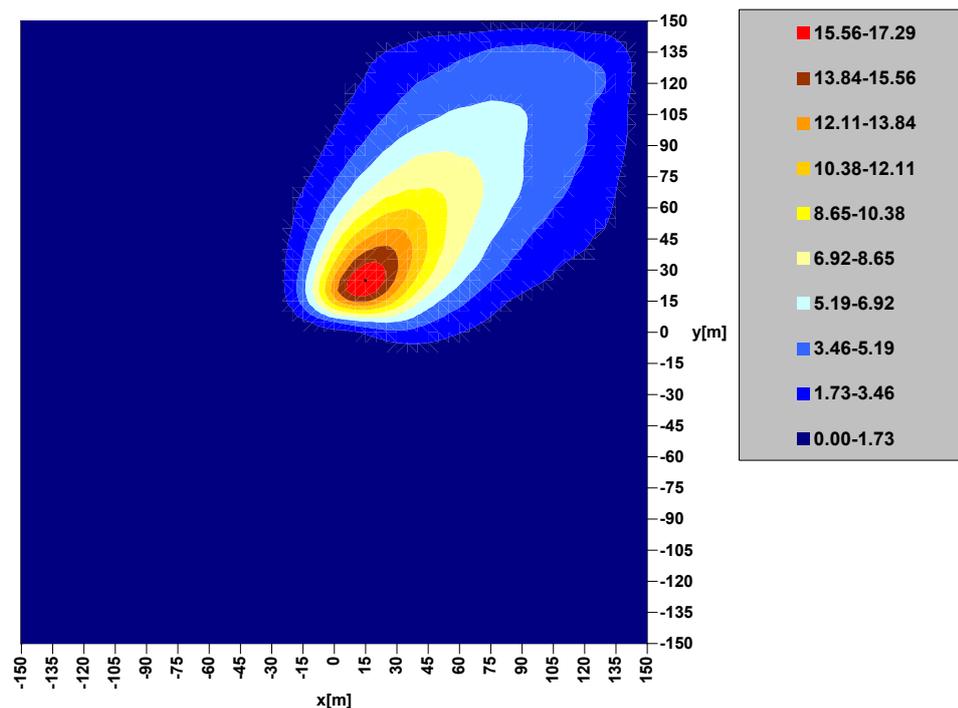


Abbildung 3: Simulierte mittlere Konzentration in $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ für die Experimente I-L

e. CALTRANS99

Kurzbeschreibung

Das CALTRANS Highway 99 Experiment wurde für die Validierung des Ausbreitungsmodells CALINE durchgeführt. Dabei wurden unter anderem SF_6 -Messungen beiderseits der Autobahn in den Abständen 0 m, 50 m, 100 m und 200 m durchgeführt (Benson, 1984). Die Autobahn besteht aus zwei Fahrtrichtungen mit je zwei Fahrspuren. Zwischen den Fahrtrichtungen ist ein Abstand von 14 m, während die Fahrspuren etwa 7,3 m voneinander entfernt sind. Die Rauigkeitslänge in der Umgebung wurde mit 0,1 m geschätzt, da diese aus offenen Feldern und nur wenigen verstreuten Siedlungen besteht. Die Messhöhe betrug 1 m über Grund. SF_6 wurde von fahrenden Autos auf dem Highway emittiert.

