

Luftschadstoffimmissionen im Unterinntal 2003

Verkehr, Emissionen und klimatische Einflüsse

**Im Auftrag der Tiroler Landesregierung
Dezember 2004, Revision September 2005**



Dr. Jürg Thudium
15.9.2005/ 5219.41

Oekoscience AG

Werkstrasse 2
CH - 7000 Chur

Telefon: +4181 250 3310
Telefax: +4181 250 3311
oekos@oekoscience.ch

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Untersuchte Messstellen und Daten	1
3. Klimatische Aspekte	3
3.1. Temperaturprofile	3
3.2. Einfluss des Windes auf die Messstelle Vomp	8
4. Verkehrsaufkommen und Stickoxide bei Vomp	11
4.1. Verkehrsaufkommen und Stickoxid-Emissionen bei Vomp im 2003	11
4.2. Stickoxid-Immissionen bei Vomp im 2003	13
4.3. Das Verhältnis von Immission zu Emission als empirisches Maß der Ausbreitungsbedingungen	17
4.4. Entwicklung der Stickoxid-Emissionen und –Immissionen bei Vomp 1999 – 2003	19
5. Immissionen im Unterinntal	21
5.1. Kennzahlen	21
5.2. Verlauf der Monatsmittelwerte 2002-2003	22
5.3. Mittlere Tagesgänge der Immissionen	23
5.4. Immissionen und atmosphärische Schichtung	26
6. Die Abhängigkeit der Stickoxid-Immissionen vom Abstand von der Autobahn	29
7. Inversionsepisoden im Unterinntal	33
8. Messempfehlungen	36
9. Wichtiges in Kürze	37

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Übersicht über die 9 verwendeten Immissions-Messstellen im Unterinntal. Blau: Mit Auswertung der Halbstundenwerte; gelb: Auswertung von Monatsmittelwerten.	2
Abbildung 3.1: Piktogramme der Inversions-Untergrenzen bei Schwaz. Nach rechts: Kalendertage; nach oben: Uhrzeit. Weiße Flächen: keine Messungen. Sensorhöhen ü.Gr: 0, 16, 44, 112, 170, 227 m.	4
Abbildung 3.2: Piktogramme des Inversions-Ausmaßes (Betrag der Temperatur-Umkehr) bei Schwaz. Nach rechts: Kalendertage; nach oben: Uhrzeit. Weiße Flächen: keine Inversion.	5
Abbildung 3.3: Inversionshäufigkeiten im Unterinntal im Jahre 2003 je Jahreszeit, ermittelt aus dem Temperaturprofil bei Schwaz.	6
Abbildung 3.4: Inversionshäufigkeiten im Unterinntal im Winter 2000/01 und Differenz zum Winter 2003, ermittelt aus dem Temperaturprofil bei Schwaz. Untere Grafik: Positive Werte (→ gelb/rot): mehr Inversionen im 2003; negative Werte (→ blau): mehr Inversionen im 2000/01.	7
Abbildung 3.5: Windrichtungsverteilung an der Messstelle Vomp im Tagesgang, 2003, in Abhängigkeit der Jahreszeiten.	9
Abbildung 3.6: Mittlere Tagesgänge der Windgeschwindigkeit je Jahreszeit für die Messstelle Vomp, 2003.	10
Abbildung 4.1: Anteile an Fahrzeugen und NO _x -Emissionen der verschiedenen Fahrzeugkategorien auf der A12 bei Vomp, 2003. 'LKW': LKWsolo + 2/3 LNF + PA.	13
Abbildung 4.2: Jahresverlauf als gleitende 7-Tagemittel von Emissionen und Immissionen an NO _x bei Vomp, 2003. Das 7-Tagemittel eliminiert den Wochengang und zeigt Episoden, die über eine Woche hinaus wirken.	14
Abbildung 4.3: Mittlerer Tagesgang von Emissionen und Immissionen an NO _x bei Vomp, 2003.	14

Abbildung 4.4: Mittlere Tagesgänge der NO _x -Emissionen der Unterinntalautobahn A12 bei Vomp in Abhängigkeit von Wochentagen ('Werktage': Mo-Fr), für 2003.	16
Abbildung 4.5: Mittlere Tagesgänge der NO _x -Immissionen an der Messstelle Vomp (A12) in Abhängigkeit von Wochentagen ('Werktage': Mo-Fr), für 2003.	16
Abbildung 4.6: Mittlerer Tagesgang der Inversionshäufigkeit bei Schwaz und des Transferfaktors τ bei Vomp, 2003. Da die Messstelle Vomp-A12 relativ zum Fußpunkt des Temperaturprofils im Talboden ca. um 16 m erhöht wird, wurde die Schicht zwischen 16 und 112 m ü.Gr. ausgewertet.	18
Abbildung 4.7: Entwicklung der Stickoxid-Immissionen und Emissionen bei Vomp 1999 – 2003. 'Modelliert ohne Nachtfahrverbot (NFV)': Seit Oktober 2002 gilt auf der Unterinntalautobahn ein NFV. Die Immissionen ohne NFV sind in einem Modell simuliert worden (rote Kurve).	20
Abbildung 5.1: Monatsverläufe von NO _x , NO ₂ und PM ₁₀ an den Messstellen im Unterinntal 2002 – 2003.	22
Abbildung 5.2: Mittlere Tagesgänge der Stickoxid- und PM ₁₀ -Immissionen im Unterinntal, Sommer 2003.	24
Abbildung 5.3: Mittlere Tagesgänge der Stickoxid- und PM ₁₀ -Immissionen im Unterinntal, Winter 2003.	25
Abbildung 5.4: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid-Emissionen und –Immissionen bei Vomp in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).	27
Abbildung 5.5: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid- und PM ₁₀ –Immissionen bei Baumkirchen in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).	28
Abbildung 5.6: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid- und PM ₁₀ –Immissionen bei Jenbach in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).	28
Abbildung 6.1: NO _x -Immissionen im Unterinntal in Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn A12, Jahreszeit-Mittelwerte 2003. Rote Punkte für: Vomp A12, Jenbach und Baumkirchen; grüne Punkte für: Hall und Wörgl; gelbe Punkte für Vomp-Leiten und Kramsach-Angerberg; blaue Punkte für: Fritzens und Stans.	31

Abbildung 6.2: NO ₂ -Immissionen im Unterinntal in Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn A12, Winter-Mittelwerte 2003. Farben der Punkte: s. Abbildung 6.1.	32
Abbildung 6.3: Laterale Ausbreitung des NO ₂ in Alpentälern: Ergebnisse von Messungen im Reusstal (Gotthard) und im Rheintal (San Bernardino-Route bei Maienfeld).	33
Abbildung 7.1: NO _x -Verlauf an den Messstellen Vomp und Angerberg im Zusammenhang mit Inversionen vom 19./20.02.2003.	34
Abbildung 7.2: Inversionsepisoden im Unterinntal: 16. – 20.02. und 13. – 17.10.2003. Stickoxide NO _x an den Messstellen Vomp, Vomp-Leiten und Angerberg, Temperaturen aus dem Profil in Schwaz (Boden 0 m und aus 112 m Höhe über Talboden). Grüne Kurve unter der braunen: Inversion.	35

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Liste der verwendeten Messstellen und ihres Abstandes von der Autobahn A12:	3
Tabelle 4.1: Verkehrsaufkommen 2003 auf der A12 bei Vomp, nach Kategorien unterteilt.	11
Tabelle 4.2: Emissionsfaktoren für NOx je Fahrzeugkategorie für 2003, gemäß HBEFA 2.1 (Feb. 2004).	12
Tabelle 4.3: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Unterinntalautobahn (Querschnitt Vomp) für 2003 gemäss HBEFA 2.1 (Feb. 2004) und gemäss TU Graz (Dez. 2003).	12
Tabelle 4.4: Entwicklung der Stickoxid-Immissionen und A12-Emissionen bei Vomp 1999 – 2003:	19
Tabelle 5.1: Kennzahlen der Immissionen im Unterinntal (neun Messstellen) im Jahr 2003.	21

1. Einleitung

Die lufthygienische Situation im Unterinntal hängt einerseits von den Luftschadstoffemissionen und andererseits von den klimatischen Bedingungen ab. Die Autobahn A12 ist dabei die dominante Schadstoffquelle. In den letzten Jahren wurden schon für manche Szenarien die Auswirkungen zu bereits durchgeführter oder noch möglicher Maßnahmen der Immissionsminderung berechnet. Mit diesem Bericht wird nun eine Auswertung der im Unterinntal positionierten Messstellen im immissionsklimatischen Zusammenhang für das Jahr 2003 präsentiert. Damit soll der Ist-Zustand untersucht und erläutert werden, der den Ausgangspunkt für die weiteren Entwicklungen, aber auch für allfällige weitere Maßnahmen darstellt.

2. Untersuchte Messstellen und Daten

Verkehr und Emissionen: Es wurden die nach Fahrzeugkategorien unterteilten Verkehrszahlen des Querschnitts Vomp verwendet, welche von der Abteilung für Verkehrsplanung zur Verfügung gestellt wurden. Als Leitmission wurden die Stickoxide herangezogen. Als Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie wurden zunächst die von der TU Graz bestimmten mit Stand Dezember 2003 verwendet. In der Revision dieses Berichtes wurden sodann die neuen Emissionsfaktoren gemäß dem 'Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs', HBEFA 2.1 vom Februar 2004, herausgegeben von Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien und Buwal Bern, verwendet. In Kapitel 4.1 werden die Änderungen dargestellt.

Immissionen: Es wurden Monatsmittelwerte und z.T. Halbstundenwerte der Stickoxide und von PM10 (Partikel mit einem Durchmesser bis 10 µm = 0.01 mm) von insgesamt 9 Messstellen im Unterinntal ausgewertet. Messstellen, die spezifisch die Auswirkungen von Baustellen beobachteten, wurden nicht mit einbezogen.

Klimatische Größen: Es wurden Winddaten der Immissionsmessstellen und das Temperaturprofil bei Schwaz verwendet.



Abbildung 2.1: Übersicht über die 9 verwendeten Immissions-Messstellen im Unterinntal. Blau: Mit Auswertung der Halbstundenwerte; gelb: Auswertung von Monatsmittelwerten.

Die folgende Tabelle gibt eine Auflistung der Messstellen und ihres jeweiligen Abstandes von der Autobahn A12:

Tabelle 2.1: Liste der verwendeten Messstellen und ihres Abstandes von der Autobahn A12:

Messstelle	Abstand von A12	Richtung (von A12)	Bemerkungen
Hall (Münzergasse)	207 m	N	
Baumkirchen	335 m	N	
Fritzens	200 m	N	
Vomp A12	5 m	S	
Vomp Leiten	40 m	S	12 m tiefer als A12
Stans	58 m	N	Bei Ausgang Seitental; hinter Lärmschutzwand
Jenbach Ost	97 m	N	
Angerberg (Kramsach)	500 m	N	92 m über Talboden und A12
Wörgl (Stelzhamerstrasse)	870 m	S	

3. Klimatische Aspekte

Die wesentlichen klimatischen Elemente, welche die Ausbreitung der Luftschadstoffe bestimmen, sind die vertikale Temperaturschichtung und die Windverhältnisse. Diese beiden Elemente werden im Folgenden dargestellt.

3.1. Temperaturprofile

Im Bereich der Messstelle Vomp, am Nordwesthang bei Schwaz, wurde das Temperaturprofil bis in eine Höhe von mehreren hundert Metern über Talboden gemessen. Die Temperatursensoren befanden sich in steilen waldigen Hängen der Exposition Nord bis Nordwest. Die Auswertung erfolgt nur bis in eine Höhe von etwa 200 m über Talgrund, weil die darüber liegenden Schichtungen die bodennah emittierten Luftschadstoffe im Unterinntal kaum mehr beeinflussen.

Im Folgenden wird die Auswertung der Temperaturprofile gezeigt. Im Zentrum steht dabei die Frage, ob in einer gewissen Schicht eine Inversion herrschte oder nicht. Eine Inversion zwischen zwei Temperaturmesspunkten wird definiert als Situation, wo der obere Sensor unter Berücksichtigung der adiabatischen Abküh-

lung um mehr als eine bestimmte Toleranzschwelle wärmer ist als der untere. Damit werden nur lufthygienisch relevante Inversionen berücksichtigt.

Der erste Satz Auswertungen zeigt die Untergrenze der Inversion für jede Viertelstunde des Jahres als Farbfläche in einem Piktogramm. Ein Piktogramm enthält rund 35'000 Werte, welche nur noch farblich zur Kenntnis genommen werden können.

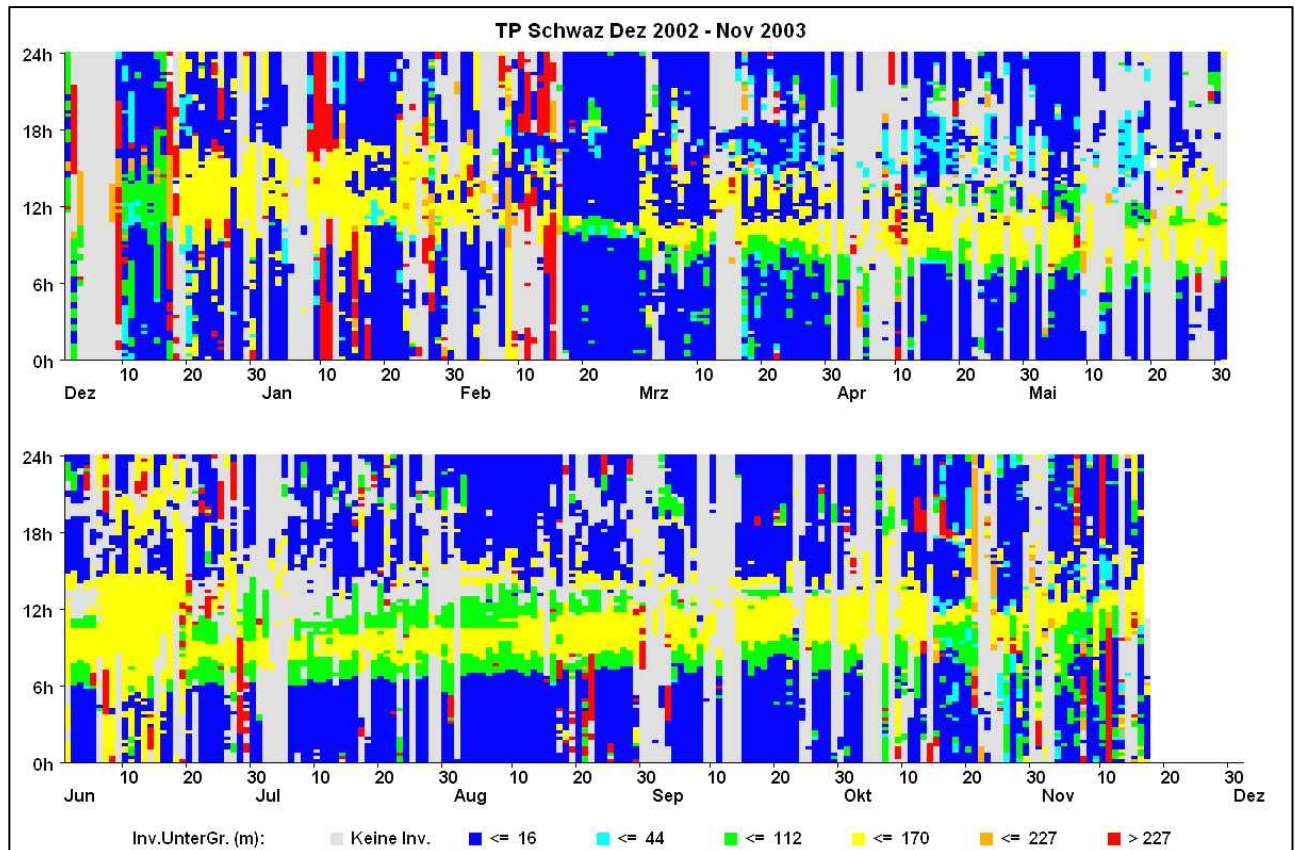


Abbildung 3.1: Piktogramme der Inversions-Untergrenzen bei Schwaz. Nach rechts: Kalendertage; nach oben: Uhrzeit. Weiße Flächen: keine Messungen. Sensorhöhen ü.Gr: 0, 16, 44, 112, 170, 227 m.

