

Österreichische Beiträge zu Meteorologie und Geophysik

Heft 35

**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**

August Kaiser, Erwin Petz, Igor Cuhalev

Wien 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

**Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft**

**Danksagung: Wir danken dem Land Oberösterreich, dem Magistrat der Stadt Linz, dem
Management des Kraftwerks Termoelektrarna Trbovlje (Slowenien), insbesondere Herrn
Mihael Vengust, sowie der Environmental Agency of the Republic of Slovenia,
insbesondere Herrn Anton Planinsek, für die Bereitstellung von Immissionsmessdaten und
meteorologischen Daten.**



Wien 2005

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien

Publ.Nr. 416

ISSN 1016-6254

I M P R E S S U M

Herausgeber: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Wien

Leitende Redakteure: Sophie Debit, Fritz Neuwirth, ZAMG, Wien

für den Inhalt verantwortlich:

August Kaiser, Erwin Petz, Igor Cuhalev

Druck: Grafisches Zentrum HTU GmbH
1040 Wien, Wiedener Hauptstraße 8-10
www.grafischeszentrum.at

Verlag: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik
Hohe Warte 38, A-1190 Wien
Austria (Österreich)

© ZAMG Das Werk ist urheberrechtlich geschützt.
Die dadurch begründeten Rechte bleiben vorbehalten.
Auszugsweiser Abdruck des Textes mit Quellenangabe ist gestattet.

Inhalt

1. Einleitung.....	1
2. Beschreibung des für die Berechnung von Zeitreihen adaptierten ON M 9440 Gaußmodells ONGAUSSplus.....	2
2.1 Ausbreitung von Gerüchen	2
2.2 Einfache chemische Umwandlungen.....	3
2.3 Orographisch modifiziertes Gelände (Berechnung von Immissionskonzentrationen an Berghängen)	4
2.4 Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung.....	5
3. Evaluierung der mittels Gaußmodell berechneten Zeitreihen der Zusatzbelastung	6
3.1 Evaluierung anhand von internationalen Datensätzen – ebenes Gelände.....	6
3.1.1 Beschreibung der Datensätze	6
3.1.2 Methodik.....	8
3.1.3 Ergebnisse	10
3.2 Evaluierung anhand des Trbovlje-Datensatzes für komplexes Gelände – Immissionskonzentration an Berghängen	15
3.2.1 Lagebeschreibung	15
3.2.2 Beschreibung der Messstellen.....	17
3.2.3 Beschreibung der Datensätze; Auswahl repräsentativer meteorologischer Messreihen	19
3.2.4 Vorbelastung durch SO ₂	22
3.2.5 Methodik.....	23
3.2.6 Ergebnisse	24
4. Anwendung der Zeitreihenberechnung zur Ermittlung der Gesamtbelastung; Empfehlungen für die Praxis	31
4.1 Berücksichtigung windschwacher Wetterlagen.....	35
4.2 Bestimmung der Ausbreitungsklassen mittels Strahlungsindex bei Nebel (Himmel und mittelhohe Bewölkung nicht sichtbar).....	36
4.3 Wahl der Aufpunkte.....	37
5. Vergleich der mittels statistischer Methoden und mittels Zeitreihen ermittelten Kenngrößen der Gesamtbelastung	41
6. Zusammenfassung.....	50
8. Literatur.....	53

1. Einleitung

Unabdingbare Voraussetzung für eine Bewertung der Auswirkungen emissionsrelevanter Vorhaben auf Schutzgüter ist die Kenntnis der **Gesamtimmissionsbelastung**. Dafür ist es einerseits notwendig, die **Ist-Belastung** (Vorbelastung) zu kennen, andererseits muss die durch das Vorhaben verursachte **Zusatzbelastung** ermittelt werden.

In verschiedenen Rechtsvorschriften und Richtlinien sind Immissionsgrenzwerte bzw. Richtwerte für Luftschadstoffe festgelegt. Dabei werden für diese Werte unterschiedliche Bezugszeiträume sowie gegebenenfalls zusätzliche Rahmenbedingungen festgelegt (Immissionsparameter, z.B. maximaler Halbstundenmittelwert; Halbstundenmittelwert oder 1-Stunden-Mittelwert, der mit einer definierten Häufigkeit überschritten werden darf; 8-Stunden-Mittelwert; Tagesmittelwert; Winter- und Jahresmittelwert).

Im Langzeitmittel (Jahres- oder Halbjahresmittelwert) kann die Gesamtbelastung auf einfachem Wege, im allgemeinen durch Addition des Langzeitmittelwerts der berechneten Zusatzbelastung zum Langzeitmittelwert der gemessenen Vorbelastung, ermittelt werden. Bei Kurzzeitwerten führt die bloße Addition von Maximalwerten für die Vor- und Zusatzbelastung jedoch meist zu einer Überschätzung der Gesamtbelastung. In ÖNORM M 9445 (2003) werden daher sowohl statistische Verfahren als auch die Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung (mittels geeigneter Ausbreitungsmodelle) zur Ermittlung der Gesamtbelastung festgelegt. Die neue TA-Luft (2003) verlangt die Berechnung von Zeitreihen über 1 Jahr oder mehrjährigen Häufigkeitsverteilungen von Ausbreitungssituationen mit einem Lagrange'schen Ausbreitungsmodell. In dieser Arbeit wird das von Kolb (1981) für komplexes Gelände modifizierte und für die Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung adaptierte ÖNORM M 9440-Gaußmodell (ÖNORM M 9440, 1996) ONGAUSSplus beschrieben und evaluiert. Die Anwendung des Modells zur Berechnung von Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung wird diskutiert und die Ergebnisse werden mit den statistischen Verfahren gemäß ÖNORM M 9445 verglichen.

Neben einer möglichst wirklichkeitsnahen Simulation der Zusatzbelastung durch ein geeignetes Ausbreitungsmodell ist natürlich auch die repräsentative Erfassung der Vorbelastung eine wichtige Voraussetzung für die Ermittlung der Gesamtbelastung. In der Praxis stellt sich hier oft das Problem der Übertragbarkeit von Messungen auf ein (großes) Untersuchungsgebiet, bzw. liegen aus manchen Untersuchungsgebieten gelegentlich überhaupt keine Messungen der Vorbelastung vor. Diese Problematik ist jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

2. Beschreibung des für die Berechnung von Zeitreihen adaptierten ON M 9440 Gaußmodells ONGAUSSplus

Das Modell ONGAUSSplus beruht in seinem Kern auf ÖNORM M 9440 (1996): Gauß'sche Diffusion mit Streuparametern, die – anders als bei den meisten Gaußmodellen - von der Ausbreitungszeit abhängen (Reuter, 1970). Alle in ÖNORM M 9440 genannten Voraussetzungen, die für die Anwendung des Modells erfüllt sein müssen, haben daher unverändert Gültigkeit. Inversionen bzw. Mischungsschichthöhen können berücksichtigt werden (Gleichung 1 in Abschnitt 4.2.1 der Norm). Die Mischungsschichthöhen können direkt gemessen sein oder mittels eigener Modelle berechnet werden; Defaultwerte, wie sie für Österreich häufig verwendet werden, sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Für stabile Schichtung kann die Mischungsschichthöhe sehr klein werden und daher markante Auswirkungen auf die Schadstoffausbreitung haben. Die Verwendung von Default-Mischungsschichthöhen für stabile Ausbreitungsklassen ist daher nicht sinnvoll. Das Modell kann weiters die Diffusion von Stäuben mit Berücksichtigung von Sedimentation und Deposition simulieren (Abschnitt 4.2.2 der Norm).

Tabelle 1: Default-Mischungsschichthöhen (m) des Modells ONGAUSSplus in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse.

Ausbreitungsklasse	2	3	4	5	6	7
Mischungsschichthöhe Winter	1100	1100	800	-	-	-
Mischungsschichthöhe Sommer	2500	2000	1100	-	-	-

Das Modell ONGAUSSplus kann in seiner derzeitigen Konfiguration bis zu 30 Punktquellen simulieren. Ergänzend zur ÖNORM M 9440 enthält das Modell ONGAUSSplus auch einen Ansatz zur Berechnung der Ausbreitung von Gerüchen, die Berücksichtigung einfacher chemischer Umwandlungen, und es wurde für die näherungsweise Berechnung der Immissionsbelastung an Berghängen modifiziert.

2.1 Ausbreitung von Gerüchen

Zur Simulation der Ausbreitung von Gerüchen wird ein einfacher, von der Stabilität der bodennahen Atmosphäre (Ausbreitungsklasse) abhängiger Peak to Mean Ansatz verwendet. Im Nahbereich der Quelle (Entfernung von 100 m gemäß den Vorgaben des Gaußmodells) kann das Peak to Mean Verhältnis Werte nahe 10 erreichen, mit zunehmender Entfernung

nimmt das Verhältnis entsprechend einer stabilitätsabhängigen Abklingfunktion auf Werte nahe 1 ab. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Schauberger et al., 2000a und 2000b. Mit dem Geruchsmodul kann ein richtungsabhängiger Schutzabstand in Abhängigkeit von Geruchskonzentration und Überschreitungshäufigkeit berechnet werden.

2.2 Einfache chemische Umwandlungen

Das Modell benutzt einen exponentiell zeitabhängigen Ansatz zur Berechnung von einfachen chemischen Umwandlungen (Abbau des emittierten Primärschadstoffs, Aufbau des Sekundärschadstoffs). Angenommen wird, dass nur der emittierte Primärschadstoff chemisch reagiert. Chemische Umwandlungen können für Gase, Stäube oder Gerüche berechnet werden.

$$URAT = \frac{-\text{LOG}(1-UURAT)}{3600}$$

$$GF EQU = \frac{MOL_{PS}}{MOL_{SS}}$$

Abbau Primärschadstoff (PS)

$$Q_{PS} = \frac{Q \cdot GF EQU \cdot Q_{P\%}}{e^{URAT \cdot \tau}}$$

$$S_{PS} = Q_{PS} \cdot V$$

Aufbau Sekundärschadstoff (SS)

$$Q_{SS} = Q \cdot Q_{P\%} \cdot \left(1 - \frac{1}{e^{URAT \cdot \tau}}\right) + Q \cdot Q_{S\%}$$

$$S_{SS} = Q_{SS} \cdot V$$

UURAT .. Umwandlungsrate in % pro Stunde (ist für den jeweiligen Schadstoff vorzugeben)

MOL_{PS} .. Molgewicht Primärschadstoff

MOL_{SS} .. Molgewicht Sekundärschadstoff

Q .. Massenstrom des luftverunreinigenden Stoffes

S .. berechnete Konzentration des luftverunreinigenden Stoffes

Q_{P%} .. prozentueller Anteil von Q_{PS} an Q

Q_{S%} .. prozentueller Anteil von Q_{SS} an Q

τ .. Translationszeit in Sekunden

V .. Verdünnungsfaktor = Q/S

2.3 Orographisch modifiziertes Gelände (Berechnung von Immissionskonzentrationen an Berghängen)

Das Modell wurde schon früh für die Abschätzung der Immissionskonzentration an Berghängen modifiziert (Kolb, 1981). Das Auftreffen einer Abgasfahne auf einen Berghang wird durch einfache Modifikation der effektiven Quellhöhe simuliert (siehe Abbildung 1). Sobald das Gelände die Höhe der effektiven Quellhöhe erreicht, wird für Windgeschwindigkeiten von mehr als 2 m/s die effektive Quellhöhe gleich 10 m (grüne, ausgezogene Linie), für Windgeschwindigkeiten kleiner gleich 2 m/s wird sie gleich 0 m gesetzt (rot, strichliert; d.h. dann trifft die Abgasfahne voll am Hang auf). Das Modell simuliert lediglich das Überströmen, nicht aber ein seitliches Umströmen des Hügels. Weiters „vergisst“ das Modell vorgelagerte Hügel. Aufgrund dieser vereinfachenden Annahmen ist die Anwendbarkeit des Modells im wesentlichen auf den Talboden (ebenes Gelände) und die angrenzenden Hänge beschränkt. Eine Anwendung zur Simulation der Ausbreitung der Abgasfahne über mehrere Bergzüge oder Nachbartäler hinweg wäre zudem auch wegen der Annahme geradliniger Ausbreitung nicht sinnvoll.

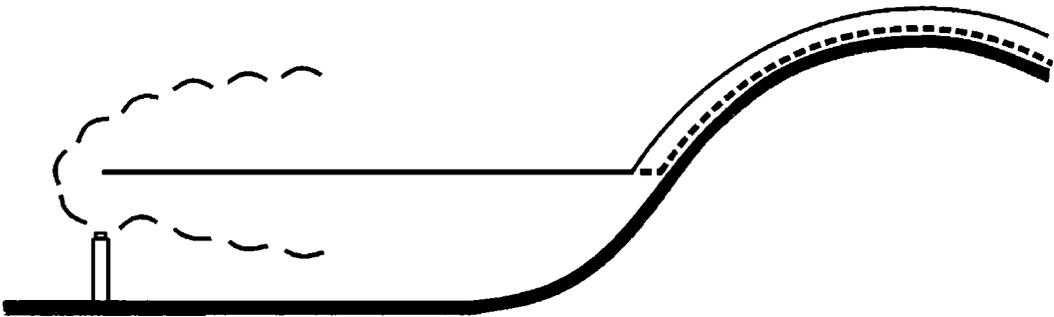


Abb. 1: Schematische Darstellung der Simulation der Immissionskonzentration an Berghängen im Modell ONGAUSSplus (grün: effektive Quellhöhe bei Windgeschwindigkeiten von mehr als 2 m/s, rot strichliert: bei Windgeschwindigkeiten kleiner gleich 2 m/s).

Der erhöhten Turbulenz in Hangnähe wird dadurch Rechnung getragen, dass Klasse 5 als stabilste Ausbreitungsklasse verwendet wird, sobald das Gelände die effektive Quellhöhe erreicht (d.h. die Ausbreitungsklassen 6 oder 7 werden gleich 5 gesetzt, die schwach stabile Klasse 5, die neutrale Klasse 4 sowie die labilen Klassen 2 und 3 bleiben hingegen unverändert). Weitere Details können Kolb (1981) entnommen werden.

Durchstößt die Abgasfahne die Mischungsschicht (d.h. die effektive Quellhöhe ist größer oder gleich einer Höhe, die 2/3 der Höhe der Mischungsschicht entspricht, Abschnitt 5.5 von

ÖNORM M 9440), dann wird der Rechnung für Aufpunkte oberhalb der Mischungsschicht die Windgeschwindigkeit in der Höhe der Mischungsschicht zugrunde gelegt. Das Potenzgesetz (Abschnitt 4.3, Gleichung (13) der ÖNORM M 9440) wird also nur unterhalb der Mischungsschicht angewandt. Weiters wird die Abgasfahne an der Mischungsschicht reflektiert und die Ausbreitungsklassen werden in Richtung stabilerer Klassen verschoben: Die labilen Klassen 2 und 3 sowie die neutrale Klasse 4 werden der Klasse 5, die Klassen 5 bis 6 der jeweils nächsthöheren (stabileren) Klasse zugeordnet.

2.4 Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung

Das Modell ONGAUSSplus ermöglicht die Berechnung mehrjähriger Zeitreihen der Zusatzbelastung für ein Rechengitter mit maximal horizontal 512×512 x (vertikal) 32 Aufpunkten zuzüglich einer weiteren Modellfläche für komplexes Gelände. Damit ist es möglich, auch ein größeres Untersuchungsgebiet mit Berücksichtigung der Orographie flächendeckend zu untersuchen und Vertikalschnitte der Abgasfahne zu analysieren. Die Zeitreihen können sowohl nach allen gesetzlichen als auch nach frei wählbaren Kenngrößen ausgewertet und die Ergebnisse räumlich in Kartendarstellungen aufbereitet werden.

Bisher wurde das ÖNORM M 9440-Modell im wesentlichen für statistische Aussagen benutzt – z.B. Berechnung von maximalen Halbstundenmittelwerten, Jahres- oder Halbjahresmittelwerten und Perzentilen der Immissionsbelastung. Für diese Anwendungen genügen statistische Angaben der meteorologischen Parameter (sogenannte Ausbreitungsstatistik). Zur Berechnung von Zeitreihen der Immissionsbelastung sind hingegen auch Zeitreihen der Emissionsparameter und der meteorologischen Daten erforderlich. Dies ermöglicht weitere, über ÖNORM M 9440 hinausgehende Modifikationen im Modell:

- Verwendung von Messwerten der Windgeschwindigkeit anstelle von Windgeschwindigkeitsklassen.
- Verwendung von Zeitreihen der Umgebungstemperatur für die Berechnung der Schornsteinüberhöhung bei Quellen mit einer Abgastemperatur von mehr als 50°C anstelle von klimatologischen Werten.
- Die Windrichtung wird häufig in Sektoren angegeben (z.B. 10° -Sektoren, 8-teilige Richtungsskala usw.). Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten wird die seitliche Ausdehnung dieser Sektoren immer größer. Um eine statistisch gleichmäßige Verteilung der Abgasfahne in den Windrichtungssektoren zu gewährleisten, werden die Richtungssektoren nach einem Zufallsprinzip in 1° -Schritte unterteilt und die so erhaltene Windrichtung der Ausbreitungsrechnung zugrunde gelegt.

- Weitere Modifikationen des Modells bzw. Empfehlungen für die Berechnung von Zeitreihen sind Abschnitt 4 zu entnehmen. Empfehlungen werden im weiteren durch ☞ hervorgehoben.

3. Evaluierung der mittels Gaußmodell berechneten Zeitreihen der Zusatzbelastung

Das ÖNORM M 9440 Gaußmodell wurde bereits anhand von internationalen Datensätzen aus Kopenhagen, Lillestrom und Kincaid evaluiert (Pechinger et al., 1995, und Pechinger et al., 1997). Diese Datensätze sind repräsentativ für ebenes Gelände. Inzwischen wurde das Modell im Rahmen des Umbaus für die Berechnung von Zeitreihen verbessert. Es liegt ein neuer Datensatz aus Indianapolis vor, die bestehenden Datensätze wurden überarbeitet, mit verbesserten Qualitätsflags versehen und das internationale Model Validation Kit (Auswerteprogramme zum Vergleich Modell – Messung) wurde weiterentwickelt (Olesen, 1999). Zudem wurde uns ein Datensatz für das kalorische Kraftwerk in Trbovlje zur Verfügung gestellt, der nun auch eine Evaluierung der für die angrenzenden Berghänge berechneten Immissionskonzentrationen ermöglicht.

Die Evaluierung beruht grundsätzlich auf den mit der Quellstärke normierten Werten der gemessenen und berechneten Immissionskonzentration.

3.1 Evaluierung anhand von internationalen Datensätzen – ebenes Gelände

Im Folgenden werden die internationalen Evaluierungsdatensätze aus Kincaid und Indianapolis für die Evaluierung von ONGAUSSplus im annähernd ebenen Gelände verwendet. Es sind dies jene Datensätze unter den derzeit verfügbaren Datensätzen zur Modellevaluierung mit der weitaus größten Zahl an Beobachtungen. Sie sind daher am besten für statistisch gesicherte Vergleiche zwischen Messung und Modellrechnung geeignet.

3.1.1 Beschreibung der Datensätze

Der Datensatz aus Kincaid ist in Olesen (1994a) beschrieben. Im Zuge von Ausbreitungsexperimenten wurde ein Tracer (SF_6) über den 187 m hohen Schornstein des Kraftwerks Kincaid in Illinois, USA, freigesetzt. Das Kraftwerk befindet sich im unverbauten, leicht welligen, mit Präriegras bewachsenen Gelände. Die Freisetzung dauerte insgesamt 350 Stunden. Die Immissionskonzentration wurde an 200 Trace Samplern und an 30 Luftqualitätsmessstellen in einem Entfernungsbereich zwischen 347 m und rund 50 km vom Emittenten gemessen. Die Daten liegen in Form von Stundenmittelwerten vor. Der Emittent ist gekennzeichnet durch außergewöhnliche Emissionsdaten: Das Abgas wird aus einem Schornstein mit einem Durchmesser von 9 m mit einer extrem hohen Austrittsgeschwindigkeit von bis zu 36 m/s freigesetzt. Diese ungewöhnlichen

Emissionsbedingungen führen zu Unsicherheiten in der Modellierung vor allem deshalb, weil die Methoden zur Bestimmung der Schornsteinüberhöhung nicht für derart extreme Austrittsbedingungen entwickelt wurden.

Der Datensatz aus Indianapolis wurde im Rahmen einer EPRI Studie gewonnen (TRC, 1986). Er ist in Hanna et al. (1991 und 1993) beschrieben. 170 Stunden lang wurde SF₆ aus dem 83,8 m hohen Schornstein (Schornsteindurchmesser: 4,72 m) des Kraftwerks Perry K freigesetzt und an 160 Samplern in einem Entfernungsbereich von 250 m bis 12 km in Form von Stundenmittelwerten gemessen. Die Umgebung des Kraftwerks ist aus Abbildung 2 ersichtlich. Das Kraftwerk (in Abbildung 2 mit A bezeichnet) liegt südwestlich vom Geschäftsviertel von Indianapolis (C in Abb. 2). Rund 150 m ostnordöstlich der Schornsteine des Kraftwerks befindet sich das Hoosier Dome Sportstadion (B in Abb. 2), bis zu einem Entfernungsbereich von rund 2 km erstreckt sich das mit Hochhauskomplexen dicht verbaute Stadtgebiet. D und E bezeichnen die Lage der meteorologischen Stationen, die im weiteren verwendet werden: D ist eine innerstädtische Station mit Temperatur- und Windmessungen in 11 m über Grund, in E wird auf dem Dach einer Bank in 94 m über Grund Wind gemessen.