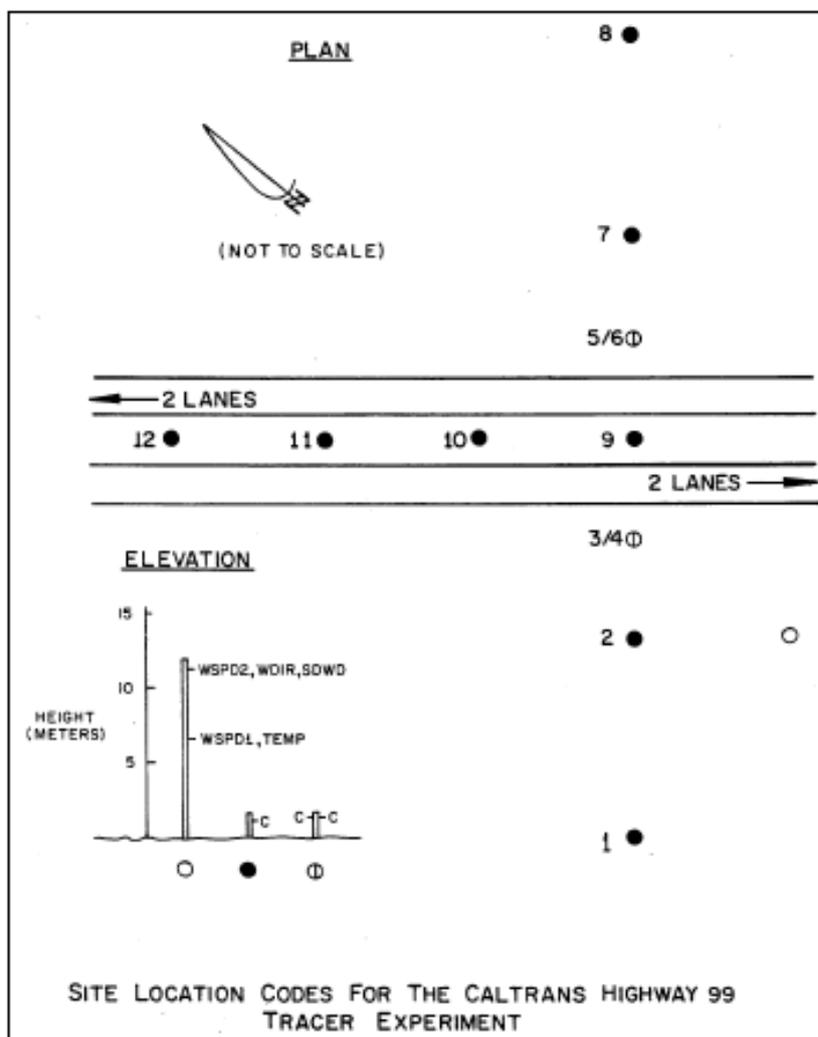


Abbildung 4: CALTRANS 99 Experiment

Konfiguration der Datenbank

Für die Berechnungen wurde die Konfiguration "Linienquelle" und "ohne Gebäude" ausgewählt. Im Gegensatz zur tatsächlichen Messhöhe von 1,0 m wird in der Datenbank in 2 m Höhe über Grund ausgewertet. Die Breite der Autobahn im Experiment ist mit etwa 30 m wesentlich breiter, als die im Modell vorgegebenen 7 m. Die Windgeschwindigkeiten waren während der Experimente sehr niedrig. PGT Ausbreitungsklassen wurden nach US EPA (2000) bestimmt.

Ergebnisse

Tabelle 2: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
Mittelwert in 0 m	148	115
Mittelwert in 50 m	36	35
Mittelwert in 100 m	24	17

f. Göttinger Strasse

Kurzbeschreibung

In der Göttingerstraße in Hannover wird eine kontinuierliche Luftgütemessung durchgeführt. Die Daten standen im Rahmen des SEC Projekts (Moussiopoulos et al., 2004) zur Verfügung. Die Breite der Straßenschlucht beträgt 25 m und die Gebäudehöhe ist in etwa 20 m. In jede Richtung existieren 2 Fahrbahnen. Der tägliche durchschnittliche Verkehr betrug zur Zeit der Datenübermittlung etwa 30.000 KFZ. Emissionen wurden mit dem Modell COPERT berechnet und ebenfalls zur Verfügung gestellt. Für die Modellevaluierung wurden die Stickstoffoxide herangezogen. Windgeschwindigkeit, -richtung und Hintergrundkonzentrationen standen von Messungen in Dachniveau in der Nähe der Frankfurter Allee zur Verfügung.

Konfiguration der Datenbank

Für die Berechnungen wurde die Konfiguration "Linienquelle" und "Straßenschlucht" ausgewählt. Im Gegensatz zur tatsächlichen Messhöhe von 1,5 m wird in der Datenbank in 2 m Höhe über Grund ausgewertet. Die Breite der Straßenschlucht im Modell beträgt etwas weniger als die Göttinger Straße, nämlich 20 m. Die Gebäude sind im Modell mit 15 m niedriger als in der Realität.