Lufthygienisch relevant sind ganz oder fast am Boden aufliegende Inversionen, wo bereits der zweitunterste Sensor eine Inversion anzeigt ($\leq 16\text{m}$). Solche Inversionen sind nachts zu jeder Jahreszeit häufig. Im Winter halten diese Inversionen aber länger an und bilden sich nachmittags rascher wieder als im Sommer. Die vielen abgehobenen Inversionen oberhalb von 112m (gelb in der Abbildung) sind hangspezifisch und können nicht für die Inversionsbetrachtung über dem Unterinntal heran gezogen werden. Über der gerodeten Hangterrasse zwischen etwa 120 und 200m ü.Gr. ergibt sich tagsüber eine Erwärmung in dieser Luftschicht, die sich wohl nur in einzelnen Fällen über das Unterinntal erstrecken

wird. Solche Fälle kommen aber tatsächlich vor (nachmittägliche Inversionen im Sommer), wie wir mit Fesselballonmessungen im Knonauer Amt (Kanton Zürich) festgestellt haben.

Die Streifenstruktur der Bilder weist auf die Episodenhaftigkeit der Inversionssituationen hin: Die Wetterlage lässt die Ausbildung lokaler Inversionen zu oder eben nicht.

Außer der Tatsache, ob Inversion herrscht oder nicht, ist auch die Intensität der Inversion von lufthygienischer Bedeutung. Die folgende Abbildung zeigt das jeweilige Ausmaß der Inversion im Temperaturprofil Schwaz. Starke Inversionen von mehr als 2° Temperaturumkehr kommen nur im Winter auch am Nachmittag vor. Nachts kann es allerdings auch im Sommer starke Inversionen geben, z.B. in den heißesten Phasen des Sommers 2003, und am Vormittag sind die Inversionen oft bis gegen den Mittag hin zäh.

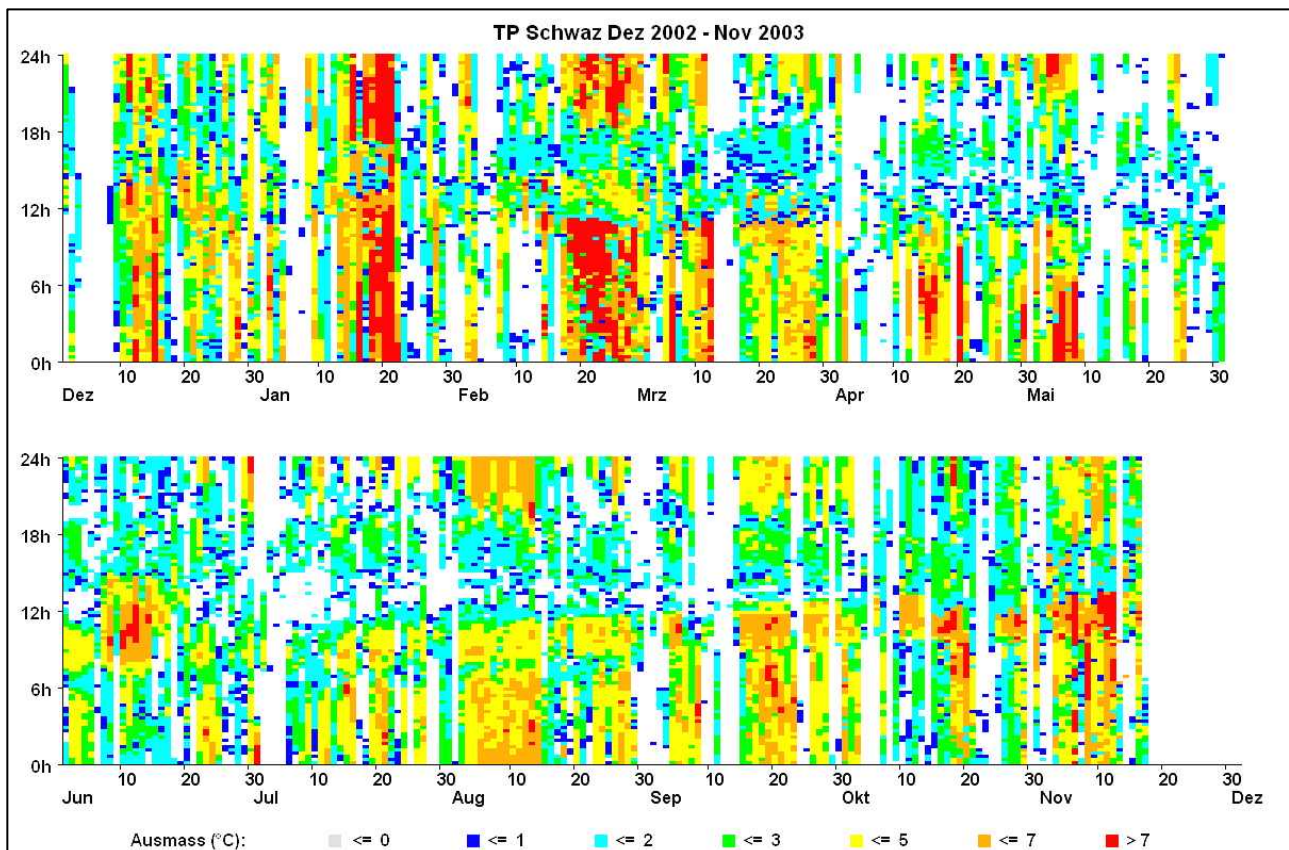


Abbildung 3.2: Piktogramme des Inversions-Ausmaßes (Betrag der Temperatur-Umkehr) bei Schwaz. Nach rechts: Kalendertage; nach oben: Uhrzeit. Weiße Flächen: keine Inversion.

Die nächsten Auswertungen zeigen die Häufigkeiten von Inversionen je Schicht im Tagesgang in Abhängigkeit von der Jahreszeit.

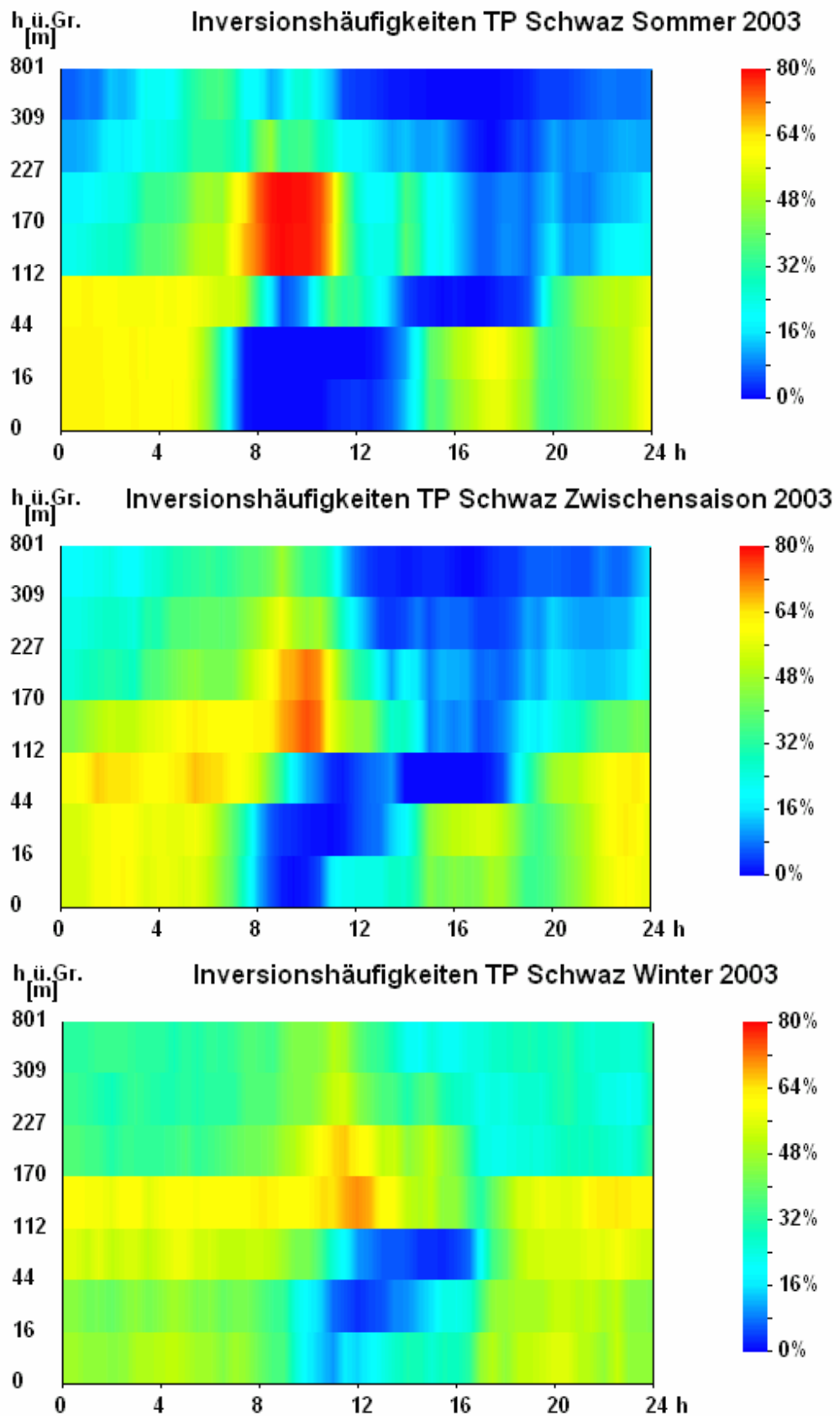


Abbildung 3.3: Inversionshäufigkeiten im Unterinntal im Jahre 2003 je Jahreszeit, ermittelt aus dem Temperaturprofil bei Schwarz.

Für bodennah freigesetzte Emissionen ist die Schicht bis 112 m ü.Gr. von Bedeutung. Nachts sind Inversionen häufiger als tagsüber. Tagsüber sind sie im Winter häufiger als im Sommer. In Sommernächten sind Inversionen durchaus häufig: Die Temperaturdifferenz ist entscheidend und nicht die absolute Temperatur. Besonders in dem 'Schönwetterjahr' 2003 waren Inversionen besonders häufig wegen der oft möglichen nächtlichen Abstrahlung.

Die Inversionshäufigkeiten variieren von Jahr zu Jahr beträchtlich. Als Beispiel werden in der folgenden Abbildung die Inversionshäufigkeiten der Winter 2000/01 und 2003 für Schwaz miteinander verglichen.

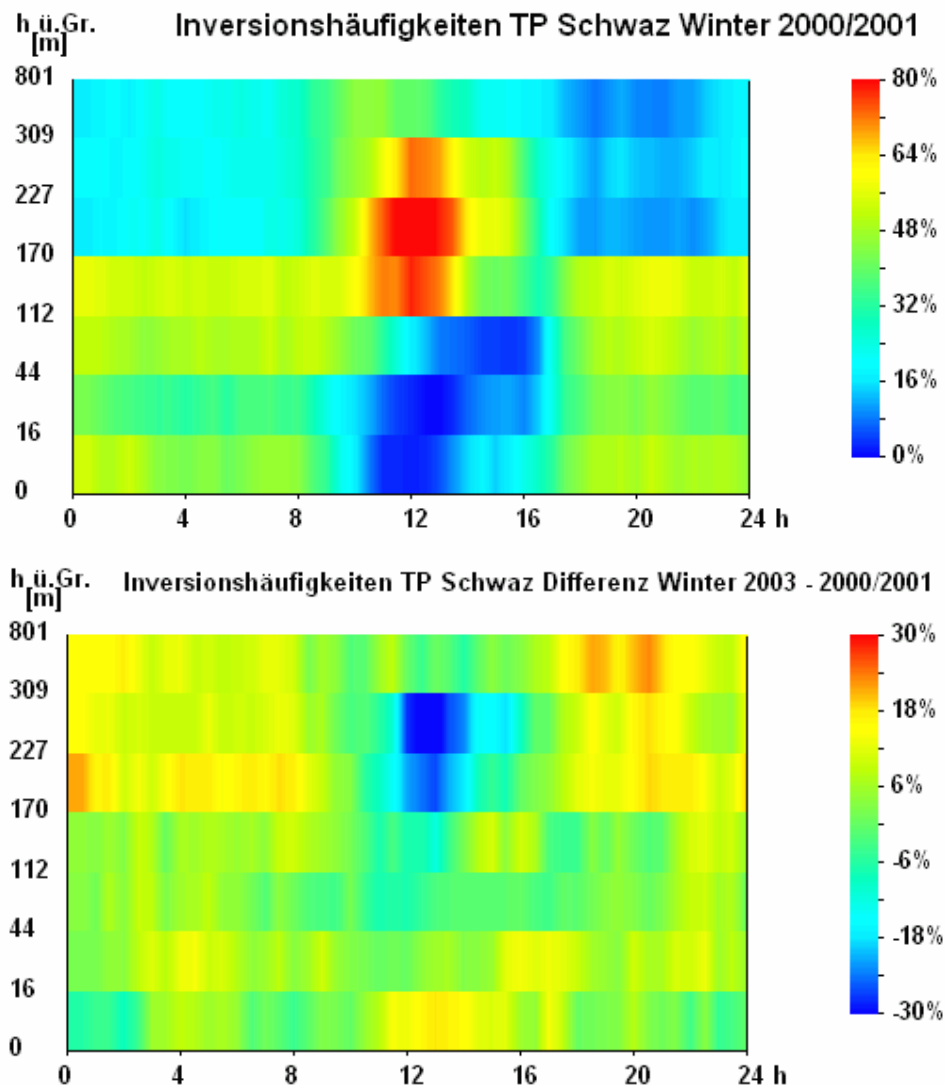


Abbildung 3.4: Inversionshäufigkeiten im Unterinntal im Winter 2000/01 und Differenz zum Winter 2003, ermittelt aus dem Temperaturprofil bei Schwaz. Untere Grafik: Positive Werte (→ gelb/rot): mehr Inversionen im 2003; negative Werte (→ blau): mehr Inversionen im 2000/01.

Auffallend und relevant ist vor allem die größere Inversionshäufigkeit in der Schicht zwischen 16 und 44 m ü.Gr. im Winter 2003. Zwischen 44 und 170 m ü.Gr. waren die Inversionen im Winter 2003 um die Mittagszeit etwas weniger häufig. Die hohen Inversionen im Winter 2000/01 lagen an den ungünstigen Positionierungen der betreffenden Temperatursensoren und wurden in der Folge teilweise korrigiert.

3.2. Einfluss des Windes auf die Messstelle Vomp

Die Windverhältnisse können durch die Richtungen und Geschwindigkeiten des Windes beschrieben werden. Oft werden die Windrichtungsverteilungen durch sog. Windrosen beschrieben, Häufigkeiten je Sektor von einigen Grad Breite. Meist ist es besser, die Dynamik des Windfeldes abzubilden, indem der Tagesgang der Windrichtungshäufigkeiten abgebildet wird, wobei man sich im Falle von topografisch gegliedertem Gelände dann auf vier Sektoren beschränken kann: Zwei Hauptwindsektoren (bei Talschaften Talabwind, Talaufwind) und die beiden dazwischen liegenden Querwindsektoren.

Die folgende Abbildung zeigt die **Windrichtungsverteilung** an der Messstelle Vomp im Tagesgang in Abhängigkeit der Jahreszeiten für das Jahr 2003. Grundsätzlich zeigt die Messstelle Vomp das klassische Windfeld für Talschaften: Nachts herrscht häufig Abwind, wobei die zahlreichen Calmen (Windstillen) in der zweiten Nachthälfte wohl auf Talausströmung mit sehr geringer Geschwindigkeit hinweisen. Tagsüber weht überwiegend Aufwind, wobei sein Anteil im Verhältnis zu den anderen Windrichtungen bereits seit dem Morgen zunimmt. Im Winter reicht die tägliche Erwärmung nur selten aus, um einen nennenswerten Aufwind zu generieren. In den Übergangsphasen ergibt sich Querwind am Morgen aus Sektor Südost bis Süd und nordwestlichen Querwind am Nachmittag, bedingt durch Thermik an der jeweils besonnten Talflanke. Wegen der Orientierung der Talachse in Richtung SW-NE ist der Querwind aus Süd am Morgen sehr viel ausgeprägter als der Querwind aus NW am Nachmittag/Abend.

