

**Gerhard Wotawa, Petra Seibert,
Helga Kromp-Kolb, Michaela-Maria Hirschberg**

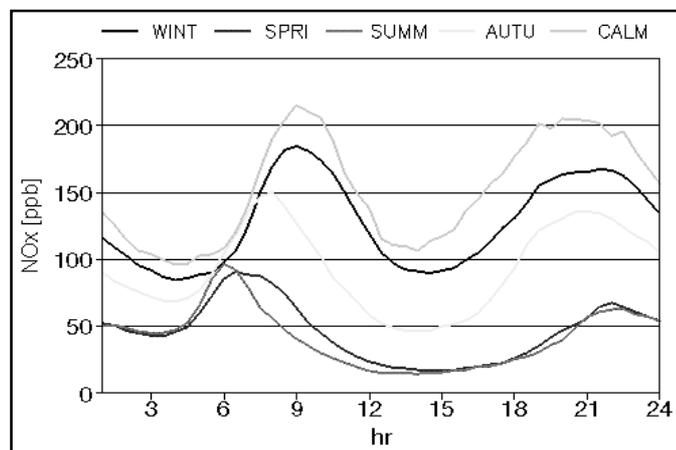
**Verkehrsbedingte Stickoxid-Belastung im Inntal:
Einfluss meteorologischer und
topographischer Faktoren**

Endbericht

zum Projekt Nr. 6983

"Analyse der Schadstoffbelastung im Inntal"

des Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank



Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien

Oktober 2000

AutorInnen:

Dr. Gerhard Wotawa¹
Univ.-Doz. Dr. Petra Seibert
Dr. Michaela-Maria Hirschberg²
Univ.-Prof. Dr. Helga Kromp-Kolb

Institut für Meteorologie und Physik
Universität für Bodenkultur Wien
Türkenschanzstr. 18
A-1180 Wien

Tel. (01) 4705820, Fax (01) 4705820, E-Mail imp@boku.ac.at

WorldWideWeb:

Institut allgemein: <http://boku.ac.at/imp/>

Umweltmeteorologie: <http://boku.ac.at/imp/umwelt.htm>

Projekt Schadstoffbelastung im Inntal: <http://boku.ac.at/imp/envmet/inntal.html>

¹ inzwischen beim Provisional Technical Secretariate der Comprehensive Test Ban Treaty Organisation / Preparatory Commission, Wien.

² inzwischen am Lehrstuhl für Bioklimatologie und Immissionsforschung der Technischen Universität München.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	2
1. Einleitung	3
2. Meteorologische und luftchemische Messungen im Inn- und Wipptal	4
3. Emissionsdaten	6
3.1 Verkehrszählungen	6
3.2 Berechnung der Emissionsfaktoren	7
3.3 Auswertungen der Emissionsdaten	7
3.4 Vergleich der Stickoxidemissionen entlang der Autobahn mit Stickoxiden aus anderem Verkehr und aus anderen Quellen	9
4. Wichtige berechnete Parameter	10
4.1 Mischungshöhe und Mischungsvolumen	10
4.2 Meteorologisch normierte Emission	11
5. Statistische Auswertungen	13
5.1 Mittlere Tagesgänge der Stickoxidkonzentrationen in den vier Jahreszeiten	13
5.2 Abhängigkeit der NO _x -Konzentrationen von Emissionen und Meteorologie	14
5.3 Persistenz.....	18
5.4 Auftreten hoher NO ₂ -Konzentrationen.....	18
5.4.1 <i>Inversions-Steuerung von NO₂</i>	19
5.4.2 <i>Ozon-Steuerung von NO₂</i>	19
5.5 Vergleich mit Flachlandstationen.....	20
5.6 Repräsentativität der Messstation Hall.....	22
6. Modellierung	24
7. Perspektiven	26
Literatur	27
<i>Danksagung</i>	28

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde der Zusammenhang zwischen Stickoxidemissionen der Autobahnen und den Stickoxidkonzentrationen an den Messstationen Hall in Tirol und Gärberbach sowie den meteorologischen Verhältnissen im Inntal untersucht, und mit Messungen an einer Flachlandstation in Ostösterreich verglichen.

Vor allem mit Hilfe von stündlichen Daten der automatischen Verkehrszählstellen wurde ein räumlich wie zeitlich sehr hoch aufgelöster Datensatz der Autobahnemissionen in Tirol erstellt. Dieser Datensatz könnte mit den vorhandenen Instrumenten auf der Basis einer neu errichteten Zählstelle östlich von Innsbruck mit wenig Aufwand noch erweitert werden. Er wurde in der vorliegenden Auswertung bei weitem noch nicht ausgeschöpft und könnte sich vor allem im Hinblick auf detaillierte Simulationen als recht wertvoll erweisen.

Der Zusammenhang zwischen (Halb-)stundenmittelwerten von Emission, meteorologischen Parametern und NO_x -Konzentrationen wurde für die Messstellen Hall in Tirol und (weniger ausführlich) Gärberbach südlich von Innsbruck statistisch untersucht. Ein wesentliches Ergebnis früherer Arbeiten, nämlich dass die lokale Emissionsrate während der Halbstunde der Immissionsmessung mit der Immissionskonzentration wenig bis gar nicht korreliert ist, konnte bestätigt werden.

In der vorliegenden Arbeit wurden meteorologische Parameter für die statistischen Modelle verwendet, die besser den physikalischen Gegenheiten entsprechen als die "Rohwerte" etwa der Windgeschwindigkeit oder des Temperaturgradienten. Solche Parameter sind insbesondere der Kehrwert des Mischungsvolumens und der Windgeschwindigkeit, sowie die "meteorologisch normierte Emission". Diese Modifikationen bringen jedoch keine grossen Verbesserungen, und mit statistischen Modellen, welche auf diesen Parametern sowie der Emission beruhen, kann im günstigsten Fall 50% der Varianz erklärt werden.

Als ein sehr wesentlicher Einflussfaktor, vor allem im Winter, hat sich hingegen die mittlere Konzentration vorangehenden 24 Stunden erwiesen. Wird dieser Persistenzparameter mit verwendet, können bis über 70% der Varianz erklärt werden. Dieses Ergebnis zeigt, dass im Inntal – insbesondere in der kalten Jahreszeit – Akkumulation und Rezirkulation von Schadstoffen einen sehr hohen Einfluss auf die Konzentrationen haben. Um die Hypothese zu überprüfen, dass es sich dabei um spezifische Effekte eines Alpentals handelt, wurden Vergleiche mit der Messstation Brunn am Gebirge im Flachland südlich von Wien durchgeführt. Es ergab sich, dass der Einfluss der Persistenz dort erheblich geringer ist.

Der Vergleich mit Brunn am Gebirge zeigte auch, dass gleiche Emissionen im Raum Innsbruck im Winter eine um etwa eine Grössenordnung (ca. Faktor 9) höhere mittlere Morgenspitze der NO_x -Konzentrationen an autobahnnahe Messstellen verursachen als im Raum südlich von Wien. Dies reflektiert die wesentlich ungünstigeren Verdünnungsverhältnisse im Alpental.

Daraus folgt, dass emissionsorientierte Massnahmen zur Begrenzung der Luftschadstoff-Immissionen in Alpentälern wesentlich strikter als im Flachland sein müssen, um zu einem vergleichbaren immissionsseitigen Ergebnis zu führen.

Die beobachteten Konzentrationen von NO_x an den Messstellen Hall und Gärberbach sind als hoch bis extrem hoch zu beurteilen. Aus lufthygienischer Sicht wird dieser Befund teilweise dadurch entschärft, dass das NO_x vorwiegend als weniger schädliches NO vorliegt. Jedoch wurden auch für NO_2 Werte im Bereich des Smogalarm-Grenzwertes gemessen. Ein weiteres Ansteigen der NO_x -Emissionen im Raum Innsbruck wäre daher sehr bedenklich. Die hohen NO_2 -Werte konnten auf zwei grundlegend verschiedene Mechanismen zurückgeführt werden: Im Winter treten hohe NO_2 -Werte als Folge von extrem hohen NO-Werten auf, während im Sommer das Zusammentreffen von hohen NO- und O_3 -Konzentrationen zu den hohen NO_2 -Konzentrationen führt. Dabei scheint die Advektion von ozonreicher Luft aus den höheren Bergregionen zum Talgrund durch abendliche Hangabwinde eine Rolle zu spielen.

1. Einleitung

Die Immissionssituation an bestimmten Standorten hängt nicht nur von der lokalen Emission, sondern auch von der Topographie und von meteorologischen Faktoren ab. Besonders ungünstige Austauschverhältnisse herrschen in Tälern vor. Dabei gibt es zwei wichtige Faktoren, nämlich die geometrische Volumsreduktion im Vergleich zum Flachland, aber auch spezielle meteorologische Verhältnisse (grössere Anzahl an Kalmen, Rezirkulation, häufigere Inversionen).

Durch das Land Tirol gehen bedeutsame Verkehrsverbindungen in West-Ost-Richtung (Inntalautobahn A12) und Nord-Süd-Richtung (Brennerautobahn A13). Eine Studie der Landesforstdirektion Tirol ergab, daß die Stickoxidemissionen in Tirol zu 88% vom Kraftfahrzeugverkehr stammen (Pack und Stöhr, 1995). Starke Zunahmen des Verkehrs (ab 1996) fanden im Zuge des EU-Beitrittes statt, und weitere Zunahmen sind mit Auslaufen des Transitabkommens zwischen Österreich und der Europäischen Union (nach dem Jahr 2002) zu erwarten. Es wird sich zeigen, ob und wie stark diese Zunahmen durch Verbesserungen in der Technologie kompensiert werden können, oder ob sie auch zu Zunahmen in den Emissionen führen.

Über die Immissionssituation im Inntal gab es bereits einige Studien (Dreiseitl und Stöhr, 1992; Bauer, 1994; Spangl, 1996), auf die im Rahmen dieser Untersuchung aufgebaut werden konnte. Dieser Studie kommt die Arbeit von Dreiseitl und Stöhr (1992) am nächsten.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Emissionsdaten für die Transitautobahnen zu erheben, die gemessenen Stickoxidbelastungen mit Hilfe der Emissionsdaten und den meteorologischen Parametern zu erklären und einen Vergleich der Belastungen an Talstationen im Inntal mit belasteten Flachlandstationen durchzuführen. Darüber hinaus wurden einige Vorarbeiten für eventuelle zukünftige Simulationen der Schadstoffausbreitung im Inntal geleistet.

In Kapitel 2 wird die meteorologische und luftchemische Datenbasis im Untersuchungsgebiet beschrieben. Kapitel 3 enthält einen Überblick über die Verkehrszählungen und die Berechnung der Emissionsdaten. In Kapitel 4 werden einige Parameter eingeführt, die bei den im Kapitel 5 folgenden statistischen Auswertungen verwendet werden. Kapitel 6 beschreibt, unter welchen Umständen erhöhte NO₂-Konzentrationen im Inntal beobachtet werden. In Kapitel 7 werden Möglichkeiten für Modellsimulationen der Schadstoffausbreitung im Inntal skizziert und diskutiert. Kapitel 8 zeigt Perspektiven für die Anwendung und Weiterführung dieser Studie auf.