Ergebnisse

Tabelle 3: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
JMW	257	100
Max. SMW	1165	400

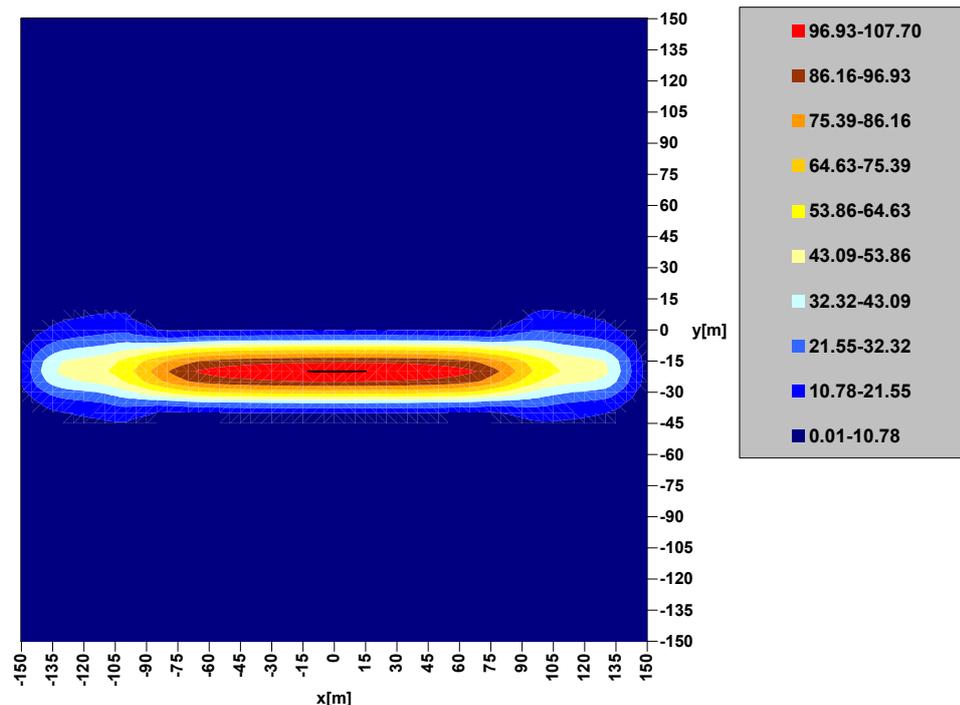


Abbildung 5: Modellierter Jahresmittelwert für die Göttinger Straße [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

g. A2, Biedermannsdorf

Kurzbeschreibung

In den Jahren 1998 und 1999 wurden neben der A2 südlich von Wien in Biedermannsdorf an vier Standorten Luftgütemessungen in verschiedenen Abständen zur Autobahn durchgeführt. Automatische Verkehrszählungen ergaben eine Verkehrsmenge von 115.000 KFZ pro Tag. Emissionen wurden mit dem Modell NEMO berechnet (Rexeis, 2005). Für den Modellvergleich wurden die gemessenen NO_x-Konzentrationen herangezogen. Windgeschwindigkeit, -richtung und Stabilitätsklasse wurden vor Ort gemessen und von der TU-Wien zur Verfügung gestellt. Beiderseits der A2 befinden sich ein Damm mit aufgesetzter Lärmschutzwand.

Konfiguration der Datenbank

Für die Berechnungen wurde die Konfiguration "Linienquelle" und "ohne Gebäude" ausgewählt. Im Gegensatz zur tatsächlichen Messhöhe von 3,5 m wird in der Datenbank in 2 m Höhe über Grund ausgewertet.

Ergebnisse

Tabelle 4: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen in 65 m Entfernung zur A2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
JMW	61	80