Der Querwind aus Sektor Südost bis Süd, der am Vormittag zu emissionsstarken Zeiten recht häufig, im Sommerhalbjahr sogar sehr häufig weht, stellt die Messstelle ins Luv bezogen auf die Autobahn. Die Luft weht dann also von der Messstelle zur Autobahn. Ein gegenteiliger (Lee-)Effekt ist viel weniger häufig, vor allem zu Hauptverkehrszeiten. Dies bedeutet, dass die Windverhältnisse an der Messstelle die Messung hoher Schadstoffwerte sicher nicht begünstigen.

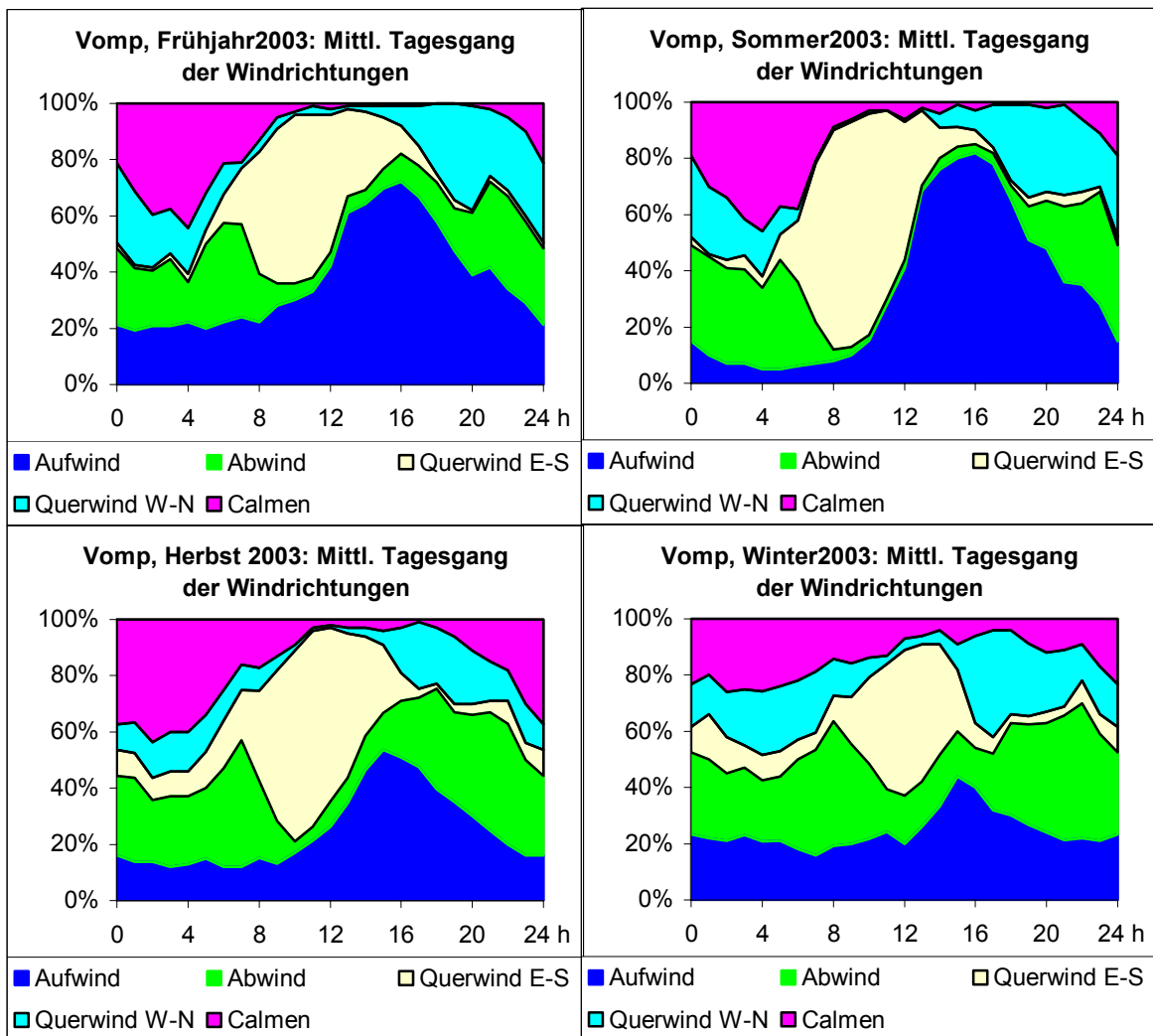


Abbildung 3.5: Windrichtungsverteilung an der Messstelle Vomp im Tagesgang, 2003, in Abhängigkeit der Jahreszeiten.

Der Tagesgang der **Windgeschwindigkeit** hängt von der Jahreszeit ab und zeigt ein typisches Bild: Die größte mittlere Windgeschwindigkeit kommt etwa um 16 Uhr vor, die geringste am frühen Morgen. Das Frühjahr ist die windstärkste Jahreszeit, gefolgt vom Sommer. In der Nacht ist es im Sommer am ruhigsten, am meisten Wind (aber immer noch weniger als tagsüber) gibt es dann im Winter.

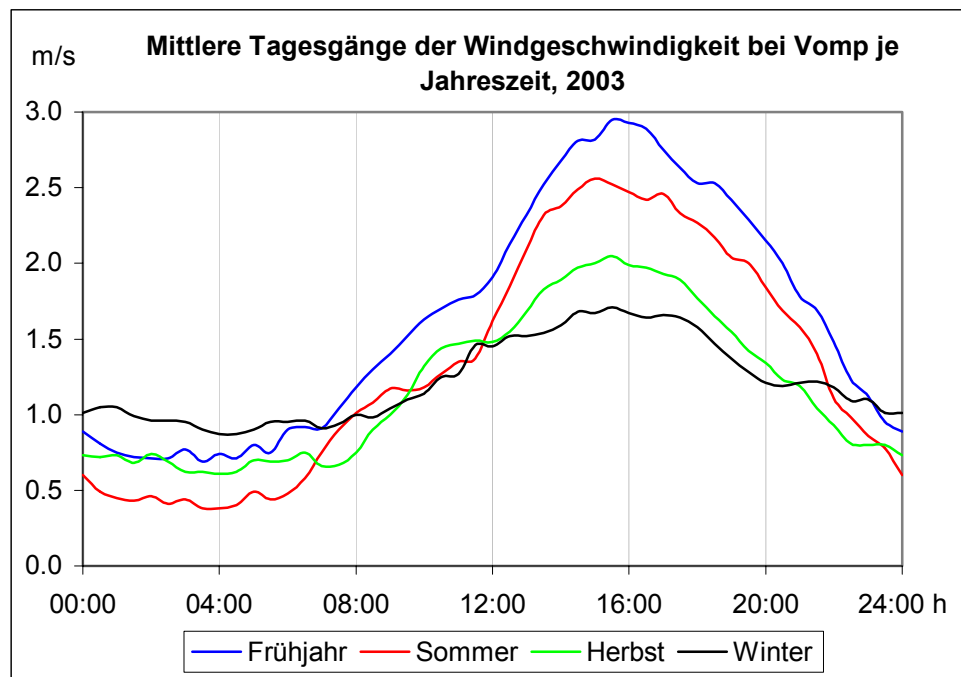


Abbildung 3.6: Mittlere Tagesgänge der Windgeschwindigkeit je Jahreszeit für die Messstelle Vomp, 2003.

4. Verkehrsaufkommen und Stickoxide bei Vomp

4.1. Verkehrsaufkommen und Stickoxid-Emissionen bei Vomp im 2003

Im Jahre 2003 wurden für den Querschnitt Vomp die folgenden Fahrzeugzahlen erhoben:

Tabelle 4.1: Verkehrsaufkommen 2003 auf der A12 bei Vomp, nach Kategorien unterteilt.

Fahrzeugkategorie	Abk.	Millionen Fz
Personenkraftwagen	PKW	15.84
Busse ¹⁾	Busse	0.26
LKWsolo + 2/3 LNF + PA ¹⁾	'LKW'	1.11
Sattel- und Lastenzüge	SLZ	1.90
Gesamt	KFZ	19.11

¹⁾: Bis 2003 wurde an der automatischen Verkehrszählstelle bei Vomp lediglich nach drei Kategorien unterschieden: KFZ, 'LKWähnliche' (lange Fahrzeuge) und SLZ. Die PKW ergeben sich aus der Differenz von KFZ – 'LKWähnliche'. Es verbleibt eine Mischkategorie von langen Fahrzeugen ohne SLZ. Anderweitige Verkehrserhebungen haben gezeigt, dass einerseits die Busse zusammen mit etwa 10% der größeren leichten Nutzfahrzeuge (v.a. Wohnmobile) etwa 19% dieser Mischkategorie ausmachen; andererseits verteilen sich die übrigen 81% der Mischkategorie auf die Solo-LKW, die PKW mit Anhänger (PA) und etwa 2/3 der LNF (leichte Nutzfahrzeuge). Diese 81% der Mischkategorie werden stets mit 'LKW' bezeichnet und weisen mittlere Emissionsfaktoren auf, welche deutlich unter denjenigen für Solo-LKW liegen, da die LNF weniger emittieren als die Solo-LKW. Ab 2004 wird auch die Kategorie 'PAB' (PKW mit Anhänger und Busse) separat gezählt.

Bei den Fahrzeugzahlen dominieren die PKW, bei den Emissionen ist dies nicht der Fall, da ein schweres Nutzfahrzeug und auch ein Bus wesentlich mehr emittieren als ein PKW. Als Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie wurden zunächst die von der TU Graz bestimmten mit Stand Dezember 2003 verwendet. In der

Revision dieses Berichtes wurden sodann die neuen Emissionsfaktoren gemäß dem 'Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs', HBEFA 2.1 vom Februar 2004, herausgegeben von Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien und Buwal Bern, verwendet.

Tabelle 4.2: Emissionsfaktoren für NOx je Fahrzeugkategorie für 2003, gemäß HBEFA 2.1 (Feb. 2004).

	PKW	Busse	'LKW'	SLZ
EFA NOx 2003 [g/km]	0.81	9.09	3.95	8.84
In Relation zu PKW	1.0	11.2	4.9	10.9

'LKW': LKWsolo + 2/3 LNF + PA

Im Vergleich zu den von der TU Graz im Dezember 2003 bestimmten Emissionsfaktoren für die Unterinntalautobahn hat es teilweise erhebliche Veränderungen gegeben:

Tabelle 4.3: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Unterinntalautobahn (Querschnitt Vomp) für 2003 gemäss HBEFA 2.1 (Feb. 2004) und gemäss TU Graz (Dez. 2003).

EFA 2003	PKW	Busse	'LKW'	SLZ
TU Graz, Dez. 2003	0.70	9.14	3.93	9.92
HBEFA 2.1 (Feb. 2004)	0.81	9.09	3.95	8.84
Änderung durch HBEFA	+16.1%	-0.6%	+0.5%	-10.9%

'LKW': LKWsolo + 2/3 LNF + PA

Die PKW weisen nun deutlich erhöhte Emissionsfaktoren auf, währenddem sie bei den Sattel- und Lastenzügen abgenommen haben. Man muss sich im Klaren sein, dass Emissionsfaktoren grundsätzlich mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind und nur eine Schätzung sein können.

Die folgende Abbildung fasst die relativen Fahrzeug- und NOx-Emissionsanteile der verschiedenen Kategorien für die A12 im Querschnitt Vomp zusammen:

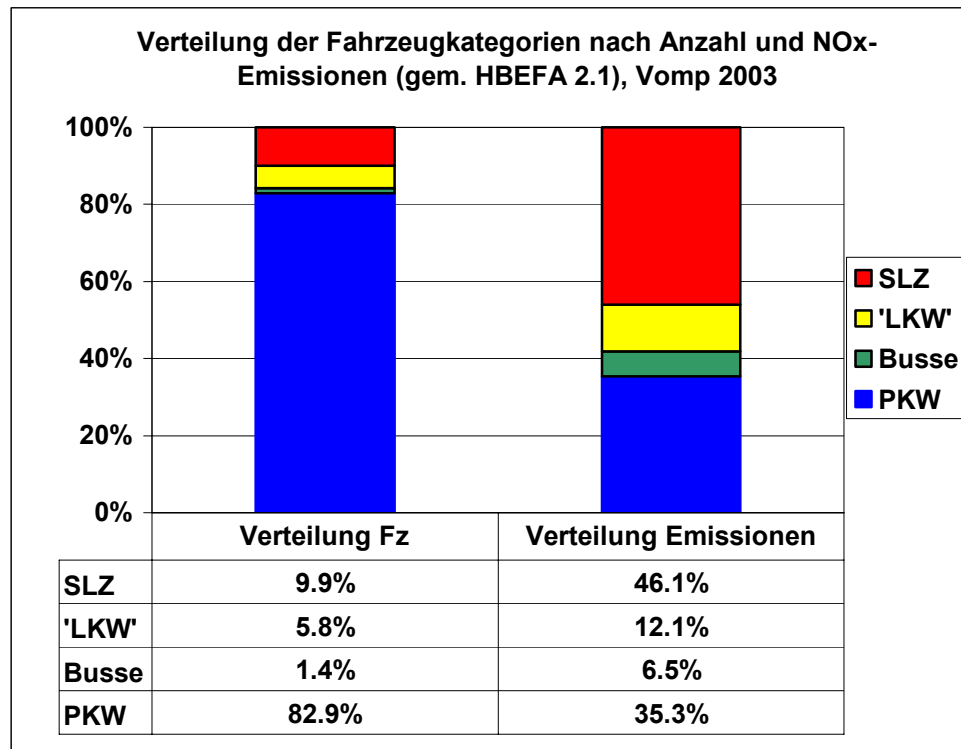


Abbildung 4.1: Anteile an Fahrzeugen und NOx-Emissionen der verschiedenen Fahrzeugkategorien auf der A12 bei Vomp, 2003. 'LKW': LKWsolo + 2/3 LNF + PA.

Der Güterverkehr ('LKW' und SLZ) trägt im Bereich Vomp insgesamt 58.2% zu den NOx-Emissionen der A12 bei. Im weiter östlich gelegenen Abschnitt der A12 ist der Emissionsanteil des Güterverkehrs aufgrund geringerer PKW-Frequenzen höher.

4.2. Stickoxid-Immissionen bei Vomp im 2003

Die Emissionen und die daraus in der Umgebung der Autobahn resultierenden Immissionen (Schadstoffkonzentrationen in der Luft) laufen zeitlich nicht parallel. Im Sommer fallen die meisten Emissionen an, die Immissionen jedoch sind dann am geringsten.

Ebenso zeigt der mittlere Tagesgang bei den Emissionen kontinuierlich hohe Werte zwischen Morgen und Abend, die mittleren Immissionen hingegen gehen über die Mittagszeit deutlich zurück.

Die nächsten beiden Abbildungen zeigen diesen Sachverhalt:

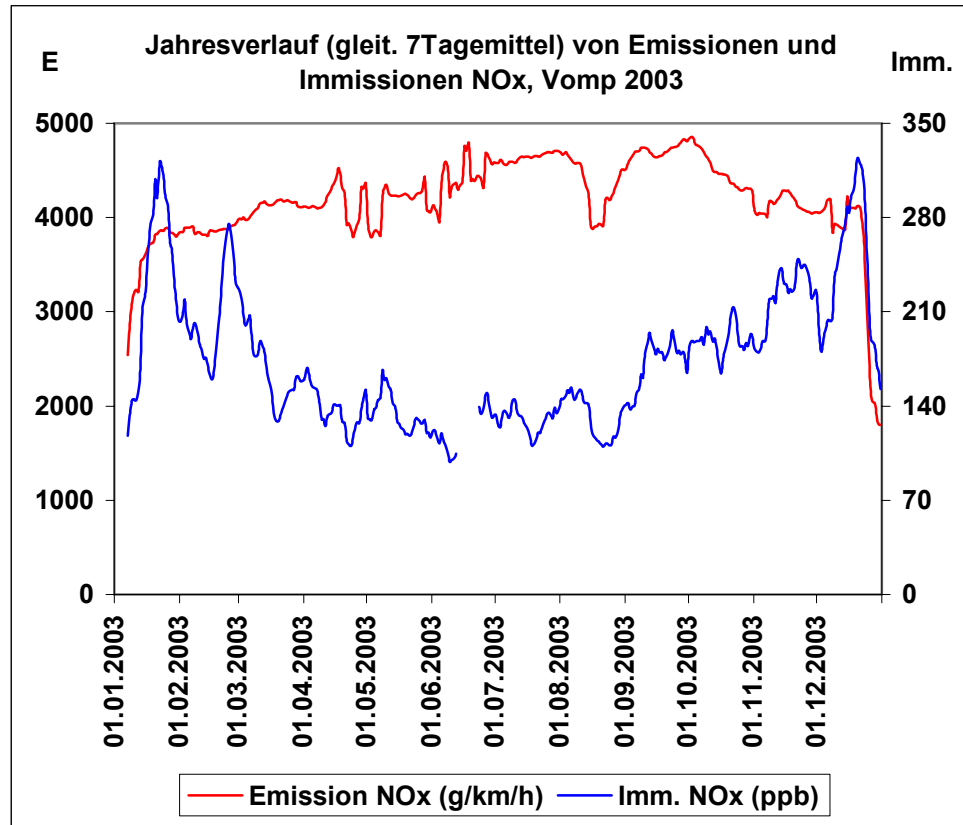


Abbildung 4.2: Jahresverlauf als gleitende 7-Tagemittel von Emissionen und Immissionen an NO_x bei Vomp, 2003. Das 7-Tagemittel eliminiert den Wochengang und zeigt Episoden, die über eine Woche hinaus wirken.