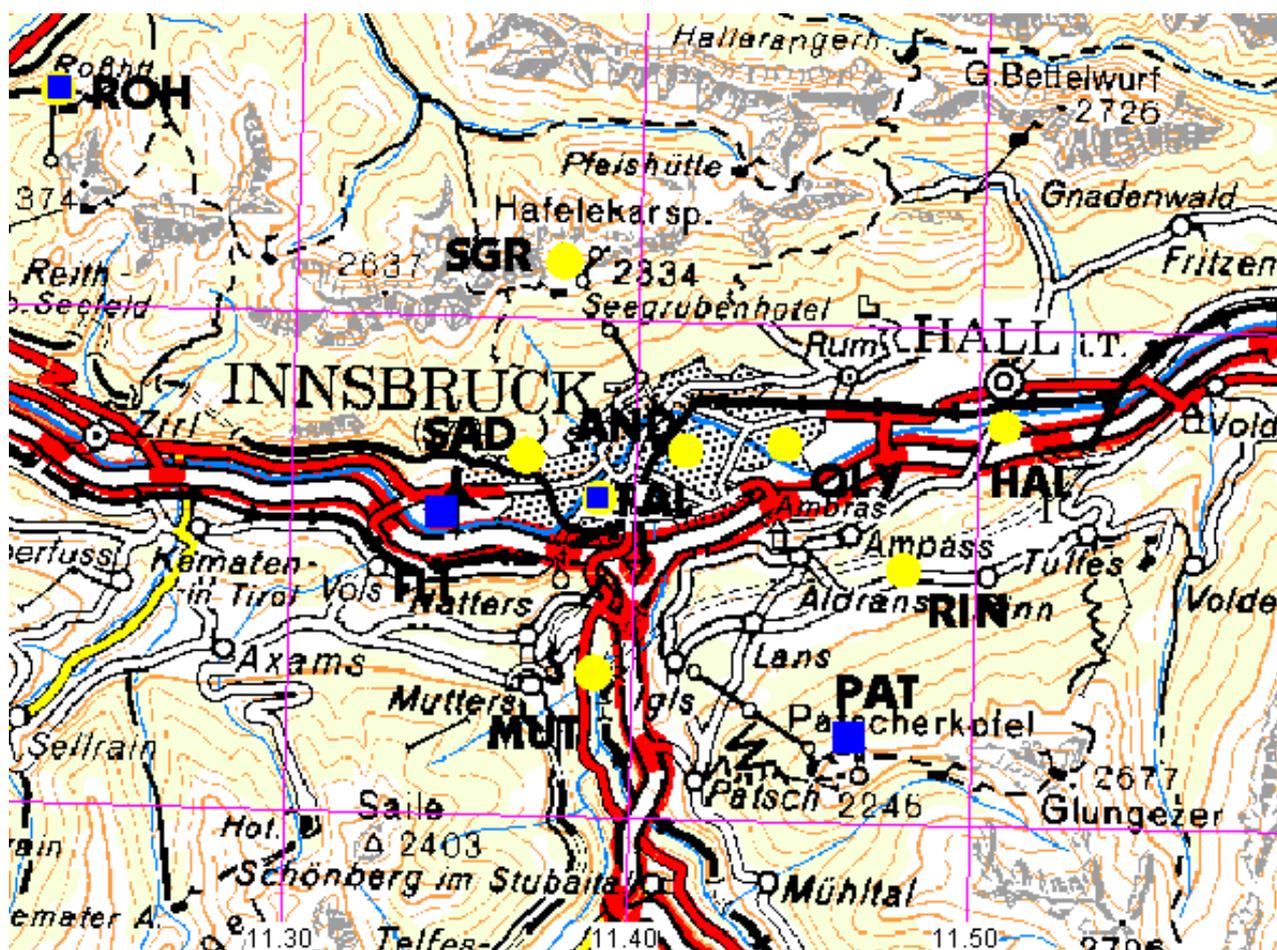
Der dieser Arbeit zugrundeliegende Datensatz wurde parallel auch im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur bearbeitet (Tischler, 2000). Die Emissionsdaten im Raum Innsbruck, die in dieser Arbeit verwendet wurden, sind allerdings aufgrund eines erst in einem späteren Stadium korrigierten Fehlers nicht korrekt (sie entsprechen dem Verkehr an der Zählstelle bei Kematen westlich von Innsbruck).

2. Meteorologische und luftchemische Messungen im Inn- und Wipptal

Für die Auswertung der luftchemischen Verhältnisse konnten die routinemäßigen Messungen der Landesforstdirektion Tirol genutzt werden, die Stationen in unterschiedlicher Entfernung zu den Emittenten im Inn- und Wipptal betreibt. Abbildung 1 zeigt die geographische Lage der Stationen. Alle Stationen messen NO und NO₂, an den Stationen Andechsstrasse, Sadrach und Seegrube wird außerdem O₃ gemessen. Die Station Seegrube (1910 m) gibt wichtige Aufschlüsse über die luftchemischen Verhältnisse im Kammniveau. Zusätzlich wurden meteorologische Stationen in verschiedenen Höhen über dem Talgrund einbezogen. Dadurch ist es möglich, die statische Stabilität der Atmosphäre im Tal anzugeben, eine wichtige Einflußgröße für die Schadstoffausbreitung.

Zum Vergleich mit dem Flachland wurden Immissionsmessungen von Stationen im Süden Wiens herangezogen, die vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung betrieben werden (siehe Kapitel 5.5).

Alle verfügbaren Daten wurden angefordert bzw. aus der Datenbank der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) extrahiert und in ein einheitliches Datenformat (VOTALP Format, wurde für das gleichnamige Projekt [siehe <http://boku.ac.at/imp/votalp/>] am IMP eingeführt) konvertiert.



■ meteorologisch
 ● luftchemisch

← 5 km →

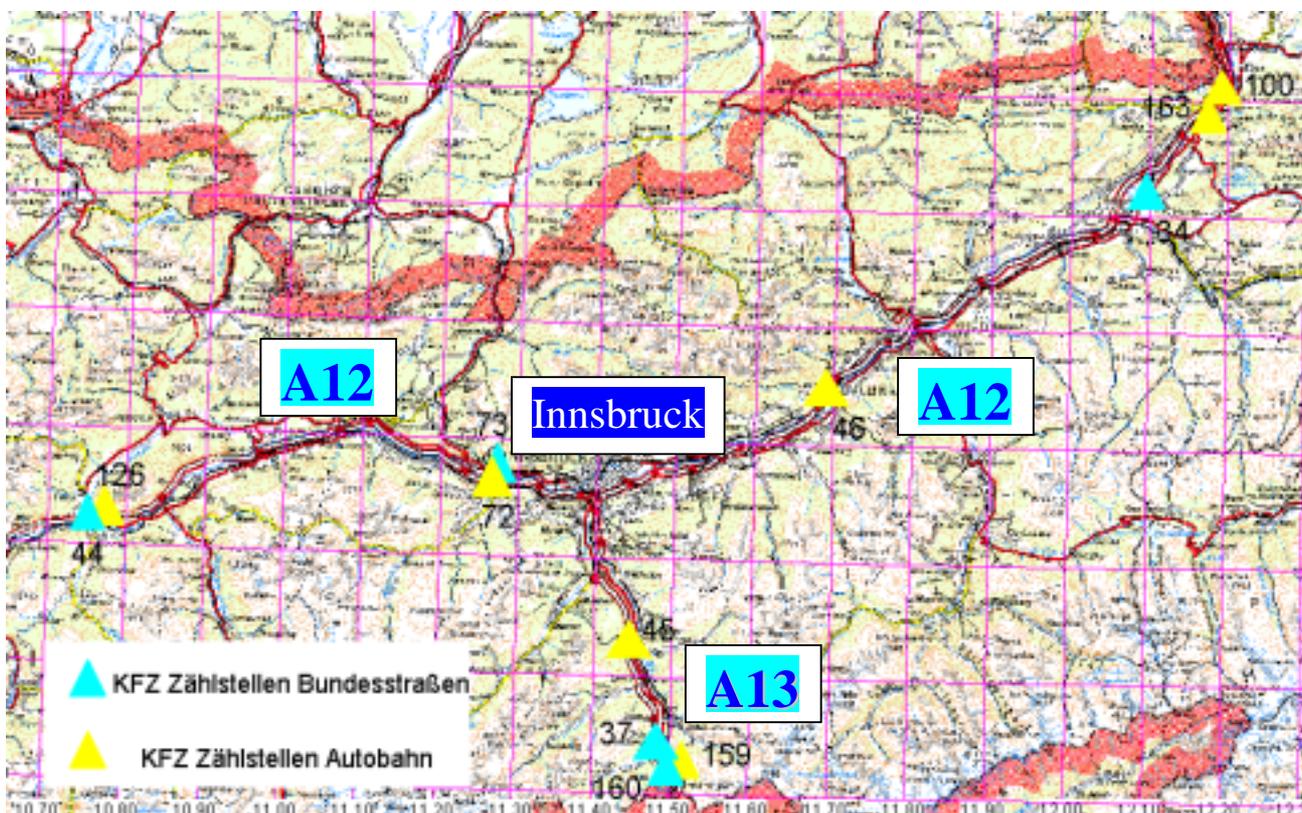
ROH	Roßhütte	1730 m	OLY	Olympisches Dorf	633 m
SGR	Seegrube/Nordkette	1910 m	HAL	Hall in Tirol	560 m
SAD	Sadrach/IBK	670 m	MUT	Mutters/Gärberbach	700 m
AND	Andechsstr./IBK	570 m	RIN	Versuchsfeld Rinn	890 m
FAL	Fallmerayerstr./IBK	580 m	PAT	Patscherkofel	2247 m
FLI	Flughafen IBK	579 m			

Abb. 1: Lage der meteorologischen und luftchemischen Stationen im Untersuchungsgebiet [Kartengrundlage: BEV 1999]

3. Emissionsdaten

3.1 Verkehrszählungen

Zur Berechnung der straßenverkehrsbezogenen Emissionsdaten standen automatische Verkehrszählungen des Bundesministeriums für Bauten und Verkehr (Bundesstraßenverwaltung) entlang der Verkehrswege im Inn- und Wipptal von 1993 bis 1997 zur Verfügung. Durch beide Täler führt je eine Autobahn (Inntal: A12; Wipptal: A13) und eine parallel dazu laufende Bundesstraße (Inntal: B171; Wipptal: B182). Die Zählraten waren Stundenwerte getrennt nach einzelnen Zählkategorien (Kraftfahrzeuge (KFZ), Lastkraftwagen (LKW), Personenkraftwagen mit Anhängern und Busse (PAB), und Sattelzüge und LKW mit Anhängern (SLZ)). Es gab 7 Autobahn-Zählstellen und 5 Zählstellen an den Bundesstraßen (siehe Abb. 2). Die Zählraten wurden auf Vollständigkeit und Datengüte kontrolliert. Da verschiedene Zählstellen nicht den ganzen Zeitraum über eingerichtet waren (z.B. Brennersee, A13, erst ab Ende 1995), sind durch die Bundesstraßenverwaltung Zählraten durch Schätzwerte ergänzt worden.



A 12

126 Imst A12
72 Kematen
46 Vomp
100 Kufstein A12
163 Langkampfen A12

A13

45 Matri
159 Brennersee
B182
37 Gries B182
160 Brennersee B182

B171

44 Imst
73 Martinsbühel
34 Kirchbichl

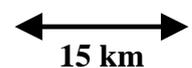


Abb. 2: Lage der automatischen Kraftfahrzeugzählstellen (Kartengrundlage: BEV, 1999) und ihre internen Nummern sowie Ortsbezeichnungen.

3.2 Berechnung der Emissionsfaktoren

Mit Hilfe des "Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich" (Keller und Hausberger, 1998) wurden die Emissionsraten für die einzelnen Abgaskomponenten berechnet. Dieses Handbuch bietet die Möglichkeit, in Abhängigkeit von der Verkehrssituation (das bedeutet Verkehrszusammensetzung, Verkehrsstärken, Geschwindigkeit und Steigungen) Emissionsfaktoren für die Abgaskomponenten auf Autobahnen, Schnellstraßen und Bundesstraßen (außer- und innerorts) zu bestimmen. Die KFZ-Emissionsfaktoren werden jährlich an die Änderungen der KFZ-Flotte angepaßt (Prozentsatz der Katalysatorfahrzeuge etc.). Anhand der Streckenverlaufspläne der Bundesstraßenverwaltung Tirol (soweit vorhanden) wurden die Steigungen und Geschwindigkeitsbegrenzungen pro km ermittelt und berücksichtigt. Bei der Bundesstraße B182 wurden die Straßensteigungen aus der 1:50.000 Karte des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen [BEV, 1999] herausgelesen. Baustellen und andere länger andauernde Straßenbeeinträchtigungen (Unfälle, Proteste) gehen nicht in die Berechnungen ein, da Angaben über Baustellen nur für die A13 in den Jahren 1996 – 1997 vorliegen. Mit den so für jeden Kilometer und jede Stunde bestimmten Emissionsfaktoren lassen sich die Mengen der einzelnen Abgaskomponenten (CO, NO_x, HC, NMHC, CH₄ Benzol, Toluol, Xylol, SO₂ und Partikeln) des Straßenverkehrs auf den Autobahnen und Bundesstraßen berechnen. Für Zählstellen, die Fehlwerte aufwiesen, wurden die benachbarten Zählstellen entsprechend zur Berechnung der Emissionswerte herangezogen. Wo immer möglich, gilt der Wirkungsbereich einer Zählstelle bis zur Einmündung einer anderen Bundesstraße oder Autobahn.

3.3 Auswertungen der Emissionsdaten

Es wurden mittlere monatliche Tagesgänge, Wochensummen und jahreszeitliche Mittel der primären Komponenten erstellt, wobei der Schwerpunkt auf NO_x lag. Als ein Beispiel für den Jahresverlauf zeigt Abb. 3 die wöchentlichen Zählraten der Kraftfahrzeuge für die Zählstellen Vomp und Matri bei den Jahren 1993 – 1997. Die Station Matri (Brenner, A13) zeigt ein deutlich geringeres Verkehrsaufkommen als die Station Vomp (Inntal, A12), wobei bei beiden Stationen die Anzahl der KFZ während der 5 Jahre im ähnlicher Weise zugenommen hat.

Die Strecke von Kufstein bis Imst und von Innsbruck bis zum Brenner wurde in insgesamt acht Talabschnitte geteilt. Für diese Talabschnitte wurden die emittierten Abgaskomponenten der Liniennahen Autobahn und Bundesstraße [g/(km h)] bestimmt. Danach wurden für zwei straßennahe Meßstationen, nämlich Hall in Tirol (Inntal, A12) und Mutters/Gärberbach (A13), die aktuellen Emissionsdaten im jeweiligen Autobahnabschnitt ermittelt. Die mittleren Tagesgänge der NO_x-Emissionen für den Streckenkilometer 70 der A12 (repräsentativ für Meßstation Hall) und für den Kilometer 4 der A13 (Meßstation Gärberbach) sind in Abb. 4 dargestellt. Hall und Gärberbach sind jene Stationen, an denen die Schadstoffverhältnisse im Rahmen dieser Studie untersucht werden.