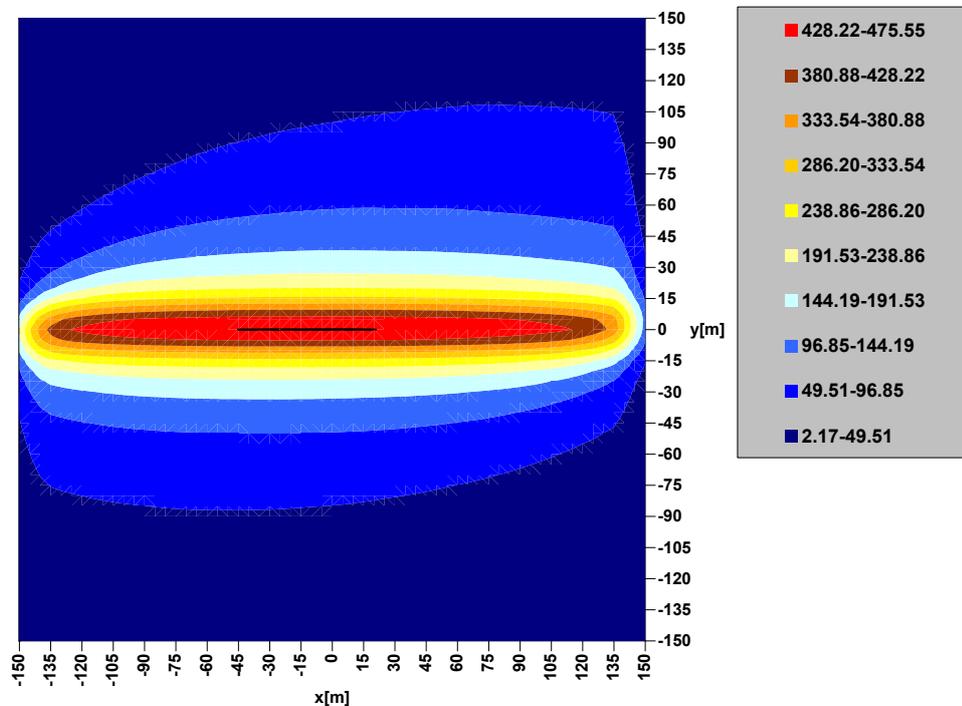


Abbildung 6: Modellierter Jahresmittelwert für die A2 Nähe Biedermannsdorf [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

h. Frankfurter Allee, Berlin

Kurzbeschreibung

In der Frankfurter Allee in Berlin wird eine kontinuierliche Luftgütemessung durchgeführt. Die Daten standen im Rahmen des SEC Projekts (Moussiopoulos et al., 2004) zur Verfügung. Die Breite der Straßenschlucht beträgt 42 m und die Gebäudehöhe ist in etwa 21 m. In jede Richtung existieren 3 Fahrbahnen. Der tägliche durchschnittliche Verkehr betrug zur Zeit der Datenübermittlung etwa 55.000 KFZ. Emissionen wurden mit dem Modell COPERT berechnet und ebenfalls zur Verfügung gestellt. Für die Modellevaluierung wurden die Stickstoffoxide herangezogen. Windgeschwindigkeit, -richtung und Hintergrundkonzentrationen standen von Messungen in Dachniveau in der Nähe der Frankfurter Allee zur Verfügung.

Konfiguration der Datenbank

Für die Berechnungen wurde die Konfiguration "Linienquelle" und "Straßenschlucht" ausgewählt. Im Gegensatz zur tatsächlichen Messhöhe von 3,8 m wird in der Datenbank in 2 m Höhe über Grund ausgewertet. Die Breite der Straßenschlucht im Modell beträgt nur etwa die Hälfte der Frankfurter Allee, nämlich 20 m. Die Gebäude sind im Modell mit 15 m niedriger als in der Realität.

Ergebnisse

Tabelle 5: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
JMW	50	54
Max. SMW	298	180

