

**Endbericht über die
meteorologischen
Sondermessungen an der
Immissionsmessstelle Kittsee der
Burgenländischen Landesregierung**

Auftraggeber

Umweltbundesamt Wien
Amt der Burgenländischen Landesregierung
Amt der Niederösterreichischen
Landesregierung

Sachbearbeiter

Dr. August Kaiser

Wien, am 14. 1. 2011
Zahl: 4318/05-U

Inhaltsverzeichnis

1	Problemstellung	3
2	Lage der Messstation	4
3	Die Messgeräte	6
4	Ergebnisse	8
4.1	Eignung wartungsarmer Strahlungsbilanz-Geber zur Ermittlung von Ausbreitungsklassen	8
4.2	Vertikale Wind- und Temperaturprofile Sodar-RASS - Datenverfügbarkeit.....	12
4.3	Die lokalen Windverhältnisse im Raum Kittsee	14
4.3.1	Vergleich der Windmessung des dreidimensionalen Ultraschall-anemometers mit einem herkömmlichen Geber	14
4.3.2	Nordostwinde in Kittsee – Einfluss der Topographie auf die Windverhältnisse	15
4.4	Abhängigkeit der gemessenen Immissionsbelastung in Kittsee von den lokalen meteorologischen Verhältnissen.....	18
4.5	Einfluss von Emissionen aus dem Bereich Bratislava auf die Immissionsmessungen in Kittsee	33
5	Zusammenfassung	39
6	Literatur	41

1 Problemstellung

Die Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre hängt ab von der Luftströmung (Transport der Schadstoffe) und von der turbulenten Durchmischung der bodennahen Atmosphäre (Verteilung der Schadstoffe auf ein größeres Luftvolumen, „Verdünnung“). Insbesondere hohe Feinstaubwerte treten bei geringer vertikaler Durchmischung infolge bodennaher Inversionen und/oder bei Ferntransport aus Osteuropa auf. Im Zuge der Stuserhebung für PM₁₀ konnte der Einfluss der vertikalen Durchmischung auf die Feinstaubbelastung in Kittsee lediglich näherungsweise anhand des Temperaturunterschieds zwischen den Messstellen Wien/Kaiserebersdorf und Wien/Hohe Warte abgeschätzt werden (Spangl et. al., 2004). Aus diesem Grund wurde die ZAMG von der Burgenländischen und der Niederösterreichischen Landesregierung sowie vom Umweltbundesamt mit umfangreichen meteorologischen Sondermessungen an der Messstelle Kittsee/Burgenland beauftragt. Dabei werden spezielle Messgeräte, die nicht in den operationellen Messprogrammen der ZAMG oder der Länder vorgesehen sind, eingesetzt: Mit einer Kombination aus einem Akustikradar (sound detection and ranging, kurz Sodar) und einem konventionellen Radar (radio acoustic sound system, kurz RASS) werden vertikale Wind- und Temperaturprofile bis zu einer Höhe von rund 700 m über Grund gemessen. Ein dreidimensionales Ultraschallanemometer ermöglicht Windmessungen auch bei extrem niedriger Windgeschwindigkeit und Messungen von Turbulenzparametern aus der unmittelbar bodennahen Luftschicht. Eine weitere wichtige Größe zur Bestimmung der Turbulenz der bodennahen Atmosphäre ist die Strahlungsbilanz. Sie wird in Kittsee mit zwei unterschiedlichen Gebern (Schenk und Kipp & Zonen) gemessen. Das Messprogramm wird durch konventionelle meteorologische Messungen (Luftfeuchte, Lufttemperatur) sowie durch die Wind- und Schadstoffmessungen der Burgenländischen Landesregierung ergänzt.

Mit dem Messprogramm in Kittsee werden nun erstmals in Österreich alle jene Größen erfasst, die Auswirkungen auf die Schadstoffbelastung haben. Gemäß Auftrag soll das Messprogramm zur Klärung der folgenden Fragestellungen beitragen:

- 1) Die Nähe der Messstelle zu Bratislava lässt einen Einfluss von Emissionen aus Bratislava vermuten. Tatsächlich werden bei Nordostwind häufig erhöhte SO₂-Werte gemessen. Das Messprogramm soll beitragen, einen möglichen Einfluss des Großraums Bratislava auf die Immissionsmessungen abzuschätzen.
- 2) In Kittsee werden abweichend von weiten Teilen Ostösterreichs Winde aus Nordost überdurchschnittlich häufig gemessen. Diese lokale Besonderheit konnte von den in der Stuserhebung für PM₁₀ verwendeten Windfeldmodellen nicht aufgelöst werden (Spangl et al., 2004). Ein Schwerpunkt des Projekts ist daher die Klärung der Frage, wie die Windverhältnisse im Nahbereich der Karpaten modifiziert werden.

- 3) Die meteorologischen Sondermessungen sollen eine Basis bieten, den Einfluss der vertikalen Durchmischung auf die Immissionsbelastung in Kittsee genauer als bisher zu studieren.
- 4) Eine neue Generation von Strahlungsbilanzmessern ermöglicht einen vergleichsweise wartungsarmen Messbetrieb. Es ist zu untersuchen, ob die Genauigkeit dieser Geber für die Ermittlung von Ausbreitungsklassen, die Voraussetzung für die Simulation der Schadstoffausbreitung sind, hinreicht.

Daneben ermöglicht der Datensatz aus Kittsee zudem, verschiedene Verfahren zur Bestimmung von Ausbreitungsklassen zu vergleichen und zu bewerten. Dies ist insbesondere von großer Wichtigkeit, weil das am häufigsten benutzte Verfahren Beobachtungen der Bewölkung voraussetzt, diese aber immer öfter Einsparungsmaßnahmen zum Opfer fallen. Alternativen zur Bewölkungsbeobachtung sind Messungen vertikaler Temperaturgradienten, Strahlungsbilanzmessungen (ÖNORM M 9440, 1992/1996) oder Direktmessungen von Turbulenzparametern. Ergänzend zum vorliegenden Auftrag wurden daher im Rahmen eines internen Projekts der ZAMG die unterschiedlichen Bestimmungsmethoden von Ausbreitungsklassen verglichen und bewertet (Kaiser und Petz, 2008, Kaiser et al., 2010). Im Zuge dieser Arbeiten haben sich Unsicherheiten bei der Messung der Turbulenzparameter mit Ultraschallanemometern bei niedriger Windgeschwindigkeit gezeigt. Entsprechende Verfahren zur Nutzung des Messgeräts bei derartigen Bedingungen sind derzeit noch in Entwicklung. Der Datensatz aus Kittsee war zudem eine wichtige Grundlage bei der Überarbeitung von ÖNORM M 9490 „Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung“ (2009) und für die VDI Arbeitsgruppe „Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle“ (Flandorfer und Hirtl, 2010).

Mit dem Aufbau der Geräte wurde Ende Februar 2006 begonnen, das Sodar wurde am 3. März, das gesamte Messprogramm inklusive RASS am 27. März 2006 in Betrieb genommen. Wegen eines Stromausfalls waren die Messungen zwischen 19. und 27. März 2007 ausgefallen. Am 31. Mai 2007 wurden die Messungen wieder beendet. Insgesamt liegt somit ein gut einjähriger Datensatz vor.

2 Lage der Messstation

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

1 gut ersichtlich. Rund 8 km ostnordöstlich der Messstelle befindet sich die Raffinerie Slovnaft (Abbildung 2).



Abbildung 1: Lage der Messstelle Kittsee.



Abbildung 2: Blick vom Slowakischen Hydrometeorologischen Dienst zur Raffinerie Slovnaft.

3 Die Messgeräte

Abbildung 3 zeigt die Anordnung der Messgeräte. Links im Vordergrund sieht man den weißen Schallschutz des Akustikradars. Der Schallschutz umgibt die Lautsprecher (Abbildung 4), über die die Schallimpulse freigesetzt werden. Die Lautsprecher dienen zugleich als Empfangsantennen für das rückgestreute Schallsignal. Links und rechts vom Schallschutz des Sodars erkennt man die Sende- und die Empfangsantenne des Radars. Hinter dem grünen Container des Umweltbundesamtes, in dem der Rechner für das Sodar-RASS untergebracht ist, befindet sich der Mast, auf dem eine herkömmliche meteorologische Messstation und die Strahlungsbilanzgeber (Abbildung 5) sowie das Ultraschallanemometer (Abbildung 6) montiert sind. Im Hintergrund rechts hinter dem Gebäude des Wasserverbundes befindet sich der Messcontainer der Burgenländischen Landesregierung.



Abbildung 3: Die Messgeräte an der Station Kittsee.



Abbildung 4: Lautsprecher des Akustikradars (Sodar).



Abbildung 5: Strahlungsbilanzgeber von Kipp & Zonen (Vordergrund) und Schenk (Hintergrund, mit Kunststoffglocke). Beide Geber sind ungefähr gleich groß, die Verzerrung ist durch die Optik des Photos bedingt).



Abbildung 6: Messkopf des dreidimensionalen Ultraschallanemometers.

4 Ergebnisse

4.1 Eignung wartungsarmer Strahlungsbilanz-Geber zur Ermittlung von Ausbreitungsklassen

Strahlungsbilanzgeber weisen grundsätzlich eine Drift auf und müssen daher regelmäßig kalibriert werden. Die Kalibrierfaktoren der in Kittsee verwendeten Geber sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Für den Schenk-Geber liegen Kalibrierfaktoren für das untere und obere Messplättchen z. T. getrennt für den kurzwelligen und den langwelligen Bereich des Strahlungsspektrums vor. Die Kalibrierfaktoren zeigen eine Abhängigkeit von der Wellenlänge, sie unterscheiden sich um bis zu rund 15%. Da im Einzelfall – vor allem tagsüber – die spektrale Zusammensetzung der auf die Messplättchen einfallenden Strahlung nicht bekannt ist, ist schon aus der Wellenlängenabhängigkeit der Kalibrierfaktoren ersichtlich, dass Strahlungsbilanzmessungen mit den hier verwendeten einfachen Gebern prinzipiell eine gewisse Ungenauigkeit beinhalten.

Für den Kipp & Zonen Geber liegt nur jeweils ein Kalibrierfaktor vor.

Infolge eines Schadens an der Schutzhaube des Schenk-Gebers und wegen eines Sabotageakts an der Messstelle mussten beide Geber Ende März 2007 vorübergehend abgebaut bzw. ausgetauscht werden. Dadurch konnten die Kalibrierfaktoren auch zu diesem Zeitpunkt bestimmt werden. Weiters wurden die Kalibrierfaktoren nach Beendigung der

Messungen nochmals ermittelt. Daraus lässt sich näherungsweise der zeitliche Verlauf der Gerätedrift erahnen. Es zeigte sich, dass der Schenk-Geber schon im Zeitraum Jänner 2006 (vor Aufnahme der Messungen) bis März 2007 einer Drift unterlag, während der Geber von Kipp & Zonen sich in diesem Zeitraum nahezu stabil verhielt. Im – relativ kurzen - Zeitraum von April 2007 bis Ende Mai 2007 (Ende der Messungen) verhielt sich der neue Geber von Schenk stabil, dafür begann nun der Geber von Kipp & Zonen zu driften. Der zeitliche Verlauf der Kalibrierfaktoren zeigt, dass die Drift der Geber nicht linear ist.

Tabelle 1: Kalibrierfaktoren für die in Kittsee verwendeten Strahlungsbilanzgeber.

Geber	Datum	Geber oben		Geber unten	
		kurzwellig	langwellig	kurzwellig	langwellig
Schenk Type 8111 Ser.Nr. 8002	26. 1. 2006 (Aufbau)	26,5	23,0	22,3	19,3
	13. 3. 2007 (Abbau wg. Beschädigung)	26,6	-	23,3	-
Schenk Type 8111 Ser.Nr. 8705	13. 4. 2007 (Aufbau)	25,4	22,0	26,4	22,6
	31. 5. 2007 (Abbau)	25,4	-	26,4	-
Kipp & Zonen, NR LITE, Ser.Nr. 052075	26. 1. 2006	14,2			
	2. 4. 2007	14,1			
	31. 5. 2007 (Abbau)	13,7			

Beides, Wellenlängenabhängigkeit der Kalibrierfaktoren und Nichtlinearität der Gerätedrift, führt zu Unsicherheiten in Strahlungsbilanzmessungen. Weiters wirken sich Einflüsse von Wind und Niederschlägen unterschiedlich auf die Geber aus: Der Geber von Schenk ist mit einer Schutzhaube ausgestattet, jener von Kipp & Zonen hat keine Schutzhaube. Abbildung 7 gibt beispielhaft eine Gegenüberstellung der Messwerte der beiden Geber für Mai 2006. Tendenziell misst der Geber von Schenk höhere Tagesmaxima, umgekehrt gibt der Geber von Kipp & Zonen vor allem während der frühen Morgenstunden einzelne, offensichtlich zu negative Werte (rote Markierungen in Abbildung 7). Diese Werte stehen meist mit Taubeschlag, z. T. auch mit Niederschlagsereignissen in Zusammenhang. Der Geber von Schenk zeigt ein vergleichsweise stabileres Verhalten, im Mai 2006 trat lediglich ein einziger, deutlich zu negativer Wert auf (blau markiert).

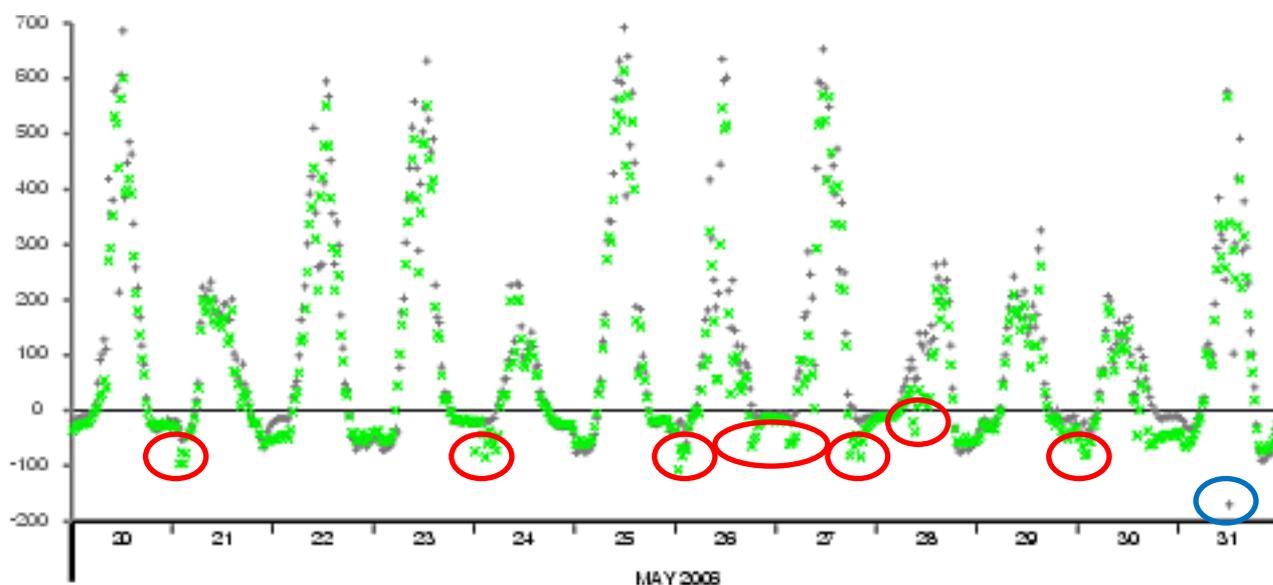


Abbildung 7: Strahlungsbilanz (W/m^2 , unkorrigierte Rohdaten) gemessen mit den Gebern von Schenk (schwarz) und Kipp & Zonen (grün) im Mai 2006. „Ausreißer“ des Kipp & Zonen Gebers sind rot, jene des Schenk-Gebers blau markiert.