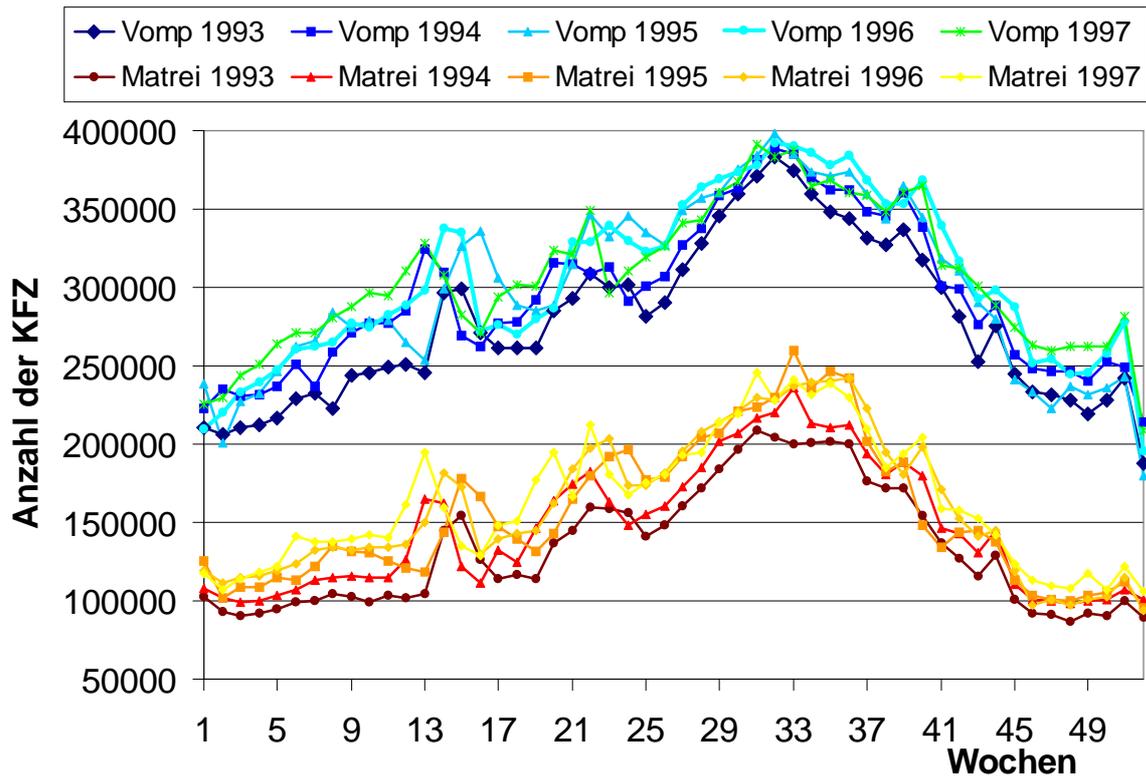


Abb. 3: Mittlere wöchentliche Zählraten der KFZ für die Jahre 1993 – 1997 in Vomp (A12) und Matriei (A13).

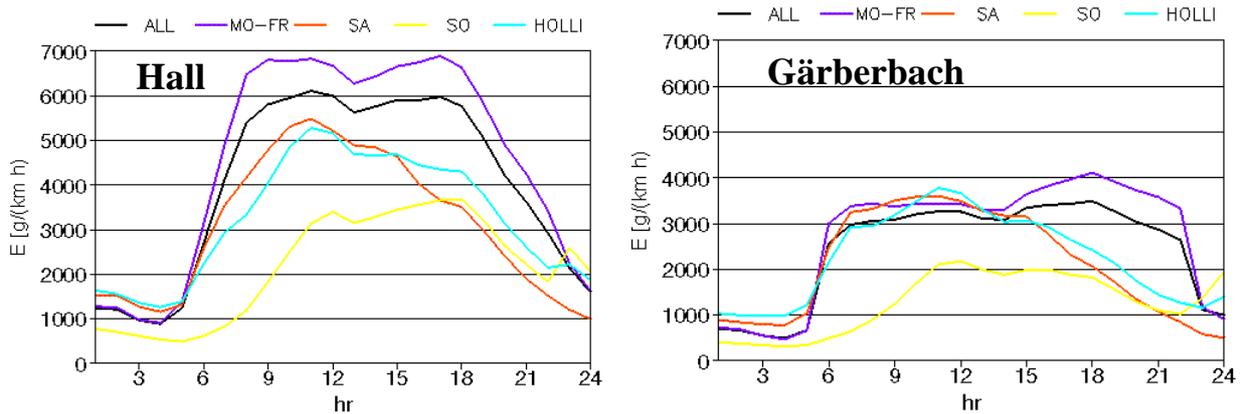


Abb. 4: Mittlere Tagesgänge der NO_x Emissionen der Kraftfahrzeuge [gkm⁻¹h⁻¹] an den Meßstellen Hall in Tirol (A12) und Gärberbach (A13) von 1995 bis 1997. Dargestellt sind der mittlere Tagesgang an allen Tagen (ALL), an Werktagen (MO-FR), an Samstagen (SA), an Sonntagen (SO) und an Ferienwochenenden (HOLLI; Samstage und Sonntage zwischen 1. Juni und 31. August).

3.4 Vergleich der Stickoxidemissionen entlang der Autobahn mit Stickoxiden aus anderem Verkehr und aus anderen Quellen

Neben den aktuellen Emissionsdaten entlang der Autobahnen und Bundesstrassen stand uns auch noch der im Rahmen des Pannonischen Ozonprojektes erarbeitete Emissionskataster der Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS) für Vergleichszwecke zur Verfügung (Winiwarter und Züger, 1995). Der ARCS Kataster hat eine Auflösung von 5 km und das Basisjahr 1995.

Eine Konsistenzüberprüfung der von uns ermittelten Emissionsdaten der Autobahnen für das Jahr 1995 mit denen des ARCS Katasters ergab eine gute Übereinstimmung. An Abschnitten der Inntalautobahn, wo es wenig Industrie- und Siedlungsgebiete gibt, stimmen die ARCS-Werte mit unseren Werten sehr gut überein (siehe Abb. 5). Das bestätigt nicht nur die Richtigkeit unserer Emissionsdaten, sondern zeigt auch, daß in vielen Bereichen des Inntales der überwiegende Anteil der Emissionen von der Autobahn kommt.

Gemäss ARCS Kataster stammen 85% der NO_x -Emissionen im Inntal zwischen Kufstein und Innsbruck vom Verkehr. Gemäss unserer eigenen Auswertung stammen davon mindestens 55% von der Inntalautobahn, der Rest demzufolge vom regionalen und örtlichen Verkehr, insbesondere auch in den Gebieten um Kufstein und Innsbruck. Ein Vergleich der Autobahnemissionen mit den totalen Emissionen im Inntal von Kufstein bis Innsbruck ist in Abb. 5 zu sehen.

Im Zusammenhang mit dieser Arbeit muß noch hingewiesen werden, daß erst im Jahr 2000 eine eigene Verkehrszählstelle im Bereich Hall von der Bundesstrassenverwaltung eingerichtet wurde. Das Fehlen einer solchen Zählstelle hat zur Folge, daß der auf der A12 fließende regionale Quell- und Zielverkehr zwischen Innsbruck und seiner Umgebung in unseren Emissionsdaten nicht enthalten ist, sondern nur der größerräumige Verkehrsfluss. Den Verkehrszählungen zufolge ist der Autobahnabschnitt zwischen Pill und Innsbruck (Kilometer 53-77) der von Lastkraftwagen am meisten befahrene in Tirol. An der Verkehrszählstelle Vomp wurden 1995 ca. 7.8 Millionen Fahrzeuge in Richtung Innsbruck und genau so viele Richtung Kufstein gezählt, der LKW-Anteil war 18%. Etwas mehr Kraftfahrzeuge, aber deutlich weniger LKWs, wurden in Kematen im Bereich Innsbruck gezählt.

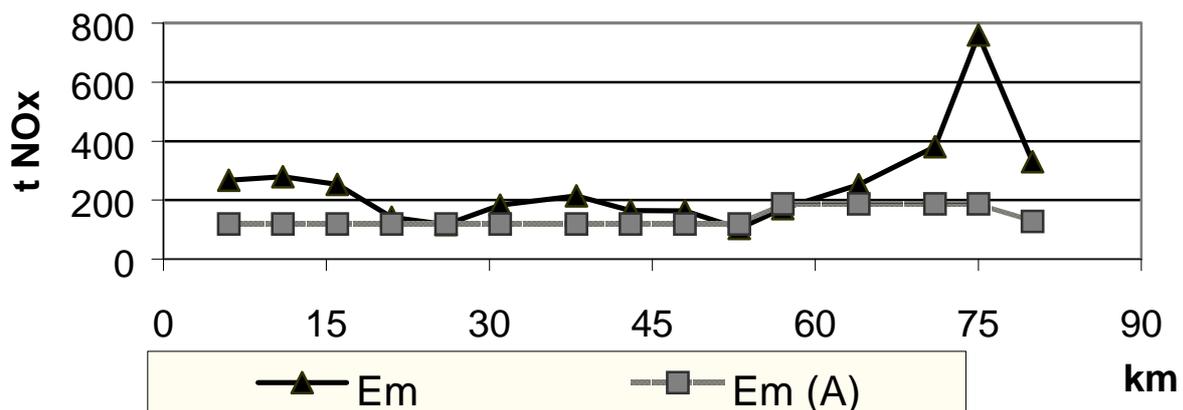


Abb. 5: Emissionen von Stickoxiden entlang der Inntalautobahn (A10) von Kufstein bis Innsbruck (km 1–80). Die obere Kurve (Em) bezeichnet die Gesamtemission nach einem Inventar der Austrian Research Centers Seibersdorf (Basisjahr 1995), die untere Kurve (Em (A)) die Emissionen auf dem jeweiligen Autobahnabschnitt für das Jahr 1995 nach den jeweiligen Verkehrszählungen.

4. Wichtige berechnete Parameter

4.1 Mischungshöhe und Mischungsvolumen

Im Untersuchungsgebiet standen uns im Untersuchungszeitraum keine geeigneten Daten der Mischungshöhe bei Tag oder bei Nacht zur Verfügung. Verfügbar waren lediglich Temperaturmessungen in verschiedenen Höhen über dem Inntal. In einer ersten Näherung verwendeten wir Temperaturmessungen der Stationen Innsbruck / Flughafen (579 m) und Patscherkofel (2247 m) zur Abschätzung der konvektiven Mischungshöhe. Nachts bzw. bei sehr stabilen Verhältnissen ist damit keine sinnvolle Berechnung der Mischungshöhe möglich; sie wurde nur tagsüber verwendet.

Die Berechnung der konvektiven Mischungshöhe erfolgte mit Hilfe der Annahmen, dass

- die Atmosphäre innerhalb der Mischungsschicht trockenadiabatisch geschichtet ist, also ein adiabatischer Temperaturgradient $\Gamma = -0.98 \text{ K} / 100 \text{ m}$ zwischen Talboden (Station Innsbruck-Flughafen) und Mischungshöhe existiert;
- oberhalb der Mischungshöhe (d.h. praktisch: zwischen Mischungshöhe und Station Patscherkofel) ein konstanter Temperaturgradient $\gamma = -0.6 \text{ K} / 100 \text{ m}$ (typischer Wert in der freien Atmosphäre) besteht.

Schematisch ist das in Abb. 6 dargestellt. Die Mischungshöhe h berechnet sich daher durch Schnitt der beiden Geraden im Temperatur-Höhen-Profil zu

$$h = \frac{\Delta T + \gamma \Delta z}{\gamma - \Gamma}.$$

Dabei ist ΔT die Temperaturdifferenz und Δz die Höhendifferenz zwischen Innsbruck-Flughafen und Patscherkofel.