Aufgrund einer Schornsteinüberhöhung von meist rund 100 m oder mehr während der Experimente und aufgrund von Windkanaluntersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Verbauung keinen allzu störenden Einfluss auf die Ausbreitung der Abgasfahne hatte (Dokumentation des Indianapolis-Datensatzes, Olesen, hro@dmu.dk). Allerdings ist eine Beeinflussung der Turbulenz der bodennahen Atmosphäre durch die dichte Verbauung anzunehmen.

Weitere Unsicherheiten sind durch die Methodik der internationalen Evaluierungsdatensätze selbst verursacht: Die Sampler wurden konzentrischen Kreisbögen um den jeweiligen Emittenten herum zugeordnet, die tatsächliche Lage der Sampler kann aber mehr oder weniger stark von den idealisierten Kreisbögen abweichen. Die zu den Datensätzen bereitgestellte Auswertesoftware (Model Validation Kit) wiederum ist nicht in der Lage, die genauen Koordinaten der Sampler zu berücksichtigen. Besonders problematisch ist dieser Umstand in Indianapolis, wo die Sampler teilweise auf Hochhäusern in bis zu rund 70 m über der Höhe des Schornsteinflußpunkts situiert waren.

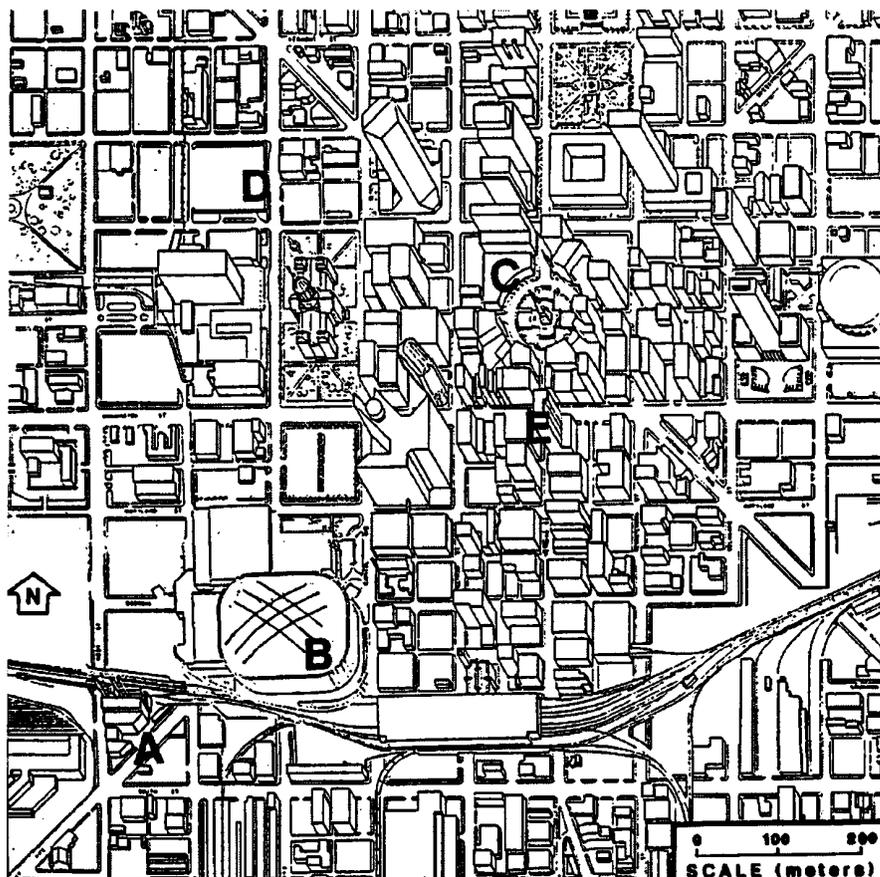


Abbildung 2: Lage des Perry K Kraftwerks (A) bei Indianapolis.

3.1.2 Methodik

Der Modellrechnung wurden verschiedene Annahmen zugrunde gelegt, die als dreistelliger Zahlencode in der Form XYZ, für Indianapolis mit Zusatz c in Abbildung 3 eingetragen und zusammengestellt sind:

Die erste Ziffer (X) bezeichnet den Transport der Abgasfahne. Den Berechnungen wurde alternativ die konventionell in rund 10 m über Grund, als auch die in einem höheren Niveau gemessene Windgeschwindigkeit zugrunde gelegt (100 m über Grund in Kincaid, 94 m über Grund in Indianapolis). Die Verlagerungsrichtung der Abgasfahne wurde nicht aus der Windrichtung, sondern analog zu den internationalen Studien, die anhand der Datensätze bereits durchgeführt wurden, aus der räumlichen Verteilung der gemessenen Konzentration auf den Kreisbögen auf zwei unterschiedliche Arten ermittelt: Bei Annahme *direkter Anströmung* wird jeder Kreisbogen getrennt betrachtet. Aus der Lage des Konzentrationsmaximums wird für jeden Kreisbogen die Verlagerungsrichtung der Abgasfahne individuell bestimmt und damit der jeweilige Kreisbogen direkt angeströmt (diese Vorgangsweise wurde auch in Pechinger et al., 1995 und 1997, verwendet). Bei *zentrierter Anströmung im Aufpunktesektor* wird ebenfalls zunächst für jeden Kreisbogen die

Lage des Maximalwerts ermittelt. In der Regel liegen die Maxima an den konzentrisch angeordneten Bögen nicht in einer Linie. Aus der räumlichen Versetzung der Konzentrationsmaxima wird dann der Richtungssektor ermittelt, aus dem die Anströmung aller Messstellen erfolgt, und der Modellrechnung jene Windrichtung zurunde gelegt, die der Zentrallinie in diesem Richtungssektor entspricht. Bei der Modellierung der Immissionskonzentration wird die seitliche Versetzung der Konzentrationsmaxima von der so ermittelten Verlagerungsrichtung berücksichtigt (bei direkter Anströmung bleibt die seitliche Versetzung jener Konzentrationsmaxima, die nicht in einer Linie liegen, hingegen unberücksichtigt).

Ebenfalls in Analogie zu den bisherigen Studien wurde lediglich der an den Kreisbögen jeweils gemessene maximale Konzentrationswert für die Evaluierung verwendet.

Die zweite Ziffer (Y) im Zahlencode bezeichnet die Qualität der Immissionsmessdaten: Pro Termin und Kreisbogen gibt es, wenn gemessen, einen Maximalkonzentrationswert mit Qualitätskennung. Für die Evaluierung wird jeweils dieser Maximalwert verwendet. Qualitätsflag 2 bedeutet, dass am Kreisbogen ein Konzentrationsmaximum identifiziert werden kann, der wahre Maximalwert jedoch vom Messwert abweichen kann, z.B. weil das Konzentrationsmuster unregelmäßig ist, bloß 2 oder 3 Sampler in Einsatz waren oder das Maximum am Rande eines Sektors gemessen wurde. Qualitätsflag 3 ist die höchste Qualitätsstufe mit einem klaren Konzentrationsmaximum.

Die Mischungsschichthöhen wurden für Kincaid manuell aus Radiosondenaufstiegen, für Indianapolis aus speziellen Sondierungen im Stadtgebiet ermittelt (dritte Ziffer (Z) im Zahlencode).

Für Indianapolis wurde zudem der dichten Verbauung und der unterschiedlichen Höhe der Sampler in einer zusätzlichen Variante Rechnung getragen (Index c). Die komplexen Gebäudestrukturen und die städtische Energiebilanz, die sich vor allem nachts deutlich von jener im unverbauten Gelände unterscheidet, führen zu einer zusätzlichen Turbulenz (COST-715, 2005), die in den Bestimmungsmethoden der Ausbreitungsklassen, die auf Experimenten im unverbauten Gelände beruhen, nicht berücksichtigt ist. Um diesem Effekt Rechnung zu tragen, wurden die sehr stabilen Ausbreitungsklassen 6 und 7 gleich der schwach stabilen Klasse 5 gesetzt, die Klassen 5 bis 3 wurden jeweils der nächst niedrigeren (= labileren) Klasse zugeordnet, die stark labile Klasse 2 wurde unverändert belassen. Die Unsicherheiten als Folge der unterschiedlichen Höhe der Sampler über Grund wurden insofern eingegrenzt, als für jeden Kreisbogen die durchschnittliche Aufpunktshöhe ermittelt und der Immissionsberechnung zugrunde gelegt wurde.

3.1.3 Ergebnisse

In Abbildung 3 ist der Fractional Bias gegen den normierten quadratischen Fehler mit Angabe der 95% Konfidenzintervalle für ausgewählte Modellläufe aufgetragen. Der Fractional Bias FB ist die Abweichung zwischen den Mittelwerten, die sich aus der Rechnung und der Messung ergeben, d.h. Einzelwerte werden hier nicht betrachtet:

$$FB = \frac{(\overline{C_{obs}} - \overline{C_{mod}})}{0,5 \cdot (\overline{C_{obs}} + \overline{C_{mod}})}$$

$\overline{C_{obs}}$ ist der Mittelwert der beobachteten,

$\overline{C_{mod}}$ der Mittelwert der berechneten Immissionskonzentration.

In den normierten quadratischen Fehler NMSE gehen hingegen vor der Mittelung die Quadrate der Abweichungen der Einzelwerte von Messung und Rechnung ein:

$$NMSE = \frac{\overline{(C_{obs} - C_{mod})^2}}{C_{obs} \cdot C_{mod}}$$

Im Idealfall, wenn alle Modellergebnisse sowohl nach ihrem Wert gleich der Messung als auch zeitgleich mit der Messung auftreten, liegen FB und NMSE genau im Nullpunkt der Abbildung. Die punktierten senkrechten Geraden zeigen jenen Bereich, innerhalb dem die Rechnung höchstens um den Faktor 2 von der Messung abweicht.

Erwartungsgemäß sind die Modellergebnisse für Daten mit der höchsten Qualitätskennung 3 besser als für die weniger strenge Qualitätsstufe 2. Die Übereinstimmung zwischen Rechnung und Messung ist für Indianapolis im allgemeinen besser als für Kincaid (die unterschiedliche Skalierung der Abbildungen beachten), was aufgrund der extremen Emissionsbedingungen in Kincaid nicht überrascht. Für Kincaid liefert die Annahme direkter Anströmung eine systematische Überschätzung der Immissionskonzentration, die Annahme zentrierter Anströmung mit Berücksichtigung der seitlichen Versetzung der gemessenen Konzentrationsmaxima bringt eine deutliche Verbesserung der Modellergebnisse verbunden mit einer Tendenz zu einer geringfügigen Unterschätzung der Konzentration. Für Indianapolis gibt das Modell ohne Berücksichtigung des Stadteffekts eine Unterschätzung der Immissionskonzentration. Dies ist eine Folge der Unterschätzung der Turbulenz. Die Berücksichtigung des Stadteffekts bringt hier eine wesentliche Verbesserung, der Fractional Bias liegt dann nahe seinem Idealwert 0. Die Berücksichtigung der Mischungsschichthöhe bringt im allgemeinen bessere Ergebnisse als die Modellläufe ohne Mischungsschichthöhe. Für Kincaid ist die in 100 m über Grund gemessene Windgeschwindigkeit für den Transport der Abgasfahne, die aufgrund ihrer extrem hohen Austrittsgeschwindigkeit eine sehr große

Schornsteinüberhöhung hat, besser geeignet als der Bodenwind. In Indianapolis hingegen hängen die Ergebnisse kaum von der Höhe der Windmessung ab.

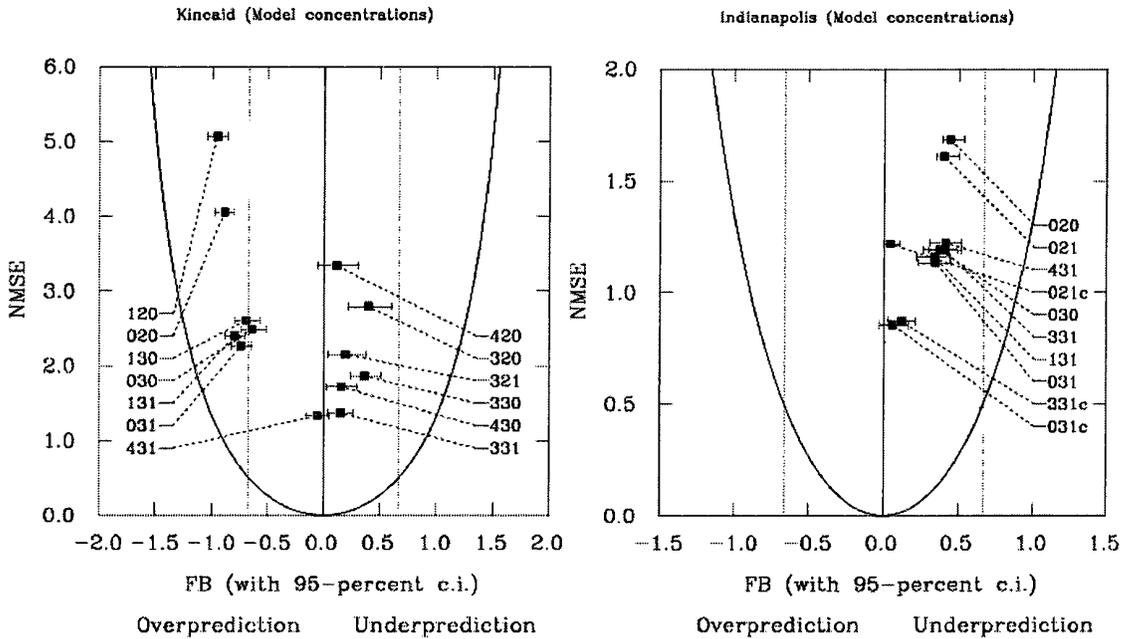


Abb. 3: Fractional Bias und Normalized Mean Square Error mit 95% Konfidenzintervallen für Kincaid (links) und Indianapolis (rechts) für unterschiedliche Modellläufe. Bezeichnung des Codes XYZc:

X	
0	Windgeschwindigkeit bodennah ¹⁾ , direkte Anströmung der Aufpunkte
1	Windgeschwindigkeit Turmmessung ²⁾ , direkte Anströmung der Aufpunkte
3	Windgeschwindigkeit bodennah ¹⁾ , zentrierte Anströmung im Aufpunktesektor
4	Windgeschwindigkeit Turmmessung ²⁾ , zentrierte Anströmung im Aufpunktesektor
¹⁾ Kincaid: 10 m, Indianapolis: 11 m, ²⁾ Kincaid: 100 m, Indianapolis: 94 m	
Y	
2	alle Datensätze mit Qualitätskennung 2 und 3
3	alle Datensätze mit Qualitätskennung 3
Z	
0	ohne Mischungsschichthöhe
1	mit Mischungsschichthöhe
C	
c	Mittlere Aufpunktshöhe, Ausbreitungsklassen für urbane Verbauung modifiziert

Die besten Ergebnisse werden für Kincaid für Modelllauf 431 erzielt (Windgeschwindigkeit aus 100 m, zentrierte Anströmung, Daten mit höchster Qualitätsstufe und Berücksichtigung der Mischungsschichthöhe). Im Durchschnitt über alle Experimentstunden stimmen die

Modellergebnisse nahezu völlig mit den Messungen überein (FB ist nahe Null), lediglich die Einzelwerte weichen von den Messungen ab (NMSE ist knapp über 1). Für Indianapolis liefern die Modellläufe 031c und 331c (Bodenwind, direkte bzw. zentrierte Anströmung, Daten mit höchster Qualitätsstufe, Mischungsschichthöhe und Stadteinfluss berücksichtigt) die besten Resultate (FB ist ungefähr gleich Null, NMSE ist kleiner als 1).

Die ungünstigsten Ergebnisse erhält man für beide Datensätze erwartungsgemäß für alle Messdaten (also auch Daten mit geringer Qualität), direkte Anströmung ohne Berücksichtigung der räumlichen Versetzung der Konzentrationsmaxima und ohne Berücksichtigung von Mischungsschichthöhen (Modellauf 120 bei Kincaid bzw. Modellauf 020 bei Indianapolis).

Für Kincaid können die Ergebnisse mit den in Olesen (1994b) publizierten Werten für alle damals getesteten Modelle verglichen werden. Die Modellläufe 431 und 331 haben bessere Ergebnisse als alle damals untersuchten Modelle mit Ausnahme des HPDM-Modells (mit ungefähr gleichen Resultaten), alle übrigen Modellläufe mit Ausnahme der Daten mit Qualitätsflag 2 entsprechen ungefähr jenen der damals untersuchten Modelle.

In den Abbildungen 4 und 5 sind jeweils für die günstigste Modellkonfiguration die Wertepaare der gemessenen zu den berechneten Konzentrationen als Scatterplot bzw. als Quantilplot dargestellt. Der Scatterplot berücksichtigt die Gleichzeitigkeit von Messung und Rechnung, im Quantilplot sind die gemessenen und berechneten Konzentrationen nach ihrem Wert gereiht, d.h. hier wird der niedrigste Messwert mit dem niedrigsten Modellergebnis, dann die zweitniedrigsten Werte usw. mit einander verglichen, unabhängig davon, wann die Werte zeitlich auftreten.

Auch bei optimaler Modellkonfiguration und Verwendung der Daten mit höchster Qualitätsstufe treten bei Berücksichtigung der Gleichzeitigkeit von Messung und Rechnung z.T. größere Unterschiede zwischen Messung und Rechnung auf (Abbildung 4). Der Quantilplot hingegen zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung (Abbildung 5), vor allem für Indianapolis ergibt sich eine nahezu völlige Übereinstimmung auch bei den Extremwerten. Bei niedrigen Konzentrationen neigt das Modell zu einer geringfügigen Unterschätzung, bei hohen Konzentrationen zu einer Überschätzung. Die Überschätzung bei relativ hohen Konzentrationen ist für Kincaid deutlich größer als für Indianapolis (in Kincaid ist das Konzentrationsniveau aber generell niedriger als in Indianapolis, es treten nur einzelne höhere Konzentrationswerte auf). Die Unterschiede in den Ergebnissen für Indianapolis und Kincaid sind vermutlich auf die extremen Emissionsbedingungen in Kincaid zurückzuführen, die offensichtlich vom Modell nicht optimal simuliert werden können (Unsicherheiten bei der Bestimmung der Schornsteinüberhöhung).

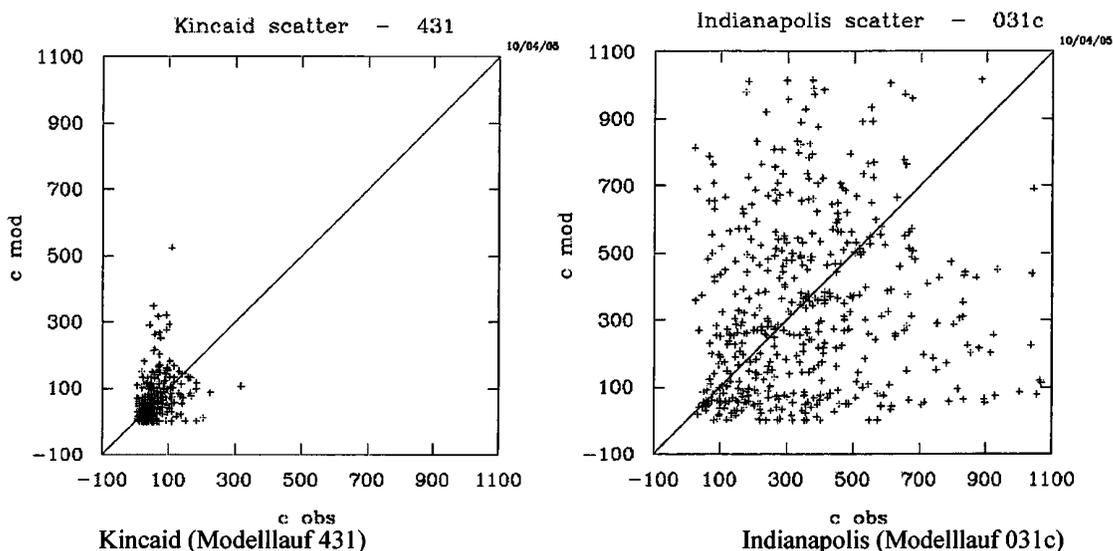


Abb. 4: Scatterplot der Wertepaare Rechnung (C MOD) – Messung (C OBS) für Kincaid und Indianapolis (Gleichzeitigkeit Messung und Rechnung), jeweils günstigste Variante.