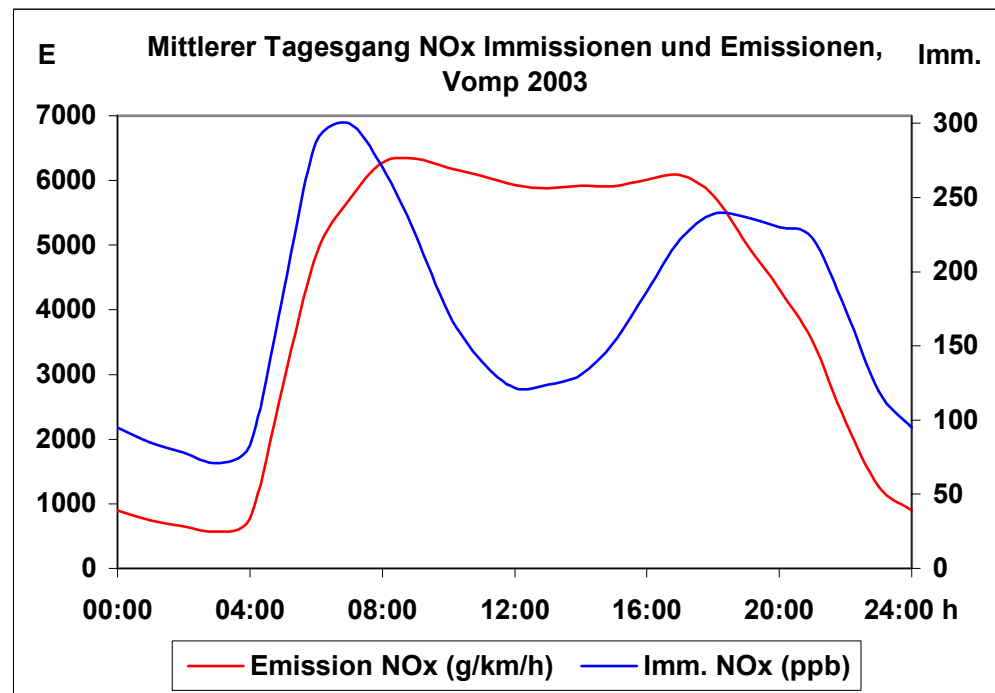


Abbildung 4.3: Mittlerer Tagesgang von Emissionen und Immissionen an NO_x bei Vomp, 2003.

Der Grund für diesen fehlenden Gleichlauf zwischen Emissionen und Immissionen liegt in den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen für die Luftschadstoffe. Im Winter und in der Nacht sind diese im Mittel wesentlich ungünstiger als mittags und im Sommer; die Luftschadstoffe verharren dann länger und damit konzentrierter in der bodennahen Luftschicht. Eine bestimmte freigesetzte Emission verursacht also je nach meteorologischer Situation eine sehr unterschiedliche Immission.

Die mittleren Emissionen und Immissionen hängen stark vom **Wochentag** ab; die Sonn- und Feiertage und teilweise auch die Samstage weisen deutlich weniger Emissionen auf infolge des stark verminderten schweren Güterverkehrs. Der mittlere Emissionsverlauf bildet sich – unter Einfluss der oben erläuterten meteorologischen Bedingungen - gut im mittleren Immissionsverlauf ab. Die Emissionen von der Autobahn sind dominant für die Messstelle Vomp. Die größten nächtlichen Emissionen fallen in der Nacht von Freitag auf Samstag an.

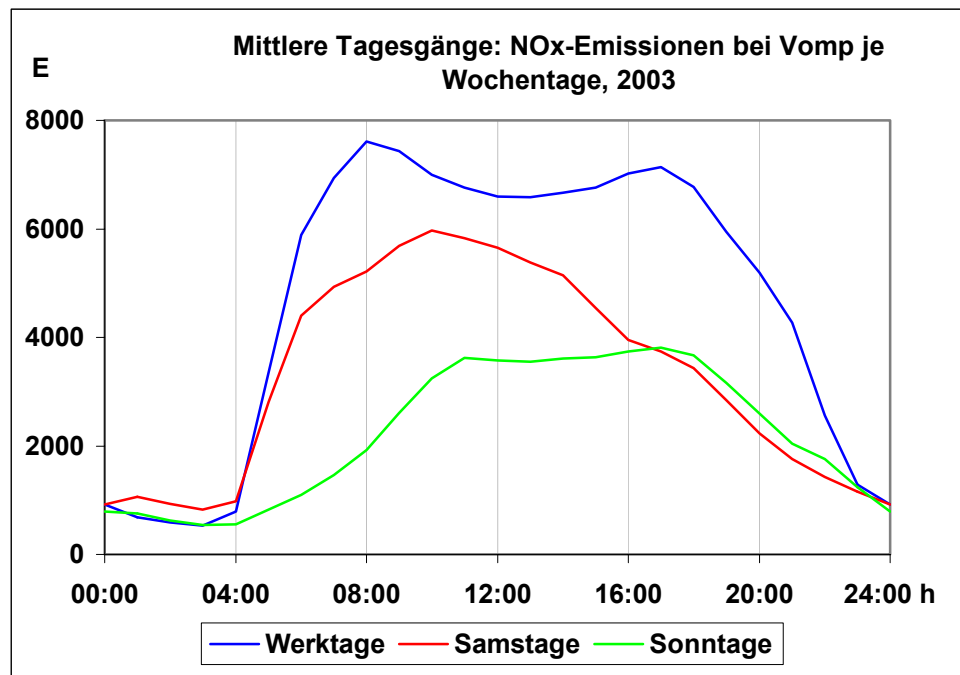


Abbildung 4.4: Mittlere Tagesgänge der NOx-Emissionen der Unterinntalautobahn A12 bei Vomp in Abhängigkeit von Wochentagen ('Werktage': Mo-Fr), für 2003.

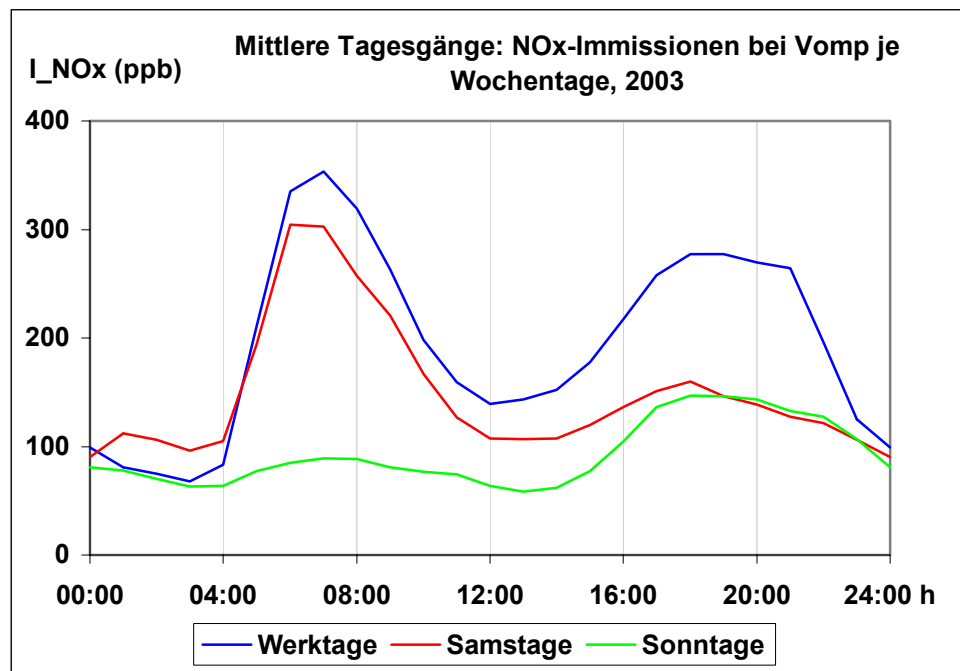


Abbildung 4.5: Mittlere Tagesgänge der NOx-Immissionen an der Messstelle Vomp (A12) in Abhängigkeit von Wochentagen ('Werktage': Mo-Fr), für 2003.

4.3. Das Verhältnis von Immission zu Emission als empirisches Maß der Ausbreitungsbedingungen

Die Ausbreitung von Luftschadstoffen ist ein komplexer Vorgang. In topografisch gegliedertem Gelände ist sie noch komplexer als über dem flachen Land. Dies liegt an der Kanalisierung der Strömungen innerhalb der Talflanken und an den zäheren Inversionen (wenn wärmere Luft über kälterer liegt und der Wegtransport der Schadstoffe nach oben stark behindert ist). Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass eine bestimmte Emissionsmenge (z.B. von einem bestimmten Lastwagen) in einem Alpental im Durchschnitt die 2.5 - 3fache Immission (Luftschadstoffkonzentration in der Luft) erzeugt wie im flachen Land. Generell aber erzeugt eine bestimmte Emissionsmenge im Mittel nachts etwa die 3-4fache Immission wie über Mittag.

Das Verhältnis zwischen erzeugter Immission und ursächlicher Emission wird also von der Topografie der Umgebung und den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen bestimmt. Der von uns entwickelte Modellansatz geht empirisch von diesem Verhältnis aus, welches für jede Stunde aus Messungen (Luftschadstoffe, Verkehr) bestimmt wird. Für jede Stunde eines Zeitraumes kennen wir empirisch die realen Ausbreitungsbedingungen über das I/E-Verhältnis und müssen sie nicht über Annahmen parametrisieren. Dabei muss ein zeitlich variabler, also dynamischer Hintergrund berücksichtigt werden (entsprechend den von früheren und anderen Emissionen herrührenden Immissionen).

Die aktuell bestehende Immission an NO_x, gemessen an einer im Verhältnis zur Umgebung stark befahrenen Strasse, rührt also 1. von den aktuellen Emissionen, 2. von den einige Zeit zurückliegenden Emissionen der Strasse und 3. von übrigen Emissionen her. Die Umsetzung dieser Emissionen in die Immission am betreffenden Standort geschieht über einen Faktor τ (dem 'I/E-Verhältnis'), der für jeden Zeitpunkt die Wirkung der meteorologischen Bedingungen empirisch enthält. Eine genauere Beschreibung des τ -Modells findet sich z.B. in 'Thudium J., Ökoscience AG, Modellansatz für eine immissionsgesteuerte Verkehrsbeeinflussung, Optimierung einer Geschwindigkeitsreduktion für Personenkraftwagen. Im Auftrag der Tiroler Landesregierung, November 2004'.

Der Transferfaktor τ bildet die meteorologische Ausbreitungssituation ab: Je höher τ ist, desto schlechter sind die Ausbreitungsbedingungen. Die Ausbreitungssituation wird ganz wesentlich von der vertikalen Schichtung der Atmosphäre bestimmt. Inversionen behindern den Luftmassenaustausch und damit die Verdün-

nung der freigesetzten Luftschadstoffe erheblich. Es ist also zu erwarten, dass der Tagesgang einerseits der Inversionshäufigkeit und andererseits des Betrages von τ miteinander in Zusammenhang stehen.

Die folgende Abbildung stellt den mittleren Tagesgang der Inversionshäufigkeit bei Schwaz dem mittleren Tagesgang des Transferfaktors τ gegenüber. Die beiden Größen haben von ihrer Bestimmung her nichts miteinander zu tun: Die Inversionshäufigkeit wurde aus Messungen von Temperatursensoren im Nordhang bei Schwaz bestimmt; τ wurde aus den Immissionsmessungen an der Messstelle Vomp-A12 und den Verkehrszählungen auf der A12 im Querschnitt Vomp sowie den Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie bestimmt.

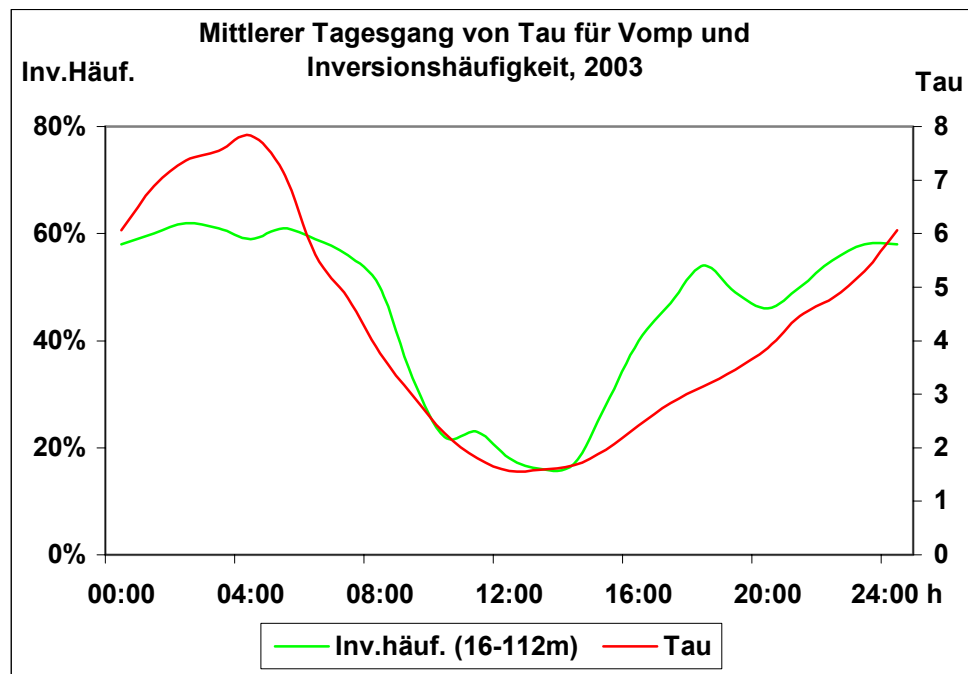


Abbildung 4.6: Mittlerer Tagesgang der Inversionshäufigkeit bei Schwaz und des Transferfaktors τ bei Vomp, 2003. Da die Messstelle Vomp-A12 relativ zum Fußpunkt des Temperaturprofils im Talboden ca. um 16 m erhöht wird, wurde die Schicht zwischen 16 und 112 m ü.Gr. ausgewertet.

Der Zusammenhang zwischen den beiden Kurvenverläufen ist offenkundig: Der empirische Transferfaktor τ (Tau) bildet die meteorologischen Austauschverhältnisse bei Vomp ab und wird dabei stark von der vertikalen Schichtung der Atmosphäre über dem Unterinntal bestimmt. Gegen Ende der Nacht wird der Taufaktor gegenüber dem Verlauf der Inversionshäufigkeit etwas überhöht, weil dann auch die Intensität der Inversion ihr Maximum erreicht, was zusätzlich Schadstoff rückhaltend wirkt.