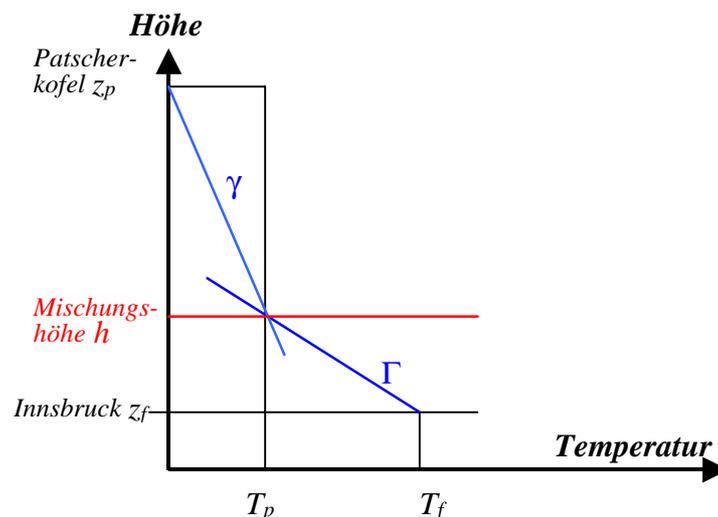
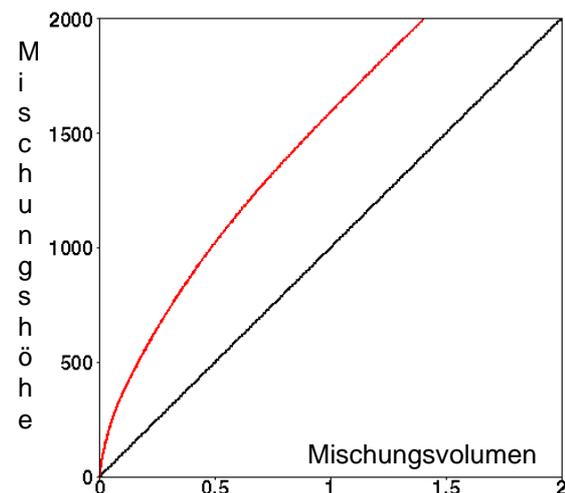


Abb. 6: Schematische Darstellung der Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe h aus der Temperatur am Flughafen (T_f) und am Patscherkofel (T_p). z_p und z_h sind die jeweiligen Seehöhen des Patscherkofel und des Flughafens. Γ ist der trockenadiabatische, γ der konstante Temperaturgradient.

Grundsätzlich ist die hier gewählte Methode der Berechnung der Mischungshöhe als sehr starke Vereinfachung anzusehen. Wir konnten aber feststellen, dass die Berechnung zumindest qualitativ zu realistischen Tages- und Jahresgängen führte. Zur besseren Quantifizierung wäre es empfehlenswert, zusätzliche Informationen über die Vertikalstruktur der Atmosphäre im Inntal zu erheben bzw. auszuwerten (siehe dazu u.a. Dreiseitl, 1988).

Das Luftvolumen im Inntal als Funktion der Mischungshöhe wurde mit Hilfe eines digitalen Höhenmodelles mit einer horizontalen Auflösung von ca. $370 \text{ m} \times 390 \text{ m}$ berechnet. Dabei wurde von der Station Hall ausgehend quer zur Talrichtung der jeweilige begrenzende Bergkamm im Norden und im Süden gesucht. Danach wurde längs der Talrichtung dieselbe Distanz genommen. Das Luftvolumen innerhalb der so definierten Box, vertikal begrenzt durch die Mischungshöhe, ist schliesslich das der Mischungshöhe entsprechende Luftvolumen, kurz Mischungsvolumen genannt. In Abb. 7 findet sich der Vergleich des Mischungsvolumens im Inntal mit dem Mischungsvolumen über dem Flachland, welches linear mit der Mischungshöhe ansteigt.

Abb. 7: Mischungsvolumen [in km^3 pro km^2 Grundfläche] im Inntal im Bereich Hall – Innsbruck (rote Kurve) mit jenem über ebenem Gelände (schwarze Kurve) als Funktion der Mischungshöhe [in m über Grund]. Die Volumsreduktion im Tal ist für Mischungshöhen $< 1000 \text{ m}$ stark ausgeprägt.



4.2 Meteorologisch normierte Emission

Für eine Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Emission und meteorologischen Parametern einerseits und Immissionskonzentration andererseits mit statistischen Methoden (Kapitel 5) ist ein *statistisches Modell* zugrunde zu legen. Sinnvollerweise sollte ein solches Modell in Übereinstimmung mit unserem Wissen von relevanten Prozessen bei der Schadstoff-Ausbreitung stehen. Daher wurde nicht nur das Standardmodell einer multiplen linearen Regression verwendet, sondern auch eine nichtlineare Beziehung, die einem extrem vereinfachten Ausbreitungsmodell entspricht.

Wir gehen vom einfachsten Boxmodell aus:

- Emissionen mit der Rate Q [kg/h] verteilen sich instantan in einem Mischungsvolumen V [m^3].
- Stationäre Bedingungen: Emissionen stehen im Gleichgewicht mit Divergenz der Flüsse.

- Keine vertikalen Flüsse, horizontaler Fluss ist durch Konzentration C [kg/m^3] \times Windgeschwindigkeit u [m/s] gegeben.

Falls die Hintergrundkonzentration vernachlässigt wird, ergibt sich

$$C = \frac{Q}{V \cdot u} \equiv Q'$$

Diesen Quotienten aus Emission und dem Produkt aus Mischungsvolumen und Windgeschwindigkeit nennen wir *meteorologisch normierte Emission* Q' . In der statistischen Untersuchung werden wir dann die Stundenwerte der NO_x -Konzentrationen mit den Stundenwerten der meteorologisch normierten Emission korrelieren. Ein statisches Modell der Form $C = a + b Q'$ enthält dann in der Konstanten a auch eine mittlere Hintergrundkonzentration.

Natürlich kann nicht erwartet werden, dass ein derart einfaches Modell die Beobachtungen zur Gänze erklärt. Es ist allerdings interessant zu sehen, zu welchem Mass es die Beobachtungen zu erklären vermag, d.h. wie weit entfernt die Realität im Inntal von dieser Vereinfachung ist. Ein interessanter Aspekt ist auch, dass das Verdünnungspotential, das durch den Faktor Vu beschrieben wird, leicht für verschiedene Standorte, etwa in Tälern und der Ebene, bestimmt werden kann, und somit Vergleiche erleichtern würde, falls es sich als relevanter Parameter erweist.

5. Statistische Auswertungen

Für die statistischen Auswertungen wurden Daten der autobahnnahen Messstationen Hall in Tirol (A12; östlich von Innsbruck) und Gärberbach (A13; südlich von Innsbruck) herangezogen. Da in Gärberbach keine Windmessungen zur Verfügung standen, wurden die Analysen primär für die Station Hall ausgeführt. Die beiden Stationen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Lage sehr stark von einander. Während Hall am Talgrund des Inntales liegt, befindet sich Gärberbach in Hanglage direkt neben der Brennerautobahn. Die Station Hall befindet sich ca. 100 m von der Autobahn entfernt im Siedlungsgebiet. Die Station Gärberbach befindet sich nur wenige Meter von der Autobahn entfernt in unbebautem Gebiet.

Zur Untersuchung der Abhängigkeit der Immissionen von Emissionen und meteorologischen Parametern wurden einfache und multiple lineare Regressionsmodelle herangezogen, wobei als Parameter auch die meteorologisch normierte Emission herangezogen wurde, was einer nichtlinearen Regression entspricht (siehe oben, 4.2). Als Emissionsdaten gingen die Emissionen des jeweils im Bereich der Messstelle gelegenen Autobahnabschnittes ein. Als meteorologische Parameter gingen Mischungsvolumen (als Funktion der Mischungshöhe), lokale Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung (von der Station Innsbruck-Flughafen) ein. Das Volumen wurde nur für das Inntal festgelegt und nicht für das Wipptal. Lokale Winddaten standen nur am Standort Hall zur Verfügung. Die vollständige Statistik konnte daher nur für Hall berechnet werden. Der Untersuchungszeitraum umfasste die Jahre 1995-1997.

5.1 Mittlere Tagesgänge der Stickoxidkonzentrationen in den vier Jahreszeiten

Die mittleren Tagesgänge während der einzelnen Jahreszeiten sind in Abb. 8 zu sehen. Die Tagesgänge weisen zu allen Jahreszeiten und an beiden Stationen Maxima in der Früh und am Abend auf, die offensichtlich auf die Verkehrsspitzen zurückzuführen sind. Allerdings ist der genaue Verlauf diese Spitzen zusätzlich von der Meteorologie geprägt, wie das spätere Auftreten des Frühmaximums und das frühere Einsetzen des Abendmaximums in Winter zeigen (kürzere Tagesdauer, während der konvektive Durchmischung wirken kann). Die Konzentrationen sind im Frühjahr und Sommer sehr ähnlich, und steigen dann vom Herbst zum Winter hin an. Der Jahresgang ist an der Station Hall wesentlich ausgeprägter als in Gärberbach. Im Frühjahr und Sommer sind in Hall die NO_x -Konzentrationen tagsüber deutlich niedriger als in Gärberbach, im Herbst und besonders im Winter ist es umgekehrt.

An der Station Hall treten speziell im Winter bei geringen Windgeschwindigkeiten extrem hohe NO_x -Konzentrationen auf. Im Mittel über die Wintermonate (Dezember – Feber) übersteigen die Konzentrationen in der Früh und am Abend 150 ppb, bei Kalmen im Winter (60%-80% aller Fälle) im Mittel über 200 ppb. Die Konzentrationen an der Station Gärberbach sind ebenfalls sehr hoch, jedoch trotz der unmittelbaren Autobahnnähe niedriger als an der Station Hall. Nachts zwischen etwa 22 und 5 Uhr sind die Konzentration in Gärberbach zu allen Jahreszeiten im Mittel niedriger als in Hall, wobei der Unterschied in der kalten Jahreszeit am krassesten ist. Dieses Phänomen dürfte auf die nächtlichen Hangabwinde zurückzuführen sein, welche an der Station Gärberbach, an einem Hang oberhalb der Autobahn gelegen, frische Luftmassen heranführen.

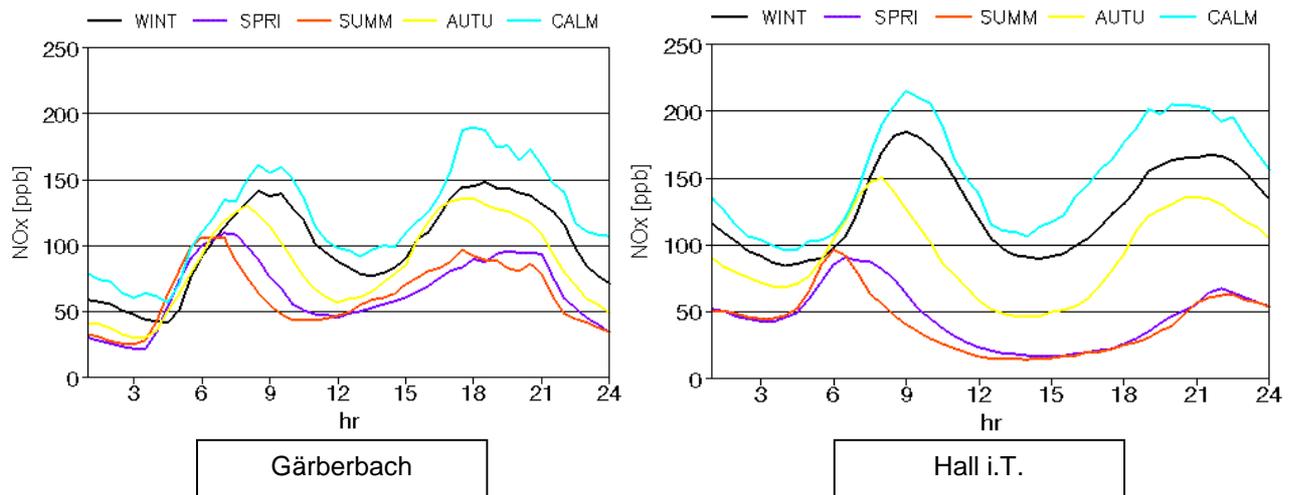


Abb. 8: Mittlere Tagesgänge der NO_x Mischungsverhältnisse [ppb] an den Meßstellen Gärberbach (links) und Hall in Tirol (rechts) für den Zeitraum 1995-1997. Die Tagesgänge sind nach Jahreszeiten getrennt ausgewertet (WINT – Winter; SPRI – Frühling; SUMM – Sommer; AUTU – Herbst). Eine getrennte Auswertung erfolgte für Schwachwindfälle im Winter (CALM; Windgeschwindigkeit < 1 m/s).

5.2 Abhängigkeit der NO_x-Konzentrationen von Emissionen und Meteorologie

Der statistische Zusammenhang zwischen Emissionen der Autobahn und NO_x-Immissionskonzentrationen sowie meteorologischen Parametern wurde mittels einfacher und multipler Regression untersucht, und zwar auf der Basis von Stundenmittelwerten. Dabei wurde zwar formal ein lineares Regressionsmodell eingesetzt, die unabhängigen Variablen wurden aber z.T. vorher umgeformt, um physikalisch gegebene nichtlineare Zusammenhänge berücksichtigen zu können. Folgende statistische Modelle (unabhängige Variablen bzw. Kombinationen davon) wurden untersucht:

- Emissionsrate Q
- Kehrwert des Mischungsvolumens V^{-1}
- Kehrwert der Windgeschwindigkeit u^{-1}
- Globalstrahlung R
- meteorologisch normierte Emission $Q' = Q / (u V)$
- Q, V^{-1}, u^{-1}

Die Regressionen wurden jeweils getrennt für Winter und Sommer berechnet, wobei in jeder Jahreszeit folgende Situation getrennt wurden:

- Tag
- Nacht
- Kalme (nur Hall)
- Westwind (nur Hall)
- Ostwind (nur Hall)

Die Ergebnisse (einschliesslich jener für die Regression unter Berücksichtigung einer Persistenzvariablen, die in Kapitel 5.3 diskutiert wird) sind in Tab. 1 und den Abb. 9 bis 11 dargestellt.