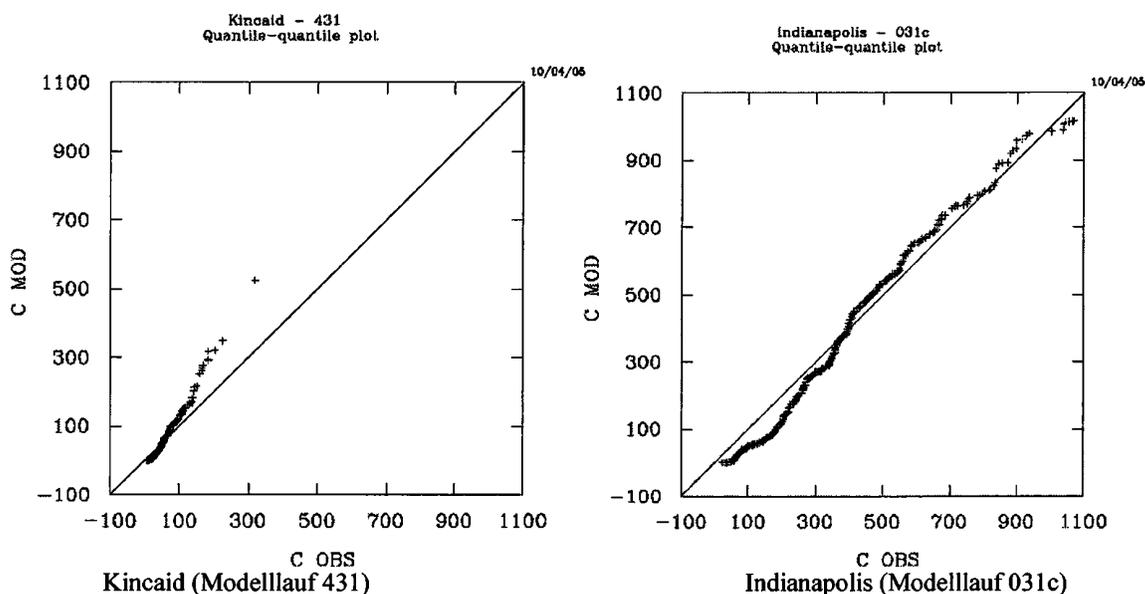


Abb. 5: Quantilplot der Wertepaare Rechnung (C MOD) – Messung (C OBS) (nach ihrem Wert gereiht, keine Gleichzeitigkeit) für Kincaid und Indianapolis, jeweils günstigste Variante.

Aus den Ergebnissen für den Quantilplot für Kincaid ist eine deutliche Verbesserung der Modellergebnisse gegenüber der Evaluierung von Pechinger et al. (1995) ersichtlich, was auf die inzwischen gehobene Datenqualität, die Verbesserungen im Modell und das Abgehen von der direkten Anströmung zurückzuführen sein dürfte.

Der Vergleich der Scatterplots mit den Quantilen zeigt, dass das Modell für statistische Anwendungen, die im Rahmen von Gutachten von Interesse sind, sehr gut geeignet ist. Bei

der Simulation von Einzelfällen hingegen muss man auch mit größeren Abweichungen des Modells zur Messung rechnen.

Abbildung 6 zeigt statistische Kenngrößen des Verhältnisses Modell/Messung (Median, ausgewählte Perzentile der Häufigkeitsverteilungen) für Kincaid und Indianapolis in Abhängigkeit von der Entfernung vom Emittenten. Im Durchschnitt (beschrieben durch den Median) ist das Verhältnis Rechnung/Messung meist nahe 1 (ausgezogene Linie in den Abbildungen, logarithmische Skalierung der Abbildung beachten!), d.h. Rechnung und Messung stimmen nahezu überein. Das 25. und das 75. Perzentil sind meist in der Größenordnung, das 95. Perzentil ist meist etwas größer als der Faktor 2 (strichlierte Linien). Größere Abweichungen zwischen Messung und Rechnung treten vor allem bei kleinem Verhältnis Rechnung/Messung (5. Perzentil) auf. In Fällen, wo das Modell im Vergleich zur Messung niedrige Konzentrationen ergibt, ist die Unsicherheit also größer als in Fällen mit vergleichsweise hoher Modellkonzentration. Im Nahbereich bis zu einer Entfernung von 2 bis 5 km vom Emittenten neigt das Modell zur Überschätzung, in größeren Entfernungen zur Unterschätzung der Konzentration. Bemerkenswert ist, dass für Kincaid, wo Messungen aus Entfernungen bis 50 km vorliegen, das Modell auch für diese große Entfernung immer noch eine recht gute Übereinstimmung mit der Messung ergibt, obwohl die Streuparameter des Gaußmodells nur für einen Entfernungsbereich bis zu 15 km experimentell bestimmt wurden (siehe dazu auch ÖNORM M 9440, Abschnitt 4.1,(8)).

Zusammenfassend zeigt die Evaluierung des Modells ONGAUSSplus für ebenes Gelände anhand der internationalen Datensätze von Kincaid und Indianapolis trotz extremer Emissionsbedingungen in Kincaid und Beeinflussung der Turbulenz durch dichte Hochhausverbauung in Indianapolis, dass das Modell für statistische Aussagen, die im Rahmen von Gutachten von Interesse sind, sogar bis zu einer Entfernung von rund 40 km vom Emittenten sehr gut geeignet ist. Im Durchschnitt ist das Verhältnis Messung/Rechnung deutlich kleiner als der Faktor 2, meist nahe 1, d.h. Messung und Rechnung sind häufig nahezu gleich. Bei der Simulation von Einzelfällen hingegen muss man auch mit größeren Abweichungen des Modells zur Messung rechnen. Die Ergebnisse der Evaluierung zeigen zudem, wie wichtig gute meteorologische Inputdaten und eine überlegte Anwendung des Modells sind.

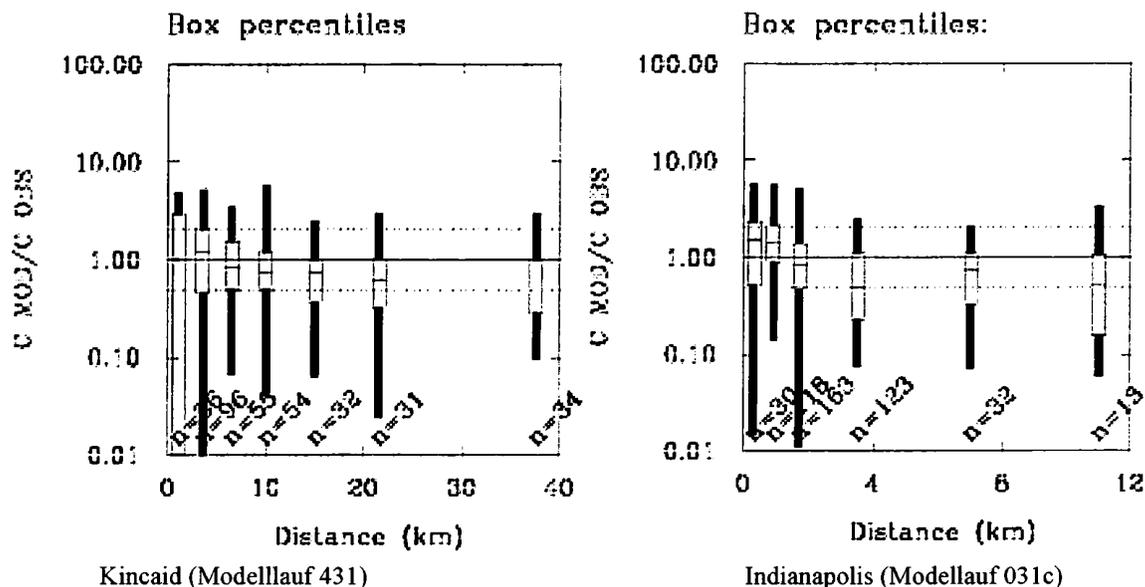


Abb. 6: Boxplot (Median, 25., 75., 5. und 95. Perzentil der Häufigkeitsverteilung der Stundenmittelwerte) für das Verhältnis der berechneten zur gemessenen Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung vom Emittenten für Kincaid und Indianapolis, jeweils günstigste Variante. „n“ bezeichnet den jeweiligen Stichprobenumfang.

3.2 Evaluierung anhand des Trbovlje-Datensatzes für komplexes Gelände – Immissionskonzentration an Berghängen

Über Vermittlung der Environmental Agency of the Republic of Slovenia (EARS) wurde uns vom Management des slowenischen Kraftwerks Trbovlje ein zweijähriger Datensatz (Jahre 1996 und 1997) zur Evaluierung des Modells ONGAUSSplus zur Verfügung gestellt. Der Datensatz umfasst halbstündliche Angaben zur Emission des Kraftwerks, meteorologische Daten und Immissionsmessungen. Dieser Datensatz ermöglicht erstmals auch eine systematische Evaluierung des Modells für komplexes Gelände.

3.2.1 Lagebeschreibung

Das Kraftwerk befindet sich im Tal der Save zwischen Celje und Ljubljana. Die Umgebung des Kraftwerks ist nur dünn besiedelt, im engen Savetal befinden sich lediglich die Bahnlinie und eine nur wenig befahrene Straße. Die nächstgelegenen größeren Ortschaften Zagorje, Trbovlje und Hrastnik liegen in Seitentälern abseits vom Savetal (siehe Abbildung 7).



Abb. 7: Lage des kalorischen Kraftwerks Trbovlje (⊗).

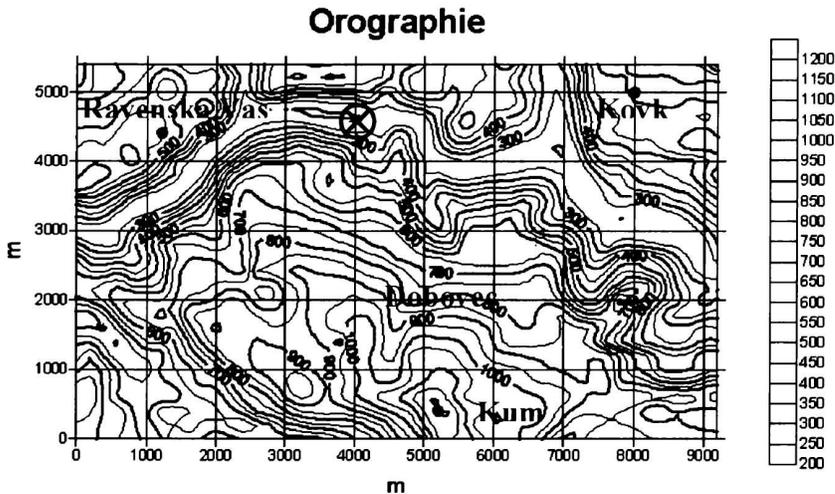


Abb. 8: Orographische Verhältnisse und Lage der Messstellen in der Umgebung des kalorischen Kraftwerks Trbovlje (⊗).

Die Messstellen befinden sich an den angrenzenden Berghängen (Abbildung 8). Angaben zu den Höhen der Messstellen und ihrer Entfernung vom Emittenten können Tabelle 2 entnommen werden. Der Fußpunkt des 360 m hohen Schornsteins befindet sich in 202 m Seehöhe. Mit Ausnahme von Emissionen aus einzelnen Bauernhöfen werden die Messstellen hauptsächlich von Emissionen aus dem Kraftwerk beaufschlagt. Als Folge der hohen Emissionen aus dem Kraftwerk hebt sich der Einfluss des Kraftwerks deutlich von der Hintergrundbelastung ab. Der Datensatz ist daher vorzüglich zur Evaluierung des Modells für komplexes Gelände geeignet.

Tabelle 2: Seehöhen (m) und Entfernung (km) der Messstellen vom Emittenten.

Station	Seehöhe (m)	Relativhöhe zum Schornsteinfußpunkt (m)	Entfernung zum Schornstein (km, gerundet)
Ravenska Vas	580	378	3,5
Kovk	600	398	3,5
Dobovec	700	498	2,8
Kum	1.210	1008	4

3.2.2 Beschreibung der Messstellen

Die Messstelle Ravenska Vas befindet sich in einem Obstgarten westlich vom Kraftwerk im oberen, bereits flacheren Bereich des steil nach Südosten abfallenden Hanges. Der direkte Blick nach Osten in Richtung Kraftwerk ist frei, ansonsten wird die Messstelle von zahlreichen Obstbäumen, unmittelbar im Westen von einem dichten Buchenbestand überragt (Abbildung 9).

Den Abbildungen 9 und 10 kann man die Lage der Station Kovk entnehmen (von Ravenska Vas aus gesehen). Die Messstelle liegt in freier Lage unmittelbar südlich der Siedlung Kovk auf der Kuppe des Hügelzuges östlich des von Norden in das Savetal einmündenden Tals der Brnica.

Die Messstelle Dobovec (Abbildung 11) befindet sich rund 1 km südöstlich der kleinen Ortschaft Dobovec unmittelbar südlich des Gehöfts Kamnik. Der nach Nordnordost abfallende Hang ist hier etwas flacher, im Bereich der Messstelle endet ein steil aus Südwest zur Messstelle hin abfallender Graben (siehe Abbildung 8). Unmittelbar nördlich der Messstelle, genau in Richtung zum Kraftwerk, befindet sich ein Gehöft.

Die Lage der Messstelle Kum ist aus Abbildung 12 ersichtlich. Sie liegt unmittelbar südlich vom 1220 m hohen Gipfel des Kum, auf dem sich eine Sendeanlage befindet. Der Gipfel verhindert eine direkte Sicht zum Kraftwerk. Unmittelbar südlich der Messstelle befindet sich eine Berghütte (nicht am Foto), im Südwesten, in etwas größerer Entfernung, eine Kapelle.

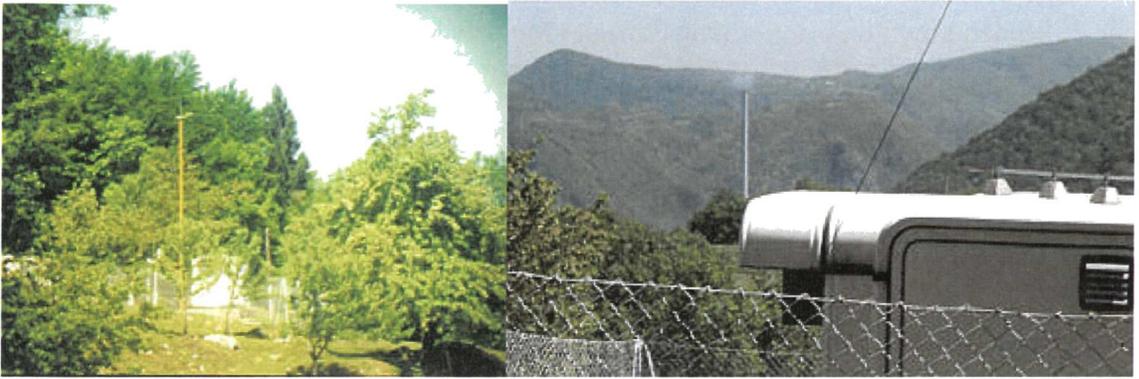


Abb. 9: Die Messstelle Ravenska Vas (links). Rechts: Blick von der Messstelle Ravenska Vas nach Osten in Richtung Schornstein. Am Hügelzug hinter dem Schornstein befindet sich die Messstelle Kovk.



Abb. 10: Lage der Messstelle Kovk (Pfeil, von Ravenska Vas aus gesehen)



Abb11 (links): Die Messstelle Dobovec, Blick nach Nord. Zwischen der Messstelle und dem Kraftwerksschlot (Pfeil) befinden sich Gehöfte.

Abb. 12 (rechts): Die Messstelle Kum (Pfeil), Blick nach Nordost.

3.2.3 Beschreibung der Datensätze; Auswahl repräsentativer meteorologischer Messreihen

Die Messungen im Umfeld des Kraftwerks Trbovlje dienen der Überwachung der lufthygienischen Situation im Umfeld des Kraftwerks, sie sind nicht für die Evaluierung von Ausbreitungsmodellen konzipiert. Vor der Verwendung des Datensatzes muss daher dessen Eignung und Repräsentativität geprüft und eine Auswahl der geeigneten meteorologischen Inputdaten als Grundlage der Simulation von Transport (Wind) und Turbulenz (Ausbreitungsklasse) in der Modellrechnung getroffen werden.

Die Häufigkeitsverteilungen von Windrichtung und -geschwindigkeit an den Immissionsmessstellen können Abbildung 13 entnommen werden. Die Windrichtungsverteilungen zeigen zum Teil deutliche Unterschiede, die sich teilweise auf die unterschiedliche Höhenlage der Messstellen, teilweise aber auch auf Einflüsse aus ihrer näheren Umgebung zurückführen lassen: Die Stationen Ravenska Vas und Dobovec liegen in jenem Bereich, wo das Tal ungefähr in West-Ost-Richtung verläuft und sehr eng ist: Beide Messstellen messen daher häufig talparallele Winde (Ravenska Vas: Häufigkeitsmaximum bei Winden aus Nordost, Dobovec: sekundäres Häufigkeitsmaximum bei Winden aus Ostnordost). Beide Messstellen werden zudem stark von ihrer lokalen Umgebung beeinflusst: Das Häufigkeitsmaximum von Winden aus Südwest in Dobovec wird von Abwinden aus dem nach Südwesten hin ansteigenden Graben verursacht. Die geringe Häufigkeit von Winden aus westlichen Richtungen an der Messstelle Ravenska Vas ist auf die Beeinflussung der Windmessungen durch den dichten Buchenbestand westlich der Messstelle zurückzuführen. Die Messstelle Kovk befindet sich in einer vergleichsweise freien Lage, das Tal ist hier nach Norden hin offen und dreht gegen Südost. Winde aus nördlichen, südlichen und westlichen Richtungen treten hier häufiger auf als in Ravenska Vas und in Dobovec. An der am höchsten gelegenen Messstelle Kum überwiegen Winde aus Nordwest und Südwest. Oberhalb des engen Bereichs des Tals dürften somit recht häufig vertikale Windscherungen auftreten. Die Messstelle Kum dürfte durch den Berggipfel im Norden und die Gebäude im Süden von Winden aus dem Nordost- und Südostsektor teilweise abgeschirmt sein.

Die Windgeschwindigkeit ist an allen Stationen meist niedrig, mit Ausnahme der höchstgelegenen Messstelle Kum liegt die Häufigkeit von windschwachen Wetterlagen (Windgeschwindigkeit kleiner als 0,8 m/s gemäß ÖNORM M 9440) zwischen rund 40% und mehr als 50%. Die Station Kovk hat eine relativ hohe Calmenhäufigkeit im Vergleich zu den übrigen Stationen. Bei strömungsschwachen Wetterlagen wird in Kovk (Bergkuppe) offensichtlich häufig Windstille gemessen, während die in Hanglage befindlichen Stationen Ravenska Vas und vor allem Dobovec dann von lokalen Windsystemen (Tal- und Hangwindsysteme) beeinflusst sein dürften. Mit zunehmender Höhe nimmt die

Windgeschwindigkeit zu, Windgeschwindigkeiten von mehr als 3 m/s werden an der Station Kum am häufigsten gemessen.

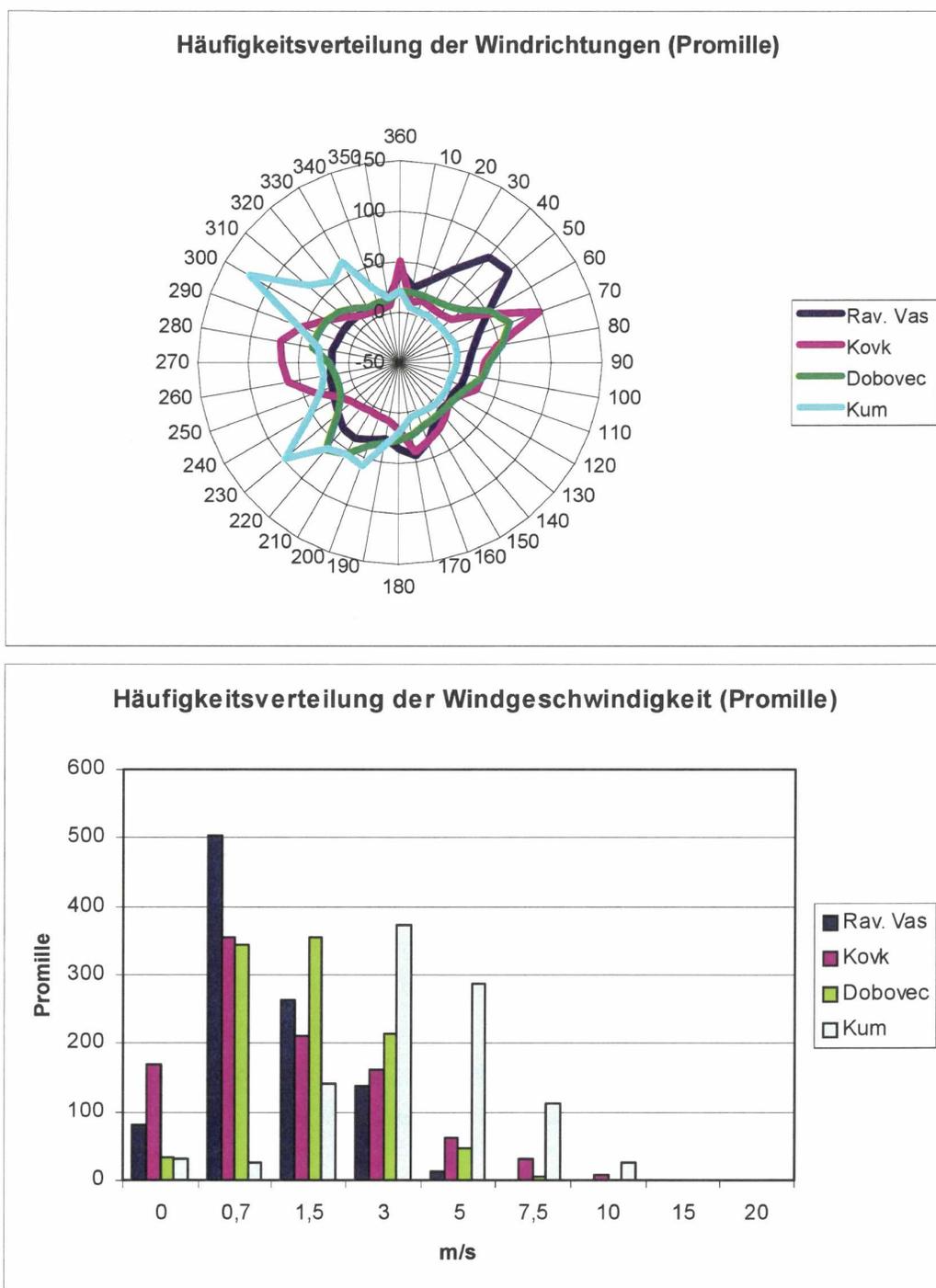


Abbildung 13: Häufigkeitsverteilung (Promille) von Windrichtung (oben) und -geschwindigkeit (unten) an den Immissionsmessstellen.