Im weiteren wurde die Drift der Geber bei der Datenprüfung berücksichtigt und fehlerhafte Werte wurden aus dem Datensatz eliminiert.

Eine Gegenüberstellung der monatsweisen Mittelwerte, Minima und Maxima der geprüften Daten ist in Abbildung 8 dargestellt. Gereneil misst der Geber von Schenk höhere Mittelwerte und Maxima, aber auch niedrigere Minima als der Geber von Kipp & Zonen, d.h. die Spanne zwischen hohen und tiefen Werten ist beim Schenk-Geber größer als bei Kipp & Zonen. Obwohl die Drift der Geber bei der Datenprüfung korrigiert wurde, zeigen die Geber eine leichte Drift zueinander.

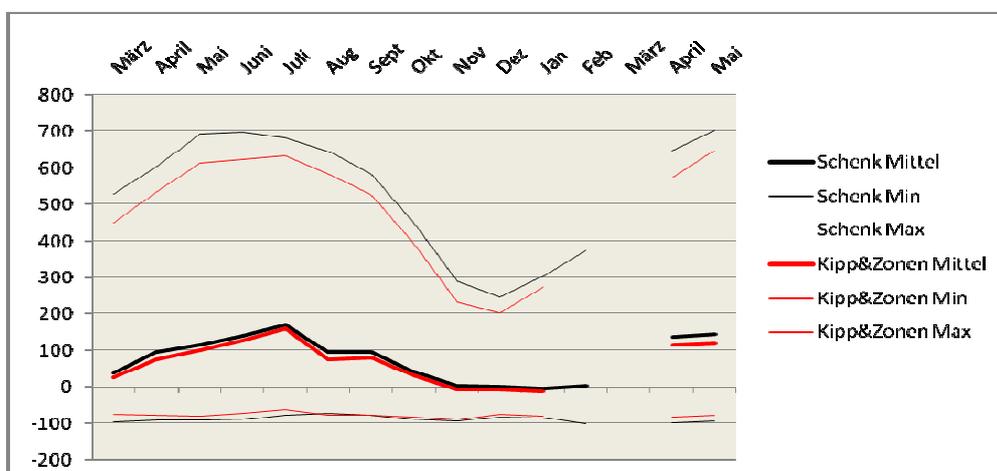


Abbildung 8: Monatsweise Mittelwerte, Maxima und Minima der Strahlungsbilanz (W/m^2) gemessen mit den Gebern von Schenk (schwarz) und Kipp & Zonen (rot), 20060327 - 20070531.

Die Häufigkeitsverteilungen der mit den beiden Gebern ermittelten Ausbreitungsklassen gemäß ÖNORM M 9440 (1992/1996) sind in Abbildung 9 zusammengestellt. Aufgrund der relativ hohen Windgeschwindigkeiten in Kittsee überwiegt die neutrale Klasse 4, die labilen Klassen 3 und 2 sowie die stabilen Klassen 6 und 7 sind relativ selten. Trotz der Unterschiede der korrigierten Strahlungsbilanzdaten der beiden Geber sind die Häufigkeitsverteilungen der anhand der beiden Geber ermittelten Ausbreitungsklassen nahezu ident. Die grobe Klasseneinteilung der Strahlungsbilanz in ÖNORM M 9440 (1992/1996), Abschnitt 5.3.3, erlaubt offensichtlich die Toleranz gewisser Unsicherheiten in den Messungen. Wartungsfreie Geber ohne Abdeckhaube wie jene von Kipp & Zonen sind daher für die Ermittlung von Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440 (1002/1996) durchaus geeignet. Voraussetzung ist die Einhaltung der Vorschriften aus ÖNORM M 9490, Teil 7 (2009). Dies betrifft insbesondere die regelmäßige Kalibrierung des Gebers. Für die Messperiode zwischen den Kalibrierterminen muss die Drift durch lineare Interpolation der Kalibrierfaktoren berücksichtigt werden. Weiters müssen fehlerhafte Werte, die häufig infolge von Taubeschlag der Sensoren und/oder Niederschlag verursacht werden (siehe Abbildung 7), korrigiert oder aus dem Datensatz entfernt werden.

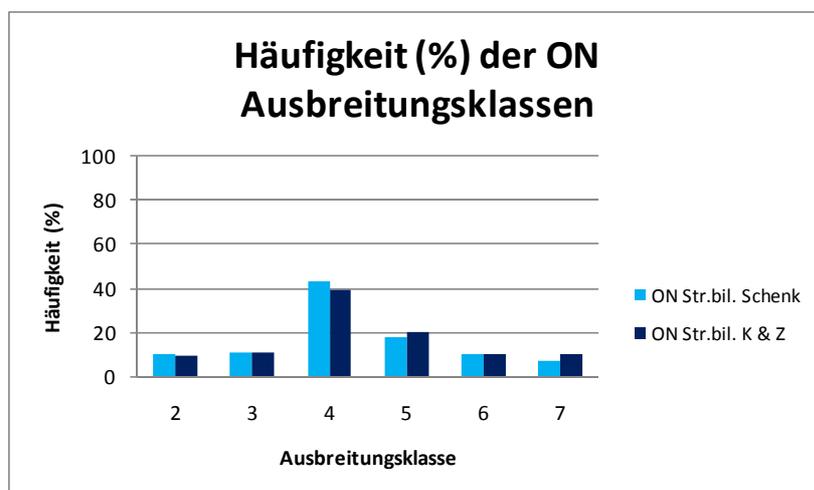


Abbildung 9: Häufigkeit der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440, ermittelt mit den Strahlungsbilanzgebern von Schenk und Kipp & Zonen, 20060307 – 20070531.

Kaiser und Petz (2008) konnten zeigen, dass die mit der Strahlungsbilanz ermittelten ÖNORM Ausbreitungsklassen im Vergleich zur Bewölkungs- und Temperaturgradientenmethode die beste Trennschärfe aufweisen. Dies gilt jedoch nicht für Ausbreitungsklassen nach Klug Manier, die z. B. im Modell AUSTAL2000 der TA-Luft (2002) Verwendung finden: Die detaillierte Klasseneinteilung der Strahlungsbilanz in KTA 1508 (2006) erfordert eine in der Praxis nie zu erreichende Messgenauigkeit und führt so z. T. zu unplausiblen Ausbreitungsklassen.

4.2 Vertikale Wind- und Temperaturprofile Sodar-RASS - Datenverfügbarkeit

Anhand der mit dem Sodar-RASS gemessenen Temperaturprofile wurden vertikale Temperaturgradienten berechnet, die Grundlage für die weiteren Untersuchungen sind. Angaben zur Genauigkeit der gemessenen Temperaturprofile können Kaiser und Petz (2008) entnommen werden. An dieser Stelle sei lediglich festgehalten, dass das Sodar-RASS die Lufttemperatur über die Dichte der Luft ermittelt. Da Wasserdampf eine geringere Dichte hat als trockene Luft, werden die Temperaturwerte aus Sodar-RASS Messungen auch vom Wasserdampfgehalt der Luft beeinflusst. Dies hat Einfluss auf den Absolutwert der gemessenen RASS-Temperaturen, der Einfluss auf die daraus abgeleiteten vertikalen Temperaturgradienten hingegen ist gering. Zudem bezieht das Sodar-RASS seine Informationen aus einem größeren Luftvolumen (abhängig von der Konfiguration des Geräts). Die Sodar-RASS-Temperaturprofile erscheinen daher gegenüber Temperaturprofilen, wie sie z.B. anhand einer Fesselballonsonde gemessen werden, geglättet und es treten Abweichungen um rund 0,5 bis maximal 1°C auf (siehe dazu Abbildung 10). Für die in dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen ist diese Genauigkeit hinreichend.

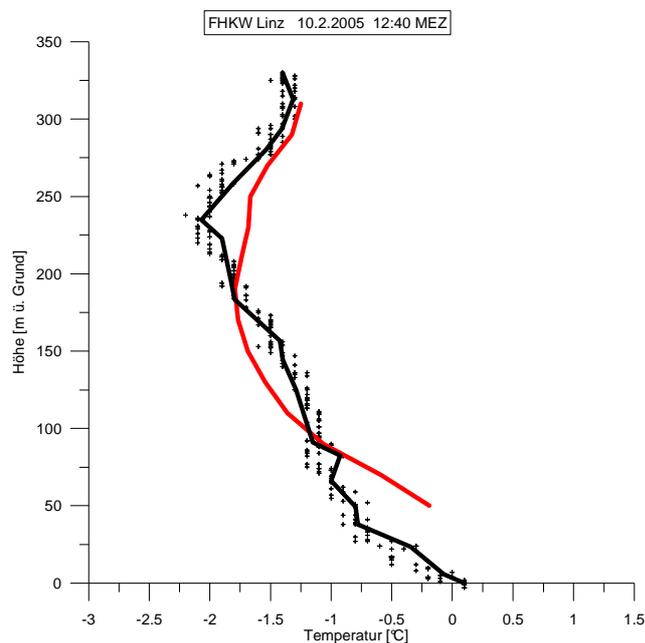


Abbildung 10: Vergleich eines aus Sodar-RASS-Messungen bestimmten vertikalen Temperaturprofils (rot) mit Ergebnissen einer Fesselballonsonde.

Die Verfügbarkeit der Sodar-RASS-Daten ist in Abbildung 11 dargestellt. Sie nimmt für die Temperatur rascher mit der Höhe ab als für Wind: Schon in rund 300 m über Grund beträgt die Verfügbarkeit der Winddaten noch rund 70 %, die der Temperaturdaten aber nur mehr rund 40 %.

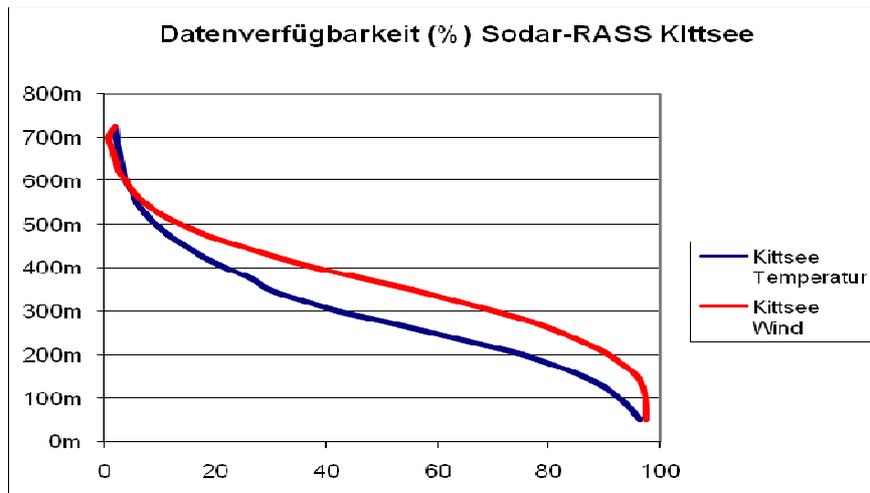


Abbildung 11: Verfügbarkeit (%) der Sodar-RASS Daten in Abhängigkeit von der Höhe über Grund (m), 20060327 - 20070531.

Entsprechend der Verfügbarkeit der Sodar-RASS-Temperaturen ist die Verfügbarkeit der daraus bestimmten vertikalen Temperaturgradienten umso kleiner, je größer der Höhenbereich über Grund ist, für den die Gradienten berechnet werden (Abbildung 12): Für die nur 50 m mächtige Schicht zwischen 100 m und 50 m über Grund beträgt die Verfügbarkeit des vertikalen Temperaturgradienten noch rund 90 %. Für die Schicht zwischen 150 m und 50 m werden immerhin noch rund 85 % erreicht, für 250 m – 50 m hingegen beträgt die Verfügbarkeit nur mehr knapp 60 % und für 350 m – 50 m nur mehr rund 30 %.

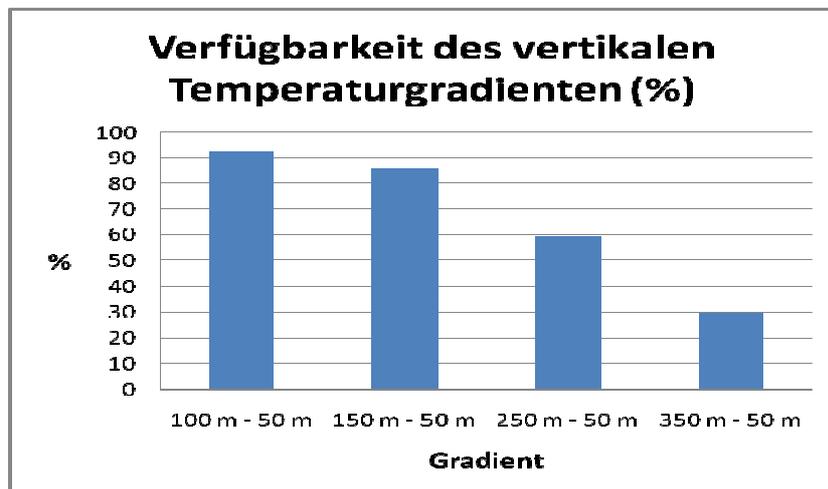


Abbildung 12: Verfügbarkeit der mit dem Sodar-RASS ermittelten vertikalen Temperaturgradienten, 20060327 - 20070531.

Weitere detaillierte statistische Untersuchungen zur Genauigkeit der mit dem RASS gemessenen Temperaturprofile, sowie zur vertikalen Temperaturschichtung im Raum Kittsee können Kaiser und Petz (2008) entnommen werden.

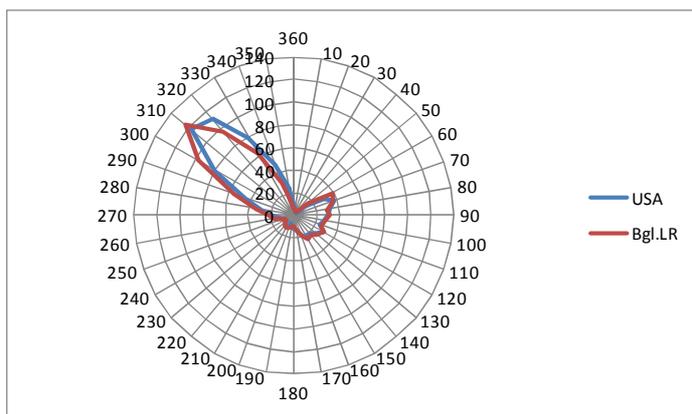
Aufgrund der mit dem RASS erreichbaren Messgenauigkeit wird die Temperaturschichtung für die weiteren Untersuchungen im wesentlichen anhand des Temperaturgradienten aus dem Höhenbereich zwischen 150 m und 50 m über Grund charakterisiert. Die unmittelbar bodennächste Schicht zwischen 100 m und 50 m über Grund (das unterste Messniveau des RASS liegt in 50 m über Grund, die Auflösung der Höhe beträgt 50 m) ist so „dünn“, dass sich die Ungenauigkeit der Temperaturmessung störend für die daraus berechneten Temperaturgradienten auswirkt. Weiters macht eine Kombination der RASS-Temperaturen mit den Stationsmessungen in 2 m über Grund wegen der unterschiedlichen Messprinzipien keinen Sinn.