In Hall besteht keine nennenswerte Korrelation zwischen der Emission Q und der Immissionskonzentration. Die von der linearen Regression erklärte Varianz (Quadrat des Korrelationskoeffizienten) nur rund 5%. Das Fehlen einer Korrelation zwischen Konzentrationen und Emission der Autobahn wurde hier auch in früheren Studien festgestellt (Dreiseitl und Stöhr, 1992). In Gärberbach hingegen wird nachts im Winter 40% der Varianz der Konzentrationen durch die Varianz der lokalen Autobahnemissionen erklärt, tagsüber und im Sommer immerhin noch zwischen 9 und 15%. Diese Unterschiede zwischen Hall und Gärberbach erklären sich aus unterschiedlichen Faktoren. Erstens ist die Station Hall deutlich weiter von der Autobahn entfernt, zweitens gibt es im fraglichen Zeitraum keine für den Bereich Hall voll repräsentative Verkehrszählstelle an der Inntalautobahn, und drittens sind, im Gegensatz zum Bereich südlich von Innsbruck, im Grossraum Innsbruck-Hall die nicht-autobahnbezogenen Emissionen ebenfalls hoch. Im Bereich Hall sind unserer Schätzung nach nur zirka 50% der für die Messstelle relevanten NO_x -Emissionen tatsächlich von der Autobahn (siehe Abb. 5).

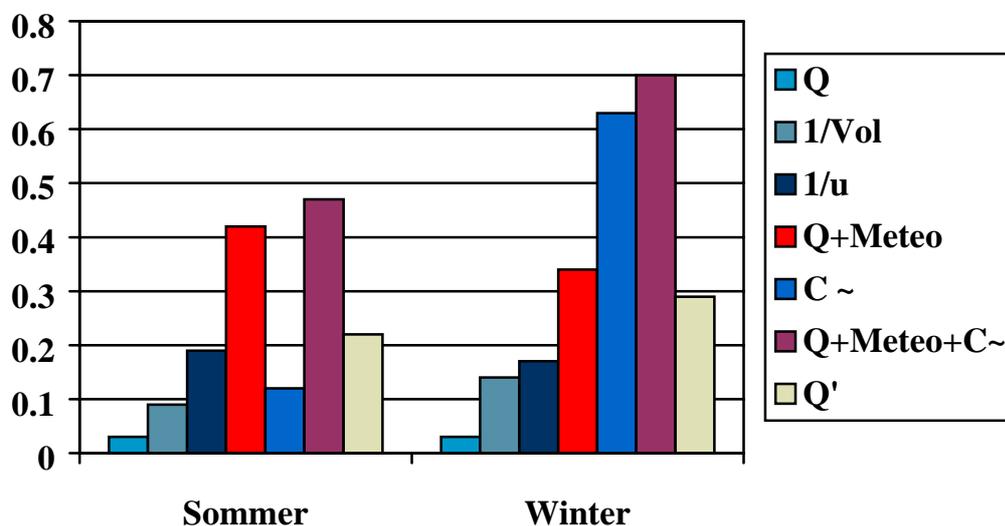


Abb. 9: Erklärte Varianz der Stickoxidkonzentrationen an der Messstelle Hall in Tirol für verschiedene Regressionsmodelle.

Q ... Emissionsrate, Q' ... meteorologisch normierte Emission, $1/\text{Vol}$... Kehrwert des Mischungsvolumens, $1/u$... Kehrwert der Windgeschwindigkeit, C_{\sim} ... mittlere Konzentration der vorangegangenen 24 Stunden. $Q+\text{Meteo}$ bezeichnet das multiple Regressionsmodell aus Emission und allen meteorologischen Parametern, $Q+\text{Meteo}+C_{\sim}$ jenes, das zusätzlich den Persistenzparameter C_{\sim} enthält.

Rein meteorologische Parameter (also ohne jede explizite Berücksichtigung der Emissionen) erklären ebenfalls nur einen geringen Prozentsatz der Varianz der Konzentrationen.

Die Windgeschwindigkeit (genauer gesagt, ihr Kehrwert) erklärt rund 15-20% der Varianz, ausser – naturgemäss – bei Kalme. Der Kehrwert des Mischungsvolumens (nur tagsüber zur Verfügung) erklärt ebenfalls rund 15%. Die Globalstrahlung an der Station Innsbruck-Flughafen (naturgemäss nur tagsüber betrachtet) ist in Hall nur im Sommer mit den Konzentrationen korreliert (erklärte Varianz 19%), während sie im Winter nur mehr 4% erklärt. Umgekehrt ist es in Gärberbach (Sommer 6%, Winter 16%).

Der Kehrwert des Mischungsvolumens erklärt tagsüber, im Sommer wie im Winter, 15% der Varianz der NO_x -Zeitreihe in Hall.

		Q	V^{-1}	u^{-1}	Rad	$Q+M$	Q'	\bar{C}	$Q+M+\bar{C}$	$Q' + \bar{C}$
	Hall Wint C	0.08	-	0.00	0.03	0.28	-	0.59	0.67	0.64
	Hall Wint W	0.03	-	0.23	0.06	0.32	-	0.59	0.65	0.66
	Hall Wint E	0.02	-	0.14	0.00	0.33	-	0.69	0.74	0.73
	Hall Wint Tag	0.03	0.15	0.17	0.04	0.34	0.33	0.59	0.67	0.65
	Hall Wint Nacht	0.06	-	0.18	-	0.35	-	0.68	0.73	-
	Hall Som Calm	0.03	-	0.00	0.13	0.39	-	0.07	0.46	0.19
	Hall Som W	0.13	-	0.08	0.02	0.38	-	0.24	0.44	0.32
	Hall Som E	0.03	-	0.14	0.15	0.43	-	0.06	0.47	0.17
	Hall Som Tag	0.03	0.15	0.20	0.19	0.45	0.24	0.11	0.50	0.29
	Hall Som Nacht	0.04	-	0.21	-	0.27	-	0.21	0.38	-
	Gärb Wint Tag	0.15	-	-	0.16	-	-	0.44	-	-
	Gärb Wint Nacht	0.40	-	-	-	-	-	0.37	-	-
	Gärb Som Tag	0.09	-	-	0.06	-	-	0.31	-	-
	Gärb Som Nacht	0.21	-	-	-	-	-	0.11	-	-
	Vösend. Winter	-	-	0.23	-	-	-	0.35	-	-
	Vösend. Sommer	-	-	0.25	-	-	-	0.18	-	-

Tabelle 1: Erklärte Varianz der Stickoxidkonzentrationen für verschiedene Regressionsmodelle an den Stationen Hall in Tirol (Hall), Gärberbach (Gärb) und Vösendorf in Niederösterreich (Vösend). Die Daten liegen getrennt nach Sommer (Som, rote Leiste links) und Winter (Wint, blaue Leiste links), sowie Tag (gelb unterlegt) und Nacht (blau unterlegt) vor. Alternativ zur Tag/Nacht-Unterteilung wurde auch eine Unterteilung nach Windverhältnissen durchgeführt [Calm = Kalme, W = Westwind, E = Ostwind]. Werte über 0.5 sind grau und solche zwischen 0.3 und 0.5 hellgrau unterlegt.

Die Eingangsparameter für die Regression sind: Emissionsrate Q der Autobahn, Kehrwert des Mischungsvolumens V , Kehrwert der Windgeschwindigkeit u , Globalstrahlung Rad , mittlere Konzentration der vorangehenden 24 Stunden \bar{C} und die meteorologisch normierte Emission Q' . Neben den einfachen Regressionen wurden auch multiple Regressionen berechnet, wobei hier M die Gesamtheit der meteorologischen Parameter bezeichnet. Die multiple lineare Regression (nur für Hall vorliegend), basierend auf der Emissionsrate und allen meteorologischen Parametern, erklärt im Sommer tagsüber 44% der Varianz, im Winter 31%. Bei Nacht sind die entsprechenden Werte geringer, da keine Angaben über die Mischungshöhe verfügbar sind, was sich vor allem im Sommer bemerkbar macht (im Winter dürfte die Methode zur Berechnung der Mischungshöhe zu ungenau sein). Da die Abhängigkeit der Konzentrationen vom Mischungsvolumen bei stabilen Verhältnissen noch ausgeprägter sein sollte, sind bei einer verbesserten Information über die Vertikalstruktur der Talatmosphäre deutlich verbesserte Korrelationen für diese Situationen zu erwarten, die sogar die 44% übertreffen könnten.

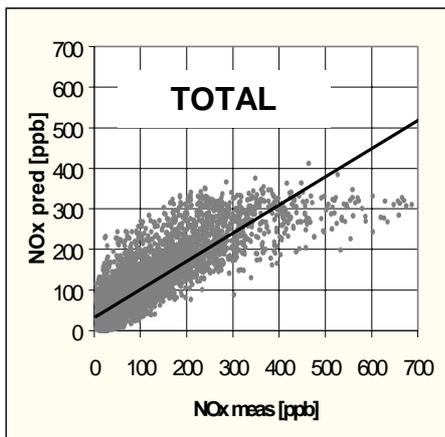
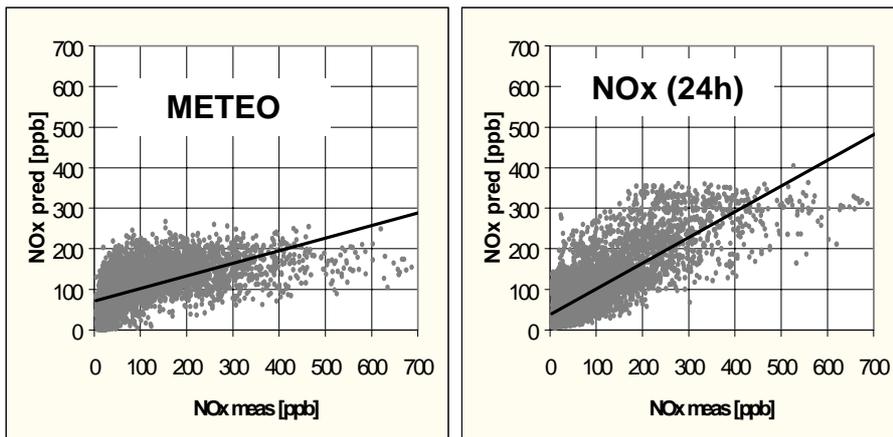


Abb. 10: Vergleich zwischen beobachteten und mit Hilfe des statistischen Modells vorausgesagten NOx Konzentrationen **im Winter**. „METEO“ bezeichnet das multiple lineare Regressionsmodell mit meteorologischen Prädiktoren, „NOx (24h)“ das lineare Regressionsmodell mit der durchschnittlichen Konzentration der letzten 24 Stunden, und „TOTAL“ das entsprechende Summenmodell (multiple lineare Regression).

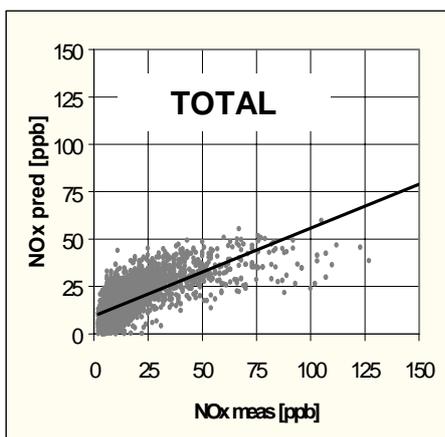
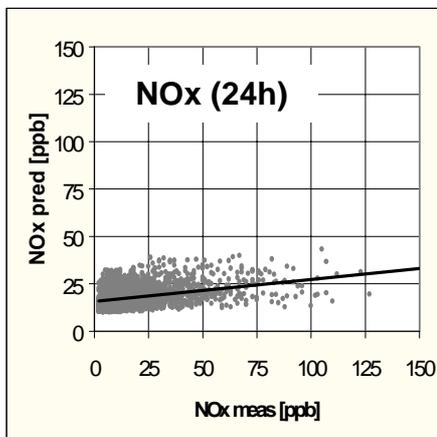
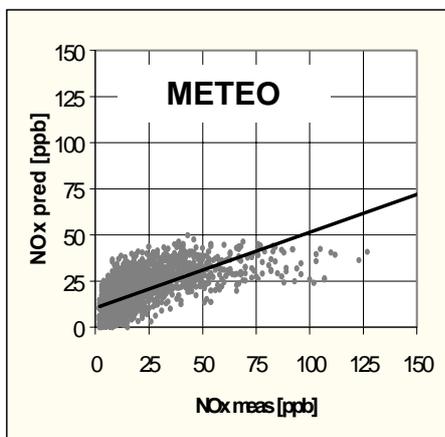


Abb. 11: Vergleich zwischen gemessenen und mit Hilfe des statistischen Modelles vorausgesagten NOx Konzentrationen **im Sommer**. „METEO“ bezeichnet das multiple lineare Regressionsmodell mit meteorologischen Prädiktoren, „NOx (24h)“ das lineare Regressionsmodell mit der durchschnittlichen Konzentration der letzten 24 Stunden, und „TOTAL“ das entsprechende Summenmodell (multiple lineare Regression).