4.4. Entwicklung der Stickoxid-Emissionen und – Immissionen bei Vomp 1999 – 2003

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Immissionen und Emissionen bei Vomp im Zeitraum 1999 – 2003:

Tabelle 4.4: Entwicklung der Stickoxid-Immissionen und A12-Emissionen bei Vomp 1999 – 2003:

	1999	2000	2001	2002	2003
NOx [ppb]	193	185	175	178	173
NO2 [µg/m3]	62	60	54	61	68
NO2/NOx	16.7%	17.0%	16.2%	17.9%	20.8%
Imm.daten-Verfügbarkeit	96.2%	96.5%	97.1%	97.8%	94.7%
NOx [ppb] ohne NFV	193	185	175	180	180
Emissionen NOx [g/km/h]	4820	4804	4405	4298	4159
Imm.(JM) / Em.(JM) NOx	0.0400	0.0385	0.0397	0.0413	0.0415

JM: Jahresmittel

2002: Keine Verkehrsdaten vom 14.-15.3. und vom 27.5. - 20.6.

Sowohl die Emissionen der A12 als auch die Immissionen an der Messstelle Vomp des Gesamtstickoxids NOx haben seit 1999 abgenommen. Die Entwicklung verlief allerdings nicht parallel, da die klimatischen Bedingungen von Jahr zu Jahr recht stark variiert haben, was nicht ungewöhnlich ist. Das Stickstoffdioxid NO2, das ein Teil von NOx ist und für welches Grenzwerte gelten, die überschritten worden sind, hat allerdings verglichen mit 1999 zugenommen; insbesondere hat sein Anteil am Gesamtstickoxid NOx zugenommen und war 2003 besonders hoch; letzteres wurde in einer speziellen Untersuchung näher betrachtet (Thudium, J., Ökoscience: Hohe Stickstoffdioxidwerte im Jahre 2003 in der Schweiz, in Tirol und in Vorarlberg, Dokumentation und Interpretation. Im Auftrag des BUWAL (Schweiz) und der Tiroler Landesregierung, Dezember 2004).

Die folgende Abbildung zeigt die Entwicklung grafisch:

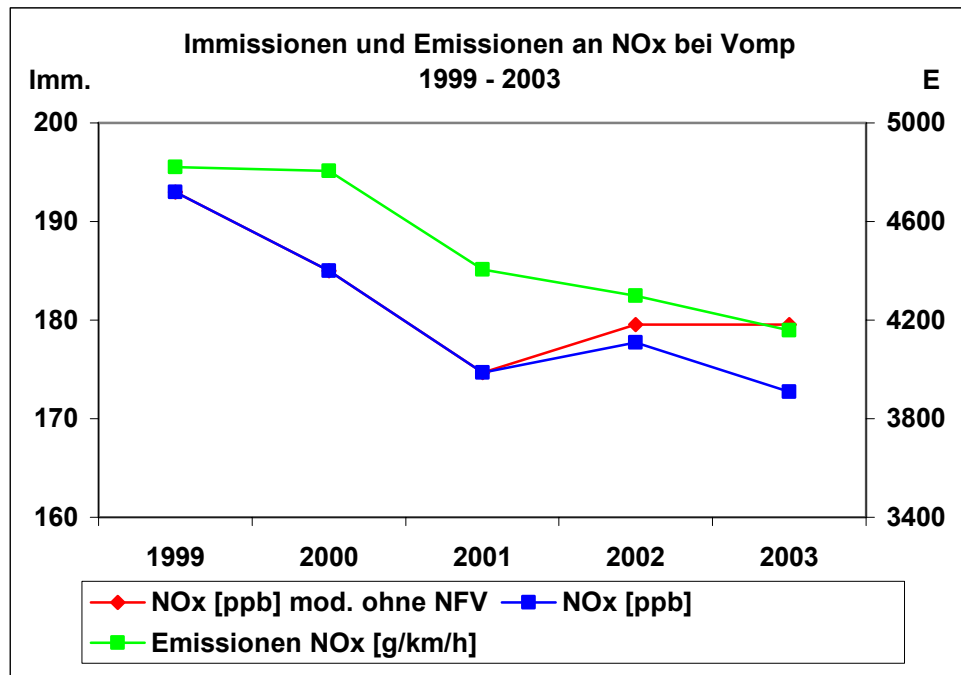


Abbildung 4.7: Entwicklung der Stickoxid-Immissionen und Emissionen bei Vomp 1999 – 2003. 'Modelliert ohne Nachtfahrverbot (NFV)': Seit Oktober 2002 gilt auf der Unterinntalautobahn ein NFV. Die Immissionen ohne NFV sind in einem Modell simuliert worden (rote Kurve).

Mess- und Erhebungsausfälle im vorgekommenen Umfang können durchaus – je nach Jahreszeit des Ausfalls – 1-2% Effekt im Jahreswert ausmachen. Kritisch ist dies für 2002, wo im Frühsommer ein langer Ausfall der Verkehrserhebung war; wird dies übersehen, wird man – beispielsweise bei der Beurteilung von Szenarien - zu falschen Schlüssen verleitet, da dann Emissionen und Immissionen zeitlich nicht zueinander passen. Für die Phase der Parallelerhebung von Verkehr und Immissionen im 2002 beispielsweise betrug der NOx-Mittelwert bei Vomp 181 ppb (Jahresmittel 178 ppb).

Seit Oktober 2002 gilt auf der Unterinntalautobahn ein Nachtfahrverbot (NFV). Die Immissionen ohne NFV sind in einem Modell simuliert worden (rote Kurve in Abbildung 4.7). Sie wären höher ausgefallen als die Realität, weil ohne NFV wieder mehr Emissionen nachts, zu ungünstigen klimatischen Ausbreitungsbedingungen angefallen wären.

Der Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen erweist sich als sehr komplex; da er bei der Evaluation von Maßnahmen gegen die Luftverschmutzung eine wesentliche Rolle spielt, muss er weiterhin untersucht werden.

5. Immissionen im Unterinntal

5.1. Kennzahlen

Die Kennzahlen der Immissionsbelastung an den neun repräsentativen Messstellen im Unterinntal im Jahre 2003 werden in der folgenden Tabelle zusammengefasst und den geltenden Grenzwerten gem. IG-Luft (BGBl. I Nr. 115/1997, i.d.F. BGBl. I Nr. 62/2001) gegenüber gestellt.

Tabelle 5.1: Kennzahlen der Immissionen im Unterinntal (neun Messstellen) im Jahr 2003.

Kennzahlen der Immissionen 2003 im Unterinntal		Grenzwert nach IG-Luft	HALL IN TIROL / Münzergasse	WÖRGL / Stelzhamerstrasse	KRAMSACH / Angerberg	VOMP / Raststätte A12	VOMP / An der Leiten	Jenbach Ost	Baumkirchen / Unterfeld	Stans	Fritzens
Jahresmittelwerte 2003	NO ₂ [µg/m ³]	50	46	35	25	68	50	53	41	47	39
	NO _x [ppb]	---	71	41	24	173	79	72	46	64	48
	PM ₁₀ [µg/m ³]	40	31	30		30	29	31	27	23	27
Anzahl Tage mit Mittel > 50 µg/m ³ PM ₁₀		35		48		36	35	47	25		
Anzahl Halbstundenwerte > 200 µg/m ³ NO ₂		0		0	0	4	0	1	0		

Grenzwertüberschreitungen gab es an den Messstellen Vomp A12 und Jenbach beim NO₂-Jahresmittel und –Halbstundenwert sowie an den Messstellen Vomp A12, Jenbach und Wörgl beim PM₁₀-Tagesmittelwert. Bei den Stickoxiden ist die Autobahnnähe für die Immissionsbelastung ausschlaggebend. Die Stickoxide NO_x sind Leitsubstanz auch für die Belastung mit Russ und lungengängigen Feinpartikeln, wie Untersuchungen in der Schweiz an Transitautobahnen gezeigt haben. Beim PM₁₀ gibt es jedoch auch andere bedeutende Quellen, die Autobahnnähe ist da nicht allein ausschlaggebend.

5.2. Verlauf der Monatsmittelwerte 2002-2003

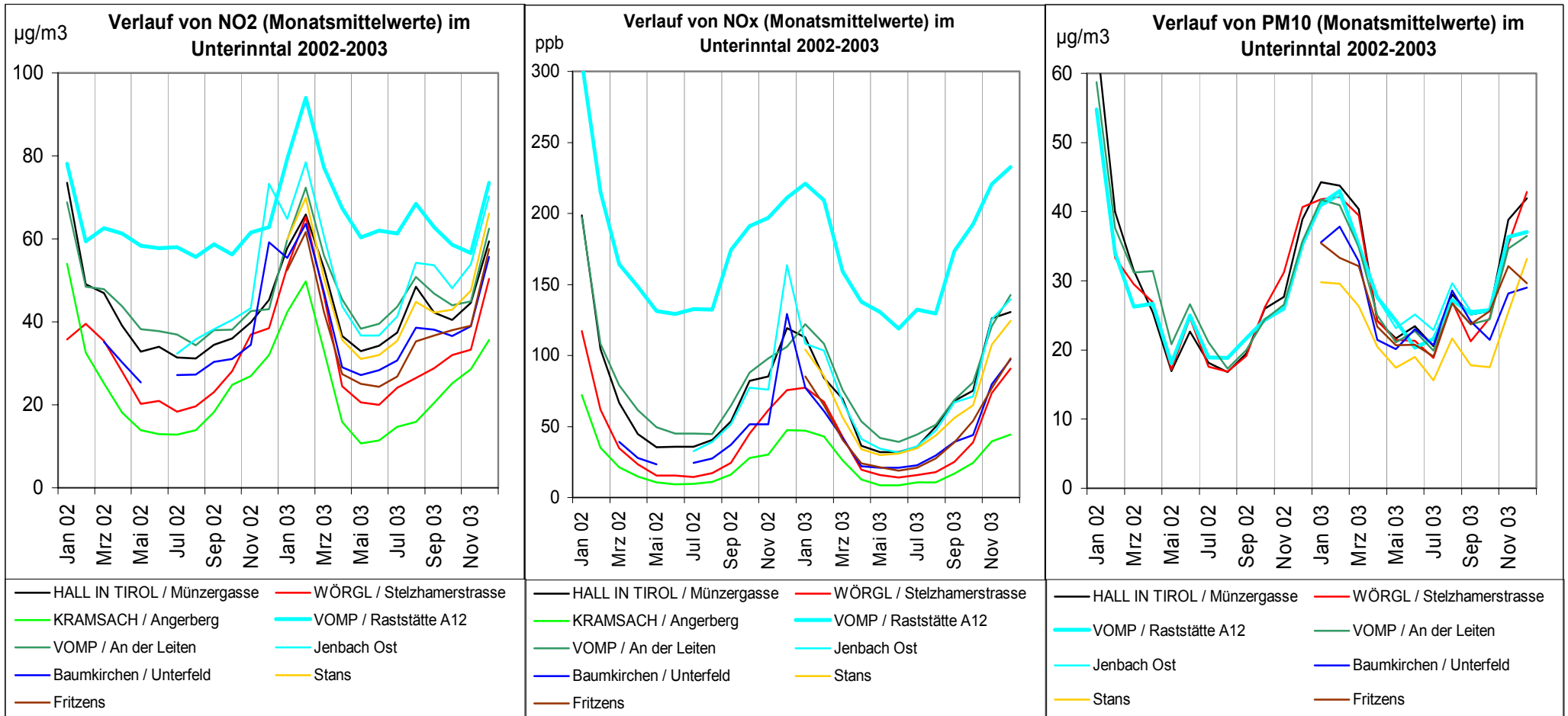


Abbildung 5.1: Monatsverläufe von NO_x, NO₂ und PM₁₀ an den Messstellen im Unterinntal 2002 – 2003.

Der Verlauf der Monatsmittelwerte 2002 – 2003 zeigt einen Überblick über die jahreszeitlichen Abhängigkeiten der Immissionen und stellt die beiden letzten Jahre einander gegenüber.

Bei allen Komponenten sind die Konzentrationen im Winter deutlich höher als im Sommer. Die Standortunterschiede sind bei NO_x und NO₂ groß, beim PM₁₀ weniger. Auffallend sind die hohen Werte im Januar 2002 bei allen Stoffen und beim NO₂ die sehr hohen Werte von Januar – März 2003 und auch die erhöhten Werte im Hochsommer 2003. Alle diese Auffälligkeiten zeigen sich bei allen Standorten und sind nicht vom Abstand zur Autobahn abhängig.

5.3. Mittlere Tagesgänge der Immissionen

Die mittleren Tagesgänge der Immissionen zeigen den typischen Schadstoffverlauf für den Winter und den Sommer.

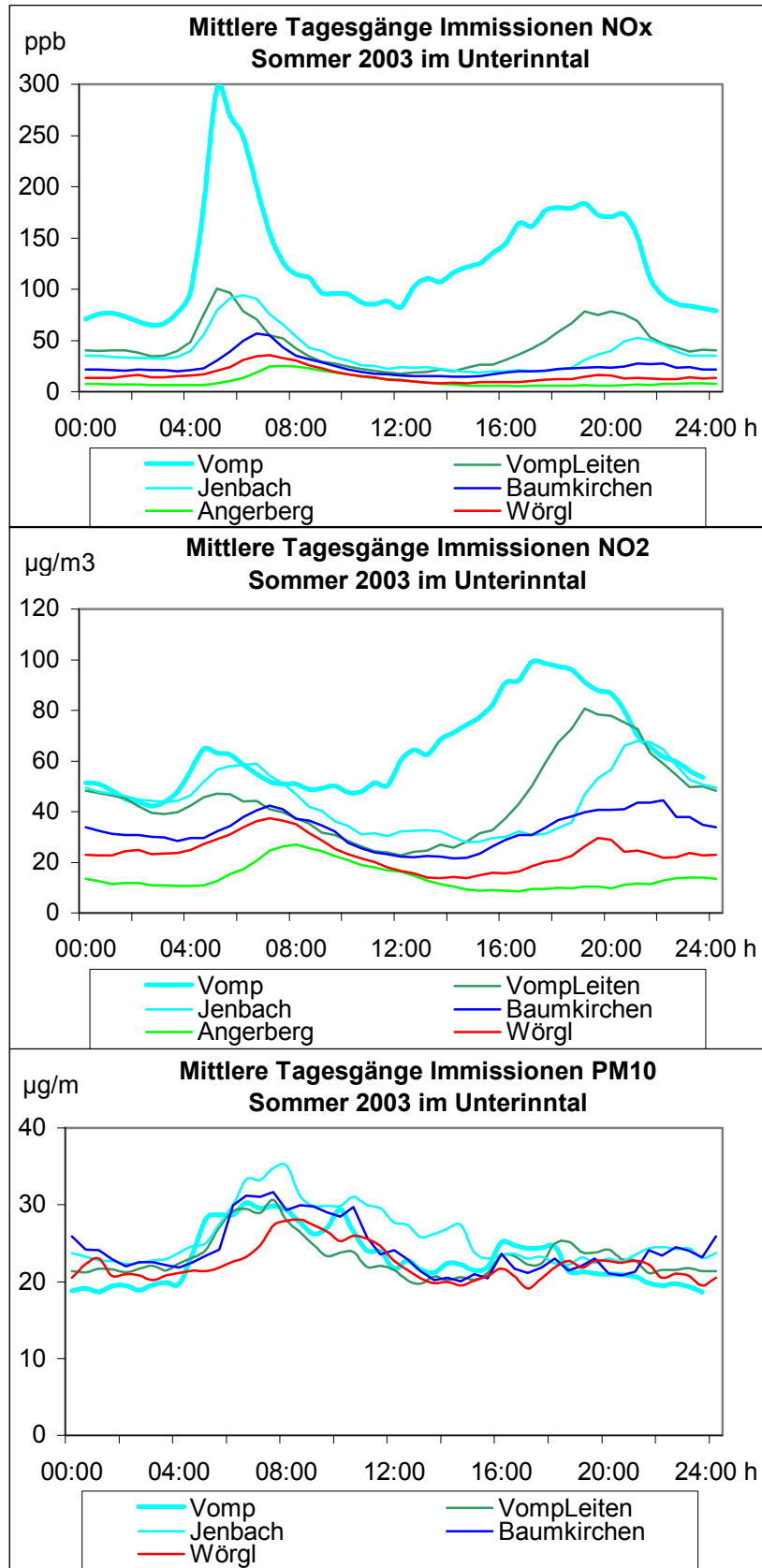


Abbildung 5.2: Mittlere Tagesgänge der Stickoxid- und PM10-Immissionen im Unterinntal, Sommer 2003.