Die häufigen vertikalen Windscherungen, die störenden Einflüsse aus der Umgebung an den Messstellen Ravenska Vas und Kum, der häufige Einfluss lokaler Hangwindssysteme in

Dobovec und die atypische Lage von Kovk (das Tal ist hier nach Norden offen und ändert seinen Verlauf) erschweren die Auswahl repräsentativer Winddaten. Die Kenntnis der effektiven Quellhöhe kann eine Hilfestellung bei der Auswahl repräsentativer Winddaten sein. Tabelle 4 enthält eine vereinfachte Zusammenstellung der für durchschnittliche Emissionsdaten (Tabelle 3) berechneten effektiven Quellhöhen. Die effektive Quellhöhe kann bei den häufig vorkommenden niedrigen Windgeschwindigkeiten rund 400 m bis mehr als 500 m über Schornsteinfußpunkt betragen. Die Abgasfahne breitet sich dann im Höhenbereich, der ungefähr den Messstellen Kovk und Dobovec entspricht, aus. Leider sind die Daten von Kovk für den engen Talbereich beim Kraftwerk und jene von Dobovec wegen der Beeinflussung durch lokale Abwinde nur eingeschränkt aussagekräftig.

Tabelle 3: Durchschnittliche Emissionsdaten des Kraftwerks Trbovlje

Schornsteinhöhe	360 m
Schornsteindurchmesser	6 m
Abgasmenge	450.000 m ³ /h
Abgastemperatur	160°C
SO ₂	909.785 mg/s

Tabelle 4: Effektive Quellhöhe HE (m über Grund) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (vereinfacht).

	Windgeschwindigkeit (m/s)					
	1	2	3	4	5	>5
HE (m)	433-516	406-454	391-423	387-407	384-402	371-389

Mit Ausnahme von Kum ist zumindest aus der Richtung des Kraftwerks jeweils eine ungehinderte Anströmung der Messstellen gewährleistet. Im weiteren wird daher der an der jeweiligen Messstelle gemessene Wind für die Berechnung der Schadstoffzeitreihen verwendet. In zusätzlichen Varianten wird für Ravenska Vas der Wind von Kovk (bei Ausfall: Dobovec) und für Dobovec der Wind von Kum der Berechnung zugrunde gelegt.

Als Grundlage zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen wurden Zeitreihen der Temperaturgradienten Kum - Ravenska Vas, Kum – Kovk und Kum - Dobovec berechnet und auf ihre Plausibilität geprüft. Grundsätzlich ist jede Messstelle von ihrer Umgebung beeinflusst. Um die Auswirkung von Abweichungen der Stationstemperatur von der Temperatur der freien Talatmosphäre möglichst gering zu halten, ist es daher vorteilhaft, Stationen mit großer Höhendifferenz zur Berechnung zwar durchschnittlicher, aber möglichst repräsentativer Temperaturgradienten zu verwenden. Für die Bestimmung der Ausbreitungsklassen wird daher der Temperaturgradient Kum – Ravenska Vas verwendet.

Bei Ausfall wird er durch den Temperaturgradienten Kum – Kovk, fehlen auch diese Daten, durch den Gradienten Kum – Dobovec ersetzt.

Daten über die Höhe der Mischungsschicht liegen nicht vor. In einer zusätzlichen Variante wurden versuchsweise die klimatologischen Werte der Mischungsschichthöhen gemäß Tabelle 1 verwendet.

3.2.4 Vorbelastung durch SO₂

Im Unterschied zu den internationalen Datensätzen, für die ein spezieller Tracer freigesetzt wurde, ist bei den hier verwendeten SO₂-Daten mit einer gewissen großräumigen Hintergrundbelastung und möglichen Einflüssen lokaler Emittenten zu rechnen (z.B. im Fall von Dobovec durch die Gehöfte im Nahbereich der Messstelle), obwohl die Umgebung des Kraftwerks nur dünn besiedelt ist und das Kraftwerk zweifellos der dominierende Emittent ist. Im Zeitraum von 3. April bis 29. Juni 1996 war das Kraftwerk nahezu drei Monate lang außer Betrieb. Die Daten aus diesem Zeitraum ermöglichen einen Schluss auf die ungefähre Größenordnung der Vorbelastung.

Leider beinhaltet der SO₂-Datensatz auch negative Konzentrationswerte, offensichtlich wurde keine Nullpunktkorrektur vorgenommen. Die im Datensatz gefundenen negativen Konzentrationswerte haben an allen Stationen sowohl im gesamten zweijährigen Messzeitraum, als auch während der dreimonatigen Phase während des Kraftwerksstillstands recht einheitlich eine Größenordnung von betragsmäßig maximal rund -20 µg/m³ bis -30 µg/m³. Lediglich für Dobovec wurden größere Unterschiede für den Gesamtzeitraum (-21 µg/m³) und den dreimonatigen Kraftwerksstillstand (-4 µg/m³) gefunden. Die gemessenen Maximalkonzentrationen sind um rund 2 Größenordnungen größer als diese Werte. Bei hohen Konzentrationen ist der Nullpunktfehler im Vergleich zu den Messwerten also relativ klein. Bei relativ niedrigen Konzentrationen, wie dies auch bei Stillstand des Kraftwerks der Fall ist, ist die Nullpunktdrift hingegen nicht vernachlässigbar. Die Werte der Vorbelastung, wie sie sich aus dem dreimonatigen Zeitraum mit Stillstand des Kraftwerks ergeben, wurden daher um die Nullpunktverschiebung erhöht; sie sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Für Dobovec wurde dabei sowohl der Nullpunktfehler im dreimonatigen Zeitraum als auch im Gesamtzeitraum (Wert in Klammer) zugrunde gelegt.

Aufgrund der Unsicherheiten im Datensatz dürfen die Werte in Tabelle 5 lediglich als größenordnungsmäßige Schätzung der Vorbelastung interpretiert werden. Aussagen über den Jahresgang der Hintergrundbelastung sowie über eventuelle kurzzeitige Konzentrationsspitzen, die von lokalen Quellen verursacht sein könnten, sind damit ebenfalls nicht möglich.

Tabelle 5: SO₂-Mittelwerte (µg/m³) für die Periode von 3. April bis 29. Juni 1996 (Kraftwerk nicht in Betrieb, Nullpunktdrift näherungsweise berücksichtigt, siehe Text).

Station	Ravenska Vas	Kovk	Dobovec	Kum
SO ₂ (µg/m ³)	31,7	42,1	9,2 (26,2)	26,5

3.2.5 Methodik

Die Evaluierung beruht auf dem Vergleich der Zeitreihen der gemessenen SO₂-Konzentration mit Zeitreihen, die gemäß den halbstündlich vorliegenden Emissionsdaten des Kraftwerks und den meteorologischen Daten gemäß Abschnitt 3.2.3 mit ONGAUSSplus berechnet wurden. Die durchschnittliche Vorbelastung wurde insofern berücksichtigt, als dem berechneten Kraftwerksbeitrag die Werte gemäß Abschnitt 3.2.4 hinzuaddiert wurden. Üblicherweise wird bei Modellevaluierungen umgekehrt vorgegangen, d.h. es wird den Messwerten die Vorbelastung abgezogen. Infolge der Unsicherheiten bei der Bestimmung der Vorbelastung und im Datensatz führt diese Vorgangsweise jedoch zu einer großen Zahl negativer Werte oder zu Werten, die deutlich unter der Messgenauigkeit liegen. Die aus diesem Grund von uns gewählte Vorgangsweise ist jedenfalls deshalb gerechtfertigt, weil das Kraftwerk der bei weitem dominierende Emittent ist und sein Beitrag bei Beaufschlagung der Messstellen deutlich höher ist als die Vorbelastung.

Windschwache Wetterlagen (Windgeschwindigkeit kleiner als 0,8 m/s aber größer als 0 m/s) wurden gemäß ÖNORM M 9440 berücksichtigt, wobei der Rechnung die Messwerte von Windrichtung und –geschwindigkeit zugrunde gelegt wurden. Fälle, für die keine gültigen Daten vorliegen (Meteorologie oder SO₂-Konzentration), in denen infolge von Windstille die Zugbahn der Abgasfahne unbekannt ist oder das Kraftwerk nicht in Betrieb war, wurden in den Berechnungen nicht berücksichtigt. Infolge der Unsicherheiten bei den Windmessungen wurden nur jene Datenpaare verwendet, für die ein Konzentrationsbeitrag des Kraftwerks für die jeweilige Station berechnet wurde. Wegen der Unsicherheiten bei niedrigen SO₂-Konzentrationen infolge von Nullpunktdriften wurden lediglich jene Wertepaare verwendet, für die der Messwert größer als die durchschnittliche Vorbelastung ist.

Für die Evaluierung wurde analog zu den Datensätzen für ebenes Gelände das internationale Model Validation Kit verwendet. Die Datensätze für Kincaid und Indianapolis liegen in Form von Stundenmittelwerten vor. Die Halbstundenmittelwerte aus Trbovlje (Messung und Modellergebnisse) wurden daher in Stundenmittelwerte umgerechnet, um einheitliche und vergleichbare Ergebnisse sicherzustellen. Wegen der großen Zahl an Wertepaaren ist eine Darstellung von Scatterplots nicht sinnvoll. Umgekehrt erlauben die langen Zeitreihen zudem

Aussagen zu diversen zusätzlichen Kenngrößen wie Maximalwerte und Jahresmittelwerte, wie sie für Gutachten von Interesse sind.

3.2.6 Ergebnisse

In Abbildung 14 ist für jede Messstelle der Fractional Bias (FB) gegen den normierten quadratischen Fehler (NMSE) mit Angabe der 95% Konfidenzintervalle aufgetragen. Für alle Varianten, die berechnet wurden, ist der Fractional Bias meist deutlich kleiner als der Faktor 2 (punktierte senkrechte Geraden in der Abbildung), zum Teil sogar nahe Null, im ungünstigsten Fall ungefähr gleich dem Faktor 2. Für Kovk und Ravenska Vas, wenn der Rechnung der Wind aus Kovk zugrunde gelegt wird, wird eine ähnlich gute Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung wie im Falle von ebenem Gelände erreicht, der Fractional Bias ist dann nahe 0, d.h. die Mittelwerte von Rechnung und Messung stimmen nahezu überein. Der NMSE (Abweichung der einzelnen Wertepaare) liegt dann bei rund 3 und ist somit etwas größer als für Indianapolis, aber kleiner als die ungünstigsten Modellläufe für Kincaid. Legt man für Ravenska Vas den dort gemessenen Wind der Rechnung zugrunde, dann verschlechtert sich vor allem der Wert des FB, was aufgrund der starken Beeinträchtigung der Windmessungen durch den Bewuchs nicht überrascht. Für die höchst gelegene Station Kum liegt der FB immer noch nahe 0, obwohl sich hier Unsicherheiten infolge der doch recht einfachen Modellannahmen, vor allem aber auch infolge der häufigen markanten vertikalen Windscherungen in einem größeren Wert für den NMSE bemerkbar machen. Der NMSE für Kum ist aber immer noch in derselben Größenordnung wie für die Datensätze im ebenen Gelände.

Die größten Unterschiede zwischen Messung und Rechnung treten in Dobovec auf. Diese Unsicherheiten sind wesentlich auf den Mangel repräsentativer Winddaten zurückzuführen: Die Windverhältnisse in Dobovec sind stark von Abwinden aus dem Graben südwestlich der Messstelle beeinflusst. Diese Winde treten nur lokal auf und sind für die Verlagerungsrichtung der Abgasfahne nicht relevant. Legt man der Rechnung den Wind von Kum zugrunde, dann erzielt man eine deutliche Verbesserung der Ergebnisse, obwohl auch diese Winddaten für den engen Talbereich, wo sich Dobovec befindet, nicht repräsentativ sind. Möglicherweise wird die Messstelle zudem bei direkter Anströmung vom Kraftwerk her von Emissionen aus den nahe gelegenen Gehöften beeinflusst.

Trbovlje (Model concentrations)

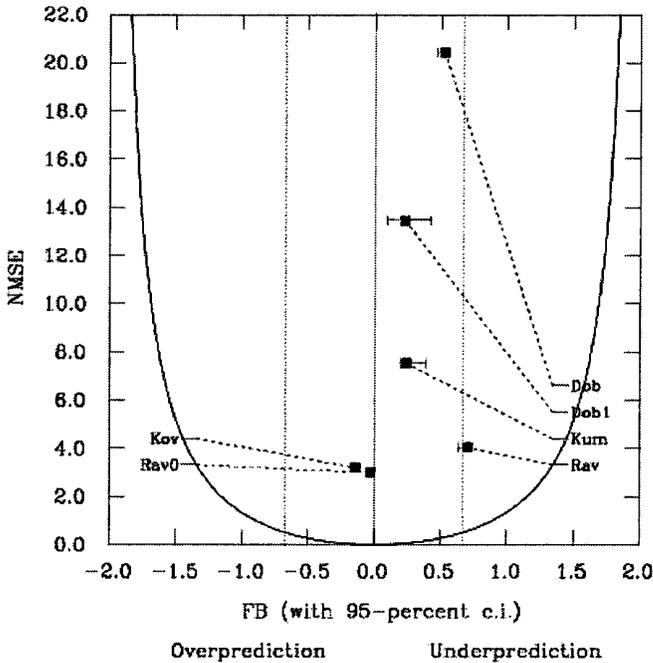


Abb. 14: Fractional Bias und Normalized Mean Square Error mit 95% Konfidenzintervallen.

Bezeichnung des Codes:

Rav	Ravenska Vas, Berechnung mit Winddaten aus Ravenska Vas
Rav0	Ravenska Vas, Berechnung mit Winddaten aus Kovk
Kov	Kovk
Dob	Dobovec, Berechnung mit Winddaten aus Dobovec
Dob1	Dobovec, Berechnung mit Winddaten aus Kum, statistische Mischungsschichthöhen
Kum	Kum

Die Quantilplots sind aus Abbildung 15 ersichtlich. Sie zeigen mit Ausnahme einzelner Spitzenkonzentrationen und mit Ausnahme von Kovk ähnlich gute Ergebnisse wie für ebenes Gelände mit einer Tendenz zur Unterschätzung bei kleinen und Überschätzung bei hohen Konzentrationen. Größere Abweichungen treten meist nur bei einzelnen extrem hohen Konzentrationen auf, die vom Modell unterschätzt werden. Hohe Spitzenkonzentrationen werden meist bei abgehobenen Inversionen gemessen (Planinsek, EARS, persönliche Mitteilung), die mangels Daten im Modell nicht berücksichtigt werden konnten. Zudem ist die Abgasfahne dann auf ein kleines Luftvolumen begrenzt, was zur Folge hat, dass sich Ungenauigkeiten in den Windmessungen besonders stark auf die Rechnung auswirken.

Sowohl für Ravenska Vas als auch für Dobovec zeigt das Modell bei Verwendung des jeweiligen Stationswindes eine gute Übereinstimmung mit leichter Unterschätzung bei den häufig auftretenden niedrigen und mittelhohen Konzentrationen, aber größere Abweichungen

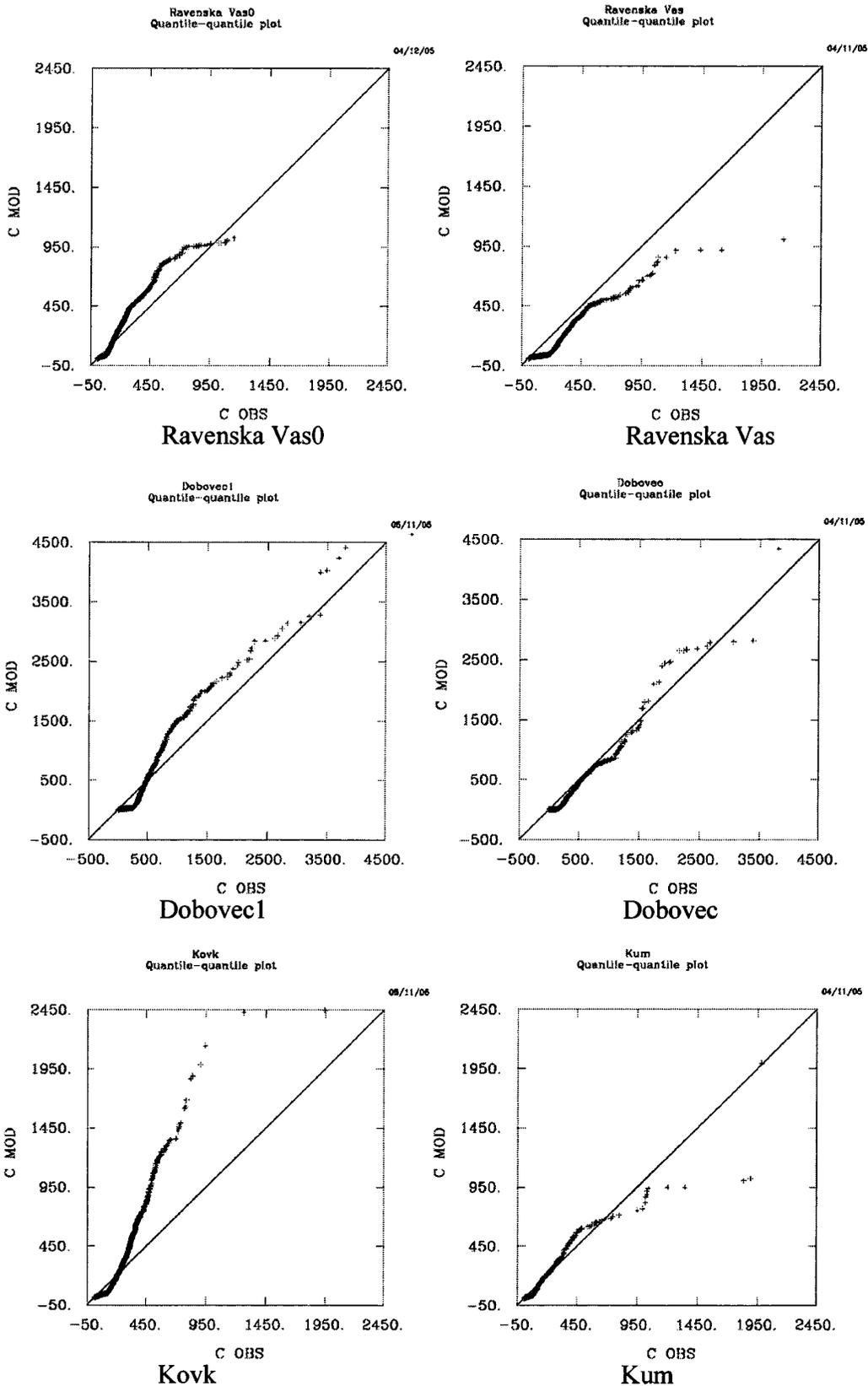


Abb. 15: Quantilplot der Wertepaare Rechnung (C MOD) – Messung (C OBS) für Ravenska Vas, Kovk, Dobovec und Kum (bezeichnung der Codes siehe Abb. 14).

zwischen Messung und Rechnung bei extremen Spitzenkonzentrationen. Legt man der Rechnung den Wind der jeweils höher gelegenen Station zugrunde (Kovk für Ravenska Vas, Kum für Dobovec), dann überschätzt das Modell (die Windgeschwindigkeit nimmt im allgemeinen mit der Höhe zu, eine höhere Windgeschwindigkeit führt zu einer geringeren Transportzeit der Abgasfahne zur Messstelle und somit zu einer höheren Modellkonzentration), die Spitzenkonzentrationen werden zumindest in Dobovec dann aber genauer erfasst (im Modellauf Dobovec1 wurden zudem auch Mischungsschichthöhen (statistische Werte) berücksichtigt!). In Ravenska Vas fehlen bei Verwendung des Kovk-Windes die Spitzenkonzentrationen: Entweder war dann die Windmessung in Kovk ausgefallen oder die Rechnung ergab aufgrund einer Windrichtung, die nicht repräsentativ für den Transport der Abgasfahne ist, keinen Kraftwerksbeitrag.

Für Kovk zeigen die Quantilplots die ungünstigsten Ergebnisse: Das Modell überschätzt hier mit Ausnahme niedriger Konzentrationen ungefähr um einen Faktor 2. Dennoch liegt der Bias nahe Null (vgl. Abb. 14), was darauf zurückzuführen ist, dass niedrige Konzentrationen weit häufiger vorkommen als hohe Konzentrationen. Fälle, in denen die Windmessung in Kovk nicht für den engen Talbereich, in dem sich das Kraftwerk befindet, repräsentativ ist und daher den Transport der Abgasfahne nicht hinreichend genau erfasst, müssen sich bei stabiler Schichtung stärker auf die Modellergebnisse auswirken als bei guter Durchmischung, wenn die Konzentrationsgradienten und die Maximalkonzentrationen in der Abgasfahne kleiner sind (siehe dazu auch Abbildung 16. Aus ihr ist ersichtlich, dass die Modellunsicherheit tendenziell an allen Messstellen, besonders aber für Kovk mit zunehmender Stabilität zunimmt).

Median und ausgewählte Perzentile für das Verhältnis Messung/Rechnung sind in Abbildung 16 zusammengestellt. Der Median liegt häufig nahe 1 (d.h. Messung und Rechnung stimmen im Durchschnitt nahezu überein) und fast immer nahe 2 (logarithmische Skala beachten). Lediglich bei Ravenska Vas und Dobovec ist der Median teilweise größer als der Faktor 2. Die Verwendung des Windes aus Kovk für Ravenska Vas bzw. aus Kum für Dobovec anstelle des jeweiligen Stationswindes bringt eine gewisse Verbesserung der Modellergebnisse.