Eine Alternative zur multiplen linearen Regression ist die einfache lineare Regression auf die meteorologisch normierte Emissionsrate Q' , die zumindest prima vista physikalisch besser begründet ist. Da sie das Mischungsvolumen beinhaltet, wurde sie nur tagsüber eingesetzt. Im Winter erreicht sie praktisch dieselbe Korrelation (erklärte Varianz 33% gegenüber 34% für das multiple lineare Modell), im Sommer fällt sie jedoch deutlich ab (24% statt 45%). Man muss bei diesem Vergleich aber auch bedenken, dass bei der Regression auf Q' nur 2 Freiheitsgrade zur Verfügung stehen, bei der multiplen linearen Regression jedoch 4! Eine Übertragbarkeit auf andere Situationen ist daher eher mit der meteorologisch normierten Emissionsrate bzw. dem Verdünnungspotential ($u V$) zu erwarten.

Streudiagramme der gemessenen NO_x Konzentrationen gegen die vom statistischen Modell aus Emission und Meteorologie vorausgesagten NO_x Konzentrationen für den Winter sind in Abb. 10 dargestellt, für den Sommer in Abb. 11. Dabei fällt auf, dass die höchsten Konzentrationen von keiner Regression erfasst werden.

5.3 Persistenz

Wie in Abb. 9 und 10 zu sehen ist, erklären die mittleren Konzentrationen während der jeweils vorausgehenden 24 Stunden einen grossen Teil der Varianz der NO_x -Konzentrationen am Standort Hall im Winter. Das bedeutet, dass die Konzentrationen eine hohe Autokorrelation (Persistenz) aufweisen, wie bereits in vorangegangenen Studien beobachtet (Dreiseitl und Stöhr, 1992). Im Sommer und am Standort Gärberbach ist die Autokorrelation deutlich geringer. Hohe Konzentrationen während des Winters können offenbar von den hier verwendeten Prädiktoren (Emission, Mischungsvolumen, Windgeschwindigkeit, Strahlung) alleine nicht erklärt werden.

Dagegen erklären am Standort Hall die mittleren Konzentrationen der vorangehenden 24 Stunden im Winter zwischen 59% (tags) und 68% (nachts) der Varianz der Immissionskonzentrationen (Tab. 1). Damit erklärt die Persistenz hier einen wesentlich höheren Beitrag als alle anderen Regressionsmodelle, die auf momentanen Emissionen und meteorologischen Parametern aufbauen. Die entsprechenden Prozentsätze sind an der Station Gärberbach geringer (rund 40%). Auch im Sommer sind die Werte deutlich niedriger.

Wird die Persistenz im Rahmen einer multiplen linearen Regression mit den anderen Parametern kombiniert, kann die Erklärungskraft des statistischen Modells noch weiter erhöht werden. In Hall werden dann im Winter nachts 73% und tags 66% der Varianz der Stickoxide erklärt, im Sommer immerhin noch 50% (tags) bzw. 37% (nachts). Im Winter ist die erklärte Varianz eindeutig von der Persistenz dominiert, im Sommer von der Meteorologie (Abb. 9).

Interessanterweise ist die Korrelation mit den vorhergehenden mittleren Konzentrationen bei Kalme nicht höher, sondern sogar etwas niedriger als in Fällen mit messbarem Wind. Dies weist darauf hin, dass es hier nicht so sehr um die Akkumulation von NO_x in einer völlig stagnierenden Luftmasse mit gleichbleibendem Mischungsvolumen geht, sondern Rezirkulationen eine wesentliche Rolle spielen könnten. In tiefen Gebirgstälern wie dem Inntal ist an einem hohen Prozentsatz aller Tage, vor allem bei schwachen synoptischen Druckgradienten, ein Talwindssystem mit Taleinwind tagsüber bzw. am Abend und Talauswind in der Nacht bzw. am Vormittag zu beobachten. Die am stärksten verschmutzte Luft kann dabei "hin- und hergeschaukelt" werden (Dreiseitl et al., 1980).

5.4 Auftreten hoher NO_2 -Konzentrationen

Vom lufthygienischen Standpunkt aus gesehen sind weniger die hohen NO_x -Konzentrationen, sondern in erster Linie hohe NO_2 -Konzentrationen für die Beurteilung der Gesundheitsgefährdung relevant. Zwar gibt es auch für NO eine VDI-Richtlinie (VDI Richtlinie 2310; siehe z.B. Baumbach, 1992), in den Smogalarmgesetzen wird jedoch nur NO_2 erwähnt. Die maximal zulässige NO_2 -

Immissionskonzentration (Halbstundenmittelwert) nach VDI 2310 von 1 mg/m^3 wird am Standort Hall öfters und über längere Zeiträume hinweg überschritten. Überschreitungen der maximal zulässigen Immissionskonzentration von NO_2 nach Smogalarmgesetz von 0.2 mg/m^3 kamen jedoch in unserer Untersuchungsperiode 1995-1997 nie vor. Nach 1997 wurden jedoch an der neu eingerichteten Station Vomp (ca. 20 km östlich von Hall) bei Inversionswetterlagen im Winter einige Male Überschreitungen des NO_2 Grenzwertes beobachtet³.

In den Jahren 1995-1997 gab an der Station Hall es 622 Halbstundenmittelwerte mit NO_2 -Konzentrationen von über 50 ppb (ca. 50% des Grenzwertes). 80% dieser Fälle traten im Herbst und Winter auf, 20% im Frühjahr und Sommer. Dabei wirken jeweils zwei total unterschiedliche Mechanismen:

- Herbst / Winter: Inversion ("high NO case")
- Frühjahr / Sommer: Photochemie ("high NO_2 / high O_3 case")

5.4.1 Inversions-Steuerung von NO_2

Das Auftreten hoher NO_2 -Konzentrationen im Herbst und Winter ist im Regelfall an das Auftreten hoher NO-Konzentrationen gekoppelt. Typische Verhältnisse NO/NO_2 liegen in diesen Fällen zwischen 5 und 10. In vielen Fällen traten NO_2 -Konzentrationen von mehr als 50 ppb über einen Zeitraum von mehreren Tagen gehäuft oder sogar ständig auf. Dabei waren die Windgeschwindigkeiten am Talgrund niedrig, während in der Höhe (Patscherkofel) oft sehr hohe Windgeschwindigkeiten, etwa aufgrund einer Föhnströmung, beobachtet wurden.

5.4.2 Ozon-Steuerung von NO_2

Im Frühjahr und Sommer treten die „NO hoch / NO_2 hoch“ –Fälle kaum auf. Statt dessen gibt es aber Fälle des Typus „NO niedrig / NO_2 hoch / Ozon hoch“. Dabei ist nicht die Ozonkonzentration im Tal hoch, sondern jene in der Höhe (Station Seegrube). Typischerweise tritt diese Situation in den Abendstunden (18-22 Uhr) auf. Die NO/NO_2 -Verhältnisse liegen dabei häufig zwischen 0.1 und 1.0, wobei die niedrigeren Verhältnisse bei höheren Ozonwerten auftreten. Wie im Winterfall sind auch im Sommerfall die Windgeschwindigkeiten im Bereich der Station Hall niedrig. Die Erklärung für das Auftreten der hohen NO_2 -Konzentrationen liegt in diesem Fall in der Bildung von NO_2 aus NO bei Durchmischung mit ozonreicher Luft. Die ozonreiche Luft gelangt offenbar durch Hangabwinde in den Abendstunden zum Talgrund (schematische Darstellung siehe Abb. 12).

Manchmal gibt es jedoch auch hohe NO_2 -Konzentrationen beim Einsetzen von Föhn. Beim Einsetzen von Föhn werden hohe O_3 Konzentrationen im Inntal und an den Bergstationen beobachtet (Seibert et al., 2000), die bei Nacht zur Oxidation von NO zu NO_2 führen. Im Flachland werden NO_2 -Spitzen meist in den Vormittagsstunden durch Einmischen O_3 -reicher Luft aus den Reservoirschichten beobachtet⁴⁵. Im Inntal gibt es solche Vormittagsspitzen jedoch nur selten.

³ persönliche Mitteilung, A. Weber (Landesforstdirektion Innsbruck)

⁴ persönliche Mitteilung; B. Krüger (Institut für Meteorologie u. Physik der Univ. f. Bodenkultur)

⁵ persönliche Mitteilung, W. Spangl (Umweltbundesamt Wien)

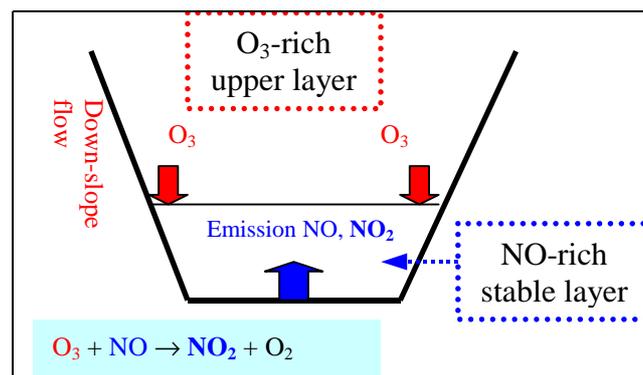


Abb. 12: Schema der Bildung hoher NO_2 Konzentrationen im Inntal während der Abendstunden im Frühjahr und Sommer durch Durchmischung O_3 -reicher mit NO -reicher Luft.

Generell gibt es eine positive Korrelation zwischen den NO_2 -Konzentrationen im Inntal um 21 Uhr und den O_3 -Konzentrationen zum selben Zeitpunkt auf der Seegrube. Im Sommer erklären die O_3 -Konzentrationen auf der Seegrube 13% der Varianz von NO_2 im Tal. Damit erklärt das O_3 ungefähr gleich viel der Varianz von NO_2 wie der Kehrwert der Windgeschwindigkeit.

Diese neuen Erkenntnisse sind für die Beurteilung der Luftqualitätssituation im Inntal und ihrer zukünftigen Entwicklung von gewisser Bedeutung. Während hohe NO -Werte auf die Wintermonate beschränkt sind, sind Grenzwertüberschreitungen von NO_2 im Falle zunehmender Emissionen in allen Jahreszeiten möglich. Zur Abschätzung möglicher Zukunftsszenarien wäre abzuklären, ob das O_3 , welches in den Abendstunden mit NO reagiert, am Vortag lokal produziert oder eher advehiert wurde. Im Falle lokaler Produktion würde das System rascher auf Emissionsänderungen reagieren (im Sinne zunehmender O_3 Produktion und damit überproportional zu den Emissionen zunehmender NO_2 -Belastung).

5.5 Vergleich mit Flachlandstationen

Die mittleren Immissionskonzentrationen in Hall in Tirol und auch die Autokorrelationen (Persistenz) wurden mit den Stationen Vösendorf, Mödling und Brunn am Gebirge verglichen, die stark verkehrsbelastete Standorte einer Alpenrandlage (kein Tal) im Osten Österreichs repräsentieren. Die Station Vösendorf (siehe Abb. 13) liegt ca. 700 m entfernt vom Autobahnknoten Vösendorf (Einmündung A21- Wiener Aussenringautobahn in A2-Südautobahn). In diesem Bereich sind die Emissionen laut ARCS-Kataster 3-mal höher als in Hall und ca. 40% höher als in Innsbruck. Die anderen Stationen liegen etwas weiter von den Autobahnen entfernt. Insgesamt haben aber alle drei Stationen im Wiener Becken eine sehr ähnliche Immissionscharakteristik. Daher können wir uns auf die Diskussion von Vösendorf beschränken.

Am Standort Vösendorf ist die Kalmenhäufigkeit zu allen Jahreszeiten deutlich geringer als in Hall (siehe Abb.14). Die Stickoxidbelastung in Vösendorf ist speziell im Winter im Mittel deutlich geringer. Die täglichen Maximalkonzentrationen während der Morgenstunden im Winter sind in Hall im Mittel um mehr als einen Faktor 3 höher, was bei um einem Faktor 3 niedrigeren Emissionen einen um den Faktor 9 höheren Einflussfaktor (durch Emission normierte Immission) ergibt. Interessant ist, dass diese Aussage auch für Kalmen gilt. Die häufigere Windstille im Tal allein macht also offensichtlich nicht den Unterschied, sondern es müssen andere Faktoren hinzutreten (Rezirkulation, geringeres Mischungsvolumen).

Neben den Unterschieden bei den Immissionen gibt es zwischen beiden Standorten auch deutliche Unterschiede bei den Autokorrelationen (Abb. 14). Während im Sommer an beiden Standorten vergleichbare Werte auftreten, tritt im Winter im Inntal Dekorrelation erst nach mehr als 36 Stunden ein. Am Knoten Vösendorf tritt Dekorrelation schon nach 6 Stunden ein. Dekorrelation wird hier verstanden als das Absinken der Autokorrelation auf $1/e \approx 37\%$.