4.3 Die lokalen Windverhältnisse im Raum Kittsee

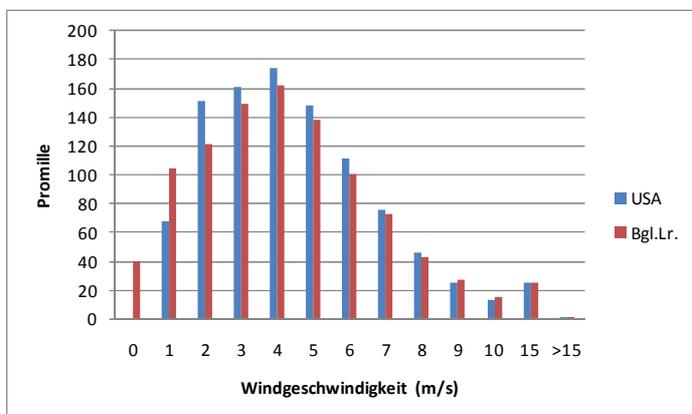
4.3.1 Vergleich der Windmessung des dreidimensionalen Ultraschallanemometers mit einem herkömmlichen Geber

Für den Zeitraum der meteorologischen Sondermessungen wurden die Windmessungen der Burgenländischen Landesregierung durch Messungen mit einem dreidimensionalen Ultraschallanemometer (3D USA) ergänzt. Ultraschallanemometer sind trägheitsfrei und ermöglichen daher auch exakte Messungen bei extrem niedriger Windgeschwindigkeit. In Abbildung 13 sind Häufigkeitsverteilungen von Windrichtung und Windgeschwindigkeit für beide Messsysteme gegenübergestellt. Während sich die Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung für beide Messsysteme kaum voneinander unterscheiden (Abb. 13a), misst der herkömmliche Geber der Burgenländischen Landesregierung rund 4 % Calmen, das 3D USA hingegen einen Calmenanteil gleich 0 % (Abb. 13b). Windgeschwindigkeiten zwischen 2 m/s bis 4 m/s werden vom 3D USA häufiger, Windgeschwindigkeiten um 1 m/s vom 3D USA seltener gemessen als vom herkömmlichen Geber. Herkömmliche Geber „bremsen“ also auch noch bei bereits deutlichem, aber immer noch schwachem Wind.

Der Vergleich der beiden Windgeber zeigt eindeutig die Vorteile trägheitsfreier Messsysteme gegenüber den herkömmlichen Gebern, obwohl niedrige Windgeschwindigkeiten in Kittsee selten sind. Gerade für Luftreinhaltefragen ist die Erfassung extrem niedriger Windgeschwindigkeiten sehr wichtig. Ultraschallanemometer ermöglichen auch dann noch eine Ermittlung der Luftbewegung, wo herkömmliche Geber bereits Windstille messen.



a) Windrichtung



b) Windgeschwindigkeit

Abbildung 13: Häufigkeit (Promille) von Windrichtung und Windgeschwindigkeit in Kittsee, gemessen mit einem herkömmlichen Messgerät der Burgenländischen Landesregierung und einem dreidimensionalen Ultraschallanemometer (3D USA), 20060303 – 20070531.

4.3.2 Nordostwinde in Kittsee – Einfluss der Topographie auf die Windverhältnisse

Abbildung 14 zeigt Häufigkeitsverteilungen der Windrichtungen in Kittsee und an der nahe gelegenen Messstelle Hainburg für die Jahre 2005 bis 2010. Während im nur rund 11 km entfernten Hainburg die für Ostösterreich typischen Winde aus Nordwest und Südost dominieren, erscheinen in Kittsee Winde aus dem Südostsektor gegen Nordost verdreht. Schon in Kaiser (2006) konnte beispielhaft gezeigt werden, dass in Kittsee Winde aus Nordost nur in unmittelbar bodennahen Luftschichten auftreten, während darüber Wind aus Südost weht. Abbildung 15 zeigt zwei solche Fälle: Am 27. März 2006 weht etwa zur Mittagszeit unterhalb eine Höhe von rund 50 m über Grund Wind aus Nordost (rote Markierung in Abb. 15), darüber Wind aus Südost, der oberhalb von rund 300 m auf Süd bis Südsüdwest dreht; eine ähnliche Situation findet man während der Nachmittags- und Abendstunden des 26 März: Unterhalb von

rund 70 m über Grund Wind aus Nordost (rot markiert), darüber zunächst Wind aus Ost, ab ca. 190 m Höhe Wind aus Südost.

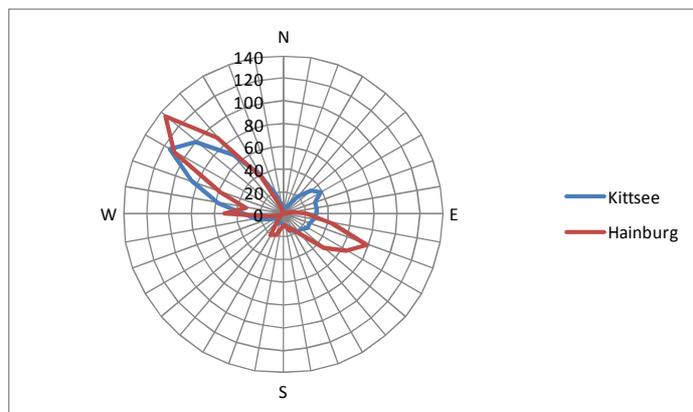


Abbildung 14: Häufigkeit (Promille) der Windrichtungen in Kittsee (USA) und Hainburg, 2005 – 2010.

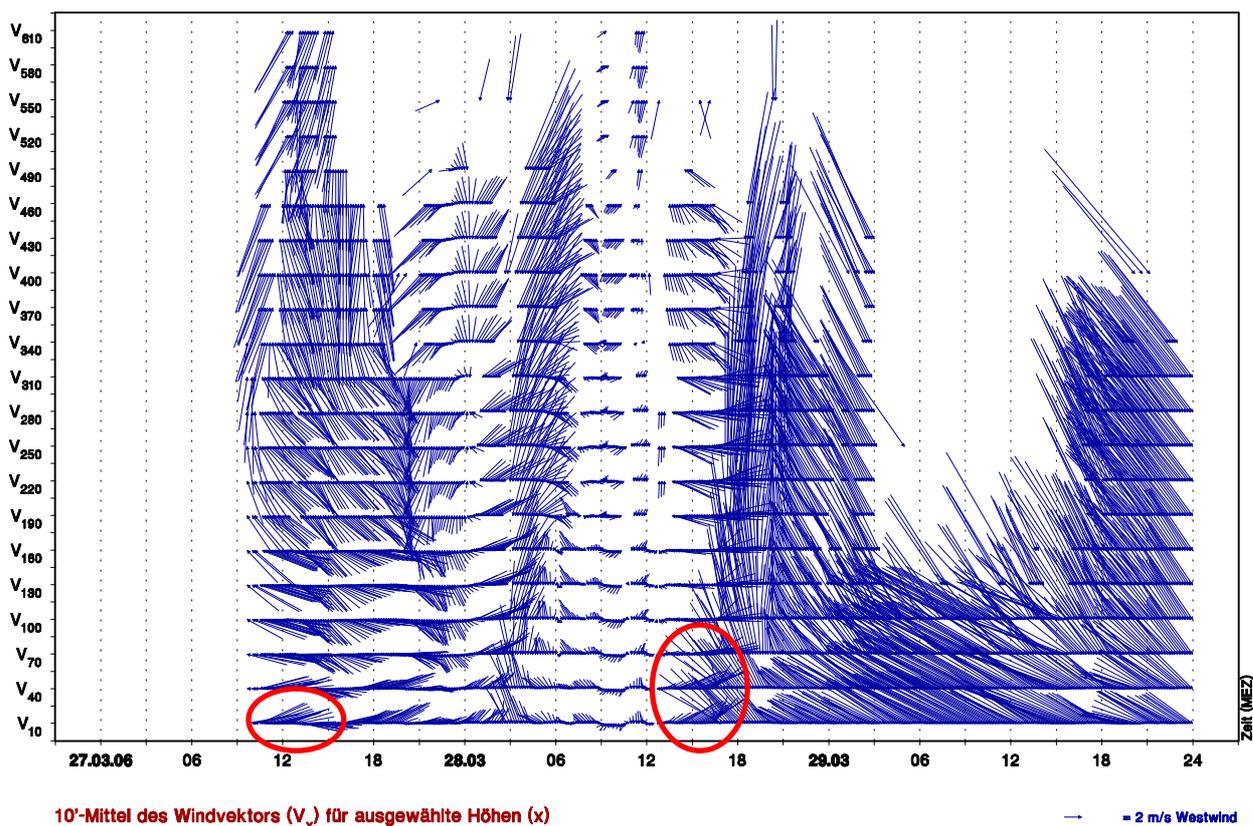


Abbildung 15: Vertikale Windprofile in Kittsee, 27. - 29. März 2006. Phasen mit bodennahem Wind aus Nordost sind durch rote Markierung hervorgehoben.

Die bodennahen Luftströmungen aus Nordost bei großräumiger Strömung aus Südost sind in Kittsee kein Einzelfall: In Abbildung 16 sind Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung für ausgewählte Höhenniveaus über Grund aus den Sodarmessungen dargestellt. Daraus ist klar ersichtlich, dass die Häufigkeit von Winden aus Nordost am Boden am größten ist; schon in

50 m über Grund ist das Häufigkeitsmaximum von Winden aus Nordost nahezu verschwunden, in 300 m über Grund ähnelt die Windrose bereits jener von Hainburg mit einem sekundären Maximum bei Winden aus Südost.

Winde aus Nordost sind häufig mit stabiler Schichtung verbunden: Im Durchschnitt zeigt die vertikale Temperaturschichtung im Höhenbereich zwischen 150 m und 50 m über Grund bei Winden aus Nordost eine deutliche Temperaturzunahme mit der Höhe (Abbildung 17; ein positives Vorzeichen des vertikalen Temperaturgradienten bedeutet Temperaturzunahme, ein negatives Vorzeichen Temperaturabnahme mit der Höhe). Bei großräumiger Strömung aus Südost und stabiler Schichtung kann die bodennah relativ kalte und daher schwere Luft die Kleinen Karpaten nicht überströmen und bildet an deren Rändern einen Keil kalter Luft, der bodennah gegen Südwest in Richtung Donautal abfließt. Kittsee wird gerade noch von diesen bodennahen Nordostwinden erreicht (Abbildung 18).

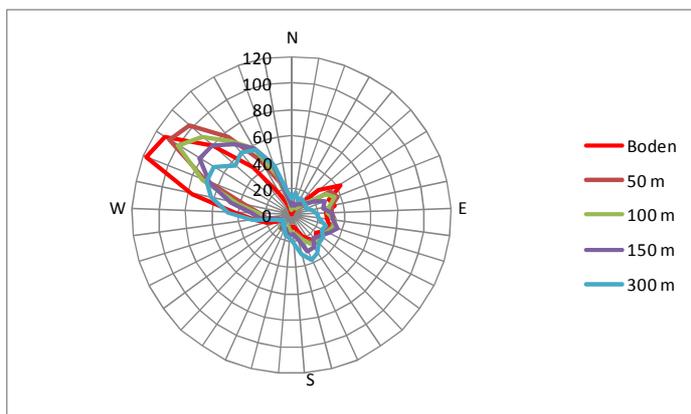


Abbildung 16: Häufigkeitsverteilungen der Windrichtungen in Kittsee in ausgewählten Höhen über Grund.

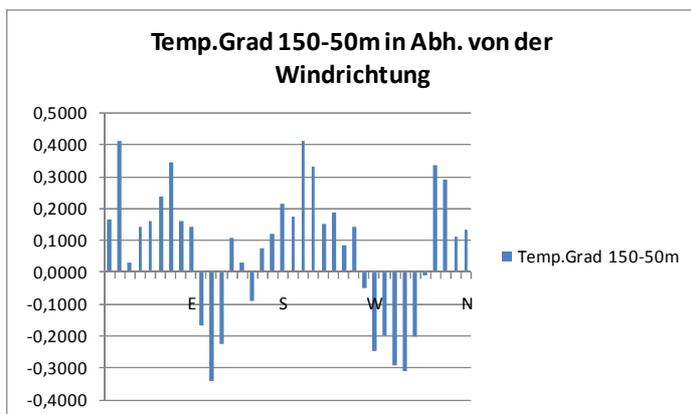


Abbildung 17: Durchschnittliche vertikale Temperaturschichtung (Temperaturgradienten zwischen 150 m und 50 m über Grund aus den RASS-Messungen in °C/100 m Höhengzunahme) in Abhängigkeit von der Windrichtung in Kittsee, 27. 3. 2006 – 31. 5. 2007.

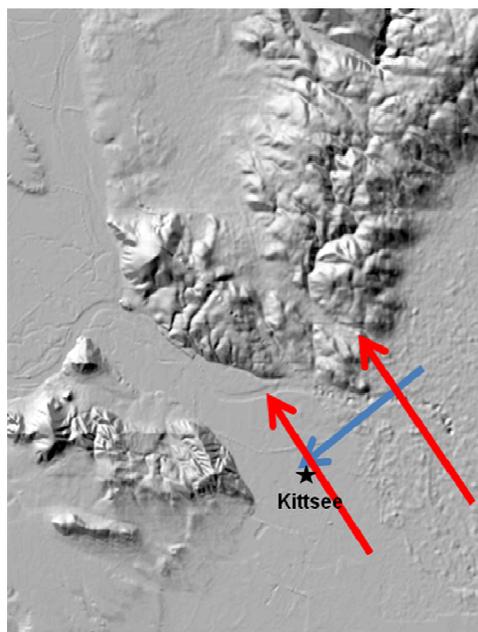


Abbildung 18: Schematische Darstellung der Strömungsverhältnisse im Raum Kittsee bei großräumiger Anströmung aus Südost und stabiler Schichtung.

Winde aus Südwest sind ebenfalls im Durchschnitt mit stabiler Temperaturschichtung verbunden (Abb. 17). Auch hier zeigt sich der Einfluss der Topographie auf die Windrichtung bei stabiler Schichtung: Bei Anströmung aus südlicher Richtung und stabiler Schichtung folgt die Luftströmung im Bereich Kittsee dem Osthang des Hundsheimer Bergs und wird auf südwestliche Richtung umgelenkt. Winde aus südwestlichen Richtungen sind in Kittsee jedoch recht selten.

Winde aus Ost bis Südost sind im Durchschnitt mit Temperaturabnahme mit der Höhe verbunden (Abbildung 17). Sobald die vertikale Durchmischung ein gewisses Ausmaß erreicht, stellen die Kleinen Karpaten offensichtlich kein Strömungshindernis mehr dar und der Südostwind kann bis zum Boden durchgreifen.

Auch die recht häufigen Winde aus Nordwest sind im Durchschnitt mit Temperaturabnahme mit der Höhe verbunden (Abb. 17).

4.4 Abhängigkeit der gemessenen Immissionsbelastung in Kittsee von den lokalen meteorologischen Verhältnissen

In Kaiser und Scheifinger (2003) und Spangl et al. (2004) wurde anhand von ausführlichen Trajektorienanalysen, in Böhmer et al (2007) zudem anhand von Modellsimulationen der Anteil großräumiger Luftströmungen an der Immissionsbelastung durch PM₁₀, NO_x, SO₂ und – zum Teil - O₃ eingehend untersucht. Vor allem für PM₁₀ und SO₂ ergaben sich deutliche Hinweise für einen hohen Anteil von Ferntransporten aus Südost und Ost bis Nordost an der

Immissionsbelastung in Ostösterreich. Die Auswirkungen der lokalen meteorologischen Verhältnisse auf die Immissionsbelastung hingegen konnten in Ermangelung geeigneter Messdaten – vor allem wegen des Fehlens von Messungen zur vertikalen Durchmischung der bodennahen Atmosphäre – bisher nur näherungsweise beschrieben werden. In diesem Abschnitt wird daher die Abhängigkeit der gemessenen Immissionsbelastung in Kittsee von den lokal gemessenen meteorologischen Verhältnissen diskutiert. Besondere Beachtung finden dabei mögliche Einflüsse aus dem Großraum Bratislava, die mit dem bisherigen Instrumentarium nur näherungsweise erfasst werden konnten (siehe dazu Abschnitt 4.5). Bezüglich der nicht unerheblichen Auswirkungen von Ferntransport wird auf die zitierte Literatur verwiesen.