Die niedrigeren und höheren Perzentile (25., 75., 5. und vor allem das 95. Perzentil) weichen im Vergleich zu den Ergebnissen für ebenes Gelände im allgemeinen stärker vom Idealwert ab, d.h. die Modellunsicherheit ist für Extremwerte im komplexen Gelände erwartungsgemäß größer als im ebenen Gelände.

Bemerkenswert gut, wenngleich mit systematischer Unterschätzung, sind die Ergebnisse für die am höchsten gelegene Messstelle Kum: Median, 25. und 75. Perzentil liegen meist nahe 1 und mit Ausnahme des 25. Perzentils bei Ausbreitungsklasse 2 innerhalb eines Faktors 2. Die Perzentile für Kum sind somit besser als jene für Kincaid und Indianapolis. Im Unterschied zu den anderen Messstellen ist die Häufigkeit windschwacher Wetterlagen in Kum gering

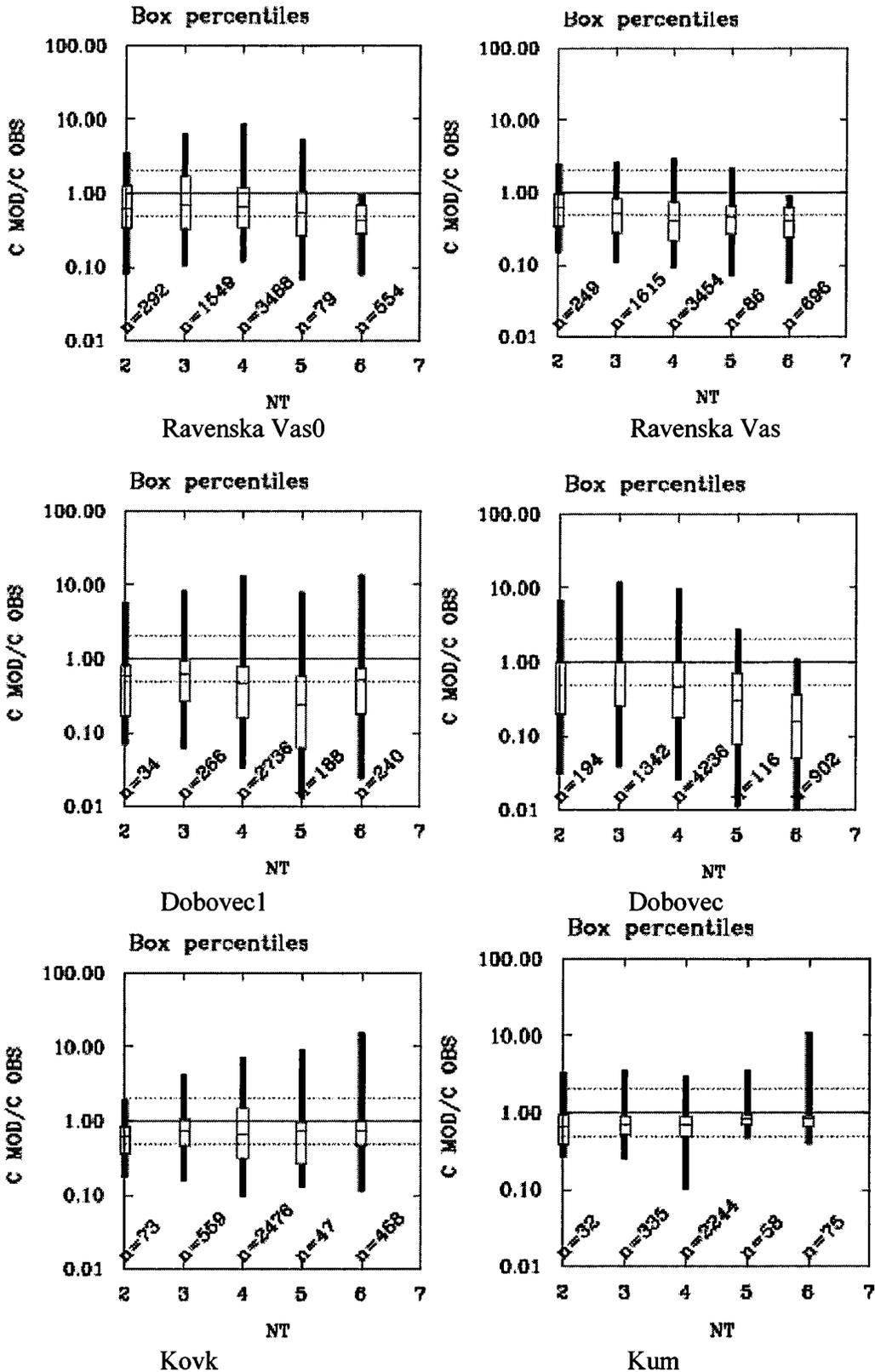


Abb. 16: Boxplot (Median, 25., 75., 5. und 95. Perzentil der Häufigkeitsverteilung der Stundenmittelwerte) für das Verhältnis der berechneten zur gemessenen Konzentration in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse NT.

(weniger als 10%, an den übrigen Messstellen zwischen 40% und 50%), weshalb zumindest die Unsicherheiten infolge der vereinfachenden Modellannahmen für windschwache Wetterlagen an dieser Messstelle relativ klein sind. Abweichungen zwischen Messung und Rechnung dürften in Kum zwar relativ häufig auftreten (vergleichsweise relativ großer NMSE, Abb. 14), dem Betrag nach sind diese Abweichungen aber vergleichsweise klein (Abb. 16).

Tendenziell sind die Modellunsicherheiten bei stabiler Schichtung größer als bei guter vertikaler Durchmischung (besonders deutlich in Kovk).

Für Gutachten im Rahmen behördlicher Genehmigungsverfahren sind entsprechend der gesetzlichen Immissionsgrenzwerte oder zum Abgrenzen des Untersuchungsgebiets häufig maximale Kurzzeitmittelwerte oder Jahresmittelwerte der Immissionsbelastung von Interesse. Der Trbovlje-Datensatz ist hinreichend lange, um auch für diese Parameter Vergleiche zwischen Rechnung und Messung anzustellen.

Das Gaußmodell in seiner derzeitigen Form erfordert bei der Berechnung von flächendeckenden Jahresmittelwerten der Immissionskonzentration (nicht aber bei der Berechnung von Zeitreihen für eine beschränkte Anzahl von Aufpunkten) aufgrund seiner Modellphysik die Beschränkung auf nur eine einzige Windmessung (Lagrange Modelle können hingegen im Grunde auch Daten mehrerer Messstellen verarbeiten, in der Praxis wird aber auch hier häufig nur eine einzige Windstation verwendet, um die Rechenzeit in Grenzen zu halten). Den folgenden Berechnungen wurden daher die Winddaten von Dobovec, bei Ausfall der Station Dobovec jene aus Kovk zugrunde gelegt. Weiters werden die ursprünglichen Halbstundenmittelwerte verwendet (keine Umrechnung in Stundenmittelwerte).

Die maximalen Halbstundenmittelwerte, die aus den berechneten Zeitreihen der SO_2 -Konzentration für die Messstellen ermittelt wurden, sind in Tabelle 6 mit den entsprechenden Messwerten zusammengestellt. Obwohl die Auswertungen mit dem internationalen Model Validation Kit tendenziell größere Modellunsicherheiten bei Extremkonzentrationen zeigen, stimmen die Zahlenwerte der gemessenen und berechneten Maximalkonzentrationen überraschend gut überein. Das Verhältnis Rechnung/Messung ist meist nahe 1, im Durchschnitt über alle Stationen wird nahezu der Idealwert erreicht. Auch die meteorologischen Bedingungen, bei denen die Maximalkonzentrationen auftreten, werden gut erfasst (stabile Schichtung, schwacher Wind). Lediglich die Zeit, in der das Maximum auftritt, wird nicht getroffen.

Tabelle 7 enthält die gemessenen und berechneten Langzeitmittelwerte (Mittelwerte über die Jahre 1996 und 1997) mit Angabe des Verhältnisses Rechnung/Messung. Im berechneten Langzeitmittel wurde die Vorbelastung gemäß den Werten in Tabelle 5 berücksichtigt. Die

Ergebnisse entsprechen den Resultaten des Model Validation Kit: Überschätzung für Ravenska Vas und Kovk, Unterschätzung für Dobovec und Kum, beste Ergebnisse für Kum. Obwohl hier für alle Stationen nur Winddaten ein und derselben Messstelle verwendet wurden, ist das Verhältnis Rechnung/Messung in allen Fällen deutlich kleiner als der Faktor 2, für Kum und im Durchschnitt über alle Messstellen sogar nahe dem Idealwert 1.

Tabelle 6: Maximale Halbstundenmittelwerte der gemessenen und berechneten SO_2 -Konzentration (mg/m^3) mit Angabe von Datum und Uhrzeit ihres Auftretens, der Ausbreitungsklasse ABKL (Messung/Rechnung), Windgeschwindigkeit FF (Messung/Rechnung, m/s), Windrichtung (Messung/Rechnung, Grad) und Verhältnis VH der modellierten zur gemessenen Maximalkonzentration.

Station	Messw.	Datum	Zeit	Modell	Datum	Zeit	ABKL	FF	DD	VH
Ravenska Vas	2,843	970918	12:30	3,02502	970812	14:30	4/4	1,0/0,4	168/89	1,0640
Dobovec	7,067	970116	21:30	7,50857	970118	19:00	6/6	0,0/0,2	0/335	1,0624
Kovk	3,641	970119	3:30	4,25474	961206	10:00	6/6	1,8/0,0	288/264	1,168
Kum	3,866	970824	21:00	2,58777	970129	6:00	4/6	0,0/0,0	260/344	0,6693
Durchschnittliches Verhältnis Rechnung/Messung										0,9454

Tabelle 7: Mittelwerte der gemessenen und berechneten SO_2 -Konzentration über die zweijährige Auswerteperiode ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mit Angabe des Verhältnisses VH der modellierten zur gemessenen Konzentration.

	Ravenska Vas	Kovk	Dobovec	Kum
Messung	87,8530	86,4617	69,2219	32,5179
Modell zuzügl. Vorbelastung	115,2142	131,3998	50,6857	33,65324
VH	1,3115	1,5197	0,7322	1,0349
Durchschnittliches Verhältnis Rechnung/Messung				1,1496

Zusammenfassend zeigt die Evaluierung anhand des Trbovlje-Datensatzes trotz Unsicherheiten in den meteorologischen Daten und in den Immissionsmessungen und trotz der recht einfachen Modellannahmen für komplexes Gelände und für windschwache Wetterlagen (die mit Ausnahme der höchstgelegenen Messstelle Kum in rund 40% bis 50% aller Fälle auftreten!) eine recht gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung in einem statistischen Sinne. Im Einzelfall können aber auch größere Abweichungen zwischen

Rechnung und Messung auftreten. Auch hier zeigt sich, wie wichtig gute meteorologische Inputdaten und eine überlegte Anwendung des Modells sind.

4. Anwendung der Zeitreihenberechnung zur Ermittlung der Gesamtbelastung; Empfehlungen für die Praxis

Die Ergebnisse der Zeitreihenberechnung für die Zusatzbelastung mittels ONGAUSSplus und der daraus durch Addition zur gemessenen Vorbelastung ermittelten Zeitreihen der Gesamtbelastung wurden für einen fiktiven Emittenten, jedoch unter Verwendung gemessener meteorologischer und Vorbelastungsdaten getestet. Die Emissionsdaten für den fiktiven Emittenten sind in Tabelle 8 zusammengestellt. Der Einfachheit halber wurde die Quellstärke von NO₂ gleich jener von SO₂ gesetzt. Die Berechnungen wurden für das Einfache, 10-Fache und 100-Fache der Quellstärke durchgeführt. Durch diese Annahmen wird der Rechenaufwand begrenzt und dennoch ein weiter Wertebereich abgedeckt, allerdings ergeben sich teilweise auch unrealistische Kombinationen der Emissionsparameter. Dieser Umstand ist für die folgenden Untersuchungen jedoch nicht von Belang (Ziel ist, auf möglichst einfachem Weg ein breites Spektrum von Schadstoff-Quellstärken abzudecken).

Tabelle 8: Emissionsdaten eines fiktiven Emittenten (Werte z.T. unrealistisch)

Schornsteinhöhe (m)	60
Abgastemperatur (°C)	80
Abgasmenge (Bm ³ /h)	100.000
Quellstärke SO ₂ = NO ₂ (mg/s):	1.000, 10.000 und 100.000
Umgebungstemperatur (°C):	10

Für die Charakterisierung der meteorologischen Verhältnisse und der Vorbelastung wurden 4 Messstellen der Oberösterreichischen Landesregierung und des Magistrats der Stadt Linz aus dem dreijährigen Zeitraum von 1997 bis 1999 verwendet (Tabelle 9). Die Verfügbarkeit der Daten der Vorbelastung liegt je nach Messgröße und Station zwischen 77 und 91%. Angaben über die Verfügbarkeit der erforderlichen meteorologischen Daten finden sich in den jeweiligen Abschnitten.

Für eine streng korrekte Anwendung des Gaußmodells, aber auch für eine realitätsnahe Erfassung von Verdünnung und Zugbahn einer Abgasfahne ganz allgemein, müssen einige Voraussetzungen erfüllt sein: Für die Verwendung des Gaußmodells muss die Windgeschwindigkeit zumindest 0,8 m/s betragen, weil die Diffusion in Windrichtung vernachlässigt wird. Windschwache Wetterlagen stellen jedoch grundsätzlich für alle Ausbreitungsmodelle große Anforderungen dar (auch für Nicht-Gaußmodelle), da sich die

Ausbreitungscharakteristik bei schwachem Wind wesentlich von jener bei höheren Windgeschwindigkeiten unterscheidet (Anfossi et al., 2004). Bei Windstille (gemessene Windgeschwindigkeit = 0, keine Windrichtung) versagen – bei Verwendung routinemäßiger meteorologischer Messungen - im Grunde alle Modelle, weil auch bei Windstille die Luft nicht wirklich völlig ruht, sondern langsame organisierte Bewegungen vollzieht. Bei Unkenntnis dieser Bewegung (sie kann nur mittels Spezialgeräten gemessen werden) ist daher die Zugbahn der Abgasfahne in solchen Situationen grundsätzlich unbekannt.

Tabelle 9: Messstellen und Messzeiträume für Meteorologie und Vorbelastung (SO₂ und NO₂)

ORF-Zentrum	1997 – 1999
Nebinger Knoten	1998
Neue Welt	1997 – 1999
Steyregg eben/80 m ü.G.	1997 – 1999

ÖNORM M 9440 nennt drei Methoden zur Bestimmung von Ausbreitungsklassen. Bei Verwendung des Strahlungsindex (wie es hier der Fall ist) sind Angaben über die mittelhohe Bewölkung erforderlich (Höhe der Wolken und Bedeckungsgrad). Bei Nebel ist der Himmel nicht sichtbar, und die meteorologischen Meldungen enthalten daher die erforderlichen Angaben nicht. In solchen Fällen kann anhand des Strahlungsindex keine Ausbreitungsklasse bestimmt werden.

Die Berechnung der Zeitreihen der Zusatzbelastung und der danach durch Addition zur gemessenen Vorbelastung ermittelten Gesamtbelastung wurde daher in folgenden Schritten durchgeführt:

- Berechnung lediglich für jene Fälle, in denen die Anwendung des Gaußmodells zulässig und die meteorologischen Daten eine klar definierte Beschreibung der Ausbreitung der Abgasfahne ermöglichen. Windschwache Wetterlagen (Windgeschwindigkeit kleiner als 0,8 m/s) und Wetterlagen mit Nebel (Himmel nicht sichtbar, daher ist die Bestimmung der mittelhohen Bewölkung und folglich der Ausbreitungsklasse nicht möglich) werden nicht berücksichtigt. In solchen Fällen wird mangels Kenntnis der Zusatzbelastung auch keine Gesamtbelastung ermittelt.
- Berücksichtigung windschwacher Wetterlagen und von Windstille gemäß Abschnitt 9.1 der ÖNORM M 9440 und Abschnitt 2.4, nicht aber von Wetterlagen, an denen infolge von Nebel die Bestimmung der Ausbreitungsklasse nicht möglich ist. Auch hier wird die Gesamtbelastung nur dann ermittelt, wenn die berechnete Zusatzbelastung vorliegt.

- Berücksichtigung windschwacher Wetterlagen und von Windstille gemäß ÖNORM M 9440 und Berücksichtigung von Situationen mit Nebel.

Die Station Steyregg befindet sich rund 80 m über dem Höhenniveau der übrigen Stationen. Für Steyregg wurden die Zeitreihen der Zusatz- (und Gesamtbelastung) einmal ohne und einmal mit Berücksichtigung der Orographie berechnet.

In Tabelle 10 ist als erstes die Maximalkonzentration der Zusatzbelastung, wie sie für einfache, zehnfache und hundertfache Quellstärke berechnet wurde, mit Angabe der Wetterlage (Ausbreitungsklasse und Windgeschwindigkeit) und der Entfernung zum Emittenten zusammengestellt. Windschwache Wetterlagen sind hier nicht berücksichtigt. Weil die Quellstärken für SO₂ und NO₂ gleich gesetzt wurden und keine chemischen Reaktionen berücksichtigt werden, sind die berechneten Konzentrationen für beide Schadstoffe identisch. Wie aus Tabelle 10 ersichtlich, ist die Maximalkonzentration für einfache Quellstärke sehr klein, tatsächlich sind in der gutachterlichen Praxis Fälle mit ähnlich niedriger Zusatzbelastung jedoch durchaus möglich. Für das Hundertfache der Quellstärke hingegen ist die maximale Zusatzbelastung deutlich höher als die entsprechenden Grenzwerte für NO₂ und SO₂.

Tabelle 10: Maximalwerte der Zusatzbelastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$, Halbstundenmittel) bei einfacher, zehnfacher und hundertfacher Quellstärke mit Angabe von Ausbreitungsklasse, Windgeschwindigkeit (m/s) und Entfernung vom Emittenten (m).

Maximalkonzentration			Ausbreitungsklasse	Windgeschwindigkeit	Entfernung vom Emittenten
Einfache Quellst.	Zehnfache Quellst.	Hundertfache Quellst.			
7,89	78,9	789	2	1,9	202

Die Tabellen 11 und 12 enthalten Zusammenstellungen von Mittelwerten für SO₂ und NO₂ über die gesamte Auswerteperiode für die gemessene Vorbelastung und die gemäß den obigen Vorgaben bestimmte Gesamtbelastung. Den Berechnungen ist das Einfache der in Tabelle 8 angeführten Quellstärke zugrunde gelegt. Die Zusatzbelastung ist daher relativ klein.

Berechnet man Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung nur für jene Fälle, in denen das Gaußmodell streng genommen angewendet werden darf und in denen eine definierte Zugbahn der Abgasfahne angegeben werden kann, dann liegen die Mittelwerte der Gesamtbelastung für SO₂ an den Messstellen Nebinger Knoten und Steyregg (sowohl eben als mit Orographie berechnet) und für NO₂ sogar an allen Stationen unter den Mittelwerten der Vorbelastung! Der Grund liegt darin, dass hohe Vorbelastung vor allem bei windschwachen Wetterlagen und bei Nebel gemessen wird (Tabelle 13). Nebel tritt ebenfalls häufig bei windschwachem

Tabelle 11: Zusammenstellung der Mittelwerte der SO₂-Vorbelastung und der berechneten Gesamtbelastung (µg/m³, gemittelt über die gesamte Auswerteperiode). C = windschwache Wetterlage (Calme).

	ORF-Zentrum	Nebinger Knoten	Neue Welt	Steyregg (eben)	Steyregg
Vorbelastung	7,9	10,43	6,32	5,84	5,84
Gesamtbelastung ohne C, ohne Nebel	8,31	9,05	6,54	5,45	5,46
Gesamtbelastung mit C, ohne Nebel	7,99	10,28	6,35	5,84	5,87
Gesamtbelastung mit C, mit Nebel	7,97	10,5	6,35	5,9	5,94
Gesamtbelastung ABKL-Statistik	7,97	10,48	6,34	5,92	

Tabelle 12: Zusammenstellung der Mittelwerte der NO₂-Vorbelastung und der berechneten Gesamtbelastung (µg/m³, gemittelt über die gesamte Auswerteperiode).

	ORF-Zentrum	Nebinger Knoten	Neue Welt	Steyregg (eben)	Steyregg
Vorbelastung	32,52	53,1	33,95	19,02	19,02
Gesamtbelastung ohne C, ohne Nebel	29,6	51,57	31	16,53	16,54
Gesamtbelastung mit C, ohne Nebel	32,22	53,31	33,67	18,59	18,63
Gesamtbelastung mit C, mit Nebel	32,51	53,13	33,9	19,04	19,07
Gesamtbelastung ABKL-Statistik	32,59	53,15	33,97	19,1	

Wetter auf, zudem ist die vertikale Durchmischung dann ebenfalls meist ungünstig. Natürlich spielt hier auch die niedrige Zusatzbelastung eine Rolle. Dennoch bleibt festzuhalten, dass sowohl bei strenger Beachtung der Einschränkungen des Gaußmodells, aber auch bei Einschränkung auf jene Fälle, in denen die Zugbahn der Abgasfahne aus den meteorologischen Standardmessungen bestimmt werden kann (davon sind alle Ausbreitungsmodelle betroffen!) keine exakte Aussage über die zu erwartende Zusatz- und

somit Gesamtbelastung möglich ist. Es sind dies genau jene Fälle, die häufig mit hoher Vorbelastung verbunden sind!