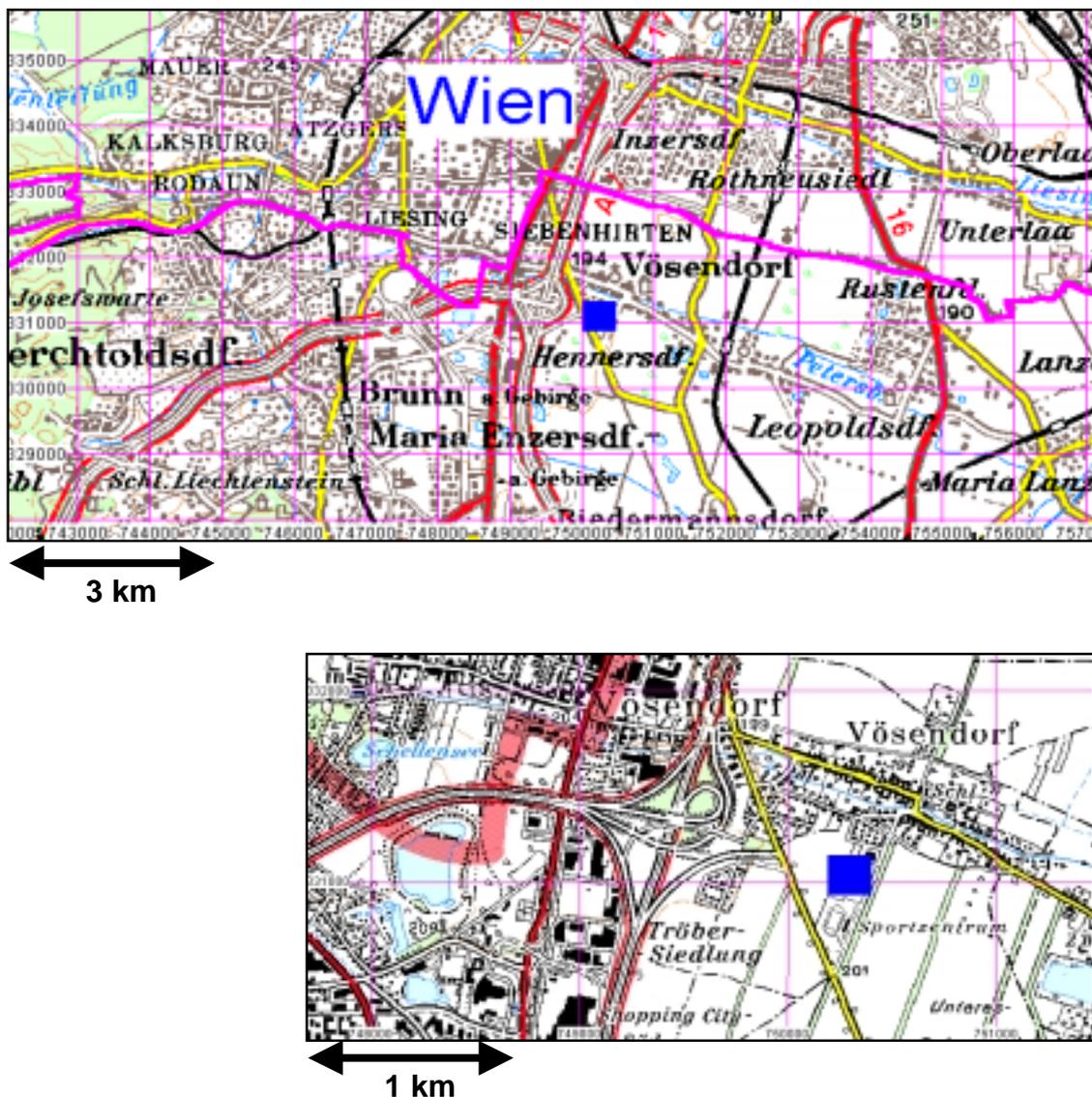


Abb. 13: Lage der Station Vösendorf an der Einmündung zwischen A2 (Südautobahn) und A21 (Wiener Aussenringautobahn) am Stadtrand von Wien.

Die extremen Unterschiede im Konzentrationsverlauf und der Autokorrelation im Inntal zwischen Sommer und Winter, die im Flachland nicht beobachtet werden, weisen auf verschiedene zentrale Prozesse hin. Einerseits dürfte das verringerte Mischungsvolumen einen deutlichen Einfluss haben. Es ist interessant festzustellen, dass allein die Volumsreduktion bei Mischungsschichthöhen unter 250 m bereits den gesamten Unterschied in den Konzentrationen erklären könnte. Die grossen Unterschiede zwischen Sommer und Winter im Inntal weisen aber auch darauf hin, dass dort im Winter über längere Zeiträume die Luft im Talinneren nicht oder nur zu einem geringen Teil ausge-

tauscht wird. Einerseits wird durch die Ansammlung von Kaltluft im Tal das Durchgreifen von Luftmassen bei Frontdurchgängen vermindert bis verhindert, andererseits sind auch die Hangwinde im Winter weniger effizient im Austausch von Luft durch die stabile Schichtung hindurch (weniger verfügbare fühlbare Wärme, grössere Stabilität; siehe Vergeiner und Dreiseitl, 1987). Ob auch bezüglich des horizontalen Austauschs mit dem Alpenvorland aufgrund geringerer Amplituden der Tal-Längszirkulation ein relevanter jahreszeitlicher Unterschied besteht, ist nicht klar.

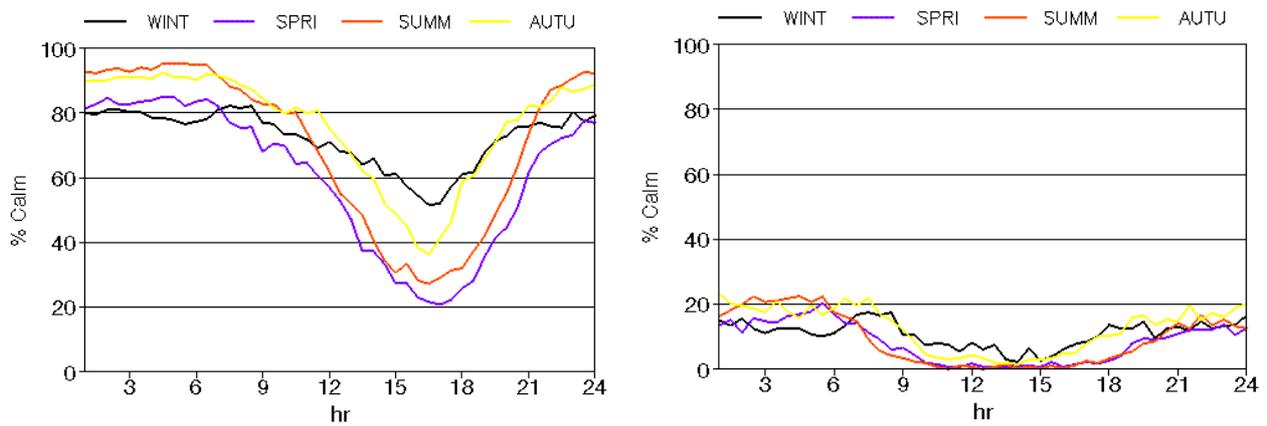
Im Sommer hingegen sind, bedingt durch die geringere Reduktion der Mischungsvolumina bei gesteigener Mischungshöhe, die bessere Wirksamkeit des Austausches über die Hangaufwinde, und das häufigere Durchgreifen von synoptischen Strömungen die Verdünnungsprozesse im Talbereich vergleichsweise effizienter als im Winter. Sie sind jedoch immer noch weniger effizient als im Flachland.

5.6 Repräsentativität der Messstation Hall

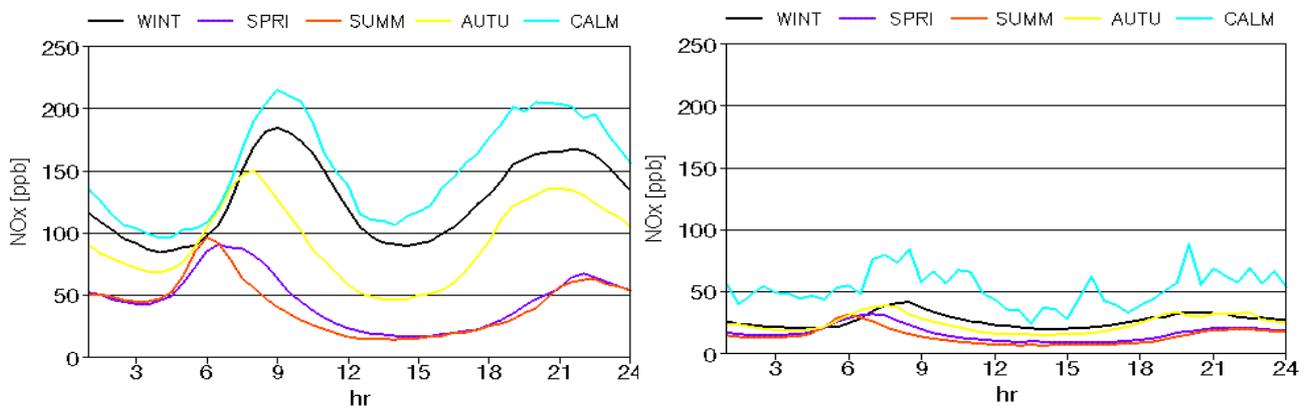
Die in dieser Studie abgeleiteten Erkenntnisse für das Inntal beruhen im wesentlichen auf den Messungen am Standort Hall in der Nähe von Innsbruck. In den letzten Jahren wurde im Bereich Vomp an der A12 eine weitere autobahnahe Messstelle von der Landesforstdirektion Tirol eingerichtet. Diese Station ist deutlich weiter entfernt von Innsbruck. Wir haben diese Station im Rahmen dieses Projektes nicht untersuchen können. Es treten jedoch am Standort Vomp genauso hohe bzw. sogar noch höhere mittlere Stickoxidkonzentrationen auf als in Hall, und es gibt in Vomp analog zu Hall länger anhaltende Episoden mit extrem hohen Belastungen⁶. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass der Standort Hall durchaus repräsentativ für die Belastungen im Inntal östlich von Innsbruck nahe der Autobahn ist.

⁶ persönliche Mitteilung, A. Weber (Landesforstdirektion Innsbruck)

(a)



(b)



(c)

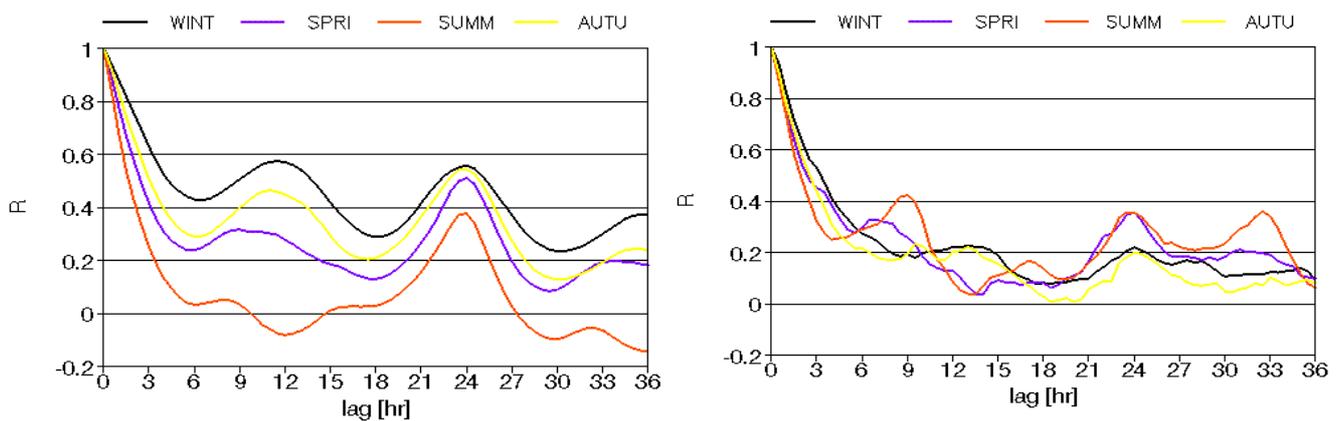


Abb. 14: Vergleich von (a) mittleren Tagesgängen der Kalmenhäufigkeit [%]; (b), mittleren Tagesgängen der NOx-Konzentrationen [ppb] und (c) Autokorrelationsfunktionen an den Messstellen Hall/Tirol (links) und Vösendorf/Niederösterreich (rechts). Die Darstellung erfolgt getrennt nach Jahreszeiten (Erklärung der Legenden: siehe Abb. 8).

6. Modellierung

Im Rahmen dieses Projektes wurden keine Modellsimulationen des Schadstofftransportes im Inntal durchgeführt. Einige der offenen Fragen sind jedoch ohne Anwendung entsprechender Simulationsmodelle wohl kaum beantwortbar. Dazu zählen Fragen des Mischungsvolumens im Tal (vor allem bei stabiler Schichtung) und des Vertikalaustauschs, der Bedeutung von Rezirkulationsprozessen und der Photochemie (lokale Ozonbildung, Advektion von Ozon, Ozonsteuerung der NO₂-Konzentrationen am Abend). Während die ersten beiden Fragen zumindest teilweise durch einfache Modelle angegangen werden könnten, erfordert die Modellierung der Photochemie wohl komplexe, gekoppelte meteorologisch-chemische Modelle.