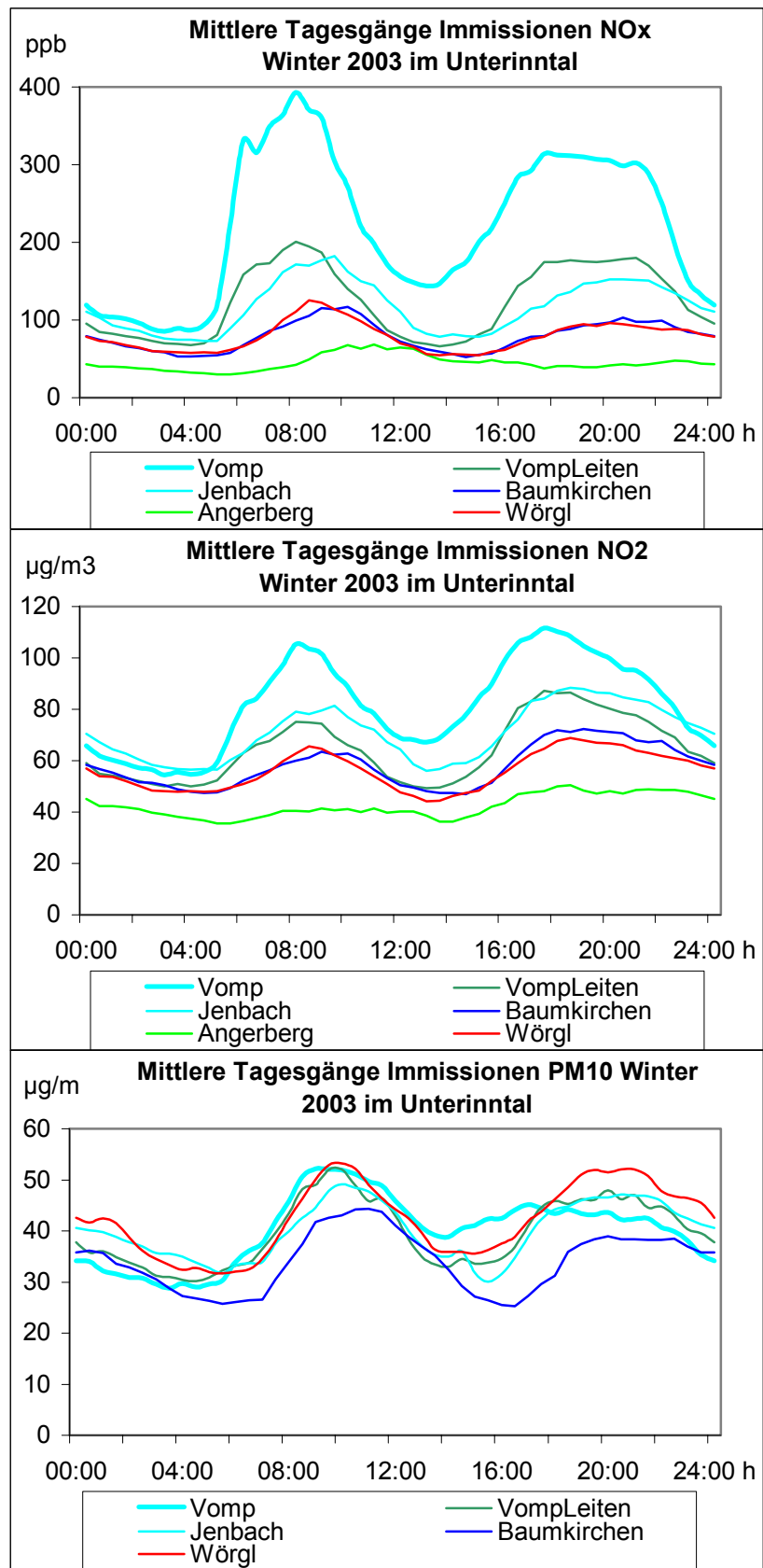


Abbildung 5.3: Mittlere Tagesgänge der Stickoxid- und PM10-Immissionen im Unterinntal, Winter 2003.

Alle Messstellen außer das fast 100 m erhöht liegende Angerberg weisen einen ausgeprägten Tagesgang aus, der einerseits vom Emissionsverlauf, andererseits vom Tagesgang der klimatischen Bedingungen bestimmt wird. Nur PM10 im Sommer weist einen schwachen Tagesgang auf. Die Verhältnisse zwischen den Stationen bilden sich auch in den Tagesgängen ab, die 'Rangordnung' unter den Standorten bleibt über den gesamten Tag weitgehend erhalten. Dabei fällt aber auf, dass Vomp-Leiten im Winter von etwa 9-15 Uhr, im Sommer gar von etwa 6-15 Uhr weniger Stickoxide als Jenbach aufweist, obwohl es viel näher zur A12 liegt (s. dazu auch Kap. 7).

Die Stickoxid-Verteilungen weisen zwei 'Hocker' auf. Beim NO_x ist die Morgenspitze am größten, weil dann hohe Emissionen und schlechte Ausbreitungsbedingungen zusammenfallen. Beim NO₂ ist die Abendspitze am größten, weil dann zwar weniger NO_x als während der Morgenspitze vorhanden ist, auf der anderen Seite aber die Bedingungen für die Umwandlung von NO in NO₂ besser sind wegen des höheren Ozonangebotes. Schön ist auch beim NO_x zu sehen, wie die Morgenspitze ihr Maximum mit zunehmendem Abstand von der Autobahn A12 später erreicht.

5.4. Immissionen und atmosphärische Schichtung

Die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen bestimmen die resultierenden Immissionen wesentlich mit. Dabei ist besonders die atmosphärische Schichtung von Bedeutung: Inversionen, wenn wärmere Luft über kälterer liegt, behindern die atmosphärische Durchmischung und sorgen für erhöhte Immissionen. Für die drei Messstellen Vomp, Jenbach und Baumkirchen, bei denen die Immissionen nicht auch durch Höhendifferenzen zur Autobahn beeinflusst wurden, wird gezeigt, wie stark sich das Inversionsgeschehen auf die resultierende Luftverschmutzung auswirkt. Da dieses Geschehen sich chaotisch wie das Wetter verhält, kann ohne diesbzgl. Analyse keine Aussage darüber gemacht werden, ob eine Immissionsänderung z.B. von einem Jahr zum nächsten durch geänderte Emissionen, durch geänderte zeitliche Verteilung der Emissionen oder durch andere Witterung bedingt ist. Aus diesem Grunde wird empfohlen, die Temperaturprofilmessungen weiter zu betreiben und noch auszubauen (s. Kap. 8).

Die folgenden Abbildungen zeigen die Abhängigkeit der Immissionen von der Inversionssituation für Werktage im Winter 2003. Die Beschränkung auf Werktage im Winter erfolgt, damit nicht zufällige Witterungsunterschiede bei den Wochentagen eine Rolle spielen können, und um weitere Einflüsse der Jahreszeit auszu-

schalten. Es wurde je Komponente der mittlere Tagesgang über alle Halbstunden mit bzw. ohne Inversion bestimmt. Im Fall Vomp wird dies auch für die NO_x-Emission der A12 gezeigt, welche erwartungsgemäß nur zufällig und wenig von der Inversionssituation abhängt. Bei den Immissionen ist dies aber ganz anders: Bei allen Stoffen (NO_x, NO₂, PM₁₀) und für alle Messstandorte sind die Immissionen mit Inversion deutlich höher als ohne Inversion. Die vertikale Schichtung der Atmosphäre übt also einen direkten Einfluss auf die resultierende Immission aus.

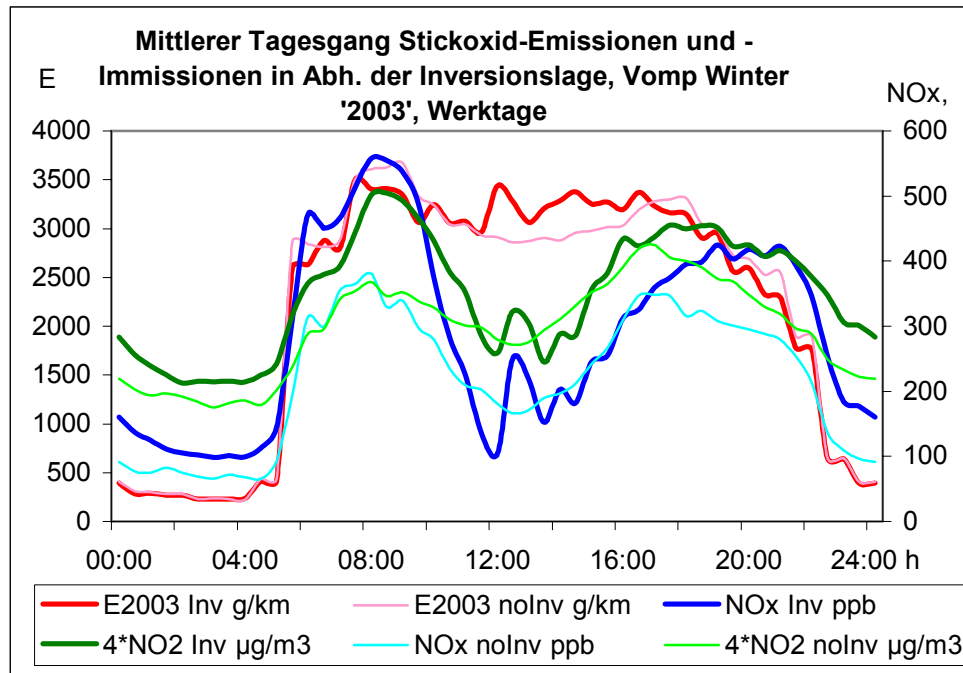


Abbildung 5.4: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid-Emissionen und -Immissionen bei Vomp in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).

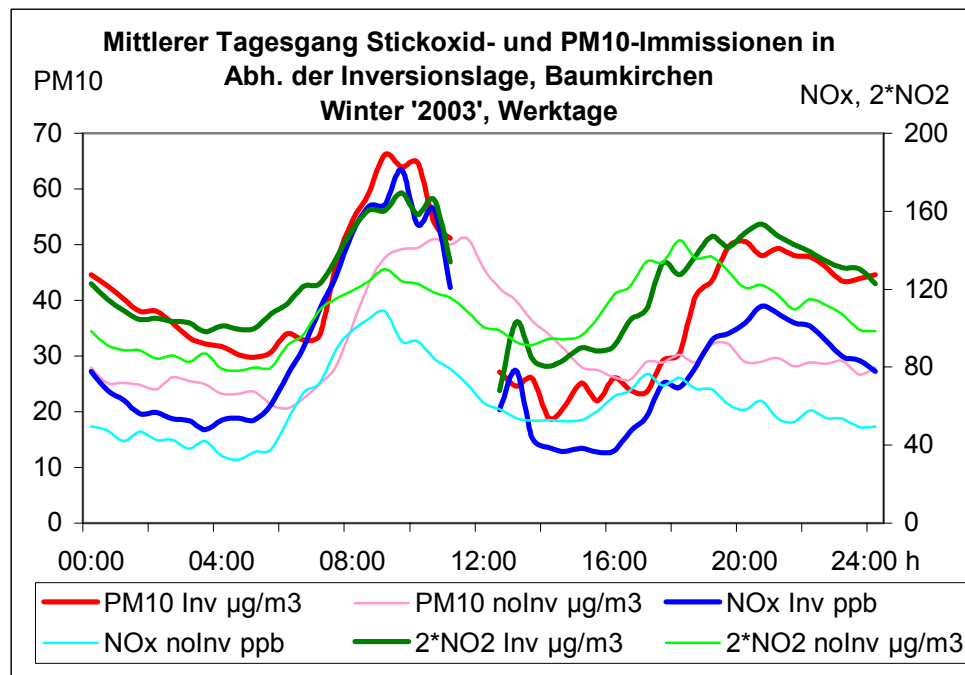


Abbildung 5.5: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid- und PM10-Immissionen bei Baumkirchen in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).

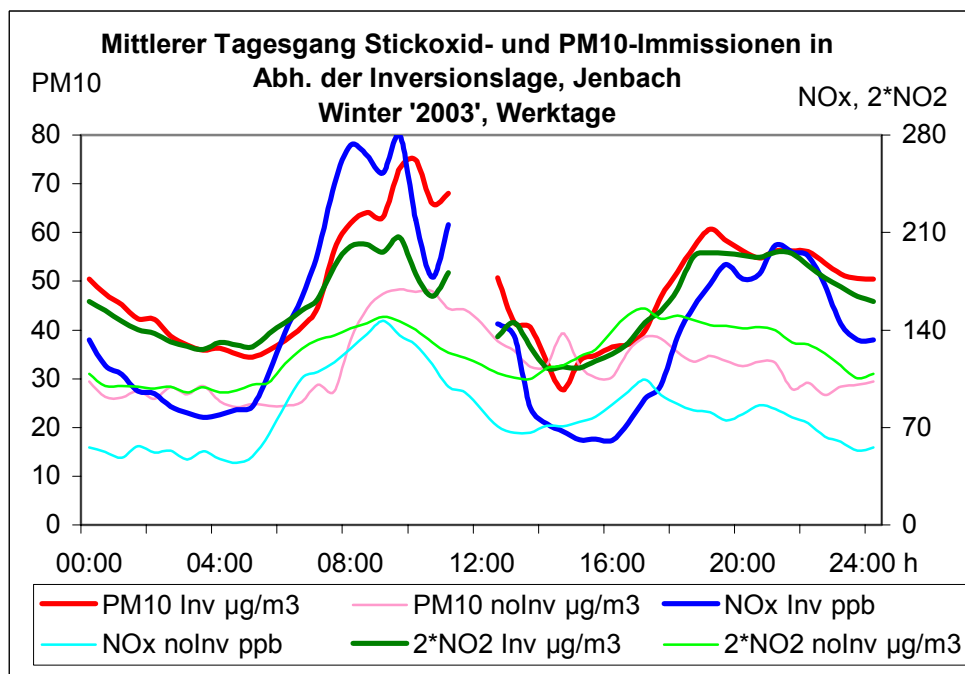


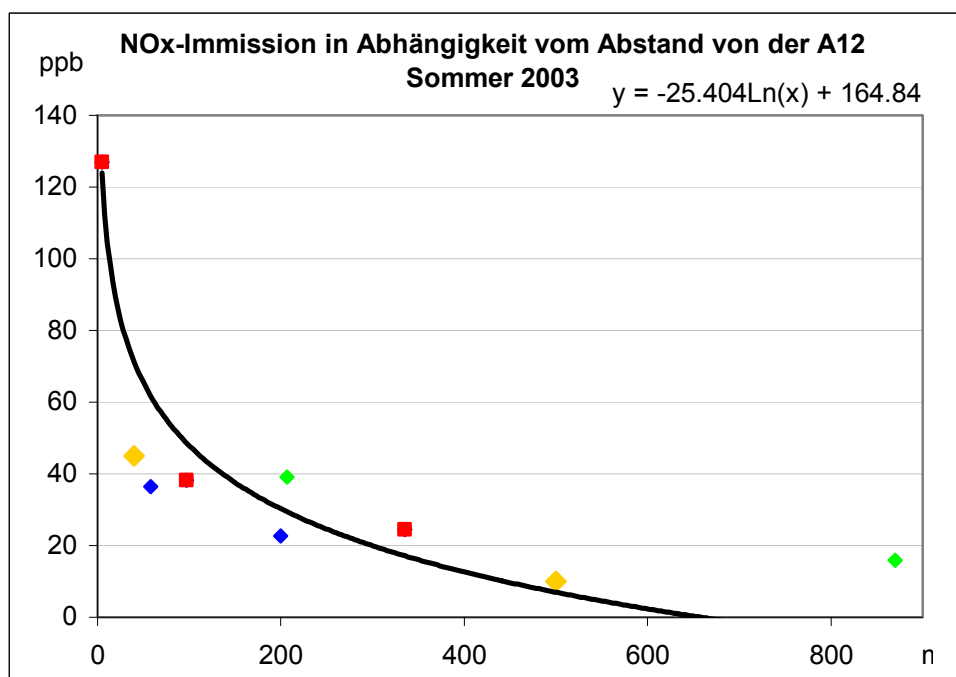
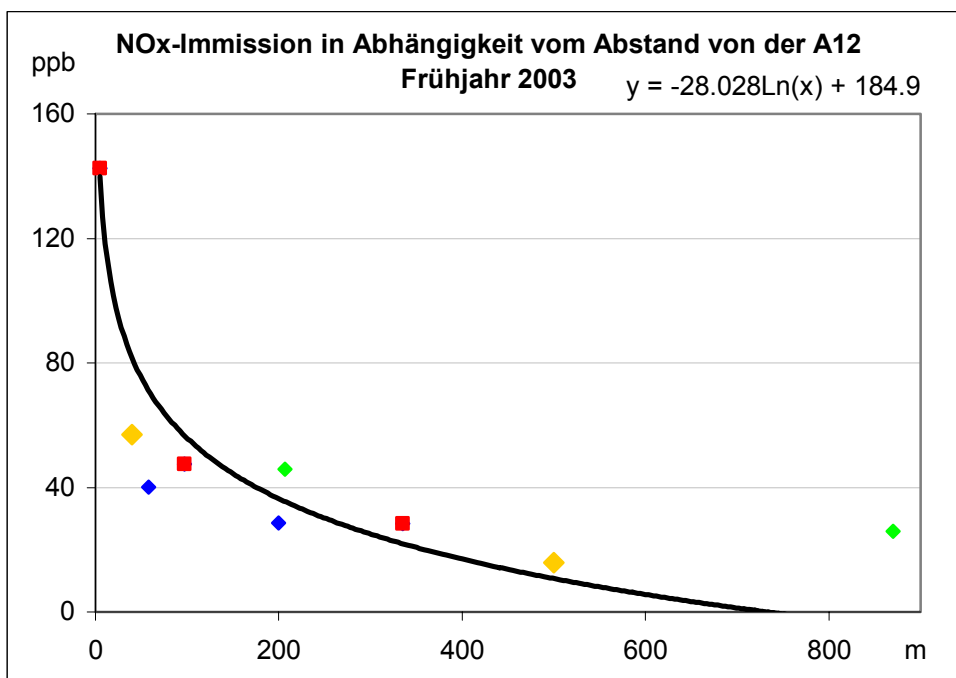
Abbildung 5.6: Mittlerer Tagesgang der Stickoxid- und PM10-Immissionen bei Jenbach in Abh. vom Vorhandensein einer Inversion, Winter '2003' (Dez 2002 – Feb 2003 und Nov 2003), Werktage (Mo-Fr).