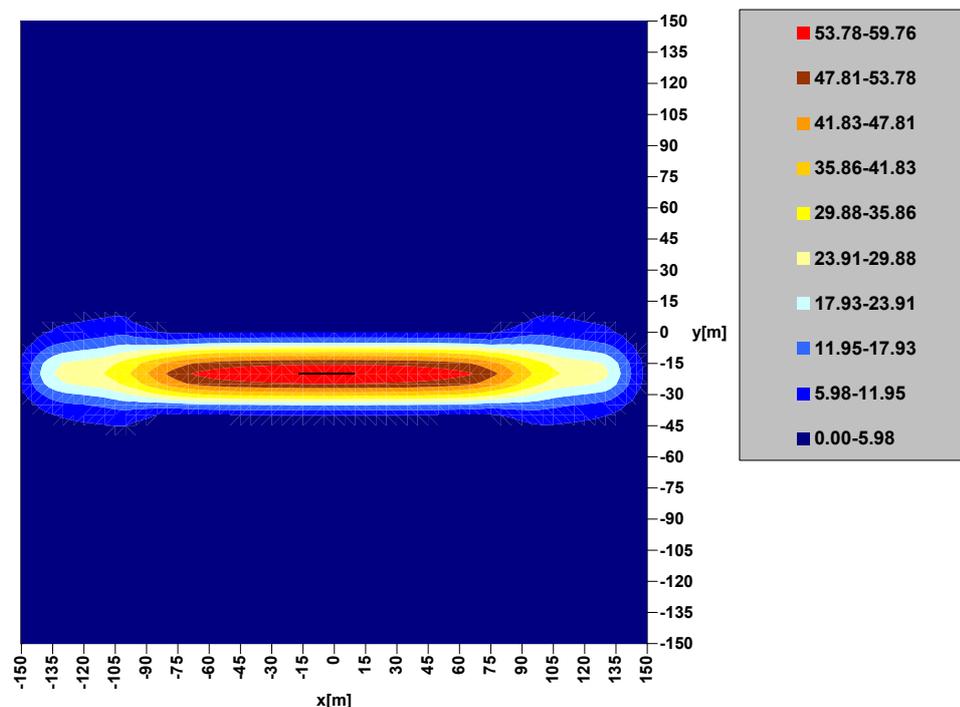


Abbildung 7: Modellierter Jahresmittelwert für die Frankfurter Allee [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

i. Hornsgatan Straßenschlucht, Stockholm

Kurzbeschreibung

In der Hornsgatan Straßenschlucht in Stockholm wird eine kontinuierliche Luftgütemessung durchgeführt. Die Daten standen im Rahmen des SEC Projekts (Moussiopoulos et al., 2004) zur Verfügung. Die Breite der Straßenschlucht beträgt 24 m und die Gebäudehöhe ist in etwa 24 m. In jede Richtung existieren 2 Fahrbahnen. Der tägliche durchschnittliche Verkehr betrug zur Zeit der Datenübermittlung etwa 35.000 KFZ. Emissionen wurden mit dem Modell COPERT berechnet und ebenfalls zur Verfügung gestellt. Für die Modellevaluierung wurden die Stickstoffoxide herangezogen. Windgeschwindigkeit, -richtung und Hintergrundkonzentrationen standen von Messungen in Dachniveau in der Nähe der Frankfurter Allee zur Verfügung.

Konfiguration der Datenbank

Für die Berechnungen wurde die Konfiguration "Linienquelle" und "Straßenschlucht" ausgewählt. Im Gegensatz zur tatsächlichen Messhöhe von 3,5 m wird in der Datenbank in 2 m Höhe über Grund ausgewertet. Die Breite der Straßenschlucht im Modell ist etwa gleich breit wie die Hornsgatan Straßenschlucht, nämlich 20 m. Die Gebäude sind im Modell mit 15 m niedriger als in der Realität.

Ergebnisse

Tabelle 6: Vergleich gemessener und modellierter Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

	Messung	Modell
JMW	148	130
Max. TMW	500	200
Max. SMW	1089	320

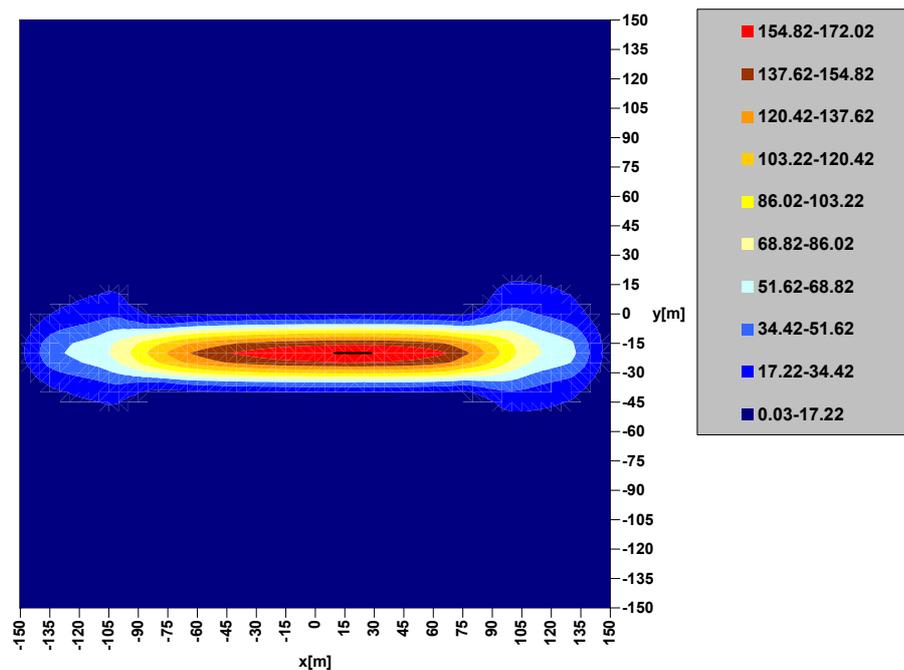


Abbildung 8: Modellierter Jahresmittelwert für die Hornsgatan Straßenschlucht [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]