Für eine verbesserte Abschätzung der Bedeutung des Mischungsvolumens und des Vertikalaustauschs aufgrund der Hangaufwinde und der Konvektion könnte im konvektiven Fall ALPTHERM (Liechti und Neininger, 1994) herangezogen werden. Dieses Modell berechnet den Austausch aufgrund der Erwärmung von Luftpaketen, wobei die Flächen-Höhen-Verteilung im Tal in die Berechnung eingeht. Dadurch könnten Mischungsvolumina für verschiedene Standorte berechnet und miteinander verglichen werden. Das Modell selbst benötigt neben der Flächen-Höhen-Verteilung nur das Vertikalprofil des fühlbaren und latenten Wärmestroms. Im Prinzip könnte man das Modell recht einfach mit einem passiven Tracer versehen und damit den Austausch am Boden emittierter Substanzen simulieren. Nachteile dieses Modells sind, dass Simulationen während der Nachtstunden nicht möglich sind (nur Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang), und dass advektive Einflüsse vor allem bezüglich eines Tracers nicht angemessen berücksichtigt werden können (Schönwettermodell).

Advektion im Tal und Rezirkulationen könnten mit Hilfe des einfachen Meteorologiemodells VALMET und des darauf aufbauenden Ausbreitungsmodells VALDRIFT (Allwine et al., 1997) abgeschätzt werden. VALMET funktioniert jedoch auch nur von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang. Zu einer sinnvollen Anwendung müßte die Simulationsdauer auf mehrer Tage ausgedehnt werden. Alternativ könnte man VALDRIFT mit Beobachtungsdaten antreiben. Hangwinde sind in diesen Modellen nicht berücksichtigt.

Die Anwendungsmöglichkeiten eines modifizierten Gauss'schen Ausbreitungsmodells sind wohl mit der Arbeit von Bauer (1994) im wesentlichen ausgeschöpft worden.

Die Anwendung von komplexen numerischen Simulationsmodellen in Hochgebirgsregionen ist extrem schwierig, und zwar nicht nur wegen der Steilheit des Terrains, sondern auch wegen der weiten Scalebereiche, die gleichzeitig aufgelöst werden müssen. So ist eine Auflösung von besser als 1 km erforderlich, um die Flächen-Höhen-Verteilung richtig simulieren zu können (Steinacker, 1984), während andererseits z. B. die thermische Zirkulation im Inntal nur richtig erfasst werden kann, wenn das hochaufgelöste Modellgebiet das gesamte Einzugsgebiet vom Malojapass bis ins Alpenvorland bei Kufstein umfasst.

Wir verweisen hier auf einige jüngere Ansätze in dieser Richtung, wobei hervorgehoben werden soll, dass hier stets nur kürzere Fallstudien simuliert wurden.

Zängl (1999a, 1999b) führte mit dem MM5-Modell (Grell et al., 1995) mit modifizierter Numerik Simulationen bei Föhn mit einer Gitterdistanz bis hinunter auf 800 m mit 38 vertikalen Schichten durch. Eine Version des MM5 Modells mit on-line Chemie-Simulation wurde von Grell et al. (2000) entwickelt. Es wurde im Rahmen des VOTALP-Projekts für eine Sommerozon-Simulation im Misox (Valle Mesolcina, Graubünden) mit einer Gitterdistanz von 1 km und 23 vertikalen Schichten eingesetzt (Grell et al., 2000). Nanni et al. (1996) verwendeten ein Lagrange'sches Parti-

kel-Diffusionsmodell⁷, angetrieben von Windfeldern, die mit einem diagnostischen Windfeldmodell aus Bodenwinddaten erzeugt wurden, zur Simulation der NO_x-Ausbreitung im Susa-Tal in den italienischen Alpen an einigen ausgewählten Tagen.

Um die für die hohen Belastungen im Inntal wesentlichen Stagnations- bzw. Rezirkulationsepisoden korrekt zu erfassen, wären jedenfalls Simulation über längere Zeiträume (vielleicht eine Woche) erforderlich. Bei der Anwendung eines prognostischen Modells stellt sich dabei – neben der oben erwähnten grundsätzlichen Problematik – das Problem, wie sichergestellt wird, dass die Simulation nahe an den beobachteten Wind- und Temperaturverteilungen bleibt. Beobachtungs-"Nudging" wäre der Ansatz nach dem Stand der Wissenschaft, ist jedoch ein heikler Eingriff in das Modell, welcher viel mit Erfahrung und Ausprobieren zu tun hat. Bei der Verwendung von diagnostischen Windmodellen stellt sich neben der Frage, wie gut damit die Strömung tatsächlich beschrieben wird, auch jene, wie die so wichtige Information über das vertikale Turbulenzprofil abgeleitet werden soll.

⁷ Ein ähnliches Modell (FLEXPART) ist auch am Institut für Meteorologie und Physik der BOKU verfügbar.

7. Perspektiven

Die schlechtere Durchlüftung und damit ein höheres Potential für das Erreichen schädlicher Werte der Luftverschmutzung in alpinen Tälern, vor allem in der kalten Jahreszeit, ist seit langem bekannt. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie lassen jedoch diesen Effekt noch wesentlich dramatischer erscheinen als erwartet. Die Frage der Belastbarkeit der Alpentäler durch Verkehrsemissionen hat im Zuge der Diskussionen um den Alpentransit und diesbezügliche Rechtsakte⁸ erhebliche politische Bedeutung erlangt. Wissenschaftliche Grundlagen für die Entscheidungsfindung sind wünschenswert.

Eine Vertiefung und Erweiterung der vorliegenden Studie könnte dazu beitragen. Einerseits ist der vorliegende Datensatz es wert, noch weiter genutzt zu werden. Andererseits könnte die Aussagekraft durch Einbeziehung zusätzlicher, neu erhobener Daten (insbesondere: zusätzliche Verkehrszählstelle östlich von Innsbruck; Immisionsmesstelle Vomp; Radiosonden- und Windprofilerdaten aus Innsbruck; Hangtemperaturprofile, die im Zuge der UVP für die Unterinntal-Eisenbahntrasse erhoben werden) gesteigert werden. Wichtig wäre auch die Ausweitung der Vergleichsuntersuchungen ausserhalb der engeren Alpenregion, sowie eine mögliche Ausdehnung auf andere vom Transitverkehr betroffene Alpentäler etwa in Italien und der Schweiz, oder auch innerhalb Österreichs (Tauernautobahn).

Methodisch wäre die Anwendung von numerischen Modellen zu überlegen, wobei aber der wissenschaftliche Aufwand nicht unterschätzt werden darf.

⁸ Transitvertrag Österreich – Europäische Union, Beitrittsvertrag Österreichs zur Europäischen Union, Bilaterales Abkommen Schweiz – Europäische Union über den Landverkehr, Verkehrsprotokoll zur Alpenkonvention, Entscheidung des Europäischen Gerichtshofes über die LKW-Maut auf der Brennerautobahn

Literatur

- Allwine, K.J., Bian, X., Whiteman, D. C., Thistle, H.W.: VALDRIFT – A Valley Atmospheric Dispersion Model. *J. Appl. Meteor.* 36, 1076-1087, 1997.
- Bauer, M.: Modellierung der Ausbreitung und Deposition von Schadstoffen in einem Alpental. Diplomarbeit, Inst. f. Meteorologie und Geophysik, Universität Innsbruck, 1994.
- BEV Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen: Austrian MAP. Version 1.0, Österreichische Karte 1:50000, Wien, 1999.
- Dreiseitl, E., Feichter, H., Pichler, H., Steinacker, R., Vergeiner, I.: Windregimes an der Gabelung zweier Alpentäler, *Arch. Met. Geoph. Biokl. Serie B*, 28, 257-275, 1980.
- Dreiseitl, E., Stöhr, D.: Emission – Meteorologie – Immission. Transitstudie (Abschlußbericht). Bericht des Institutes für Meteorologie der Universität Innsbruck im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion, 1992.
- Dreiseitl, E.: Slope and free air temperature in the Inn Valley. *Meteorol. Atmos. Phys.* 39, 25-41, 1988.
- Grell, G.A., Dudhia, J., Stauffer, D.: A Description of the Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5). Report NCAR/TN-398+STR, National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, USA, 1995.
- Grell, G.A., Emeis, S., Stockwell, W.R., Schönemeyer, T., Forkel, R., Michalakes, J. Knoche, R., Seidl, W.: Application of a multiscale, coupled MM5 / chemistry model to the complex terrain of the VOTALP valley campaign. *Atmos. Environ.*, 34, 1395-1412, 2000.
- Keller, M., S. Hausberger: Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich [NBM/Medienkombination]. Wien: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. CD-ROM. [NBM/CD-ROM], Version 1.1A, 1998.
- Liechti, O., Neining, B.: ALPTHERM - a PC-based model for atmospheric convection over complex topography. OSTIV publications from Borlänge, Sweden. OSTIV Secretariat c/o DLR, D-82234 Oberpfaffenhofen. Preprint in Technical Soaring, 18/3, P.O. Box E, Hobbs, NM 88241, 1994.
- Nanni, A., Riva, G. M., Tinarelli, G. and Brusasca, G.: Particle model simulation of pollutant dispersion from a line source in complex terrain. *The Science of the Total Environment* 189/190, 301-309, 1996.
- Pack, I., D. Stöhr: Verkehr und Umwelt im Gebirgsland Tirol. Amt der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion, Innsbruck, 1995.
- Seibert, P., Feldmann, H., Neining, B., Bäumle, M., Trickl, T.: South foehn and ozone in the Eastern Alps - case study and climatological aspects. *Atmos. Environ.*, 34, 9, 1379-1394, 2000.
- Spangl, W.: Ozonverteilung und Windverhältnisse über dem Inntal im Raum Innsbruck. Umweltbundesamt Wien, Bericht UBA-BE-053, 1996.
- Steinacker, R.: Area - Height Distribution of a Valley and its Relation to the Valley Wind, *Beiträge zur Physik der Atmosphäre*, 57(1), 64-71, 1984.

- Tischler, H.: Verkehrsfluss – Meteorologie – Immission. Zusammenhang zwischen dem KFZ-Verkehrsfluss und der Immissionskonzentration unter spezieller Berücksichtigung meteorologischer Parameter. Diplomarbeit, Inst. f. Meteorologie u. Physik d. Univ. f. Bodenkultur Wien, 2000.
- Vergeiner, I., Dreiseitl, E.: Valley winds and slope winds - observations and elementary thoughts. Meteor. Atmos. Phys., 36, 264-286, 1987.
- Vergeiner, I., Dreiseitl, E., Feichter, H., Pümpel, H.: Inversionslagen in Innsbruck. Wetter und Leben, 30, 69-86, 1978,
- Winiwarter, W., Züger, J.: Pannonisches Ozon Projekt. Teilprojekt Emissionen. Report ÖFZS-A-3601, Austrian Research Centers Seibersdorf, 1995.
- Zängl, G.: Three-dimensional idealised simulations of the foehn in the region of Innsbruck. Contr. Atmos. Phys. 72(3), 243-266, 1999ba
- Zängl, G.: Numerical simulations of the foehn in the region of Innsbruck. MAP Newsletter No. 11, hrsg. v. d. Schweiz. Meteeor. Anstalt, Zürich, 58-59, 1999b.

Danksagung

Frau Dr. I. Pack vom Amt der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion sei für die Anregung zur Durchführung dieses Projekts und für die Beratung und Weitergabe von relevanter Studien und Literatur herzlich gedankt. Die Landesforstdirektion stellte auch die Daten der Immissionsmessstellen im Inn- und Wipptal zur Verfügung. Dank auch an Herrn Dr. Hann vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung für die Immissionsmessdaten von Vösendorf, Mödling und Brunn am Gebirge. Die Daten der meteorologischen Meßstationen (Innsbruck-Flughafen und Patscherkofel) stammen von der ZAMG. Die Daten der automatischen Verkehrszählungen wurden uns vom Bundesministerium für Bauten und Verkehr, Bundesstraßenverwaltung Wien, zugänglich gemacht. Herr Dr. P. Sturm und Herr Dr. S. Hausberger von der TU Graz haben uns bezüglich der Zusammenstellung des Abgasmix und der Anwendung des Emissionshandbuchs beraten und Herr Generaldirektor Unterholzer von der Alpenstrassen AG half uns mit Straßenverlaufsplänen. Herr Dr. Bernd Krüger (Institut für Meteorologie und Physik der BOKU) unterstützte uns beim Vergleich der in dieser Studie erarbeiteten Emissionsdaten der Straßen mit dem Emissionskataster der Austrian Research Centers Seibersdorf.

Die Studie wurde mit finanzieller Unterstützung durch den Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank (Projekt Nr. 6983) durchgeführt.