Abbildung 19 gibt einen Überblick über die an der Messstelle Kittsee gemessenen Spurengase. Dargestellt sind jeweils Mittelwert und Streuung für SO_2 , NO_2 , PM_{10} und O_3 für den Zeitraum der Sondermessungen in Kittsee (27. März 2006 bis 31. Mai 2007) und für den Zeitraum von 1. Jänner 2005 bis 31. Mai 2007. Der Zeitraum der Sondermessungen war im Vergleich zu den vorangegangenen Wintermonaten vergleichsweise gering durch Feinstaub belastet. Die Mittelwerte aus dem Vergleichszeitraum dienen einer gewissen Einordnung des Zeitraums der meteorologischen Sondermessungen. Für PM_{10} ist zu beachten, dass vor April 2006 nur Tagesmittelwerte gemessen wurden.

Tatsächlich betrug während des Zeitraums der Sondermessungen die SO_2 -Belastung nur 69,7 %, die NO_2 -Belastung nur 91,6 % und die PM_{10} -Belastung nur 86,7 % jener Belastungswerte, die im Zeitraum von 1. 1. 2005 bis 31. 5. 2007 gemessen wurden. Bemerkenswert erscheint, dass auch die Ozonbelastung im Messzeitraum niedriger war (nur rund 96,4 % der während des Zeitraums von 1.1. 2005 bis 31. 5. 2007 gemessenen Belastung).

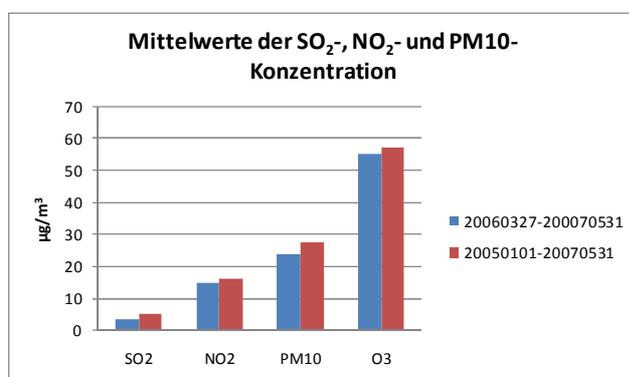


Abbildung 19: Mittelwert und Streuung von SO_2 , NO_2 , PM_{10} und O_3 (alle Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) an der Messstelle Kittsee für unterschiedliche Beobachtungsperioden.

Die Abhängigkeit der in Kittsee gemessenen Immissionsbelastung von der Windrichtung (gemessen mit dem trägheitsfreien dreidimensionalen Ultraschallanemometer) ist aus Abbildung 20 ersichtlich. Man erkennt eine deutliche Abhängigkeit der SO_2 -Belastung von der Windrichtung: Bei Winden aus Ostnordost werden im Durchschnitt markant höhere Werte gemessen als bei allen übrigen Windrichtungen. Auch für NO_2 zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der Windrichtung mit erhöhten Werten bei Winden aus einem im Vergleich zu SO_2 deutlich größeren Richtungssektor von Nordnordost bis Ost-südost. Noch größer ist der Windrichtungssektor, der mit erhöhten PM_{10} -Werten in Kittsee verbunden ist: Er erstreckt sich von Nord bis Süd mit besonders hohen Werten bei Winden aus Nordost bis Ost-südost. Winde aus einem recht breiten Sektor westlicher Richtungen sind im Durchschnitt mit relativ niedriger PM_{10} -Belastung verbunden, besonders bei Winden direkt aus West. Winde aus Südost weisen im Durchschnitt eine um rund $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Winde aus nordöstlichen Richtungen eine um gut $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis knapp $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere PM_{10} -Belastung auf als Winde aus dem Westsektor. Bei O_3 fallen besonders niedrige durchschnittliche Konzentrationen bei Winden aus Nordost auf, die höchsten O_3 -Konzentrationen werden im Durchschnitt bei Winden aus südlichen und südöstlichen Richtungen gemessen.

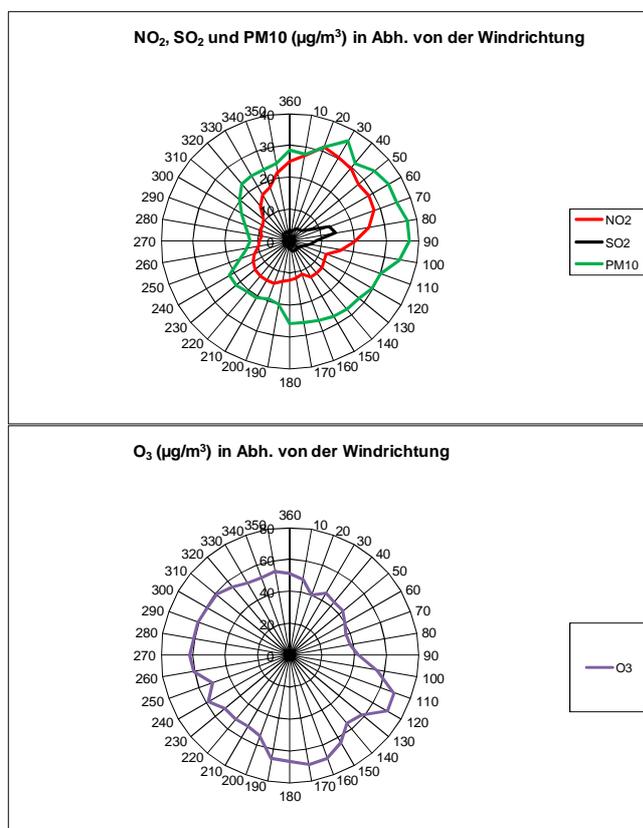


Abbildung 20: Mittlere SO_2 -, NO_2 -, PM_{10} - und O_3 -Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit von der Windrichtung, 20060327 – 20070531.

In Abbildung 21 sind Scatterplots von SO_2 , NO_2 , PM_{10} und O_3 in Abhängigkeit von der Windrichtung dargestellt. Diese Art der Darstellung eignet sich besser zum Studium kurzzeitiger Konzentrationsspitzen als Mittelwerte. Man erkennt für SO_2 eine markante Häufung relativ

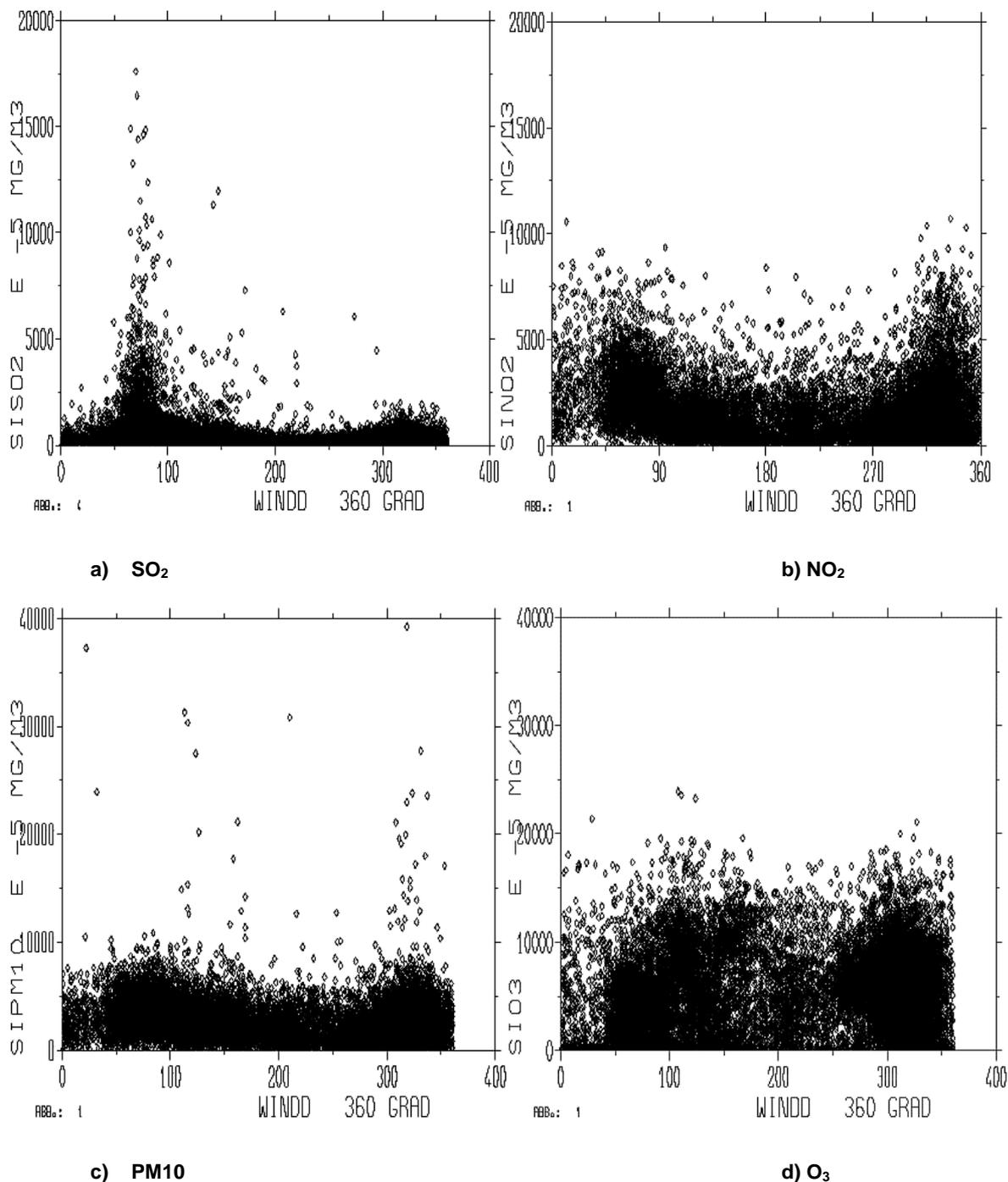


Abbildung 21: SO_2 -, NO_2 -, PM_{10} - und O_3 -Konzentration (10^{-5} mg/m^3) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit von der Windrichtung, 20060327 – 20070531.

hoher Werte bei Winden aus Nordost (Abb. 21a). NO_2 und PM_{10} zeigen erhöhte Konzentrationen bei Winden aus Nordost und Nordwest (Abb. 21b und 21c). Dabei ist zu jedoch

beachten, dass diese Windrichtungen in Kittsee am häufigsten vorkommen. Die Wahrscheinlichkeit, dass bei einer Windrichtung, die häufig vorkommt, auch einmal eine Situation mit hoher Belastung auftritt, ist natürlich größer als für eine selten vorkommende Windrichtung. Besonders für PM10 dürfte das Auftreten extremer Spitzenwerte eher zufällig verteilt sein. Auffällig ist hingegen das nahezu völlige Fehlen niedriger NO₂-Werte (nahe 0 mg/m³) und die geringe Zahl von Fällen mit sehr niedriger PM10-Konzentration bei Winden aus Nordost. Relativ hohe O₃-Werte werden gehäuft bei Winden aus Südost – einer in Kittsee eher selten beobachteten Windrichtung – gemessenen (Abb. 21d). Südostwinde treten in Ostösterreich typischerweise während Hochdruckwetterlagen auf, die erhöhten O₃-Werte dürften in Zusammenhang mit photochemischer Ozonproduktion stehen.

Abbildung 22 zeigt die durchschnittliche Abhängigkeit der in Kittsee gemessenen Immissionsbelastung von der vertikalen Durchmischung der bodennahen Atmosphäre. Die Durchmischung wird charakterisiert durch den aus dem RASS abgeleiteten vertikalen Temperaturgradienten aus dem Höhenbereich zwischen 150 m und 50 m über Grund. Ein negativer Wert des Temperaturgradienten bedeutet Temperaturabnahme, ein positiver Wert Temperaturzunahme mit der Höhe. Nimmt die Temperatur genau um 1°C/100 m Höhenzunahme ab, dann setzt die Atmosphäre vertikalen Luftbewegungen keinen Widerstand entgegen, man spricht von neutraler oder adiabatischer Schichtung. Nimmt sie noch stärker mit der Höhe ab, dann befindet sich relativ warme und leichte Luft unterhalb von relativ schwerer, kalter Luft. Folge sind vertikale Luftbewegungen, man spricht von labiler Schichtung oder gutem vertikalen Luftaustausch. Nimmt die Temperatur hingegen um weniger als 1°C/100 m Höhenzunahme ab, dann setzt die Atmosphäre vertikalen Luftbewegungen einen Widerstand entgegen, man spricht von stabiler Schichtung oder vermindertem vertikalen Luftaustausch. Ein Sonderfall stabiler Schichtung sind Inversionen, Luftschichten, innerhalb derer die Temperatur mit der Höhe zunimmt. Sie unterbinden den vertikalen Luftaustausch markant.

Gemäß Abbildung 22 ist die Belastung durch NO₂ bei stark labiler Schichtung mit rund 4 µg/m³ am niedrigsten und steigt mit zunehmender Stabilität der Atmosphäre nahezu kontinuierlich an. Bei Inversionswetterlagen werden mit bis zu rund 28 µg/m³ etwa 7 mal so hohe Werte gemessen als bei stark labiler Schichtung. Eine derartige Abhängigkeit einer Luftbeimengung von der Stabilität der Atmosphäre ist typisch für eine unmittelbar bodennahe Freisetzung, im wesentlichen also Verkehrsemissionen: Gute vertikale Durchmischung bewirkt eine rasche Verteilung bodennah freigesetzter Schadstoffe auf ein großes Luftvolumen und folglich eine vergleichsweise niedrige Schadstoffkonzentration; bei schlechter vertikaler Durchmischung hingegen akkumulieren bodennah freigesetzte Schadstoffe in Bodennähe.

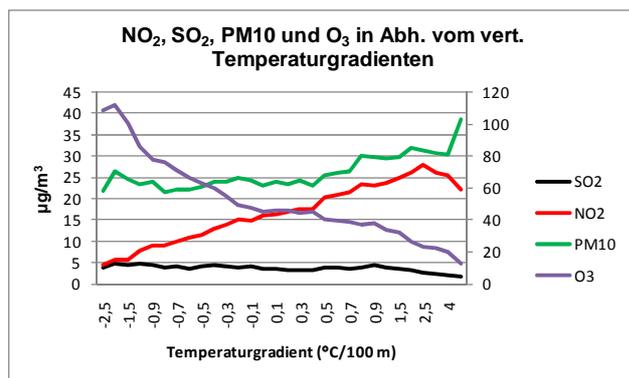


Abbildung 22: Durchschnittliche Abhängigkeit der NO₂-, SO₂-, und PM₁₀-Konzentration (µg/m³, linke Skala) und der O₃-Konzentration (µg/m³, rechte Skala) in Kittsee vom vertikalen Temperaturgradienten (°C/100 m), 20060327 – 20070531.

Genau umgekehrt zu NO₂ verhält sich O₃: Hier nimmt die Belastung mit zunehmender Stabilität der Atmosphäre ungefähr um einen Faktor 9 ab. Bei stabiler Schichtung reichern sich bodennah freigesetzte Stickoxide an und bauen aufgrund ihres hohen Primärgehalts an NO O₃ ab. Bei guter vertikaler Durchmischung wird einerseits relativ ozonreiche Luft zu Boden gemischt, umgekehrt ist die Belastung durch Stickoxide geringer, wodurch der Ozonabbau vermindert bzw. Ozonproduktion begünstigt wird.

Auch die SO₂-Belastung nimmt mit zunehmender Stabilität der Atmosphäre ab. Dies ist typisch für eine Freisetzung in größerer Höhe über Grund. Bei schlechter vertikaler Durchmischung können solche Schadstoffe nur in geringem Maße den Boden erreichen, die Konzentration steigt erst dann, wenn die vertikale Durchmischung so stark wird, dass die Schadstoffe zum Boden herabgemischt werden.