Tabelle 13: Mittelwerte der NO₂- und SO₂-Vorbelastung (µg/m³, gemittelt über die gesamte Auswerteperiode) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (m/s) und vom Bedeckungsgrad (in Achtel der Himmelsfläche; 9/8 bedeutet, dass der Himmel z.B. wegen Nebel nicht sichtbar ist).

	ORF-Zentrum	Nebinger Knoten	Neue Welt	Steyregg
SO ₂ , < 0,8 m/s	6,77	15,71	5,68	7,3
SO ₂ , ≥ 0,8 m/s	8,23	9,11	6,52	5,43
SO ₂ , 9/8	7,02	28,59	5,79	8,65
SO ₂ , ≤ 8/8	7,92	10,22	6,34	5,78
	ORF-Zentrum	Nebinger Knoten	Neue Welt	Steyregg
NO ₂ , < 0,8 m/s	41,57	59,8	43,16	26,47
NO ₂ , ≥ 0,8 m/s	29,81	51,46	31,2	16,85
NO ₂ , 9/8	42,95	35,96	42,39	36,12
NO ₂ , ≤ 8/8	32,23	53,29	33,73	18,58

4.1 Berücksichtigung windschwacher Wetterlagen

Windschwache Wetterlagen können gemäß ÖNORM M 9440, Abschnitt 9.1, berücksichtigt werden, indem das Eineinhalbfache jener Immissionskonzentration angenommen wird, die sich aus der Berechnung für die kleinste Windgeschwindigkeitsklasse und die entsprechende Ausbreitungsklasse ergibt. Bei Verwendung einer meteorologischen Statistik (Ausbreitungsstatistik) ist für windschwache Wetterlagen die Windrichtungsverteilung der niedrigsten Windgeschwindigkeitsklasse anzunehmen. In ONGAUSSplus erfolgt die Zuteilung der Windrichtung bei Windstille gemäß den Anforderungen der ÖNORM nach einem Zufallsprinzip, bei windschwachen Wetterlagen (Windgeschwindigkeit größer als 0 m/s aber kleiner als 0,8 m/s) wird der Messwert verwendet.

Die Häufigkeit windschwacher Wetterlagen und die Verfügbarkeit der Ausbreitungsclassen sind in Tabelle 14 zusammengestellt. Die Ausbreitungsclassen ist ein integrales Maß für die Verfügbarkeit aller für die Ausbreitungsrechnung erforderlichen meteorologischen Daten. Bei Berücksichtigung der windschwachen Wetterlagen erhöht sich die Verfügbarkeit der meteorologischen Inputdaten von 75,8% auf 96,6%, aber die Mittelwerte der Gesamtbelastung liegen z.T. immer noch unter jenen der Vorbelastung (Tabellen 11 und 12).

Tabelle 14: Häufigkeit von Windstille, von windschwachen Wetterlagen und Verfügbarkeit der Ausbreitungsklassen.

Windgeschwindigkeit: 0-Werte	2,5%
Windgeschwindigkeit: < 0,8 m/s	22,8%
ABKL ohne Calme, ohne Nebel	75,8%
ABKL mit Calme, ohne Nebel	96,6%
ABKL mit Calme, mit Nebel	99,0%

Die Annahme einer Mindestwindgeschwindigkeit und einer Windrichtung entsprechend der Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen bei schwachem Wind ist eine häufige Praxis zur Simulation der Schadstoffausbreitung bei windschwachen Wetterlagen (sie ist z.B. auch in der neuen TA-Luft enthalten). Da die so vorgegebene Windrichtung aber mit der tatsächlichen Verlagerung einer Abgasfahne im Einzelfall nichts zu tun hat, sind die für windschwache Wetterlagen berechneten Zeitreihen der Zusatz- (und folglich auch der Gesamtbelastung) keine korrekten Zeitreihen mehr! Die Problematik windschwacher Wetterlagen wird in der TA-Luft komplett übergangen.

☞ Werden windschwache Wetterlagen und Windstille bei der Berechnung der Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung ausgeklammert, so erhält man genau für jene Situationen, in denen in der Regel hohe Werte der Vorbelastung gemessen werden, keine Aussage über die Gesamtbelastung. Bei Berücksichtigung der windschwachen Wetterlagen gemäß ÖNORM M 9440 oder TA-Luft ist die berechnete Gesamtbelastung physikalisch nicht mehr korrekt!

4.2 Bestimmung der Ausbreitungsklassen mittels Strahlungsindex bei Nebel (Himmel und mittelhohe Bewölkung nicht sichtbar)

Die Bestimmung der Ausbreitungsklassen mittels Strahlungsindex (Abschnitt 5.3.1 der ÖNORM M 9440) ist in Situationen, in denen die mittelhohe Bewölkung nicht sichtbar ist (z.B. bei Nebel), mangels entsprechender Angaben nicht möglich. Bestimmt man die Ausbreitungsklassen mittels vertikalem Temperaturgradienten (Abschnitt 5.3.2 der Norm) oder mittels Strahlungsbilanz (Abschnitt 5.3.3 der Norm), dann tritt dieses Problem nicht auf.

Nebel tritt im allgemeinen bei schwachem Wind und bei schlechter vertikaler Durchmischung der bodennahen Atmosphäre auf und ist daher ebenfalls im allgemeinen mit hoher Vorbelastung verbunden (siehe Tabelle 13). Häufig bildet sich Nebel als Folge der nächtlichen Abkühlung der Luft bei Hochdruckwetter und klarem Himmel. Zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen bei Nebel wird daher folgende Vorgangsweise vorgeschlagen:

- ☞ Werden Bewölkungsdaten eines nebelreichen Gebiets auf ein nebelarmes Gebiet übertragen: Bedeckungsgrad = 0 setzen, weil in einem nebelarmen Gebiet bei solchen Wetterlagen meist geringe Bewölkung herrscht. Diese Vorgangsweise wäre auch bei sehr hohen Freisetzungshöhen zu empfehlen, wenn angenommen werden kann, dass die Abgasfahne die Nebeldecke durchstößt.
- ☞ Werden Bewölkungsdaten eines nebelarmen oder nebelreichen Gebiets auf ein nebelreiches Gebiet übertragen: Bedeckungsgrad = 8/8 setzen, d.h. der Himmel ist dann völlig durch Nebel oder Hochnebel bedeckt.

Im vorliegenden Beispiel wurde der Bedeckungsgrad bei Nebel = 8/8 gesetzt. Die Mittelwerte der dann berechneten Gesamtbelastung sind mit Ausnahme von NO₂ an den Messstellen Nebinger Knoten und Neue Welt größer als die Mittelwerte der Vorbelastung und nahezu zahlgleich mit den Mittelwerten der Gesamtbelastung, wie sie sich aus der Addition der Mittelwerte der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsstatistik berechneten Zusatzbelastung ergeben (Tabellen 11 und 12). Ausfälle der meteorologischen Messungen während Episoden mit hoher NO₂-Belastung an den Stationen ORF Zentrum und Neue Welt sind der Grund für die immer noch zu niedrige Gesamtbelastung an diesen beiden Stationen (obwohl die Verfügbarkeit der meteorologischen Daten (Ausbreitungsklasse) dann bei 99% liegt, siehe Tabelle 14).

- ☞ Voraussetzung für eine möglichst korrekte Berechnung von Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung ist die Analyse von Ausfällen der meteorologischen Messungen. Diese treten häufig als Folge von Vereisung der Messgeräte bei niedrigen Temperaturen und Nebel, gefrierendem Nieseln oder gefrierendem Regen auf. Derartige Wetterlagen sind meist mit stabiler Schichtung und daher hoher Vorbelastung verbunden.
- ☞ Ist die Gesamtbelastung lediglich als Langzeitmittelwert (Jahres- oder Halbjahresmittelwert), nicht aber im Kurzzeitmittel von Interesse, dann können die hier diskutierten Unsicherheiten der Zeitreihenberechnung vermieden werden, indem für die Berechnung der Zusatzbelastung entweder eine Ausbreitungsstatistik verwendet wird; oder es wird die Vorbelastung auch dann zur Ermittlung der Gesamtbelastung verwendet, wenn die Zusatzbelastung nicht berechnet werden kann.

4.3 Wahl der Aufpunkte

Von großer Wichtigkeit ist die Wahl der Aufpunkte, für die Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung berechnet werden. Vor allem bei Verwendung komplexerer Modelle muss der Rechenaufwand, der für die Berechnung von Zeitreihen erforderlich ist, in einem vertretbaren Maß gehalten werden. TA-Luft verlangt die Berechnung von Zeitreihen zur Ermittlung der Gesamtbelastung für „in der Regel **zwei Beurteilungspunkte** (...), so dass

sowohl eine Beurteilung des vermutlich höchsten Risikos durch langfristige Exposition als auch durch eine Exposition gegenüber Spitzenbelastungen ermöglicht wird.“ ÖNORM M 9445 verlangt die Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung entweder für ein Gitter von Aufpunkten, zumindest aber für jede Immissionsmessstelle im Untersuchungsgebiet. Anhand des Gaußmodells lassen sich zudem auf relativ einfachem Wege weitere Aufpunkte finden, wo eine hohe Zusatzbelastung im Kurzzeitmittel oder im Langzeitmittel wahrscheinlich ist (entsprechende Empfehlungen können der Norm, Abschnitt 4.4.2.2, entnommen werden). Mittels ONGAUSSplus können mehrjährige Zeitreihen von Zusatz- und Gesamtbelastung für ein „flächendeckendes“ Gitter berechnet werden.

Abbildung 17 zeigt die räumliche Verteilung der maximalen Halbstundenmittelwerte und maximalen Tagesmittelwerte der Zusatzbelastung, die aus den berechneten Zeitreihen abgeleitet wurden. Der Rechnung liegt die einfache Quellstärke des fiktiven Emittenten zugrunde. Die Angaben sind in % der Konzentration des am stärksten belasteten Gitterpunkts. Das jeweilige Konzentrationsmaximum ist hier höher als der in Tabelle 10 angeführte Wert, weil hier auch windschwache Wetterlagen berücksichtigt sind. Die konzentrischen Kreise in den Abbildungen für die maximalen Halbstundenmittelwerte entsprechen der Physik des Gaußmodells und bedeuten, dass die ungünstigsten Ausbreitungsbedingungen für alle Windrichtungen tatsächlich aufgetreten sind. Die räumlichen Strukturen sind durch die Orographie (siehe Abbildung 18) bedingt.

Zur Ermittlung der maximalen Halbstundenmittelwerte wurden Rechengitter mit unterschiedlicher Auflösung verwendet. Gemäß Tabelle 10 tritt die höchste Zusatzbelastung im Kurzzeitmittel relativ nahe beim Emittenten auf (in rund 200 m Entfernung), orographiebedingt gibt das Modell aber auch in gut 2 km Entfernung noch ähnlich hohe Maximalkonzentrationen, 30% der Maximalkonzentration werden z.B. teilweise erst in Entfernungen von mehr als 6 km unterschritten. Das Rechengitter sollte daher einerseits so feinmaschig gewählt werden, dass sowohl das Konzentrationsmaximum im Nahbereich, als auch ein relativ großes Gebiet gut abgedeckt werden, ohne dass die Zahl der Gitterpunkte und damit der Rechenaufwand zu groß werden. Erwartungsgemäß werden im vorliegenden Beispiel bei der feineren Gitterdistanz von 200 m das Konzentrationsmaximum im Nahbereich des Emittenten, aber auch die Konzentrationsmaxima an den Hängen im Osten und im Westen gut aufgelöst. Schon eine Vergrößerung des Gitters auf 250 m Gitterdistanz löst in diesem Beispiel die Maxima im Westen weit schlechter auf, eine Gitterdistanz von 500 m ist definitiv zu grob.

Die Abbildung für die maximalen Tagesmittelwerte zeigt starke räumliche Diskontinuitäten. Für hohe (maximale) mehrstündige Mittelwerte oder für maximale Tagesmittelwerte ist nicht nur das Auftreten, sondern auch die Andauer ungünstiger Ausbreitungssituationen maßgeblich. Bemerkenswert erscheint, dass Windrichtungen aus Südsüdwest, die zu den

hohen Tagesmittelwerten im Norden führen, ausgesprochen selten sind, siehe dazu Abbildung 19. Situationen mit langer Andauer einer ungünstigen Ausbreitungsklasse und einer ungünstigen Windgeschwindigkeit, kombiniert mit einer über längere Zeit konstanten Windrichtung sind selten und haben auch in langen meteorologischen Zeitreihen offensichtlich statistisch gesehen eher Zufallscharakter.

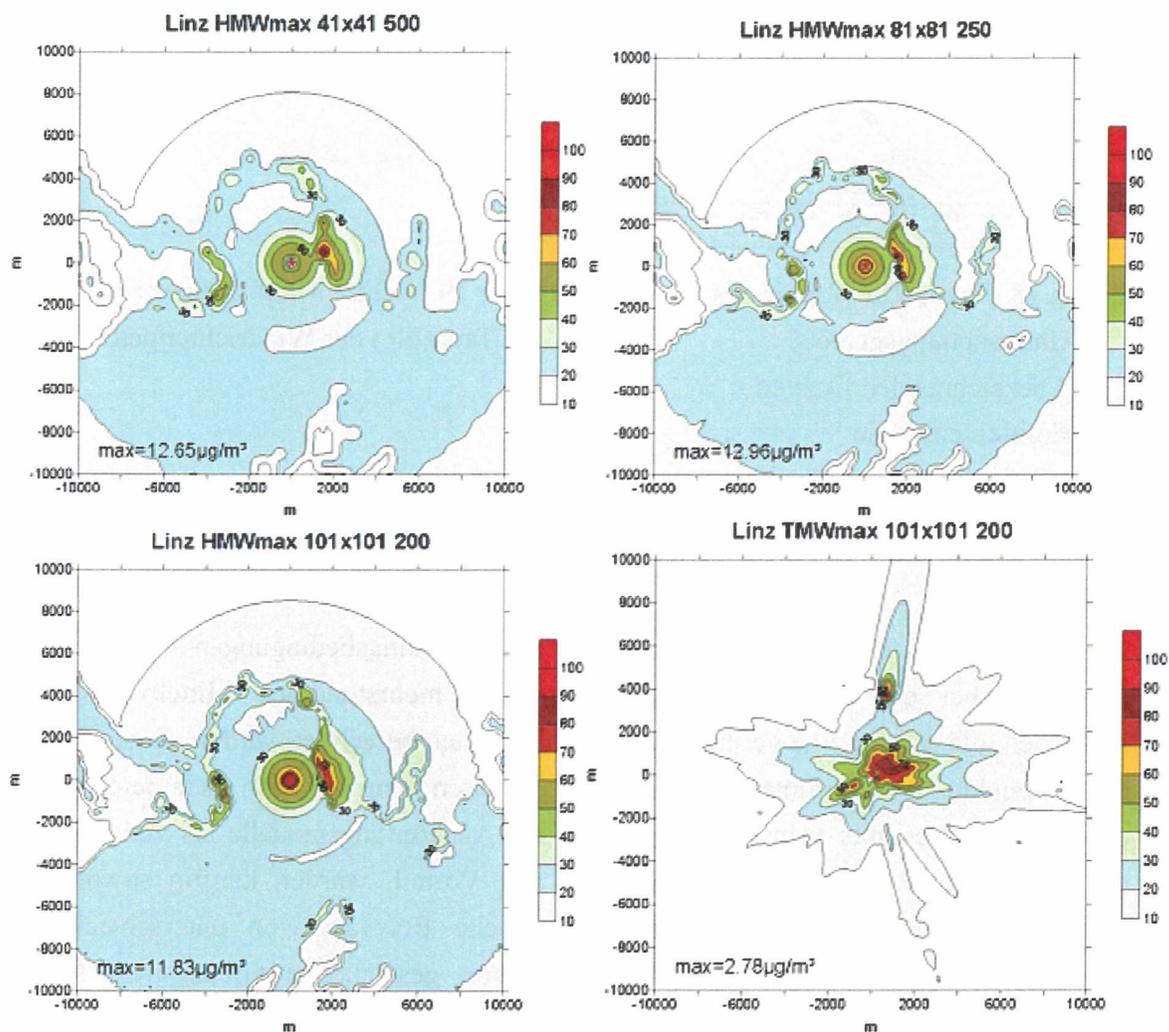


Abbildung 17: Räumliche Verteilung der maximalen Halbstundenmittelwerte (in % des Maximalwerts max für unterschiedlich aufgelöste Rechengitters (links oben: 41 x 41 Gitterpunkte, Gitterdistanz: 500 m; rechts oben: 81 x 81 Gitterpunkte, Gitterdistanz: 250 m, links unten: 101 x 101 Gitterpunkte, Gitterdistanz: 200 m) und räumliche Verteilung der maximalen Tagesmittelwerte (in % des Maximalwerts, rechts unten: 101 x 101 Gitterpunkte, Gitterdistanz: 200 m).

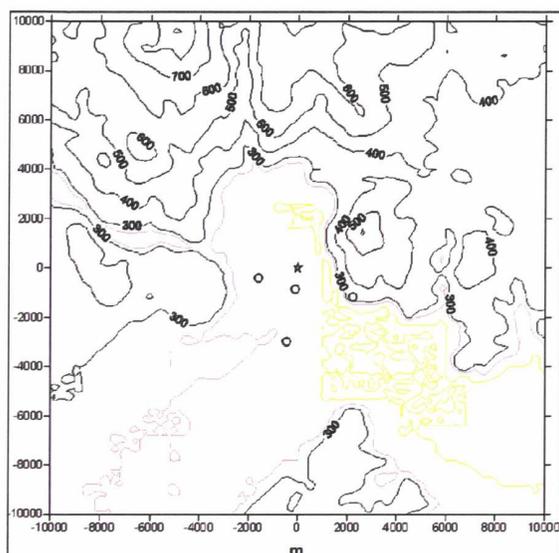


Abbildung 18 (links): Orographie des Untersuchungsgebiets.

* bezeichnet den fiktiven Emittenten, o die Immissionsmessstellen.

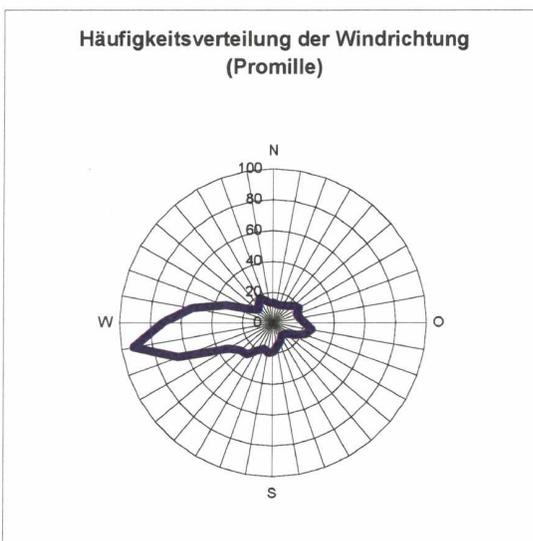


Abbildung 19 (rechts): Häufigkeitsverteilung (Promille) der Windrichtungen.

☞ Der „Zufallscharakter“ der Andauer ungünstiger Ausbreitungsbedingungen hat zur Folge, dass man bei der Bestimmung von maximalen mehrstündigen Mittelwerten aus Zeitreihen, die nur für eine geringe Zahl an Aufpunkten berechnet wurden, je nach Wahl der Aufpunkte zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann. Wie bereits oben diskutiert, ist dies aber weniger ein Problem der Ausbreitungsmodelle als vielmehr auf die Meteorologie zurückzuführen. Es wäre von Vorteil, würden künftig sowohl die Prognostizierbarkeit als auch die meteorologische Relevanz von unterschiedlichen Immissionskenngrößen bei der Formulierung von gesetzlichen Grenzwerten besser bedacht.

☞ Sind „flächendeckende“ Berechnungen nicht möglich, dann sind Plausibilitätsüberlegungen für die Auswahl von Aufpunkten, wo voraussichtlich hohe mehrstündige Mittelwerte der Zusatzbelastung auch noch in größeren Entfernungen vom Emittenten auftreten können, definitiv nicht ausreichend. Stattdessen sind für eine Auswahl geeigneter Aufpunkte Analysen der Andauer ungünstiger Wetterlagen erforderlich.

5. Vergleich der mittels statistischer Methoden und mittels Zeitreihen ermittelten Kenngrößen der Gesamtbelastung

Gemäß ÖNORM M 9445 können die grenzwertrelevanten Kurzzeit-Kenngrößen der künftigen Gesamtbelastung aus dem Jahresmittel der Gesamtbelastung mittels der in der Norm angeführten linearen Relationen ermittelt werden. Diese Vorgangsweise hat den Vorteil, dass das Jahresmittel der Gesamtbelastung relativ einfach bestimmt werden kann, indem man zum Mittel der Vorbelastung das Mittel der Zusatzbelastung, welches mit geeigneten Ausbreitungsmodellen mittels Ausbreitungsstatistik mit relativ geringem Aufwand berechnet werden kann, addiert. ÖNORM M 9445 enthält zudem Angaben zur statistischen Sicherheit dieser Vorgangsweise. Voraussetzung für die Anwendbarkeit der Relationen ist, dass die Charakteristik der Immissionsbelastung durch den hinzukommenden Emittenten nicht zu stark verändert wird. Für eine korrekte Anwendung der Relationen gemäß Tabelle 1 der Norm muss die Zusatzbelastung daher klein im Vergleich zur Vorbelastung sein.