6. Die Abhängigkeit der Stickoxid-Immissionen vom Abstand von der Autobahn

In diesem Kapitel wird die Abhängigkeit der NO_x-Immissionen vom Autobahnabstand für die Mittelwerte der vier Jahreszeiten 2003 untersucht, ausgehend von den 9 Messstellen im Unterinntal. Die 9 Messstellen können in vier Kategorien unterteilt werden, entsprechend werden sie in den Grafiken in vier verschiedenen Farben dargestellt. Die Stationen Vomp A12, Jenbach und Baumkirchen werden lokal (außer von der A12 natürlich) wenig meteorologisch oder emissionsseitig beeinflusst und sind deshalb vor allem geeignet, empirisch die Abnahme der Immissionen mit zunehmender Distanz zur Autobahn zu betrachten. Die Stationen Vomp-Leiten und Kramsach-Angerberg weisen demgegenüber tiefere Werte und Höhendifferenzen zur Autobahn auf. Die Stationen Hall und Wörgl zeigen erhöhte Werte aufgrund lokaler Emissionseinflüsse außerhalb der A12; sie repräsentieren den Immissionsgradienten im besiedelten Gebiet des Unterinntals. Schließlich finden sich noch die beiden Messstellen Fritzens und Stans; vor allem Stans liegt nahe der Talflanke und im Bereich des Ausflusses aus einem Seitental, was oft lokale Frischluftzufuhr bedeutet und damit tiefere Werte als im übrigen Talboden im gleichen Abstand von der Autobahn.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Jahreszeitmittelwerte 2003 für die 9 Messstellen in Abhängigkeit von ihrem Abstand von der Autobahn. Die Werte der 3 Messstellen Vomp A12, Jenbach und Baumkirchen werden ganz grob und keineswegs endgültig durch eine Näherungsfunktion verbunden, welche die 'Abklingfunktion' der NO_x-Immissionen skizziert.

Mit solchen Abklingfunktionen je Jahreszeit und den modellierten Immissionen am autobahnnahen Standort Vomp A12 (s. Kap. 4) könnten die Jahresmittel der Immissionen von NO_x und NO₂ im Unterinntal flächendeckend mit vernünftiger Genauigkeit geschätzt werden.



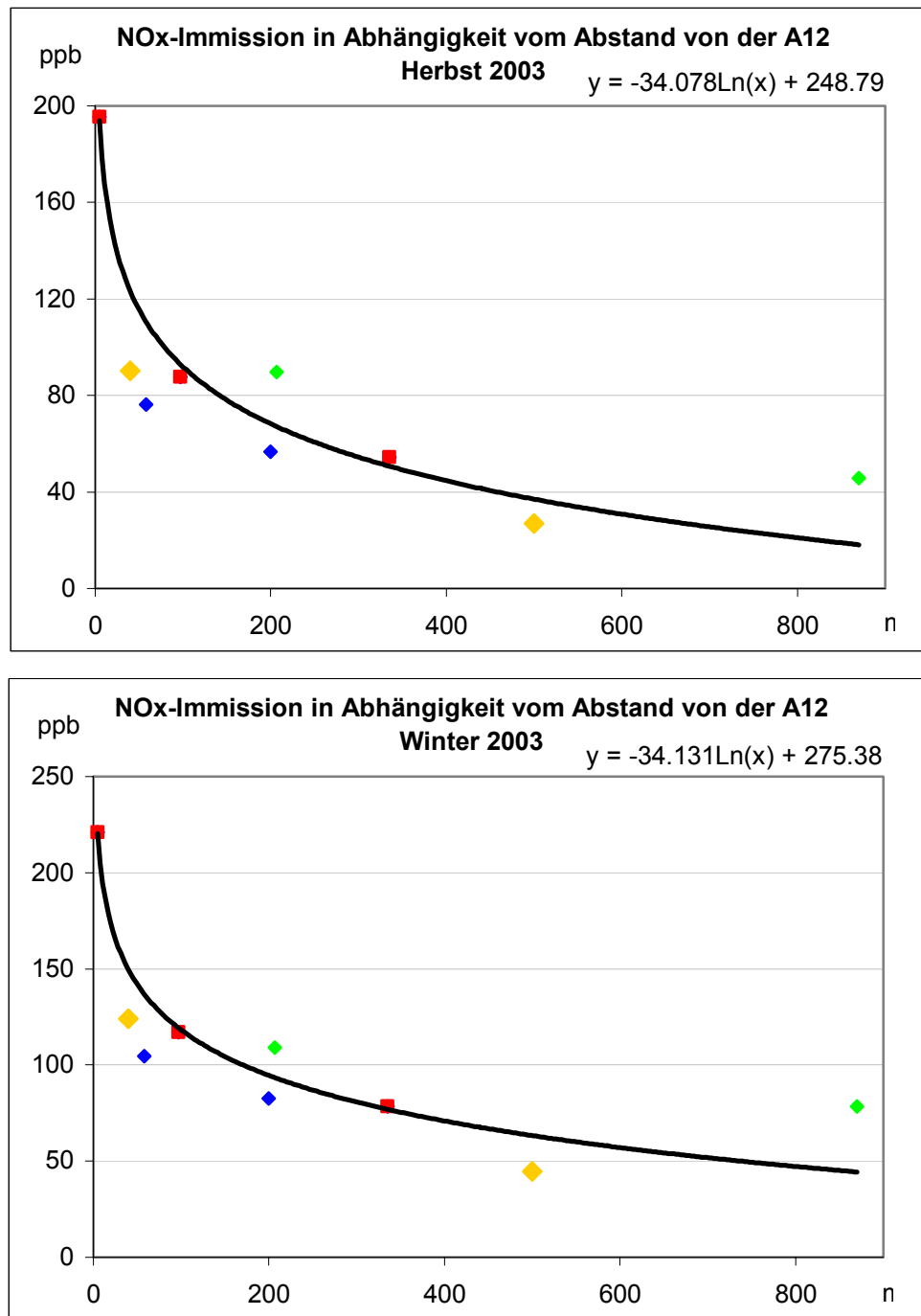


Abbildung 6.1: NOx-Immissionen im Unterinntal in Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn A12, Jahreszeit-Mittelwerte 2003. Rote Punkte für: Vomp A12, Jenbach und Baumkirchen; grüne Punkte für: Hall und Wörgl; gelbe Punkte für Vomp-Leiten und Kramsach-Angerberg; blaue Punkte für: Fritzens und Stans.

Für den Winter wird die gleiche Distanzabhängigkeit auch für NO₂ gezeigt.

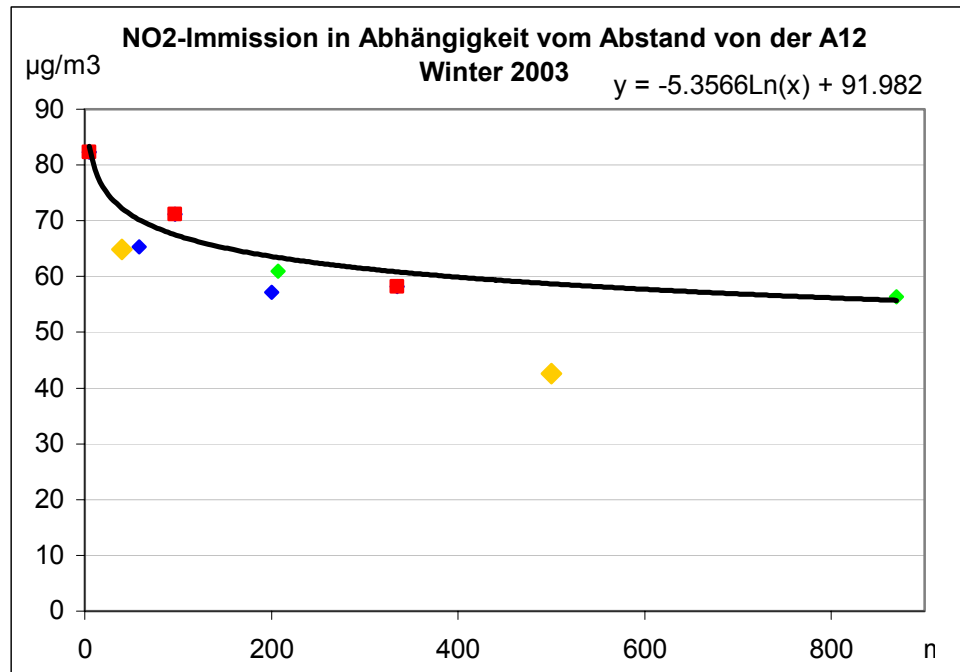


Abbildung 6.2: NO₂-Immissionen im Unterinntal in Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn A12, Winter-Mittelwerte 2003. Farben der Punkte: s. Abbildung 6.1.

Da das NO₂ die Veränderungen des NO_x im Allgemeinen nur gedämpft mitmacht, verläuft auch seine Abklingfunktion flacher. Die beiden Messstellen Vomp-Leiten und Kramsach-Angerberg wären speziell ungeeignet, die Abnahme der Immissionskonzentration mit zunehmender Distanz zur Autobahn zu repräsentieren (s. dazu Kap. 7).

Sehr interessant ist es, diese empirisch für das Unterinntal ermittelten Abklingkurven mit anderen Talschaften zu vergleichen. Konkret gab es im Urner Reusstal (Nordzulauf des Gotthard) während fast eines Jahres eine Parallelmessung von zwei Stationen in 8 und 175 m Abstand von der dort die Emissionen dominierenden Autobahn (Distanz ab Fahrbahn; Pannestreifen zählt zum Abstand). Ebenso gab es dort wie auch im Rheintal (Nordzulauf des San Bernardino) Profilmessungen mit mobilen Messstationen während Inversionslagen. Die Ergebnisse sind in der folgenden Abbildung 6.3 dargestellt.

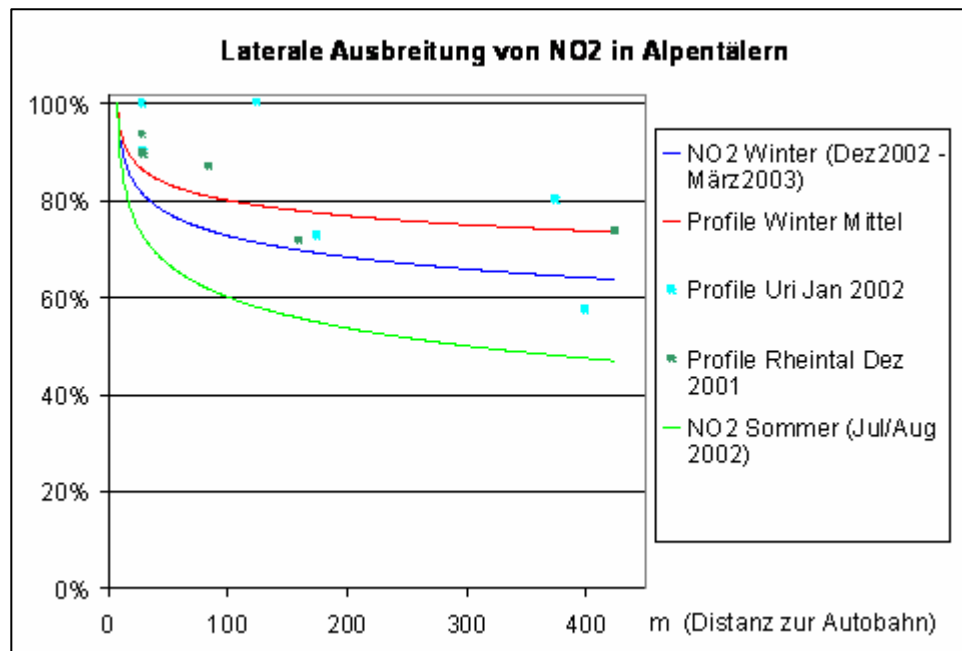


Abbildung 6.3: Laterale Ausbreitung des NO₂ in Alpentälern: Ergebnisse von Messungen im Reusstal (Gotthard) und im Rheintal (San Bernardino-Route bei Maienfeld).

Im Sommer fällt das NO₂ stärker ab mit zunehmender Distanz als im Winter, während der Profilmessungen im Winter bei Inversionslagen weniger stark als im Mittel über die gesamten vier Wintermonate.

Die Abklingfunktion für den Winter (Dez-Feb) im Unterinntal für NO₂ erreicht bei 400 m Abstand noch etwa 70% des Wertes der Messstelle Vomp an der Autobahn. Diese Abklingfunktion liegt damit zwischen denjenigen in Abbildung 6.3 für die vier Monate Dez-März und für die Inversionslagen (mit Profilmessungen). Dies erscheint realistisch.

7. Inversionsepisoden im Unterinntal

Bei der Betrachtung der Immissionen in Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn ist aufgefallen, dass Vomp-Leiten und Angerberg tiefere Werte aufweisen als ihrem Abstand bezogen auf die gesamte Gruppe an Messstellen entspricht.

Vomp-Leiten liegt 12 tiefer als das Niveau der Autobahn. Da die Messstelle horizontal nur 40 m von der Autobahn entfernt ist, ist sie wegen dieser Höhendifferenz oft ein Stück weit vor den Emissionen der Autobahn geschützt, so wie die Fahne eines Kamins auch erst nach einer gewissen Ausbreitungsstrecke den

Boden erreicht. Bei Inversionslagen ist dieser Schutz eher geringer, da die Luftschadstoffe sich innerhalb der kalten Schicht durchaus – wenn auch langsam – ausbreiten können.

Die Messstelle Kramsach-Angerberg liegt 92 Höhenmeter über dem Talgrund. In diesem Falle kann eine Inversionsschicht durchaus als Sperre wirken und die Ausbreitung der Emissionen der Autobahn bis zur Messstelle Angerberg behindern.