Für PM₁₀ ist über weite Bereiche kaum eine Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten erkennbar. Dies ist typisch für eine Luftmasse, in der sich die Schadstoffkonzentration mit der Höhe kaum ändert und verweist auf eine häufig großräumig recht gleichmäßige Belastung und einen hohen Anteil von Ferntransport an der Feinstaubbelastung. Erst bei einer Temperaturzunahme von rund 0,3°C/100 m beginnt die Feinstaubbelastung – wie für bodennahe Freisetzung typisch - mit weiter zunehmender Stabilität deutlich zu steigen. Lokale, bodennah freigesetzte PM₁₀-Emissionen machen sich im Durchschnitt offensichtlich erst bei Inversionswetterlagen deutlich bemerkbar.

Die hier dargestellte Abhängigkeit der PM₁₀-Belastung vom vertikalen Temperaturgradienten entspricht weitgehend den Ergebnissen der PM₁₀ Stuserhebung (Spangl et al., 2004), obwohl dort mangels anderer Messdaten auf die Temperaturdaten der weit entfernten Messstellen Wien/Hohe Warte und Wien/Kaiserebersdorf zurückgegriffen werden musste.

In der Stuserhebung wurde zudem die Abhängigkeit der PM10-Belastung von der vertikalen Durchmischung für ausgewählte Windrichtungen untersucht. Abbildung 23 enthält eine analoge Auswertung anhand der Temperaturprofile aus den RASS-Messungen. Auch hier sind die Ergebnisse nahezu deckungsgleich mit jenen aus der Stuserhebung: Bei Winden aus östlichen Richtungen zeigt die PM10-Belastung nahezu keine Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten, lediglich bei Winden aus nordwestlichen Richtungen nimmt die PM10-Belastung mit zunehmender Stabilität der Atmosphäre um rund $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu.

Anders als in der Stuserhebung wird in Abb. 23 zwischen Winden aus Südost – die in der Regel mit großräumig erhöhter PM10-Belastung verbunden sind – und Winden aus Nordost mit eventuellem Einfluss aus Bratislava unterschieden. Bemerkenswert erscheint, dass die durchschnittliche PM10-Belastung bei Winden aus Nordost nahezu ident ist mit jener bei Winden aus Südost, lediglich bei leicht stabiler Schichtung (Temperaturgradienten zwischen $-0,2$ und $-0,8^\circ\text{C}/100 \text{ m}$) ist die PM10-Belastung bei Nordostwind im Durchschnitt um rund $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als bei Südostwind.

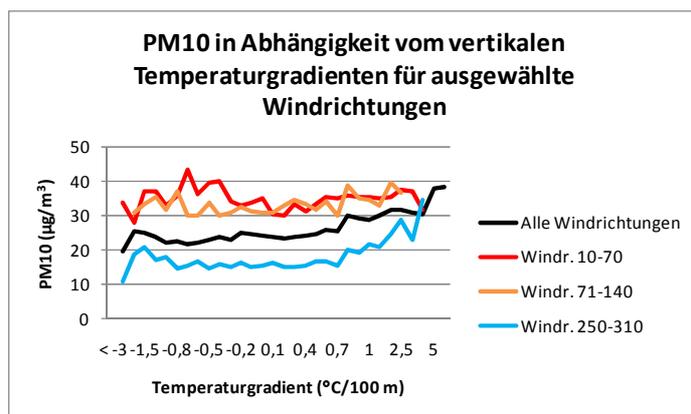


Abbildung 23: Durchschnittliche PM10 Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kittsee in Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten ($^\circ\text{C}/100 \text{ m}$) für ausgewählte Windrichtungen, 20060327 – 20070531.

Das Auftreten einzelner Konzentrationsspitzen in Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten kann anhand von Abbildung 24 studiert werden: Für SO_2 (Abb. 24a) fällt die Häufung hoher Werte bei nahezu adiabatischer bis leicht stabiler Schichtung auf (Temperaturgradient nahe $-1^\circ\text{C}/100 \text{ m}$; bitte beachten, dass in Abbildung 24 der Temperaturgradient in $1/100^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ angegeben ist, der Wert von -100 entspricht genau einer Temperaturabnahme von $-1^\circ\text{C}/100 \text{ m}$). Markante Inversionen (Temperaturanstieg um mehr als $2,5^\circ\text{C}/100 \text{ m}$) sind mit sehr geringen SO_2 -Konzentrationen nahe $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verbunden. Hohe Konzentrationen bei guter Durchmischung und niedrige Konzentrationen bei markanten Bodeninversionen sind ein Hinweis für Einflüsse von Quellen mit hohen Schornsteinen.

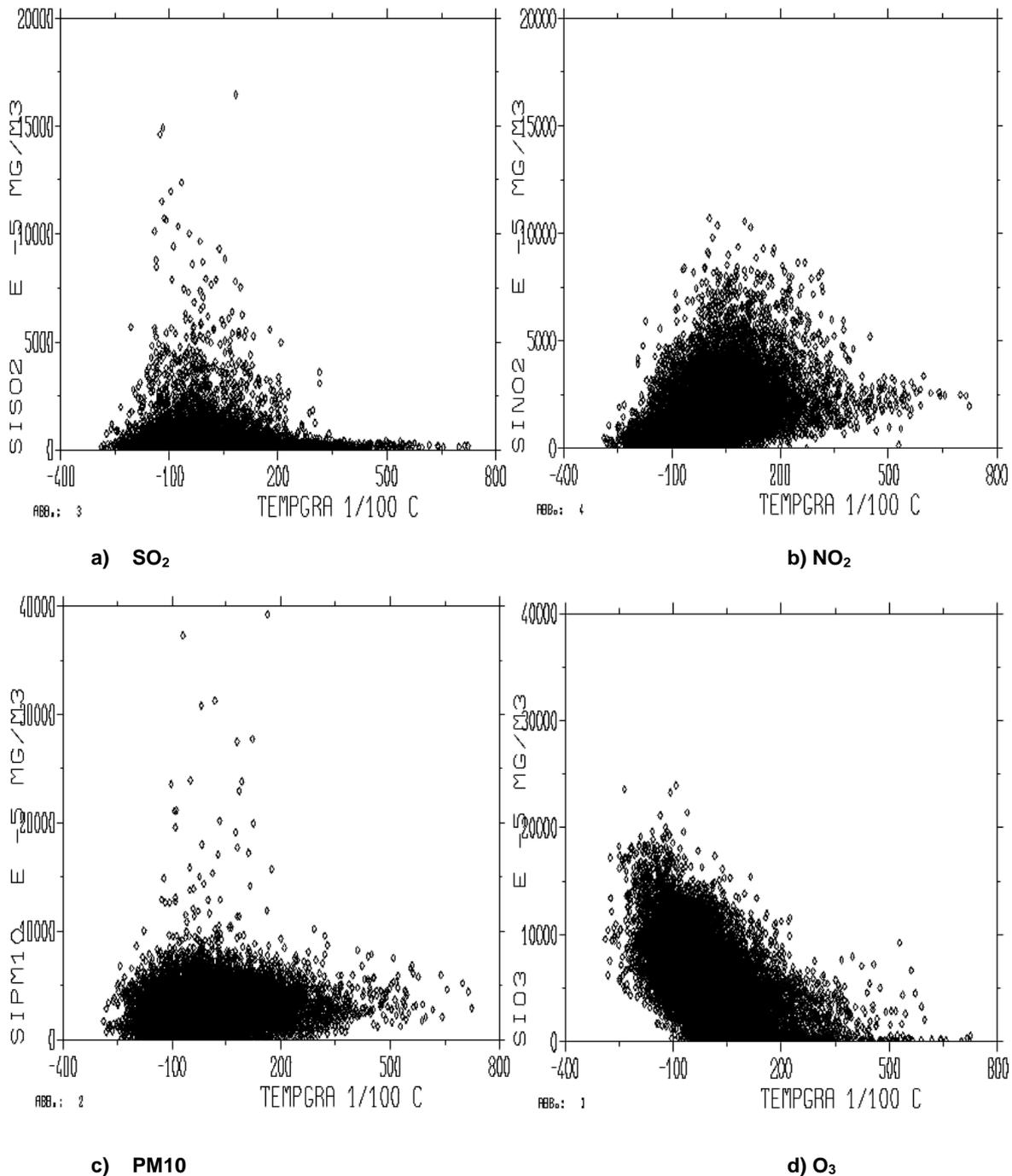


Abbildung 24: SO_2 -, NO_2 -, PM_{10} - und O_3 -Konzentrationen (10^{-5} mg/m^3) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten ($1/100^\circ\text{C}/100\text{ m}$), 20060327 – 20070531.

NO_2 und O_3 verhalten sich wieder nahezu spiegelbildlich mit hohen NO_2 - und niedrigen O_3 -Werten bei stabiler Schichtung; umgekehrt bei labiler Schichtung (Abb. 24b und 24d). Auffällig ist, dass bei extrem starker Temperaturzunahme mit der Höhe weder NO_2 -Werte nahe $0\text{ }\mu\text{g/m}^3$, aber auch keine hohen Spitzenwerte gemessen werden. Die Messstelle liegt nicht in unmittelbarer Nähe von NO_2 -Quellen, offensichtlich behindern markante bodennahe Inversionen ein Vordringen hoher NO_2 -Spitzen zur Messstelle.

Für PM10 zeigt Abbildung 24c ähnlich wie für SO₂ hohe Spitzenkonzentrationen bei mäßig stabiler bis adiabatischer Schichtung (zwischen Isothermie und Temperaturabnahme um -1°C/100 m). Bei markanten Inversionen fehlen Fälle mit niedriger PM10-Konzentration, es treten aber auch keine Spitzenwerte auf. Markante Bodeninversionen „schützen“ also ähnlich wie bei NO₂ vor hohen PM10-Spitzen, was auf das Fehlen markanter bodennaher Quellen im unmittelbaren Nahbereich der Messstelle schließen lässt. Umgekehrt zu SO₂ fehlen bei markanten Bodeninversionen jedoch PM10-Werte nahe 0 µg/m³, es müssen daher entsprechende Emissionen in die Bodeninversion eingebracht werden. Die PM10-Belastung kann also nicht alleine auf Emissionen, die in größerer Höhe über Grund freigesetzt oder herantransportiert werden, zurückgeführt werden.

Die unterschiedliche Abhängigkeit der untersuchten Luftschadstoffe von der vertikalen Durchmischung der bodennahen Atmosphäre spiegelt sich auch in den durchschnittlichen Tagesgängen wider (Abbildung 25): SO₂ zeigt im Durchschnitt die höchsten Werte während der Vormittagsstunden. Dies ist typischerweise jene Zeit, in der Inversionen aufgelöst werden und Emissionen, die in größerer Höhe über Grund freigesetzt werden, den Boden erreichen können (man beachte den Tagesgang des vertikalen Temperaturgradienten in Abb. 25). Mit weiter zunehmender vertikaler Durchmischung (hellblaue Kurve in Abb. 25) nimmt dann die SO₂-Belastung wieder ab.

Der Tagesgang von NO₂ verläuft nahezu parallel mit jenem der vertikalen Temperaturschichtung mit einem ausgeprägten Minimum tagsüber während der Zeit der besten vertikalen Durchmischung. Die morgendliche Emissionsspitze ist am Ansteigen der NO₂-Konzentration zu einer Zeit, während der die nächtliche Inversion bereits in Auflösung begriffen ist (und die NO₂-Immission daher eigentlich abnehmen sollte), zu erkennen. Unmittelbar vor der morgendlichen NO₂-Spitze zeigt O₃ ein Minimum bedingt durch O₃-Abbau infolge der Emissionsspitze von Stickoxiden. Die zeitliche Verzögerung der NO₂-Spitze gegenüber dem O₃-Minimum erklärt sich aus dem hohen Anteil von NO an der Stickoxidemission. Dieses baut O₃ ab und wird erst dadurch zu NO₂ umgewandelt. Bedingt durch Herabmischen von O₃ aus höheren Luftschichten („Reservoireschicht“) und photochemische O₃-Produktion ist die O₃-Belastung tagsüber am höchsten.

PM10 zeigt einen nur geringen durchschnittlichen Tagesgang mit nur schwach ausgeprägten Maxima während der Morgen- und Abendstunden und einem schwachem Minimum tagsüber. Der relativ schwache Tagesgang ist ein Hinweis für eine häufig großräumig uniforme Belastung mit geringem vertikalen Konzentrationsgradienten.

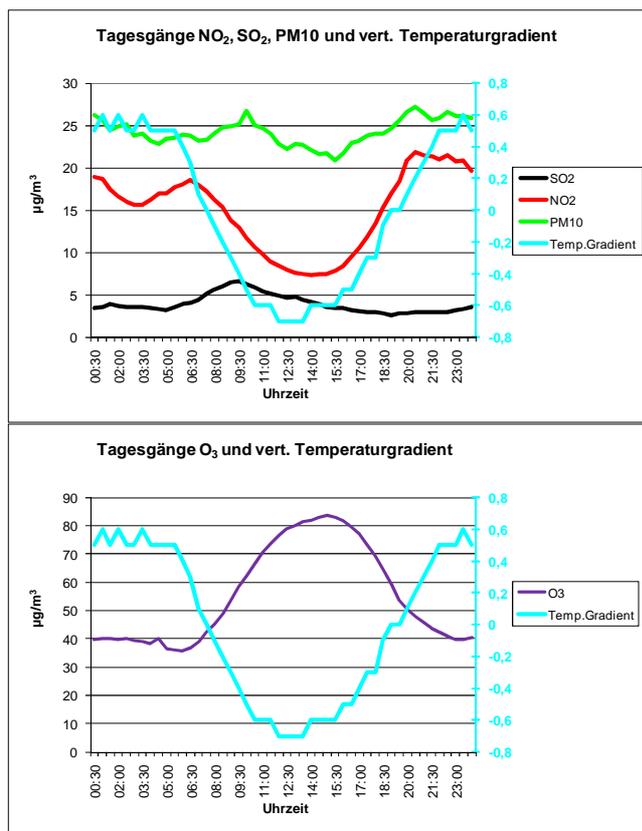


Abbildung 25: Durchschnittliche Tagesgänge der SO₂-, NO₂-, PM10- und O₃-Konzentrationen (µg/m³, jeweils linke Skala) und vom vertikalen Temperaturgradienten gemessen mit dem RASS aus 150 m – 50 m (°C/100 m, jeweils rechte Skala), 20060327 – 20070531.

Die Abhängigkeit der untersuchten Luftschadstoffe von der Windgeschwindigkeit (Abbildung 26) bestätigt die bisherigen Ergebnisse: Hohe SO₂- (Abb. 26a) und PM10-Spitzenkonzentrationen (Abb. 26c) bei Windgeschwindigkeiten bis rund 7,5 m/s bestätigen den Einfluss eher entfernter Quellen, die starke systematische Abnahme der NO₂-Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit (Abb. 26b) den Einfluss bodennaher Quellen aus vergleichsweise geringerer Distanz. Bei O₃ fällt besonders die große Schwankungsbreite bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auf (Abb. 26d): Inversionen zusammen mit hohen Stickoxidemissionen können dann zu O₃-Abbau, starke Sonneneinstrahlung zu O₃-Produktion führen. Bei Windgeschwindigkeiten von mehr als 10 m/s stellt sich eine recht einheitliche O₃-Belastung knapp über 50 µg/m³ ein.