Die für die Anwendung der Relationen gemäß ÖNORM M 9445, Tabelle 1, erforderlichen Jahresmittelwerte von Vor- und Gesamtbelastung sind in Tabelle 15 für die einfache, zehnfache und hundertfache Quellstärke des fiktiven Emittenten zusammengestellt. Bei einfacher Quellstärke ist die Gesamtbelastung nur geringfügig, bei hundertfacher Quellstärke ist sie deutlich höher als die Vorbelastung. Ein Emittent mit einer Quellstärke, die der hier angenommenen hundertfachen Quellstärke entspricht, wäre in der Praxis nicht mehr genehmigungsfähig, schon alleine, weil die in Tabelle 10 angeführte Maximalkonzentration über dem Grenzwert liegt.

Tabelle 15: Jahresmittelwerte JMW der Vor- und Gesamtbelastung durch SO₂ und NO₂ (µg/m³) an den Immissionsmessstellen (Berechnung der Zusatzbelastung mit ONGAUSSplus anhand einer Ausbreitungsstatistik).

SO₂: JMW					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung		
			Einfache Quellst.	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	8,06	8,13	8,76	15,06
	1998	7,53	7,6	8,23	14,53
	1999	8,15	8,22	8,85	15,15
Nebinger K.	1998	10,43	10,48	10,93	15,43
Neue Welt	1997	7,06	7,08	7,26	9,06
	1998	5,66	5,68	5,86	7,66
	1999	6,3	6,32	6,5	8,3
Steyregg	1997	7,81	7,89	8,61	15,81
	1998	5,46	5,54	6,26	13,46
	1999	4,39	4,47	5,19	12,39
NO₂: JMW					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung		
			Einfache Quellst.	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	30,52	30,59	31,22	37,52
	1998	32,81	32,88	33,51	39,81
	1999	34,48	34,55	35,18	41,48
Nebinger K.	1998	53,1	53,15	53,6	58,1
Neue Welt	1997	31,67	31,69	31,87	33,67
	1998	35,14	35,16	35,34	37,14
	1999	35,16	35,18	35,36	37,16
Steyregg	1997	16,39	16,47	17,19	24,39
	1998	20,3	20,38	21,1	28,3
	1999	20,47	20,55	21,27	28,47

Anhand der Relationen in ÖNORM M 9445 wurden aus den Jahresmittelwerten der Gesamtbelastung die Kenngrößen für die grenzwertrelevanten Kurzzeitparameter für SO₂ und NO₂ ermittelt und in den Tabellen 16 a (maximaler Halbstundenmittelwert HMWmax), 16b (maximaler Tagesmittelwert TMWmax) und 16c (25.- bzw. 19.-größter Einstundenmittelwert MW1-25 bzw. MW1-19) zusammengestellt.

Für SO₂ liegen die für die einfache und zehnfache Quellstärke ermittelten maximalen Halbstundenmittelwerte (HMWmax) und 25.-größten Einstundenmittelwerte (MW1-25) der Gesamtbelastung im allgemeinen unter den gemessenen Werten der Vorbelastung, wenn die Relation alleine (ohne Streuung) berücksichtigt wird. Lediglich einige maximale Tagesmittelwerte (TMWmax) der Gesamtbelastung sind schon bei einfacher Quellstärke

höher als jene der Vorbelastung (ORF 1998, Neue Welt 1998 und Steyregg 1999). Die statistische Wahrscheinlichkeit dieser Werte beträgt dann 50%. Bei Addition der Standardabweichung werden für die Gesamtbelastung meist Werte erreicht, die ungefähr der Größenordnung der Messwerte der Vorbelastung entsprechen (die statistische Wahrscheinlichkeit beträgt dann 84%), bei Berücksichtigung der doppelten Standardabweichung liegen die Kenngrößen mehr oder weniger deutlich über den Werten der Vorbelastung (Wahrscheinlichkeit: 97,5%). Einzige markante Ausnahme ist die Station Steyregg, wo 1997 und 1998 sehr hohe HMW_{max} gemessen wurden. Aufgrund seiner Lage wird Steyregg offensichtlich stark von Einzelemittenten, die zu sehr hohen kurzzeitigen Konzentrationsspitzen führen können, beeinflusst. Legt man der Abschätzung für Steyregg die Relation für „überwiegenden Einfluss eines Einzelemittenten oder des Hintergrunds“ zugrunde, dann erhält man Ergebnisse, die mit den übrigen Messstellen vergleichbar sind.

Bei hundertfacher Quellstärke des fiktiven Emittenten sind bei alleiniger Berücksichtigung der Relation die Kenngrößen der Gesamtbelastung meist größer oder ungefähr in derselben Größenordnung wie die Vorbelastung, bei Berücksichtigung der einfachen oder doppelten Standardabweichung liegen die Werte für die Gesamtbelastung deutlich über jenen der Vorbelastung; die Zusatzbelastung durch den fiktiven Emittenten ist dann sehr hoch.

Für NO₂ liefern die Relationen der ÖNORM teilweise unrealistische Ergebnisse: Schon bei alleiniger Berücksichtigung der Relation (ohne Standardabweichung) liegen selbst bei einfacher Quellstärke des fiktiven Emittenten vor allem die HMW_{max} und die MW₁₋₁₉, teilweise auch die TMW_{max} der Gesamtbelastung meist deutlich über den Werten der Vorbelastung. Die Zusatzbelastung bei einfacher Quellstärke ist ausgesprochen klein, das absolute Maximum der Zusatzbelastung im Halbstundenmittel beträgt dann 7,89 µg/m³ (vgl. Tabelle 10). Die Differenz der maximalen Halbstundenmittel der Gesamtbelastung zu den Werten der Vorbelastung (Tabelle 16a) ist meist größer als dieser Wert. Zumindest die maximalen Halbstundenmittelwerte der Gesamtbelastung sind daher im allgemeinen schon bei alleiniger Berücksichtigung der Relation ohne Standardabweichung unrealistisch groß. Einzige Ausnahme ist Steyregg, wo ähnlich wie für SO₂ sehr hohe maximale NO₂ Halbstundenmittelwerte gemessen werden. Daher ergibt hier die Relation ohne Standardabweichung für die Gesamtbelastung Werte unter der Vorbelastung (Tabelle 16a).

Tabelle 16a: Maximale Halbstundenmittelwerte HMW_{max} für SO₂ und NO₂ (µg/m³) für die Vorbelastung und die mittels Relation ermittelte Gesamtbelastung. Ohne Standardabweichung beträgt die Wahrscheinlichkeit 50%, bei Addition der einfachen Standardabweichung s 84%, bei Addition von 2s 97,5%

SO₂: HMW_{max} Regressionskoeffizient k = 12,9, Standardabweichung s = 59 µg/m³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	195	104,9	163,9	222,9	113,0	172,0	231,0	194,3	253,3	312,3
	1998	173	98,0	157,0	216,0	106,2	165,2	224,2	187,4	246,4	305,4
	1999	207	106,0	165,0	224,0	114,2	173,2	232,2	195,4	254,4	313,4
Neb. K.	1998	226	135,2	104,2	253,2	141,0	200,0	259,0	199,0	258,0	317,0
N.Welt.	1997	204	91,3	150,3	209,3	93,7	152,7	211,7	116,9	175,9	234,9
	1998	106	73,3	132,3	191,3	75,6	134,6	193,6	98,8	157,8	216,8
	1999	170	81,5	140,5	199,5	83,9	142,9	201,9	107,1	166,1	225,1
Steyr.	1997	371	101,8	160,8	219,8	111,1	170,1	229,1	203,9	262,9	321,9
	1998	277	71,5	130,5	189,5	80,8	139,8	198,8	173,6	232,6	291,6
	1999	149	57,7	116,7	175,7	66,7	125,7	184,7	159,8	218,8	277,8
NO₂: HMW_{max} Regressionskoeffizient k = 5,1, Standardabweichung s = 48 µg/m³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	130	156,0	204,0	252,0	159,2	297,2	255,2	191,3	239,3	287,3
	1998	134	167,7	215,7	263,7	170,9	218,9	266,9	203,0	251,0	299,0
	1999	114	176,2	224,2	272,2	179,4	227,4	275,4	211,5	259,5	307,5
Neb. K.	1998	257	271,0	319	367,0	273,3	321,3	369,3	296,3	344,3	392,3
N. Welt	1997	156	161,6	209,6	257,6	162,5	210,5	258,5	171,7	219,7	267,7
	1998	147	179,3	227,3	275,3	180,2	228,2	276,2	189,4	237,4	285,4
	1999	139	179,4	227,4	275,4	180,3	228,3	276,3	189,5	237,5	285,5
Steyr.	1997	175	83,9	131,9	179,9	87,7	135,7	183,7	124,4	172,4	220,4
	1998	157	103,9	151,9	199,9	107,6	155,6	203,6	144,3	192,3	240,3
	1999	101	104,8	152,8	200,8	108,5	156,5	204,5	145,2	193,2	241,2

Tabelle 16b: Maximale Tagesmittelwerte TMW_{max} für SO₂ und NO₂ (µg/m³) für die Vorbelastung und die mittels Relation ermittelte Gesamtbelastung. Ohne Standardabweichung beträgt die Wahrscheinlichkeit 50%, bei Addition der einfachen Standardabweichung s 84%, bei Addition von 2s 97,5%

SO₂: TMW_{max} Regressionskoeffizient k = 6,2, Standardabweichung s = 25 µg/m ³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	79	50,41	75,41	100,41	54,31	79,31	104,31	93,37	118,37	143,37
	1998	38	47,12	72,12	97,12	51,03	76,03	101,03	90,09	115,09	140,09
	1999	52	50,96	75,96	100,96	54,87	79,87	104,87	93,93	118,93	143,93
Neb. K.	1998	70	64,98	89,98	114,98	67,77	92,77	117,77	95,67	120,67	145,67
N.Welt.	1997	84	43,90	68,90	93,90	45,01	70,01	95,01	56,17	81,17	106,17
	1998	32	35,22	60,22	85,22	36,33	61,33	86,33	47,49	72,49	97,49
	1999	46	39,18	64,18	89,18	40,30	65,30	90,30	51,46	76,46	101,46
Steyr.	1997	74	48,92	73,92	98,92	53,38	78,38	103,38	98,02	123,02	148,02
	1998	39	34,35	59,35	84,35	38,81	63,81	88,81	83,45	108,45	133,45
	1999	23	27,71	52,71	77,71	32,18	57,18	82,18	76,82	101,82	126,82
NO₂: TMW_{max} Regressionskoeffizient k = 2,8, Standardabweichung s = 18 µg/m ³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	96	85,65	103,65	121,65	87,42	105,42	123,42	105,06	123,06	141,06
	1998	100	92,06	110,06	128,06	93,83	111,83	129,83	111,47	129,47	147,47
	1999	64	96,74	114,74	132,74	98,50	116,50	134,50	116,14	134,14	152,14
Neb. K.	1998	115	148,82	166,82	184,82	150,08	168,08	186,08	162,68	180,68	198,68
N. Welt	1997	88	88,73	106,73	124,73	89,24	107,24	125,24	94,28	112,28	130,28
	1998	192	98,45	116,45	134,45	98,95	116,95	134,95	103,99	121,99	139,99
	1999	69	98,50	116,50	134,50	99,01	117,01	135,01	104,05	122,05	140,05
Steyr.	1997	129	46,12	64,12	82,12	48,13	66,13	84,13	68,29	86,29	104,29
	1998	86	57,06	75,06	93,06	59,08	77,08	95,08	79,24	97,24	115,24
	1999	57	57,54	75,54	93,54	59,56	77,56	95,56	79,72	97,72	115,72

Tabelle 16c: 25.-größter Einstundenmittelwert MW1-25 für SO₂ und 19.-größter Einstundenmittelwert MW1-19 für NO₂ (µg/m³) (entsprechend 24 bzw. 18 zulässiger Überschreitungen) für die Vorbelastung und die mittels Relation ermittelte Gesamtbelastung. Ohne Standardabweichung beträgt die Wahrscheinlichkeit 50%, bei Addition der einfachen Standardabweichung s 84%, bei Addition von 2s 97,5%

SO₂: MW1-25 Regressionskoeffizient k = 6,9, Standardabweichung s = 24 µg/m ³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	90	56,10	80,10	104,10	60,44	84,44	108,44	103,91	127,91	151,91
	1998	67	52,44	76,44	100,44	56,79	80,79	104,79	100,26	124,26	148,26
	1999	94	56,72	80,72	104,72	61,07	85,07	109,07	104,54	128,54	152,54
Neb. K.	1998	91	72,31	96,31	120,31	75,42	99,42	123,42	106,47	130,47	154,47
N.Welt.	1997	91	48,85	72,85	96,85	50,09	74,09	98,09	62,51	86,51	110,51
	1998	49	39,19	63,19	87,19	40,43	64,43	88,43	52,85	76,85	100,85
	1999	80	43,61	67,61	91,61	44,85	68,85	92,85	57,27	81,27	105,27
Steyr.	1997	86	54,44	78,44	102,44	59,41	83,41	107,41	109,09	133,09	157,09
	1998	53	38,23	62,23	86,23	43,19	67,19	91,19	92,87	116,87	140,87
	1999	51	30,84	54,84	78,84	35,81	59,81	83,81	85,49	109,49	133,49
NO₂: MW1-19 Regressionskoeffizient k = 3,5, Standardabweichung s = 20 µg/m ³											
Stat.	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Relation								
			Einfache Quellst.			Zehnfache Quellst			Hundertfache Quellst		
				+ s	+ 2s		+ s	+ 2s		+ s	+ 2s
ORF	1997	104	107,07	127,07	147,07	109,27	129,27	149,27	131,32	151,32	171,32
	1998	112	115,08	135,08	155,08	117,29	137,29	157,29	139,34	159,34	179,34
	1999	90	120,93	140,93	160,93	123,13	143,13	163,13	145,18	165,18	185,18
Neb. K.	1998	149	186,03	206,03	226,03	187,60	207,60	227,60	203,35	223,35	243,35
N. Welt	1997	102	110,92	130,92	150,92	111,55	131,55	151,55	117,85	137,85	157,85
	1998	119	123,06	143,06	163,06	123,69	143,69	163,69	129,99	149,99	169,99
	1999	97	123,13	143,13	163,13	123,76	143,76	163,76	130,06	150,06	170,06
Steyr.	1997	123	57,65	77,65	97,65	60,17	80,17	100,17	85,37	105,37	125,37
	1998	93	71,33	91,33	111,33	73,85	93,85	113,85	99,05	119,05	139,05
	1999	71	71,93	91,93	111,93	74,45	94,45	114,45	99,65	119,65	139,65

Die Problematik des statistischen Verfahrens dürfte grundsätzlich darin liegen, dass maximale Kurzzeitmittelwerte seltene Ereignisse sind, die schwer durch statistische Beziehungen beschrieben werden können. Dies kommt auch in den relativ hohen Werten der Streuung der Relationen zum Ausdruck. So beträgt für beide Schadstoffe z.B. die doppelte Standardabweichung für den Halbstundenmittelwert alleine rund 0,1 mg/m³, das ist im Falle von NO₂ bereits rund die Hälfte des Grenzwerts! Zudem ist zu bedenken, dass der Relation lediglich ein Wertepaar pro Jahr zugrunde liegt, nämlich der Jahresmittelwert und der Wert des Kurzzeitparameters, der im entsprechenden Jahr gemessen wurde. Eine

Wahrscheinlichkeit von 50% bei Anwendung der Relation ohne Standardabweichung besagt daher lediglich, dass ein von zwei Wertepaaren einen höheren Kurzzeitwert hat als es der Relation entspricht. Das kann im Extremfall ein einziger Wert in zwei Jahren sein!

Die Ergebnisse der statistischen Methode sind für NO₂ unplausibler als für SO₂. Diese Unterschiede sind in der unterschiedlichen Charakteristik der beiden Schadstoffe begründet: Bei größenordnungsmäßig ähnlichen maximalen Kurzzeitmittelwerten ist das Jahresmittel von NO₂ deutlich größer als jenes von SO₂. Im vorliegenden Fall sind die Jahresmittelwerte von NO₂ im Durchschnitt über alle Messstellen um den Faktor 4,5 größer als jene von SO₂. Diese unterschiedliche Charakteristik kommt auch in den Werten der Relationen zum Ausdruck: Z.B. ist für den HMWmax für NO₂ $k = 5,1$ und für SO₂ $k = 12,9$. Diese unterschiedliche Charakteristik ist also typisch für die meisten österreichischen Messstellen. Weil aber die Streuungen der Regressionen für SO₂ und NO₂ größenordnungsmäßig ähnlich sind, ist davon auszugehen, dass die Abweichungen (Absolutbeträge) der tatsächlichen Relationen zwischen Jahresmittelwert und Kurzzeitmittelwert in einem konkreten Untersuchungsgebiet von den durchschnittlichen Verhältnissen, die den Relationen der Norm zugrunde liegen, für beide Schadstoffe eine ähnliche Größenordnung haben. In anderen Worten: die Unsicherheit der Relationen ist für SO₂ und NO₂ trotz ähnlicher Kurzzeitmittelwerte aber unterschiedlicher Jahresmittelwerte dem Betrag nach ungefähr gleich groß. Eine gleiche Unsicherheit wirkt sich für NO₂ (Jahresmittel relativ hoch) viel stärker aus als für SO₂ (Jahresmittel relativ niedrig). Man könnte diesem Problem theoretisch so begegnen, dass man die Relationen für den Untersuchungsstandort direkt ermittelt. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass der Relation pro Messstelle lediglich ein einziges Wertepaar pro Jahr zugrunde liegt. In Gebieten, in denen sich nur eine geringe Zahl von Messstellen befindet oder bei nur kurzen Messreihen wäre eine standortspezifische Ermittlung der Relationen folglich nur auf wenige Datenpaare gestützt und daher wenig sinnvoll.

In den Tabellen 17a bis c sind die entsprechenden Kurzzeitparameter zusammengestellt, wie man sie aus der Addition der Zeitreihen der Vor- zur Zusatzbelastung erhält. Für die Ermittlung der Tagesmittelwerte wird verlangt, dass zumindest 50% der Daten eines Tages vorliegen. Die Auswertung der Zeitreihen ergibt grundsätzlich plausible Ergebnisse, wenn windschwache Wetterlagen und Windstille gemäß ÖNORM M 9440 berücksichtigt werden – für Windstille erhält man dann jedoch keine physikalisch korrekte Zeitreihe mehr. Bei einfacher Quellstärke des fiktiven Emittenten, die nur zu einer sehr geringen Zusatzbelastung führt, unterscheiden sich die Kurzzeitparameter der Gesamtbelastung für beide Schadstoffe meist nicht von der Vorbelastung (Kurzzeitparameter der Gesamtbelastung, die höher sind als jene der Vorbelastung sind in den Tabellen fett und unterstrichen hervorgehoben). Bei Rechnung mit der zehnfachen Quellstärke liegen in rund einem Drittel aller Fälle die Kurzzeitparameter der Gesamtbelastung über jenen der Vorbelastung. Bei hundertfacher Quellstärke sind HMWmax und MW1-25 bzw. MW1-19 der Gesamtbelastung immer, meist

sogar deutlich höher als die entsprechenden Parameter der Vorbelastung. Die TMWmax der Gesamtbelastung sind dann teilweise ebenfalls deutlich höher als jene der Vorbelastung, teilweise sind sie aber immer noch gleich der Vorbelastung. Daraus ist wieder der Zufallscharakter der Andauer ungünstiger Ausbreitungsbedingungen auch in mehrjährigen Messreihen ersichtlich (vergleiche dazu Abschnitt 4.3).

Es gibt aber immer noch einzelne Fällen, wo die Kurzzeitparameter der Gesamtbelastung kleiner sind als jene der Vorbelastung (Neue Welt: TMWmax NO₂ 1998, ORF: MW1-25 SO₂ 1999, Neue Welt und Steyregg: MW1-19 NO₂ jeweils 1999, sowie Neue Welt: TMWmax NO₂ in 1998). Es sind dies Situationen, in denen wegen Ausfall der meteorologischen Messungen keine Zusatzbelastung berechnet werden konnte.

Tabelle 17a: Maximale Halbstundenmittelwerte HMWmax für SO₂ und NO₂ (µg/m³) für die Vorbelastung und die mittels Zeitreihenberechnung ermittelte Gesamtbelastung. Fett unterstrichene Werte: Gesamtbelastung > Vorbelastung.

SO ₂ HMWmax					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	195	195	195	<u>434,2</u>
	1998	173	173	<u>173,3</u>	<u>412,5</u>
	1999	207	207	207	<u>408,5</u>
Neb. K.	1998	226	226	226	<u>664,4</u>
Neue Welt	1997	204	204	204	<u>245,9</u>
	1998	106	106	106	<u>255,2</u>
	1999	170	170	170	<u>262,6</u>
Steyregg	1997	371	<u>371,4</u>	<u>375,2</u>	<u>1515,1</u>
	1998	277	<u>277</u>	<u>277</u>	<u>1707,8</u>
	1999	149	149	<u>189,7</u>	<u>1798,4</u>
NO ₂ HMWmax					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	130	130	130	<u>447,8</u>
	1998	134	134	134	<u>445,6</u>
	1999	114	<u>114,1</u>	<u>131,7</u>	<u>471,5</u>
Neb. K.	1998	257	257	257	<u>693,4</u>
Neue Welt	1997	156	156	156	<u>288,7</u>
	1998	147	147	147	<u>266,6</u>
	1999	139	139	139	<u>293,6</u>
Steyregg	1997	175	175	<u>198,2</u>	<u>1540,1</u>
	1998	157	157	<u>228,2</u>	<u>1723,8</u>
	1999	101	101	<u>226,7</u>	<u>1835,4</u>

Tabelle 17b: Maximale Tagesmittelwerte TMWmax für SO₂ und NO₂ (µg/m³) für die Vorbelastung und die mittels Zeitreihenberechnung ermittelte Gesamtbelastung. Fett unterstrichene Werte: Gesamtbelastung > Vorbelastung.