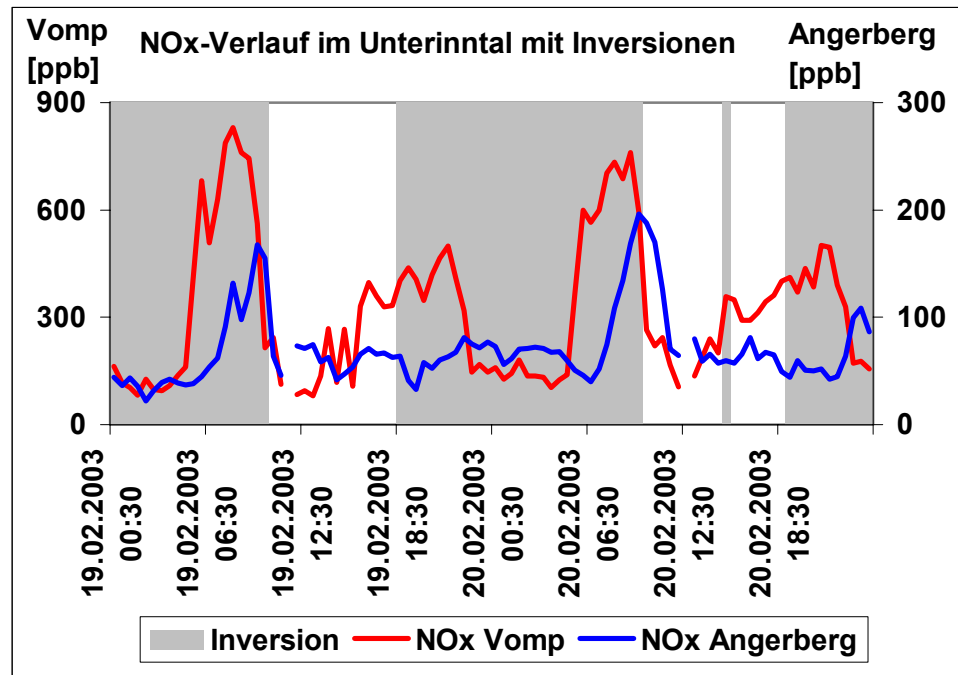


Abbildung 7.1: NOx-Verlauf an den Messstellen Vomp und Angerberg im Zusammenhang mit Inversionen vom 19./20.02.2003.

Die Immissionsspitzen treten in Angerberg erst bei Inversionsauflösung auf, wenn bei Vomp die Immissionen wegen der besseren Durchlüftung bereits abnehmen, aber dann eben in erhöhte, zuvor geschützte Lagen gelangen können.

Die folgenden beiden Abbildungen zeigen je eine 5-tägige Episode, in welcher im Unterinntal Inversionen auftraten. Dazu wird der Temperaturverlauf von zwei Sensoren des Profils in Schwaz gezeigt: des Sensors am Talboden (0 m) und des Sensors in 112 m über Talboden. Ist der Bodensensor (grün in den Grafiken) wärmer, so liegt keine Inversion vor, ist er kälter als der Sensor auf 112 m Höhe, so herrscht eine Inversion. (Die genaue Inversionsermittlung ist wegen der Adiabatie etwas komplexer, aber als Näherung taugt dies durchaus). Gleichzeitig wird auch der Verlauf von NOx an den Messstellen Vomp, Vomp-Leiten und Angerberg gezeigt. Die Episode vom 16. – 20.02.2003 geht von Sonntag – Donnerstag, jene vom 13. – 17.10.2003 von Montag – Freitag.

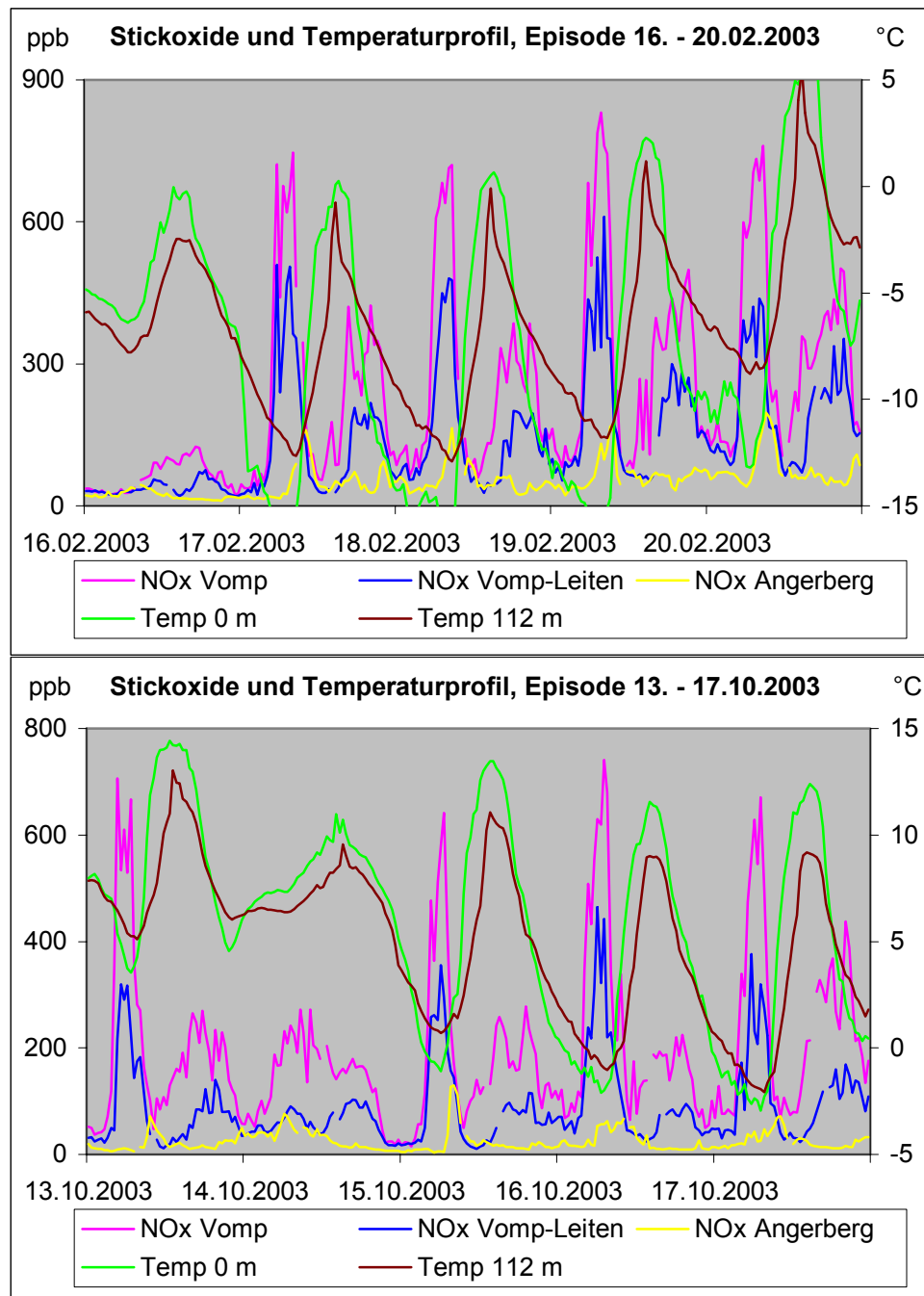


Abbildung 7.2: Inversionsepisoden im Unterinntal: 16. – 20.02. und 13. – 17.10.2003. Stickoxide NOx an den Messstellen Vomp, Vomp-Leiten und Angerberg, Temperaturen aus dem Profil in Schwaz (Boden 0 m und aus 112 m Höhe über Talboden). Grüne Kurve unter der braunen: Inversion.

Immer wenn sich die beiden Temperaturkurven schneiden, bildet sich eine Inversion oder sie löst sich auf. Es ist frappierend, wie schnell und praktisch zeitgleich die Immissionen in Vomp jeweils zusammen fallen, sobald sich die Inversion auflöst. Sehr interessant ist das Verhalten der Stickoxide in Angerberg: Während der

Inversion sind sie oft tief, weil dann die Luftschadstoffe nicht aufsteigen können. Anlässlich der Inversionsauflösung jedoch erhält Angerberg die höchsten Immissionsspitzen: Die Luftschadstoffe lösen sich aus den talbodennahen Luftschichten und gleiten die Talflanke hoch, wo sie auf die Station Angerberg treffen. In gewissen Fällen, wenn eine homogene über 100 m dicke Kaltluftschicht über dem Tal liegt, kann Angerberg auch während der Inversionslage zu erhöhten Immissionen kommen. Insgesamt überwiegt aber die 'Schutzfunktion' der Inversionsschicht für die darüber liegenden Regionen. Jedenfalls ist Angerberg nicht geeignet zur Betrachtung der Luftschadstoffausbreitung im Talboden rund um die Autobahn.

8. Messempfehlungen

Für das Verständnis der lufthygienischen Situation im Unterinntal, aber auch für das Verständnis und die Argumentation bezüglich evaluierter Maßnahmen gegen die Luftverschmutzung braucht es eine vernünftige und kontinuierliche Datenbasis. Um die Datenbasis zu sichern, werden folgende Messempfehlungen ausgesprochen:

- Die Messstelle Vomp A12 sollte langfristig weiter betrieben werden. Der geplante Bau einer Lärmschutzwand in der nahen Umgebung scheint zu einer gewissen Immissionszunahme an dieser Messstelle zu führen. Dies sollte im Nachhinein geprüft werden anhand vergleichender Analysen mit anderen Messstellen (frühestens nach 6 Monaten Messungen mit Lärmschutzwand).
- Es könnte sein, dass die Stützung von Aussagen und Maßnahmen auf die Messstelle Vomp wegen der Lärmschutzwand nicht nur aus fachlichen Gründen schwieriger wird. Es sollte deshalb die Inbetriebnahme einer weiteren autobahnnahen Messstelle im Bereich Weer oder Kolsass (s. separaten Evaluationsbericht) ins Auge gefasst werden.
- Auch Messstationen in der Fläche des Tales sollten längerfristig erhalten bleiben. Die Messstellen Jenbach und Baumkirchen haben sich in der vorliegenden Analyse als geeignet erwiesen. Eine Möglichkeit bestünde auch in zwei Messstationen (in 5 und ca. 150 m Distanz zur Autobahn) in der Region von Kolsass.
- Die Datenverfügbarkeit im Temperaturprofil Schwaz ist unzureichend. Gleichzeitig werden dort mit erhöhtem Aufwand sehr hoch gelegene Sensoren (über 200 m über Talboden) gemessen, die lufthygienisch kaum relevant sind. Vielleicht könnte man durch Doppelbesetzung der unteren Sensoren eine erhöhte Datenverfügbarkeit erreichen.

- Die Bedeutung von Inversionen für den Immissionsverlauf ist evident. Die gesamte 'Beweislast' für immissionsklimatische Argumente liegt momentan beim Temperaturprofil Schwaz. Einerseits sollte sein Betrieb langfristig gesichert sein. Andererseits sollte der Betrieb eines weiteren Temperaturprofils – zumindest für ein Jahr, mit anschließender Vergleichsanalyse mit dem TP Schwaz – im Bereich zwischen Zillertal und Kufstein ins Auge gefasst werden.

9. Wichtiges in Kürze

Datenlage

Es wurden die nach Fahrzeugkategorien unterteilten Verkehrszahlen des Querschnitts Vomp verwendet, welche von der Landesbaudirektion zur Verfügung gestellt wurden. Als Leitemission wurden die Stickoxide herangezogen. Die Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie wurden von der TU Graz bestimmt, Stand Dezember 2003.

Es wurden die Immissionen von insgesamt 9 Messstellen im Unterinntal ausgewertet. Messstellen, die spezifisch die Auswirkungen von Baustellen beobachteten, wurden nicht mit einbezogen.

Im Bereich der Messstelle Vomp, am Nordwesthang bei Schwaz, wurde das Temperaturprofil bis in eine Höhe von mehreren hundert Metern über Talboden gemessen.

Klimatische Aspekte

Die wesentlichen klimatischen Elemente, welche die Ausbreitung der Luftschadstoffe bestimmen, sind die vertikale Temperaturschichtung und die Windverhältnisse. Lufthygienisch relevant sind ganz oder fast am Boden aufliegende Inversionen. Solche Inversionen sind nachts zu jeder Jahreszeit häufig. Im Winter halten diese Inversionen aber länger an und bilden sich nachmittags rascher wieder als im Sommer. Tagsüber sind Inversionen im Winter häufiger als im Sommer. In Sommernächten sind Inversionen aber durchaus häufig. Besonders in dem 'Schönwetterjahr' 2003 waren Inversionen besonders häufig wegen der oft möglichen nächtlichen Abstrahlung. Die Inversionshäufigkeiten variieren von Jahr zu Jahr beträchtlich.

An der Messstelle Vomp weht ein Querwind aus Sektor Südost bis Süd am Vormittag zu emissionsstarken Zeiten recht häufig, im Sommerhalbjahr sogar sehr

häufig; er stellt die Messstelle ins Luv bezogen auf die Autobahn. Die Luft weht dann also von der Messstelle zur Autobahn. Ein gegenteiliger (Lee-)Effekt ist viel weniger häufig, vor allem zu Hauptverkehrszeiten. Dies bedeutet, dass die Windverhältnisse an dieser Messstelle die Messung hoher Schadstoffwerte sicher nicht begünstigen.

Emissionen und Immissionen bei der Messstelle Vomp

Die Güterfahrzeuge ('LKW' und SLZ) tragen zusammen 58.2% zu den NO_x-Emissionen der A12 bei. Im Sommer fallen die meisten Emissionen an, die Immissionen jedoch sind dann am geringsten. Ebenso zeigt der mittlere Tagesgang bei den Emissionen kontinuierlich hohe Werte zwischen Morgen und Abend, die mittleren Immissionen hingegen gehen über die Mittagszeit deutlich zurück.

Der Grund für diesen fehlenden Gleichlauf zwischen Emissionen und Immissionen liegt in den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen für die Luftschadstoffe. Im Winter und in der Nacht sind diese im Mittel wesentlich ungünstiger als mittags und im Sommer; die Luftschadstoffe verharren dann länger und damit konzentrierter in der bodennahen Luftschicht. Eine bestimmte freigesetzte Emission verursacht also je nach meteorologischer Situation eine sehr unterschiedliche Immission. Es wurde ein empirisches Modell entwickelt, mit welchem man den Transfer zwischen Emission und Immission abbilden kann.

Immissionen im Unterinntal

Grenzwertüberschreitungen gab es an den Messstellen Vomp A12 und Jenbach beim NO₂-Jahresmittel und –Halbstundenwert sowie an den Messstellen Vomp A12, Jenbach und Wörgl beim PM₁₀-Tagesmittelwert. Bei den Stickoxiden ist die Autobahnnähe für die Immissionsbelastung ausschlaggebend. Die Stickoxide NO_x sind Leitsubstanz auch für die Belastung mit Russ und lungengängigen Feinpartikeln. Beim PM₁₀ gibt es jedoch auch andere bedeutende Quellen, die Autobahnnähe ist da nicht allein ausschlaggebend.

Alle Messstellen außer das fast 100 m erhöht liegende Angerberg weisen einen ausgeprägten Tagesgang aus, der einerseits vom Emissionsverlauf, andererseits vom Tagesgang der klimatischen Bedingungen bestimmt wird. Nur PM₁₀ im Sommer weist einen schwachen Tagesgang auf.

Immissionen und Abstand von der Autobahn

Die Immissionen an den neun untersuchten Messstellen weisen eine markante Abhängigkeit vom Abstand von der Autobahn A12 auf. Für lokal wenig beeinflusste Standorte wurden empirische Abklingfunktionen je Jahreszeit erstellt. Mit solchen Abklingfunktionen und den modellierten Immissionen am autobahnnahen

Standort Vomp A12 könnten die Jahresmittel der Immissionen von NO_x und NO₂ im Unterinntal flächendeckend mit vernünftiger Genauigkeit geschätzt werden.

Inversionsepisoden

Die Immissionen im Unterinntal reagieren rasch und stark auf eine geänderte Inversionssituation; bei Inversionsauflösung fallen sie im Talboden stark ab, währenddem erhöht liegende Regionen zunächst einen Immissionsanstieg erfahren, weil sich die Luftschadstoffe nun von Talbodennähe lösen.

Messempfehlungen

Kontinuierliche lufthygienische Messungen und Erhebungen (Verkehr auf A12, Immissionen an mehreren Stellen, Temperaturprofil und Wind) sind Voraussetzung für das Verständnis der lufthygienischen Situation im Unterinntal und für Argumente im Zusammenhang mit lufthygienischen Maßnahmen.