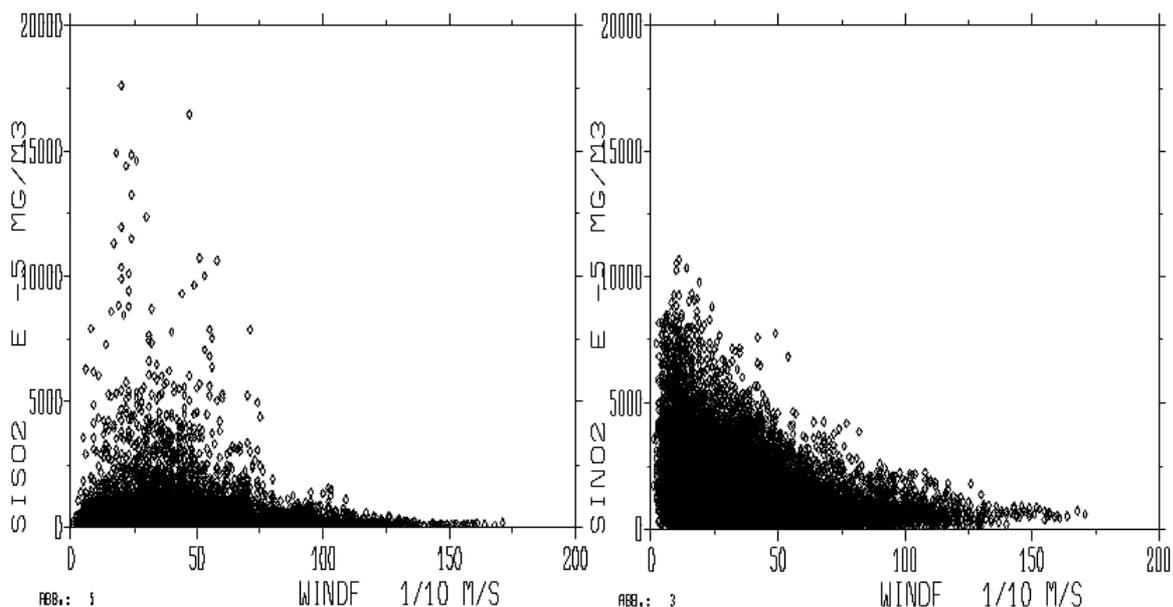
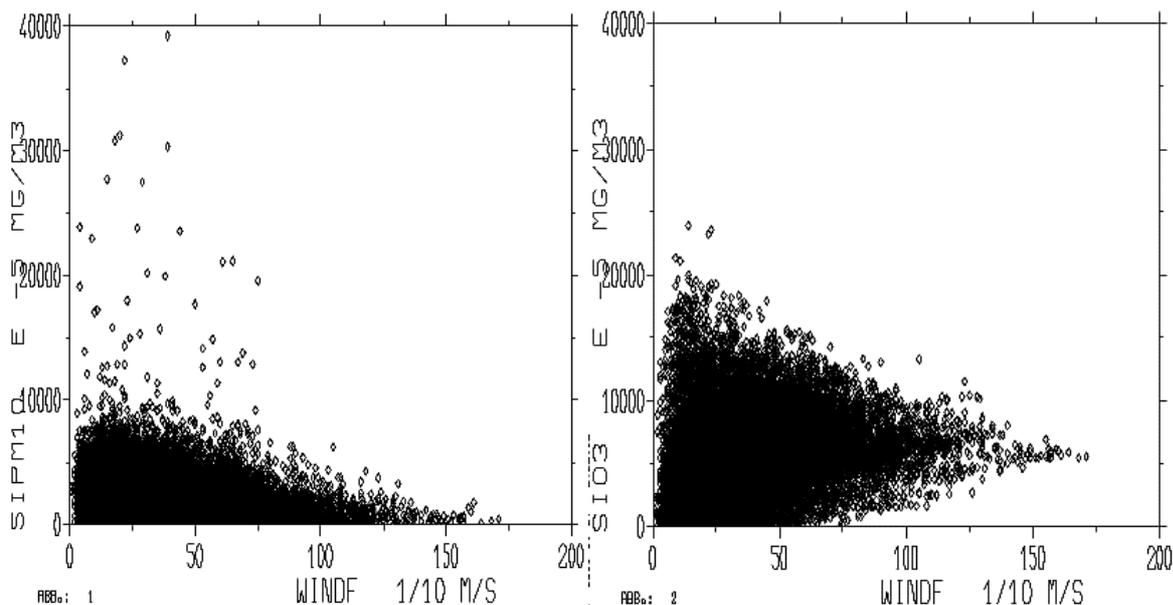
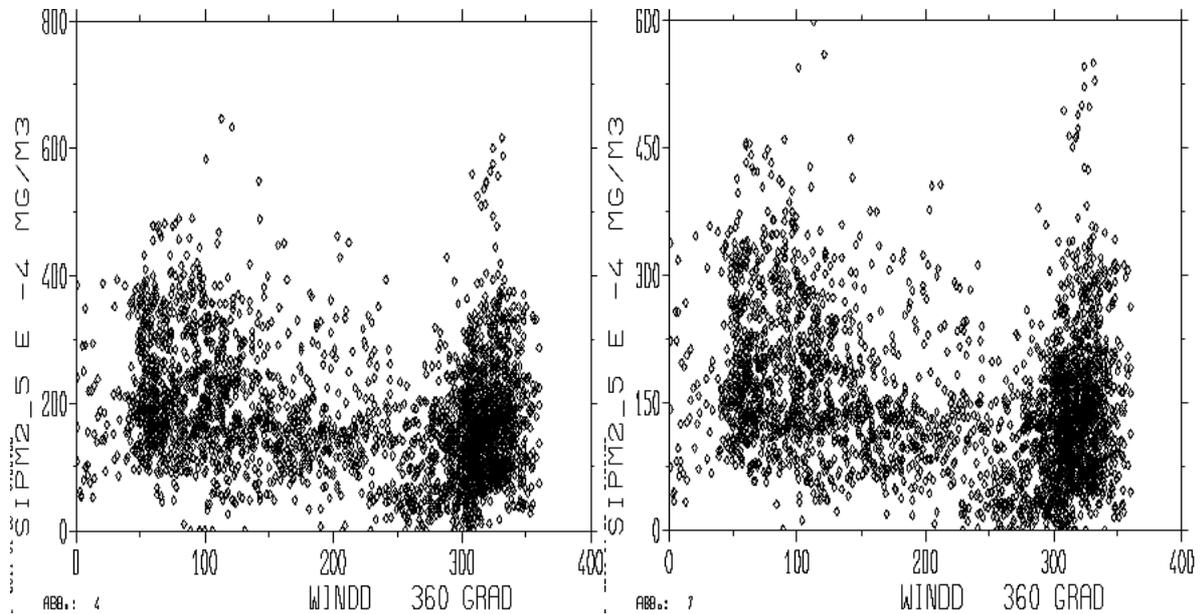
a) SO₂b) NO₂c) PM₁₀d) O₃

Abbildung 26: SO₂-, NO₂-, PM₁₀- und O₃-Konzentrationen (10^{-5} mg/m^3) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (1/10 m/s) gemessen mit 3D USA, 20060327 – 20070531.

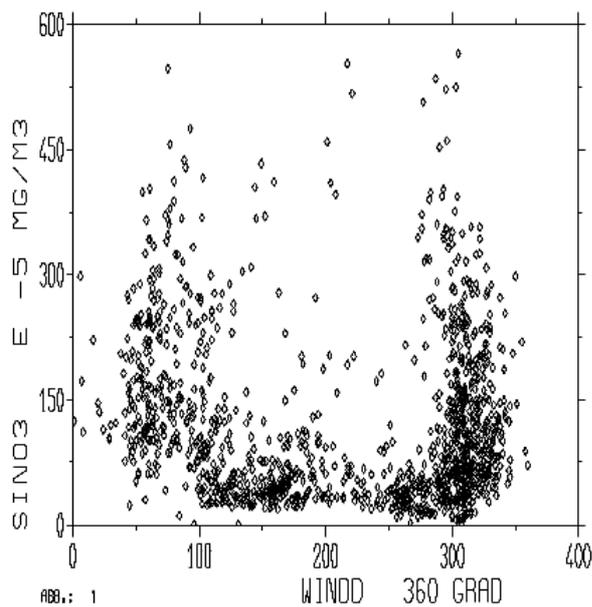
Ab 23. März 2007 wurden vom Umweltbundesamt ergänzende Messungen von PM_{2,5} und PM_{2,5}(nicht flüchtig), sowie ab 3. Mai 2007 Messungen von NO₃ durchgeführt. Aufgrund der kurzen gemeinsamen Messperiode, die zudem während der wärmeren Jahreszeit mit grundsätzlich niedrigerer PM₁₀-Belastung durchgeführt wurde, wird hier nur kurz auf diese Daten eingegangen. Entsprechende Auswertungen sind in den Abbildungen 27 (Abhängigkeit

von der Windrichtung), 28 (Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten) und 29 (Abhängigkeit



a) PM_{2,5}

b) PM_{2,5}(nicht flüchtig)



c) NO₃

Abbildung 27: PM_{2,5}-, PM_{2,5}(nicht flüchtig)- und NO₃-Konzentrationen (10^{-4} mg/m³ bzw. 10^{-5} mg/m³) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit von der Windrichtung gemessen mit 3D USA; Beobachtungsperioden: siehe Text.

von der Windgeschwindigkeit) dargestellt. Die Ergebnisse ähneln jenen für PM₁₀, jedoch ist wegen der kurzen Beobachtungsperiode vor allem bei der Abhängigkeit von PM_{2,5} und NO₃ von der Windrichtung besondere Vorsicht geboten: Die höchsten Konzentrationen treten bei

jenen Windrichtungen auf, die am häufigsten in Kittsee vorkommen (Abb. 27), vermutlich deshalb, weil die Wahrscheinlichkeit eines hohen Spitzenwerts bei einer seltenen Windrichtung eben kleiner ist. Aufgrund der besonders kurzen Auswerteperiode bei NO_3 ist dieser Effekt auch bei NO_3 am deutlichsten zu erkennen.

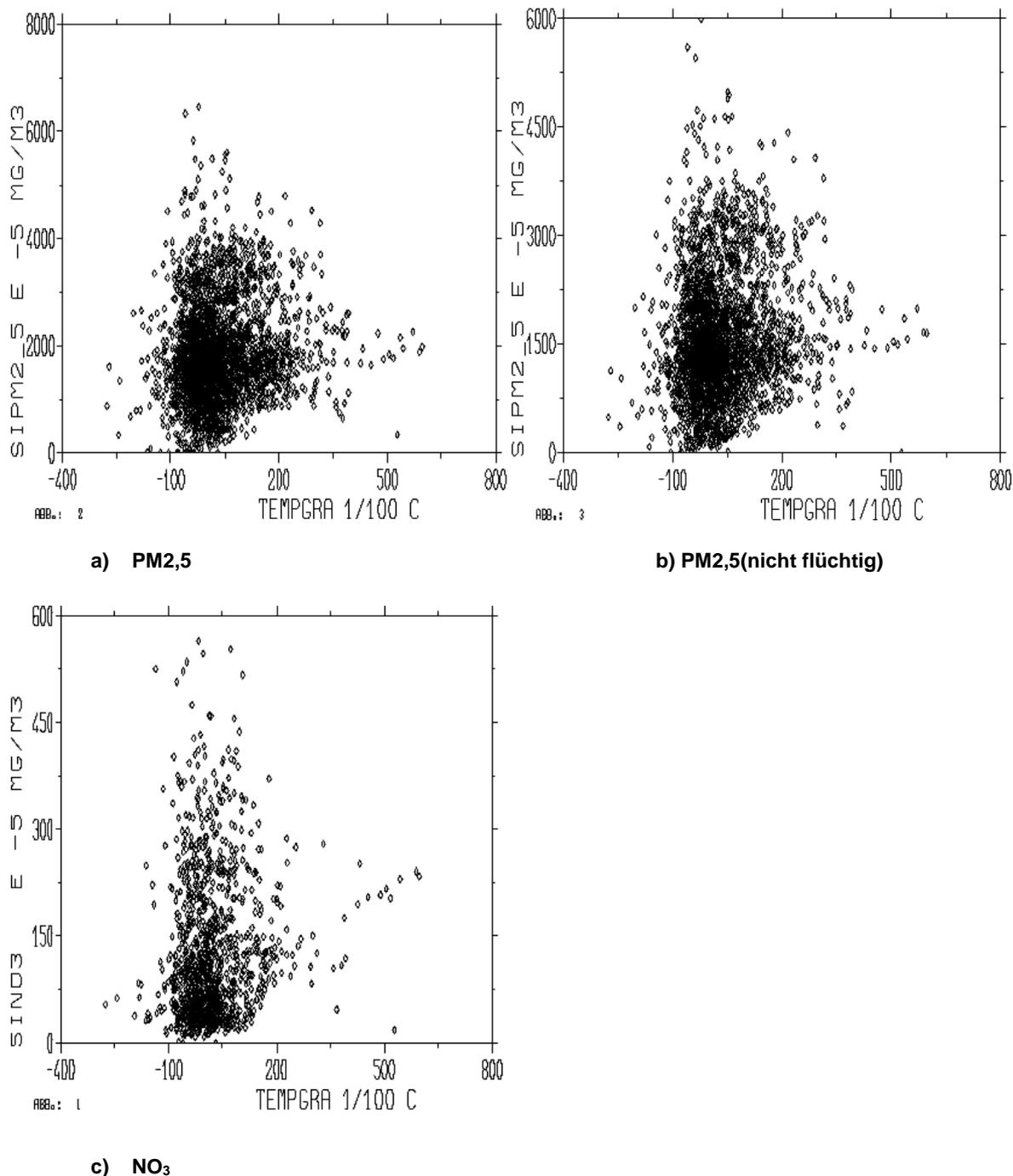


Abbildung 28: PM_{2,5}-, PM_{2,5}(nicht flüchtig)- und NO₃-Konzentrationen ($10^4 \text{ mg}/\text{m}^3$ bzw. $10^5 \text{ mg}/\text{m}^3$) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten ($1/100^\circ\text{C}/100 \text{ m}$); Beobachtungsperioden: siehe Text.