SO₂ TMWmax					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	79	79	82	108
	1998	38	39	44	95
	1999	52	52	52	95
Neb. K.	1998	70	70	70	86
Neue Welt	1997	84	84	84	84
	1998	32	32	32	36
	1999	46	46	46	46
Steyregg	1997	74	74	74	78
	1998	39	39	39	100
	1999	23	24	24	94
NO₂ TMWmax					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	96	96	96	96
	1998	100	100	100	114
	1999	64	64	65	112
Neb. K.	1998	115	115	116	123
Neue Welt	1997	88	88	88	88
	1998	192	102	102	102
	1999	69	69	69	69
Steyregg	1997	129	129	129	129
	1998	86	86	86	122
	1999	57	57	57	112

Tabelle 17c: 25.-größter Einstundenmittelwert MW1-25 für SO₂ und 19.-größter Einstundenmittelwert MW1-19 für NO₂ (µg/m³) (entsprechend 24 bzw. 18 zulässiger Überschreitungen) für die Vorbelastung und die mittels Zeitreihenberechnung ermittelte Gesamtbelastung. Fett unterstrichene Werte: Gesamtbelastung > Vorbelastung.

SO₂: MW1-25					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	90	90	93	240
	1998	67	67	67	212
	1999	94	90	92	229
Neb. K.	1998	91	91	91	288
Neue Welt	1997	91	91	91	124
	1998	49	49	52	108
	1999	80	80	80	111
Steyregg	1997	86	86	89	454
	1998	53	53	76	578
	1999	51	51	62	400
NO₂: MW1-19					
Station	Jahr	Vorbelastung	Gesamtbelastung Zeitreihe		
			Einfache Quellst	Zehnfache Quellst	Hundertfache Quellst
ORF	1997	104	104	104	255
	1998	112	112	112	250
	1999	90	90	91	264
Neb. K.	1998	149	149	150	352
Neue Welt	1997	102	102	103	158
	1998	119	119	119	141
	1999	97	94	94	136
Steyregg	1997	123	123	124	609
	1998	93	93	101	677
	1999	71	70	80	498

6. Zusammenfassung

Voraussetzung für eine Bewertung der Auswirkungen emissionsrelevanter Vorhaben (Errichtungs- oder Betriebsphase) auf Schutzgüter ist die Kenntnis der Gesamtmissionsbelastung. Dafür ist es einerseits notwendig, die Ist-Belastung (Vorbelastung) zu kennen, andererseits muss die durch das Vorhaben verursachte Zusatzbelastung ermittelt werden. Im Langzeitmittel (Jahres- oder Halbjahresmittel) ist die Ermittlung der Gesamtbelastung durch Addition der entsprechenden Werte der Vorbelastung zur Zusatzbelastung auf relativ einfachem Wege möglich. Das Langzeitmittel der

Zusatzbelastung kann mit geeigneten Modellen mittels Ausbreitungsstatistik mit relativ geringem Aufwand berechnet werden. Für die Gesamtbelastung im Kurzzeitmittel (maximale Halbstundenmittelwerte, mehrstündige Mittelwerte, Tagesmittelwerte,...) hingegen ergibt die bloße Addition der Maximalkonzentrationen von Vor- und Zusatzbelastung in der Regel unrealistische, meist zu hohe Werte. ÖNORM M 9445 schlägt daher zur Abschätzung der Gesamtbelastung im Kurzzeitmittel statistische Verfahren (Relationen zwischen Jahresmittelwert und Kurzzeitmittelwert) oder die Berechnung von Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung mittels geeigneter Ausbreitungsmodelle vor. In der vorliegenden Arbeit wird das zur Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung adaptierte, auf ÖNORM M 9440 beruhende Gaußmodell ONGAUSSplus beschrieben und evaluiert. Für einen fiktiven Emittenten, aber unter Verwendung gemessener Meteorologie- und Vorbelastungsdaten werden die Ergebnisse der statistischen Methode und der Zeitreihenberechnung verglichen.

Die Evaluierung des zur Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung adaptierten Modells ONGAUSSplus anhand internationaler Datensätze für ebenes Gelände sowie anhand eines Datensatzes für das slowenische Kraftwerk Trbovlje für komplexes Gelände erbrachte trotz diverser Unsicherheiten in den Datensätzen und trotz der einfachen Modellannahmen für komplexes Gelände und windschwache Wetterlagen gute Ergebnisse in einem statistischen Sinne. Das Modell ist daher für gutachterliche Anwendungen gut geeignet. Im Einzelfall kann die modellierte Konzentration aber auch deutlich von der Messung abweichen. Die berechneten Zeitreihen der Zusatz- und Gesamtbelastung dürfen daher nur statistisch interpretiert werden.

Die Anwendung des Modells zur Berechnung von Zeitreihen für einen fiktiven Emittenten zeigt die Problematik windschwacher Wetterlagen und von Windstille. In Anlehnung an ÖNORM M 9440 oder an die TA-Luft kann durch Annahme einer Mindestwindgeschwindigkeit und einer Windrichtung entsprechend der Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen bei niedriger Windgeschwindigkeit die Zusatzbelastung näherungsweise berechnet werden. Die so vorgegebene Windrichtung hat aber mit der tatsächlichen Verlagerung der Abgasfahne im Einzelfall nichts zu tun (auch bei Windstille vollzieht die Luft langsame, aber organisierte Bewegungen, die jedoch nur mit speziellen Messgeräten erfasst werden können, daher im allgemeinen unbekannt sind). Daher sind die für Windstille näherungsweise berechneten Zeitreihen der Zusatzbelastung nicht mehr physikalisch korrekt. Die Unkenntnis der Verlagerungsrichtung der Abgasfahne bei Windstille ist ein Problem aller Ausbreitungsmodelle. Es sind aber genau dies jene Wetterlagen, wo häufig sehr hohe Werte der Vorbelastung gemessen werden - ein Umstand, der von der TA-Luft komplett ignoriert wird!

Ein weiteres Problem bei der Berechnung von Zeitreihen ist der relativ hohe Rechenaufwand. Bei Verwendung komplexer Modelle wird man sich daher im Regelfall auf wenige Aufpunkte

beschränken müssen, für die die Berechnungen durchgeführt werden. Für Grenzwerte, die als mehrstündige Mittelwerte formuliert sind (z.B. maximale Tagesmittelwerte), spielt nicht bloß das Auftreten, sondern zudem die Andauer ungünstiger Wetterlagen eine entscheidende Rolle. Anhand von Zeitreihen der Zusatzbelastung, die mit ONGAUSSplus flächendeckend berechnet wurden, konnte gezeigt werden, dass die Andauer solcher ungünstiger Wetterlagen auch in mehrjährigen Messreihen immer noch einen gewissen Zufallscharakter hat. Vor allem für die Beurteilung mehrstündiger Grenzwerte ist die Wahl geeigneter Aufpunkte, für die Zeitreihen der Zusatzbelastung berechnet werden, daher von entscheidender Bedeutung. Auch diese Problematik wird in der TA-Luft nicht diskutiert (die TA-Luft verlangt die Berechnung von Zeitreihen zur Ermittlung der Gesamtbelastung für „in der Regel zwei Beurteilungspunkte (...), so dass sowohl eine Beurteilung des vermutlich höchsten Risikos durch langfristige Exposition als auch durch eine Exposition gegenüber Spitzenbelastungen ermöglicht wird.“ Angaben, wie diese Beurteilungspunkte zu finden sind, legt die TA-Luft nicht fest). ÖNORM M 9445 verlangt die Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung entweder für ein Gitter von Aufpunkten, zumindest aber für jede Immissionsmessstelle im Untersuchungsgebiet. Anhand des Gaußmodells lassen sich zudem auf relativ einfachem Wege weitere Aufpunkte finden, wo eine hohe Zusatzbelastung im Kurzzeitmittel oder im Langzeitmittel wahrscheinlich ist (entsprechende Empfehlungen können der Norm, Abschnitt 4.4.2.2, entnommen werden). Aussagen über die Andauer von Wetterlagen, die an diesen Aufpunkten zu hoher Belastung führen, sind anhand solcher Plausibilitätsüberlegungen alleine jedoch nicht möglich. Ist eine flächendeckende Berechnung von Zeitreihen der Zusatzbelastung nicht möglich, dann sind zur Auswahl geeigneter Aufpunkte Analysen der Andauer ungünstiger Wetterlagen erforderlich. Bloße Plausibilitätsüberlegungen genügen hier jedenfalls nicht.

Die Anwendung der Relationen zwischen Jahresmittel und Kurzzeitmittel der Immissionsbelastung gemäß ÖNORM M 9445 für einen fiktiven Emittenten erbrachte für SO₂ in etwa plausible, für NO₂ jedoch unrealistische Ergebnisse. Die Problematik der Relationen dürfte vor allem darin liegen, dass einige Kurzzeitgrenzwerte als Maximalwerte formuliert sind. Maximalwerte sind Extremwerte und treten folglich selten auf. Die statistische Erfassung seltener Ereignisse ist grundsätzlich schwierig. Dieser Umstand ist z.B. an den hohen Werten der Standardabweichung der Relationen ersichtlich. So beträgt etwa die doppelte Standardabweichung für den maximalen Halbstundenmittelwert der Gesamtbelastung für NO₂ alleine schon etwa die Hälfte des Grenzwerts! Die offensichtlich große Unsicherheit der Relationen schränkt die Anwendung der statistischen Beziehungen zur Abschätzung der Gesamtbelastung im Kurzzeitmittel deutlich ein.

Die Berechnungen der Zeitreihen für den fiktiven Emittenten ergibt plausible Ergebnisse. Es bleibt aber festzuhalten, dass es sich dabei im Falle von Windstille um keine physikalisch

korrekten Zeitreihen handelt, dass die Auswahl geeigneter Aufpunkte keinesfalls trivial ist und die Berechnungen mit hohem Rechenaufwand verbunden sind.

8. Literatur

Anfossi, D., D. Öttl, G. Degrazia, A. Goulart (2005): An analysis of sonic anemometer observations in low wind speed conditions. *Bound.-Layer Met.*, 114, 179-203.

COST-715 (2005): The urban surface energy budget and mixing height in European cities: Data, models, and challenges for urban meteorology and air quality. Final Report of Working Group 2 of COST-715 Action, in press.

Hanna, S.R., J.C. Chang (1991): Modifications of HPDM for Urban Conditions and Its Evaluation using the Indianapolis Data Set. Final Report Prepared for EPRI by Earth Tech, 196 Baker Ave., Concord, MA 10742.

Hanna, S.R., J.C. Chang (1993): Hybrid Plume Dispersion Model (HPDM) improvements and testing at three sites. *Atmos. Environ.*, 27A, 1491-1508.

Kolb H. (1981): Ein normatives physikalisches Modell zur Simulierung der Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre mit besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Österreich. *Publ. d. Lehrk. f. Theor. Met.* Nr. 29.

Olesen, H.R. (1994a): Model Validation Kit for the workshop on Operational Short-Range Atmospheric Dispersion Models for Environmental Impact Assessments in Europe. Mol, Belgium, Nov. 21-24, 1994. National Environmental Research Institute, Denmark.

Olesen, H.R. (1994b): The Model Validation Exercise at Mol. Overview of Results. Workshop "Operational Short-Range Atmospheric Dispersion Models for Environmental Impact Assessments in Europe, Mol, Belgium, 22-24 Nov. 1994.

Olesen, H.R. (1999): Model Validation Kit – Recent Developments. HARMO 99, Rouen, 11-14 Oct. 1999

- ÖNORM M 9440 (1996): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre; Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen.
- ÖNORM M 9445 (2003): Immissionen von Luftschadstoffen - Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung.
- Pechinger, U., E. Petz (1995): Model evaluation of the Austrian Gaussian plume model ON M 9440: comparison with the Kincaid dataset. *Journ. Env. Poll.*, Vol. 5, pp. 338-349.
- Pechinger, U., E. Petz (1997): Model evaluation of the Austrian Gaussian plume model ON M 9440: comparison with the Copenhagen and the Lillestrom datasets. *Journ. Env. Poll.*, Vol. 8, pp. 287-294.
- Reuter, H. (1970): Die Ausbreitungsbedingungen von Luftbeimengungen in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern. *Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A*, 19, 173-186.
- Schauberger, G., M. Piringer, E. Petz, 2000a: Steady-state balance model to calculate the indoor climate of livestock buildings, demonstrated for finishing pigs. *Int. J. Biometeorol.* **43**, 154 - 162.
- Schauberger, G., M. Piringer, E. Petz, 2000b: 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.
- TA-Luft (2003): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft).
- TRC (1986): Urban power plant plume studies, EPRI Report EA-5468, EPRI, 3412 Hillview Ave., Palo Alto, Ca 94304.

Österreichische Beiträge zu Meteorologie und Geophysik

bisher erschienen:

Heft	Publ.Nr.	Fachgebiet	Autor	Titel und Umfang	Preis in Euro
1	329	Meteorologie		<i>Tagungsbericht EURASAP, Wien, 14.-16. Nov. 1988, Evaluation of Atmospheric Dispersion Models Applied to the Release from Chernobyl.</i> Wien 1989, 20 Beiträge, 198 S., 100 Abb., 17 Tab.	14,53
2	332	Geophysik		<i>Tagungsbericht über das 5. Internationale Alpengravimetrie Kolloquium - Graz 1989.</i> Herausgeber: H. LICHTENEGGER, P. STEINHAUSER und H. SÜNDEL, Wien 1989, 256 S., 100 Abb., 17 Tab.	vergriffen
3	336	Geophysik		<i>Schwerpunktprojekt S47-GEO: Präalpidische Kruste in Österreich, Erster Bericht.</i> Herausgeber: V. HÖCK und P. STEINHAUSER, Wien 1990, 15 Beiträge, 257 S., 104 Abb., 17 Tab., 23 Fotos	20,35
4	338	Meteorologie	LANZINGER, A. et al:	<i>Alpex-Atlas.</i> FWF-Projekt P6302 GEO, Wien 1991, 234 S., 23 Abb., 2 Tab., 200 Karten	18,17
5	341	Meteorologie	BÖHM, R.:	<i>Lufttemperaturschwankungen in Österreich seit 1775.</i> Wien 1992, 95 S., 34 Abb., 24 Tab.	vergriffen
6	343	Geophysik	MEURERS, B.:	<i>Untersuchungen zur Bestimmung und Analyse des Schwerefeldes im Hochgebirge am Beispiel der Ostalpen.</i> Wien 1992, 146 S., 72 Abb., 9 Tab.	11,63
7	351	Meteorologie	AUER, I.:	<i>Niederschlagsschwankungen in Österreich seit Beginn der instrumentellen Beobachtungen durch die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.</i> Wien 1993, 73 S., 18 Abb., 5 Tab., 6 Farbkarten	23,98
8	353	Meteorologie	STOHL, A., H. KROMP-KOLB:	<i>Analyse der Ozonsituation im Großraum Wien.</i> Wien 1994, 135 Seiten, 73 Abb., 8 Tabellen	23,98
9	356	Geophysik		<i>Tagungsbericht über das 6. Internationale Alpengravimetrie-Kolloquium, Leoben 1993.</i> Herausgeber: P. STEINHAUSER und G. WALACH, Wien 1993, 251 Seiten, 146 Abb.	23,98
10	357	Meteorologie	ZWATZ-MEISE, V.:	<i>Contributions to Satellite and Radar Meteorology in Central Europe.</i> Wien 1994, 169 Seiten, 25 Farbab., 42 SW-Abb., 13 Tab.	23,98
11	359	Geophysik	LENHARDT W. A.:	<i>Induzierte Seismizität unter besonderer Berücksichtigung des tiefen Bergbaus.</i> Wien 1995, 91 S., 53 Abb.	23,98
12	361	Meteorologie	AUER, I., R. BÖHM, N. HAMMER †, W. SCHÖNER., WIESINGER W., WINIWARTER W.:	<i>Glaziologische Untersuchungen im Sonnblickgebiet: Forschungsprogramm Wurtenkees.</i> Wien 1995, 143 S., 59 SW-Abb., 13 Farbab., 9 SW-Fotos, 47 Tab.	23,98
13	372	Meteorologie	PIRINGER, M.:	<i>Results of the Sodar Intercomparison Experiment at Dürnrohr, Austria.</i> Wien 1996	23,98
14	373	Geophysik	MEURERS, B.:	<i>Proceedings of the 7th International Meeting on Alpine Gravimetry, Vienna 1996.</i> Wien 1996	23,98
15	374	Meteorologie	RUBEL, F.:	<i>PIDCAP - Quick Look Precipitation Atlas.</i> Wien 1996	23,98

Heft	Publ.Nr.	Fachgebiet	Autor	Titel und Umfang	Preis in Euro
16	378	Meteorologie	DOBESCH, H., KURY G.:	<i>Wind Atlas for the Central European Countries Austria, Croatia, Czech Republic, Hungary, Slovak Republic and Slovenia</i> , Wien 1997	23,98
17	382	Meteorologie		<i>Proceedings of the 9th International Symposium on Acoustic Remote Sensing and Associated Techniques of the Atmosphere and Oceans</i> , Vienna 1998, 329 Seiten, Wien 1998	23,98
18	383	Meteorologie	RUBEL, F.:	<i>PIDCAP - Ground Truth Precipitation Atlas</i> . 84 Seiten, 99 Farbkarten, Wien 1998	36,34
19	384	Meteorologie		<i>Proceedings of the 2nd European Conference on Applied Climatology</i> , 19 to 23 Oct. 1998, Vienna. CD-ROM, Wien 1998	23,98
20	387	Meteorologie		<i>Proceedings of the 2nd International Conference on Experiences with Automatic Weather Stations</i> , 27 to 29 Sept. 1999, Vienna. CD-ROM, Wien 1999	23,98
21	388	Meteorologie		<i>Bericht über den Workshop Umweltforschung im Hochgebirge - Ergebnisse von GAW-Dach und verwandten Projekten</i> , 05. bis 06. Okt. 1999, Wien. 147 Seiten, Wien 1999	23,98
22	389	Meteorologie	DOBESCH, H., H. V. TRAN:	<i>The Diagnostic Wind Field Model ZAWIMOD2</i> . 47 Seiten, 8 Farbabb., Wien 1999	23,98
23	392	Meteorologie		<i>Proceedings of the 26th International Conference on Alpine Meteorology</i> ; 11 to 15 Sept. 2000, Innsbruck. CD-ROM, Wien 2000	23,98
24	395	Meteorologie	SABO, P.:	<i>Hochnebelprognose mittels eines objektiven Inversionsindexes für die synoptische Praxis</i> , 80 Seiten, Wien 2000	23,98
25	397	Meteorologie	AUER, I., R. BÖHM, W. SCHÖNER:	<i>Austrian long-term climate 1767-2000 - Multiple instrumental climate time series from central Europe</i> , 160 Seiten, 31 Farbseiten, CD-ROM, Wien 2001	25,00
26	398	Geophysik	MEURERS, B.:	<i>Proceedings of the 8th International Meeting on Alpine Gravimetry</i> , Leoben 2000, 240 Seiten, 4 Farbseiten, Wien 2001	25,00
27	399	Meteorologie		<i>Proceedings of the Deutsch-Österreichisch-Schweizerische Meteorologentagung</i> ; 18 to 21 Sept. 2001, Vienna. CD-ROM, Wien 2001	25,00
28	408	Meteorologie	AUER, I., R. BÖHM, M. LEYMÜLLER, W. SCHÖNER:	<i>Das Klima des Sonnblicks - Klimaatlas und Klimatographie der GAW Station Sonnblick einschliesslich der umgebenden Gebirgsregion</i> , 305 Seiten, 130 Farbabbildungen, CD-ROM, Wien 2002	50,00
29	409	Meteorologie		<i>Scientific Contributions of Austria to the Mesoscale Alpine Programme (MAP)</i> , 74 Seiten, 38 Farbseiten, Wien 2003	25,00
30	411	Meteorologie	HUBER-POCK, F.:	<i>Die atmosphärischen Gleichungen in den meteorologischen Koordinatensystemen</i> , 160 Seiten, 1 Farbseite, Wien 2003	25,00

Heft	Publ.Nr.	Fachgebiet	Autor	Titel und Umfang	Preis in Euro
31	412	Geophysik	MEURERS, B., R. PAIL:	<i>Proceedings of the 1st Workshop on International Gravity Field Research, Graz 2003</i> , 204 Seiten, 3 Farbseiten, Wien 2004	25,00
32	413	Meteorologie	BAUMANN-STANZER, K.:	<i>Qualitätsprüfung, Verifikation und Anwendung von Windprofilerdaten in Österreich</i> , 133 Seiten, 29 Farbseiten, Wien 2004	25,00
33	414	Meteorologie	SPAN, N., A. FISCHER, M. KUHN, M. MASSIMO, M. BUTSCHEK:	<i>Radarmessungen der Eisdicke österreichischer Gletscher, Band I: Messungen 1995 bis 1998</i> , 154 Seiten, Wien 2005	25,00
34	415	Meteorologie	DOBESCH, H., D. NIKOLOV, L. MAKKONEN:	<i>Physical Processes, Modelling and Measuring of Icing Effects in Europe</i> , 75 Seiten, 18 Farbseiten, Wien 2005	25,00
35	416	Meteorologie	KAISER, A., E. PETZ, I. CUHALEV:	<i>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</i> ; 61 Seiten, 6 Farbseiten, Wien 2005	25,00