Ähnlich wie bei PM₁₀ treten die höchsten PM_{2,5}- und NO₃-Spitzen bei nahezu adiabatischer Schichtung auf, hohe Werte werden aber auch noch bei Inversionen bis rund 2°C/100 m gemessen. Auffällig ist das Fehlen niedriger Werte bei Inversionen mit Temperaturzunahme um

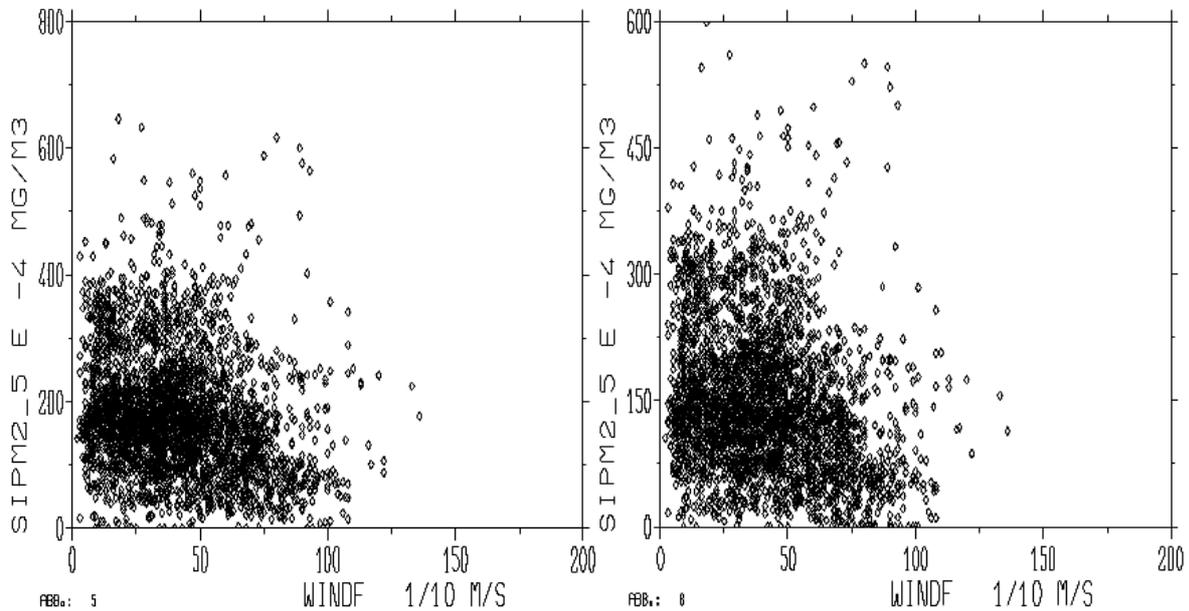
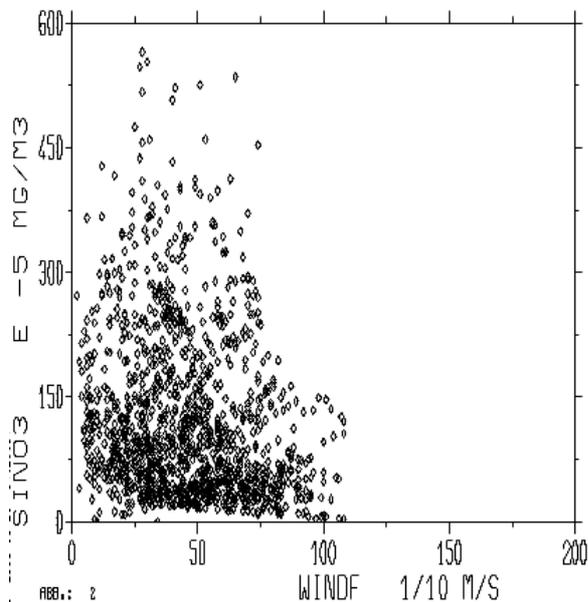
a) PM_{2,5}b) PM_{2,5}(nicht flüchtig)c) NO₃

Abbildung 29: PM_{2,5}-, PM_{2,5}(nicht flüchtig)- und NO₃-Konzentrationen (10⁻⁴ mg/m³ bzw. 10⁻⁵ mg/m³) an der Messstelle Kittsee in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (1/10 m/s) gemessen mit 3D USA; Beobachtungsperioden: siehe Text.

mehr als 1°C/100 m, ein Hinweis für Beiträge aus bodennahen Quellen. Bei noch markanteren Inversionen (Temperaturzunahme um mehr als rund 3,5°C/100 m stellt sich im

Auswertezeitraum ein jeweils recht einheitliches Konzentrationsniveau um rund $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$, rund $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ (nicht flüchtig) und rund $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_3 ein. Ähnlich wie bei PM_{10} „schützen“ markante Bodeninversionen vor hohen Spitzenwerten, und es verbleibt eine großräumige oder durch bodennahe Quellen verursachte Belastung.

Die Abhängigkeit der $\text{PM}_{2,5}$ - und NO_3 -Belastung von der Windgeschwindigkeit ist gering (Abbildung 29), erst ab Windgeschwindigkeiten von mehr als 10 m/s wurden im Messzeitraum keine hohen Spitzenwerte mehr gemessen.

Trotz des recht ähnlichen Verhaltens von PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, $\text{PM}_{2,5}$ (nicht flüchtig) und NO_3 sind die Korrelationen der genannten Feinstaub-Bestandteile mit PM_{10} mit Korrelationskoeffizienten von 0,549, erklärte Varianz: 30,18 % (PM_{10} mit $\text{PM}_{2,5}$) bzw. 0,587, erklärte Varianz: 34,4 % (PM_{10} mit $\text{PM}_{2,5}$ (nicht flüchtig)) nicht übermäßig groß und für PM_{10} mit NO_3 mit 0,034, erklärte Varianz: 0,116 % ausgesprochen gering. Dies ist auch aus Abbildung 30 ersichtlich: Zwar zeigen die Einzelwerte häufig eine deutliche Abhängigkeit von einander, in Einzelfällen aber können hohe PM_{10} -Spitzen bei nahezu jeder $\text{PM}_{2,5}$ - bzw. NO_3 -Belastung auftreten, umgekehrt fallen die höchsten $\text{PM}_{2,5}$ - und NO_3 -Konzentrationen keinesfalls mit Spitzenwerten der PM_{10} -Belastung zusammen. Die Ergebnisse bestätigen eindrucksvoll die Ergebnisse der Analysen der Staubinhaltsstoffe, die eine große Variation der Quellenzusammensetzung bei hoher Feinstaubbelastung ergaben.

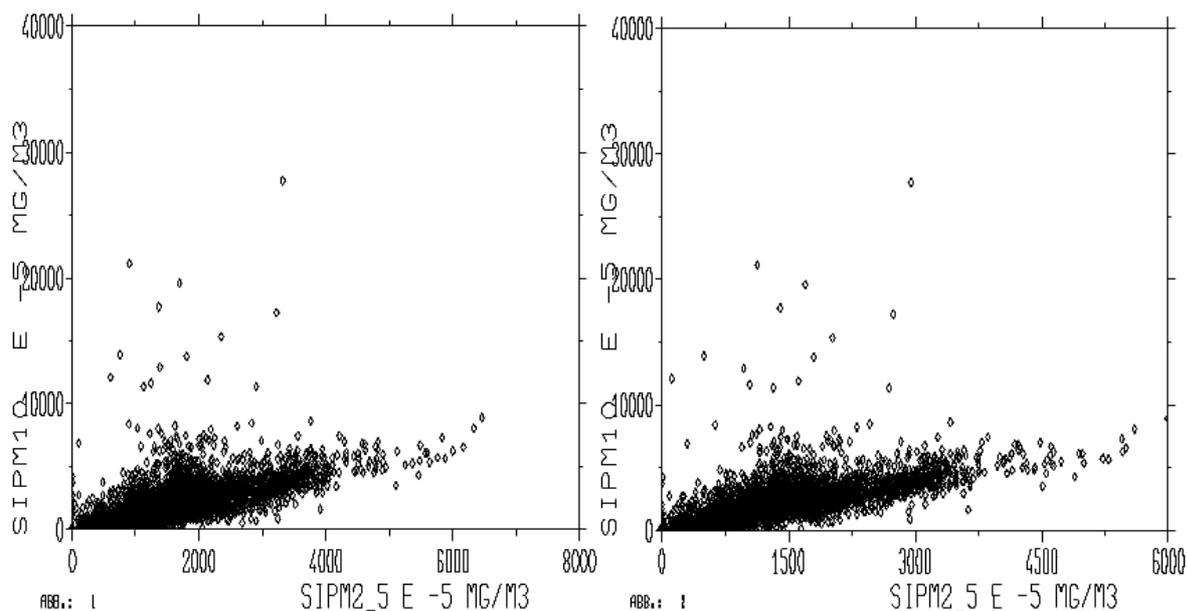
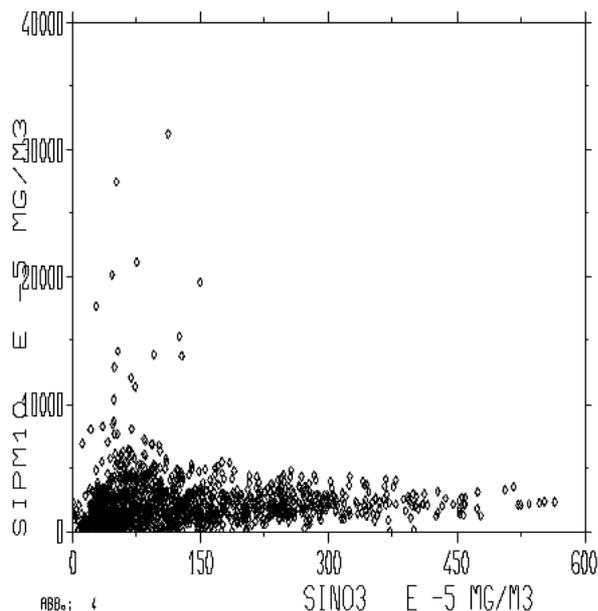
a) PM_{2,5}b) PM_{2,5}(nicht flüchtig)c) NO₃

Abbildung 30: PM₁₀ in Abhängigkeit von PM_{2,5}, PM_{2,5}(nicht flüchtig) und NO₃ (alle Konzentrationsangaben in 10⁻⁵ mg/m³) an der Messstelle; Beobachtungsperioden: siehe Text.

4.5 Einfluss von Emissionen aus dem Bereich Bratislava auf die Immissionsmessungen in Kittsee

Die vorliegenden Analysen zeigen eindeutig einen Einfluss von Großemittenten mit hohen Schornsteinen im Raum Bratislava auf die SO₂-Belastung in Kittsee: Hohe SO₂-Spitzen treten ausschließlich bei Winden aus nordöstlicher Richtung (Abb. 20 und 21a) bei adiabatischer oder nur leicht stabiler Schichtung (Abb. 24a) auf. Im Durchschnitt ist die SO₂-Belastung am

Vormittag während der Zeit der Auflösung der nächtlichen Inversion am größten (Abb. 25). Markante Bodeninversionen hingegen sind mit sehr niedriger SO₂-Belastung verbunden (Abb. 21a). All dies ist charakteristisch für Schadstoffe, die über hohe Schornsteine freigesetzt werden. Das nahezu ausschließliche Auftreten hoher SO₂-Spitzen innerhalb eines engen Windrichtungssektors verweist zudem auf eine räumlich nicht allzu ausgedehnte Quelle. Das Fehlen hoher SO₂-Spitzen bei Windgeschwindigkeiten nahe 0 m/s sowie das Auftreten solcher Spitzen auch noch bei Windgeschwindigkeiten bis gut 5 m/s (Abb. 26a) sind ein Hinweis, dass die hohen SO₂-Spitzen nicht Folge von Emissionen im unmittelbaren Nahbereich der Messstelle sein können, sondern, dass sich der Emittent in einer gewissen Entfernung, aus der das SO₂ erst herantransportiert werden muss, befindet.

Die NO₂-Belastung in Kittsee wird weitgehend von bodennah freigesetzten Emissionen in der Umgebung der Messstelle geprägt. Dies ist erkenntlich an der deutlichen Abhängigkeit der NO₂-Belastung von der vertikalen Durchmischung der Atmosphäre (Abb. 22 und Abb. 24b), besonders an der Abhängigkeit der NO₂-Belastung von der Windgeschwindigkeit (Abb. 26b) und dem durchschnittlichen NO₂-Tagesgang, der den Tagesgang der Verkehrsemissionen widerspiegelt (Abb. 25). Das Fehlen hoher NO₂-Spitzen bei markanten Bodeninversionen weist darauf hin, dass die höchsten NO₂-Emissionen in einem gewissen Abstand zur Messstelle erfolgen. Im Durchschnitt ist die NO₂-Belastung bei Winden aus nordöstlichen Richtungen deutlich gegenüber der Belastung, wie sie bei allen anderen Windrichtungen gemessen wird, erhöht (um knapp 20 µg/m³, Abb. 20). Dies ist nicht alleine eine Folge der häufig stabilen Schichtung bei Nordostwind (Abb. 17; stabile Schichtung führt zu hoher NO₂-Belastung in Kittsee, Abb. 22): Winde aus südwestlichen Richtungen sind im Durchschnitt mit ähnlich stabiler Schichtung verbunden wie Winde aus Nordost (Abb. 17), die durchschnittliche NO₂-Belastung in Kittsee ist jedoch bei Winden aus Südwest deutlich niedriger als bei Nordostwind (Abb. 20). Statistisch lässt sich daher ein Einfluss von Emissionen aus dem Raum Bratislava auf die NO₂-Belastung in Kittsee nachweisen. Dies gilt jedoch nicht für Situationen mit hohen Spitzenwerten, diese können bei allen Windrichtungen auftreten (Abb. 21b).

Für die Umgebung von Wien, besonders südlich und östlich der Stadt, konnte ein Einfluss von Emissionen aus der ölverarbeitenden Industrie auf die O₃-Belastung nachgewiesen werden (Kaiser et al., 2010). Insbesondere stehen kurzzeitige markante kleinräumige O₃-Spitzen, die typischerweise bei windschwachen Wetterlagen gemessen werden, in Zusammenhang mit derartigen Emissionen. Da sich im Raum Bratislava ähnliche Industrieanlagen befinden, wären ähnliche Phänomene auch für Kittsee denkbar. Im Durchschnitt ist die O₃-Belastung in Kittsee bei Winden aus nordöstlichen bis östlichen Richtungen jedoch auffällig niedrig (Abb. 20), ebenso fehlen bei diesen Windrichtungen höhere O₃-Spitzenkonzentrationen (Abb. 21d). Winde

aus nordöstlichen Richtungen sind im allgemeinen mit stabiler Schichtung verbunden (Abb. 17), und dann ist die O_3 -Belastung durch O_3 -Abbau infolge der hohen Stickoxidbelastung gering (vgl. Abb. 24d und Abb. 24b). Das Fehlen von O_3 -Spitzen bei Winden aus Nordost ist also auf O_3 -Abbau durch Stickoxide bei stabiler Schichtung zurückzuführen. Sobald bei großräumiger Strömung aus Südost die Schichtung neutral oder labil wird, stellen die Kleinen Karpaten kein Strömungshindernis mehr dar, und der Wind aus Südost kann rasch zum Boden durchgreifen. Ein direkter Transport von O_3 -Vorläufersubstanzen aus dem Raum Bratislava in Richtung Kittsee ist dann nicht mehr möglich. Wird die Abgasfahne durch Nordostwind zunächst nach Süden transportiert, dann wäre bei entsprechender Winddrehung auf Südost ein indirekter Transport derartiger Emissionen aus Südost in Richtung Kittsee sehr wohl möglich. Ein Nachweis derartiger Transportvorgänge ist aus den Messdaten aus Kittsee alleine jedoch nicht möglich.

Infolge des hohen Anteils von Ferntransport an der PM10-Belastung und häufig großräumig hoher PM10-Belastung (Spangl et al., 2004) ist ein Nachweis einzelner PM10-Quellen aus Messdaten extrem schwierig. Der hohe Anteil von Ferntransport bzw. die häufig großräumig relativ uniforme Belastung ist aus der geringen Abhängigkeit der PM10-Belastung von der Windrichtung (Abb. 20), insbesondere aus der geringen Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten (Abb. 22 und 23) zu erkennen. Auch der Umstand, dass hohe PM10-Spitzenwerte noch bis Windgeschwindigkeiten von rund 5 m/s auftreten können (Abb. 26c) ist ein Hinweis für eine häufig recht uniforme Belastung sogar in Situationen mit hoher PM10-Belastung.

Im Durchschnitt ist die PM10-Belastung bei Winden aus Nordost um gut $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als bei den angrenzenden Windrichtungen (Abb. 20), bei nur mäßig stabiler Schichtung (geringe Temperaturabnahme mit der Höhe), sogar um rund $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als bei Wind aus Südost (Abb. 23). Dennoch wurden im Untersuchungszeitraum nur zwei markante PM10-Spitzen bei Nordostwind gefunden, die sich allerdings ihrer Höhe nach nicht von PM10-Spitzen bei anderen Windrichtungen unterscheiden (Abb. 21c).

SO_2 kann als Tracer für Transport von Luft aus Großemittenten aus dem Raum Bratislava in Richtung Kittsee betrachtet werden. Der Zusammenhang zwischen PM10 und SO_2 ist in Abbildung 31 dargestellt. Die Korrelation beträgt nur 0,296, die erklärte Varianz 8,78 %. Vor allem aber erkennt man ein völliges Auseinanderfallen von Situationen mit hoher PM10-Belastung und Situationen mit hoher SO_2 -Belastung. Emissionen aus jenen Großemittenten im Raum Bratislava, die in Kittsee zu hoher SO_2 -Konzentration führen, können im Untersuchungszeitraum definitiv nicht Ursache hoher PM10-Spitzen sein.

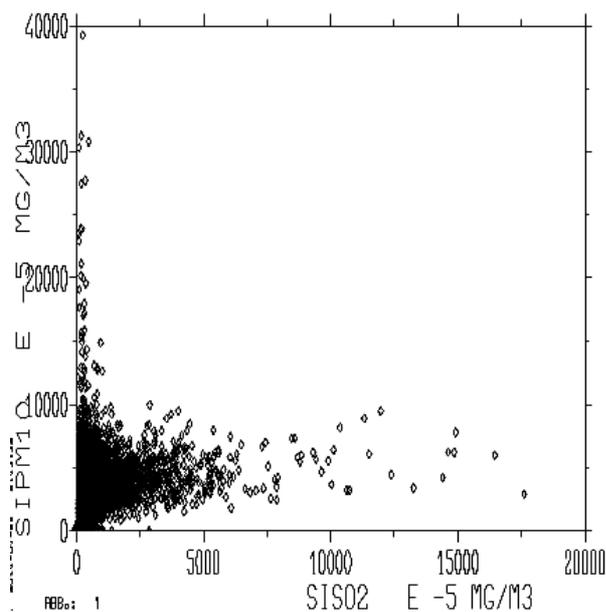


Abbildung 31: PM10 in Abhängigkeit von SO₂ (Konzentrationsangaben in 10⁻⁵ mg/m³) an der Messstelle Kittsee; 20060327 - 20070531.

Der Zusammenhang von PM10 mit NO₂ ist in Abbildung 32 dargestellt. NO₂ kann als Tracer für bodennah freigesetzte Schadstoffe betrachtet werden. Auch hier ist die Korrelation mit 0,38 und einer erklärten Varianz: 14,62 % kaum größer als für SO₂, ebenso fallen - mit wenigen einzelnen Ausnahmen - PM10- und NO₂-Spitzen auseinander. Für einzelne wenige Situationen ist ein dominanter Einfluss lokaler bodennaher Quellen auf die PM10-Belastung in Kittsee nicht auszuschließen.

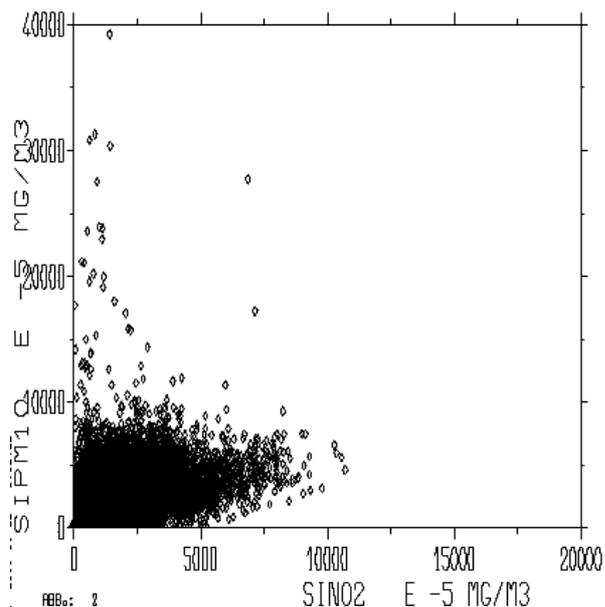


Abbildung 32: PM10 in Abhängigkeit von NO₂ (Konzentrationsangaben in 10⁻⁵ mg/m³) an der Messstelle Kittsee; 20060327 - 20070531.

Die durchschnittliche Größenordnung des Beitrags lokaler Quellen auf die PM10-Belastung kann auch durch einen Vergleich von Emission mit Immission von PM10 und NO₂ abgeschätzt werden. Tabelle 2 enthält Angaben der Emission von NO_x, PM2,5 und PM coarse aus dem EMEP Emissionskataster für das Rasterfeld 77/50, in dem sich Kittsee befindet, für das Jahr 2006. Die Angaben sind in Mg/Jahr. Die Lage des EMEP-Rasters ist aus Abbildung 33 ersichtlich.

Unter der Voraussetzung, dass sich die drei untersuchten Komponenten von ihrer Emissionscharakteristik (d.h. räumlich und nach ihrer Freisetzungshöhe über Grund) nicht allzu sehr von einander unterscheiden und sich die untersuchten Luftbeimengungen auch sonst in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften ähnlich sind, sollten sich die Verhältnisse zwischen Emission und Immission für die drei Schadstoffe kaum von einander unterscheiden. Entsprechende Verhältnisse sind in Tabelle 3 aufgelistet.

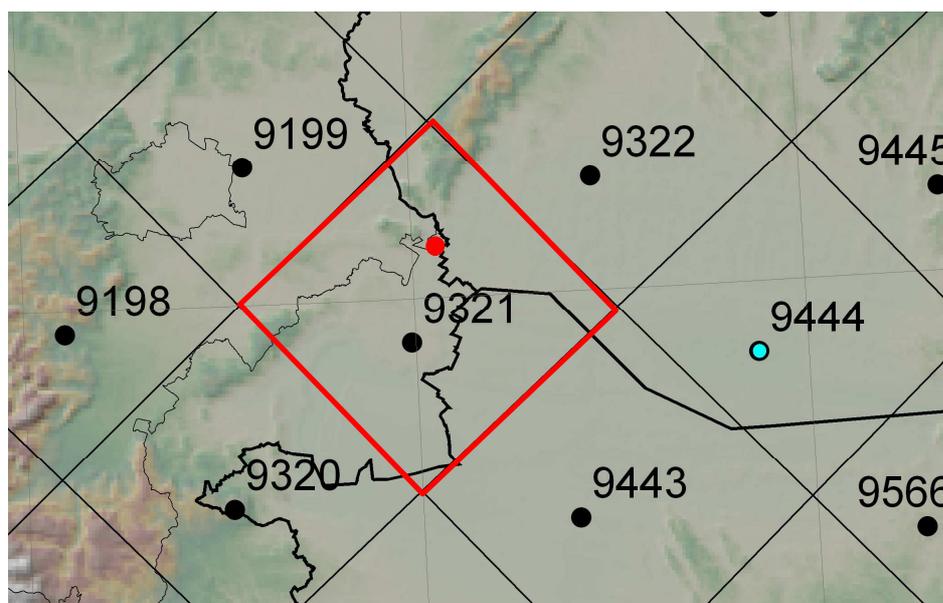


Abbildung 33: Lage des EMEP-Rasters und der Messstelle Kittsee (roter Punkt). Das Rasterfeld 9321 (77/50) ist durch rote Umrandung kenntlich gemacht.

Tabelle 2: Emission von NO_x, PM2,5 und PM coarse in Mg/Jahr für das EMEP-Rasterfeld 9321 (77/50) des EMEP Emissionskatasters für das Jahr 2006.

	Gitterelement 77/50			
	Summe AT	Summe HU	Summe SK	Summe Gesamt
NO_x	2631,78	478,22	2048,93	5158,93
PM2,5	280,02	139,76	1961,36	2381,14
PM coarse	219,63	89,92	328,53	638,08
PM Gesamt	499,65	229,68	2289,89	3019,22

Für Stickoxide liegt das Verhältnis zwischen Emission (Mg/Jahr) zu Immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) bei einem Faktor von gut 300 t/Jahr pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tab. 3), d.h. die Emission ist bezüglich der verwendeten Einheiten um einen Faktor 300 größer als die Immission (die Emissionsangaben liegen leider nur für NO_x , nicht aber für NO_2 vor; da die chemische Umwandlung von NO zu NO_2 im allgemeinen recht rasch erfolgt und hier Emissionen aus einem 50 km x 50 km großen Rasterfeld betrachtet werden und in Anbetracht dessen, dass hier nur eine größenordnungsmäßige Abschätzung gegeben werden kann, wird diese Ungenauigkeit in Kauf genommen). Die gemessene NO_2 -Konzentration wird wesentlich von Emissionen aus lokalen Quellen geprägt. Wäre dies für PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ auch der Fall, dann müsste das Verhältnis Emission zu Immission einen ähnlichen, mit jenem für NO_2 vergleichbaren Wert annehmen. Tatsächlich beträgt das Verhältnis zwischen Emission (Mg/Jahr) und Immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) für PM_{10} jedoch nur 140 t/Jahr pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (obwohl hier mit der Emission von Gesamt(!)staub verglichen wird) und für $\text{PM}_{2,5}$ nur rund 110 t/Jahr pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Entsprechend der Höhe der gemessenen Immissionsbelastung müsste die Emission von PM_{10} also rund doppelt so hoch und jene von $\text{PM}_{2,5}$ sogar rund dreimal so hoch sein als tatsächlich. Die Unterschiede zu NO_2 müssen in den physikalischen und chemischen Eigenschaften begründet sein, in denen sich $\text{PM}_{2,5}$ von NO_x unterscheidet: Das sind chemische Sekundärbildung von Partikeln und Ferntransport, der Folge der vergleichsweise längeren Lebensdauer von PM_{10} in der Atmosphäre ist.

Tabelle 3: Emission (Mg/Jahr), mittlere Immissionsbelastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) für NO_2 und PM_{10} (Zeitraum 20050101-20070531) bzw. $\text{PM}_{2,5}$ (Zeitraum 200704-200705) und Verhältnis Emission/Immission (Mg/Jahr/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

	Emission (Mg/a)	Mittl. Immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Emission/Immission
NO_x	5158,93	16,1824952	318,796944
$\text{PM}_{2,5}$	2381,14	16,590835	143,521408
PM	3019,22 ¹⁾	27,7441041 ²⁾	108,823842

¹⁾ Summe $\text{PM}_{2,5}$ + PM coarse

²⁾ PM_{10}

Insgesamt zeigen die Untersuchungen für PM_{10} einen gewissen statistischen Einfluss des Großraums Bratislava auf die PM_{10} -Belastung in Kittsee, der im Durchschnitt gut $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis rund $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausmachen dürfte. In Einzelfällen ist sicher mit einem stärkeren Einfluss zu rechnen, dieser war im Untersuchungszeitraum jedoch nicht so groß, als dass er in den Spitzenkonzentrationen eindeutig zu identifizieren wäre. Im Durchschnitt dürfte der Anteil von primären PM-Emissionen im Umfeld der Messstelle (rund 25 km um die Messstelle herum) nur rund die Hälfte der gemessenen PM_{10} -Belastung erklären. Der Rest ist auf chemische Sekundärbildung von Partikeln und auf Ferntransport zurückzuführen. Die Größenordnung dieser Abschätzung entspricht weitgehend den Ergebnissen der Statuserhebung für PM_{10} (Spangl et al., 2004). Sie gilt jedoch nur für die Durchschnittswerte der gemessenen PM_{10} -

Konzentration, in Einzelfällen können die Relationen infolge von außergewöhnlichen Emissionen oder besonderen meteorologischen Verhältnissen auch deutlich von dieser Abschätzung abweichen. Weiters muss bedacht werden, dass auch lokale Emissionen bei entsprechend raschen chemischen Umwandlungsprozessen zu sekundär gebildeten Partikeln beitragen können.

5 Zusammenfassung

Die vertikale Temperatur- und Windverteilung hat einen markanten Einfluss auf die Immissionsbelastung. In Ermangelung entsprechender Messdaten vor Ort musste in der Stuserhebung für Feinstaub (Spangl et al., 2004) auf Vergleiche der entfernt gelegenen Messstellen Wien/Hohe Warte mit Wien/Kaiserebersdorf zurückgegriffen werden. Die ZAMG wurde daher mit einem umfangreichen Messprogramm beauftragt, welches von Ende März 2006 bis Ende Mai 2007 vertikale Temperatur- und Windprofile, Strahlungsbilanz und hoch aufgelöste Windmessungen an der Messstelle Kittsee/Burgenland der Burgenländischen Landesregierung umfasste. Ziel der Messungen war

- eine Klärung der Ursachen für die in Kittsee überdurchschnittlich häufig gemessenen Winde aus Nordost,
- eine Abschätzung von Einflüssen von Emissionen aus dem Raum Bratislava auf die Immissionsbelastung in Kittsee und
- die Prüfung der Frage, ob die Genauigkeit von neuen, vergleichsweise wartungsarmen Gebern der Strahlungsbilanz für die Ermittlung von Ausbreitungsklassen ausreicht.

Ergänzend wurden im Rahmen von internen Projekten der ZAMG unterschiedliche Bestimmungsmethoden von Ausbreitungsklassen untersucht und bewertet. Die Ergebnisse dieser Studien können den beigelegten Berichten entnommen werden. Weiters waren die Messungen in Kittsee eine wichtige Grundlage für die Überarbeitung der ÖNORM M 9490 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftereinhaltung und für die VDI Arbeitsgruppe „Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle“.

Die Analyse der vertikalen Temperatur- und Windprofile zeigte, dass bei stabiler Schichtung großräumige Luftströmungen aus Südost durch die Kleinen Karpaten im Raum Kittsee in bodennahen Luftschichten auf Nordost umgelenkt werden. Das häufige Auftreten von Winden aus Nordost ist auf die topographischen Gegebenheiten im Umfeld der Messstelle zurückzuführen.

Für Schwefeldioxid konnte eindeutig ein markanter Einfluss von Großemittenten aus dem Raum Bratislava auf Kittsee gefunden werden. Im Durchschnitt über die gesamte untersuchte Periode ist auch ein Einfluss aus Bratislava auf die in Kittsee gemessene NO_2 - und PM_{10} -Konzentrationen zu erkennen. Dies gilt jedoch nicht für hohe NO_2 - bzw. PM_{10} -Spitzen. Hohe NO_2 -Spitzen werden im wesentlichen von bodennahen Quellen im Umfeld der Messstation verursacht, auch für PM_{10} kann für einzelne wenige Situationen ein dominierender Einfluss lokaler bodennaher Quellen nicht ausgeschlossen werden, im Allgemeinen wird die PM_{10} -Belastung jedoch häufig von Ferntransport oder großräumig relativ uniformer Belastung geprägt. Die Untersuchungen zu PM_{10} bestätigen weitgehend die Ergebnisse der Stuserhebung (Spangl et al., 2004).

Es konnte gezeigt werden, dass die Genauigkeit einer neuen Generation vergleichsweise wartungsarmer Strahlungsbilanzgeber für die Ermittlung von Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M 9440 ausreichend ist. Voraussetzung ist die Einhaltung der Vorschriften aus ÖNORM M 9490 bezüglich der regelmäßigen Ermittlung von Kalibrierfaktoren. Die Drift der Geber muss nachträglich im Datensatz berücksichtigt werden, weiters müssen fehlerhafte Messwerte infolge von Taubeschlag der Geber und/oder Niederschlag korrigiert oder gelöscht werden.

6 Literatur

- Böhmer, S., Gugele, B., Kaiser, A., Petz, E., Scheifinger, H., Spangl, W., Schneider, J., Wappel, D., Nagl, C. (2007): Einfluss von Punktquellen auf die Luftqualität in Nordost-Österreich – Endbericht. Im Auftrag der OMV AG. Umweltbundesamt, Report, REP-0105, Wien.
http://www.umweltbundesamt.at/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?&pub_id=1665.
- Flandorfer, C., Hirtl, M. (2010): Datenauswertung für die VDI-Arbeitsgruppe „Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle“. Interner Bericht.
- Kaiser, A., H. Scheifinger (2003): Analyse der Herkunft von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und PM₁₀ an den Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes mittels Trajektorien. Auftraggeber: Umweltbundesamt Nr. 115-0689/02 und Nr. 115-0665/02.
- Kaiser, A., Petz, E. (2008): Stabilitätsparameter für Ausbreitungsmodelle SPA. Internes Projekt der ZAMG, ZI.: 4426/07-19.
- Kaiser, A., Flandorfer, C., Knauder, W., Lotteraner, C., Petz, E. (2010): Stabilitätsparameter für Ausbreitungsmodelle, Teil 2, SPA-2. Internes Projekt der ZAMG, ZI.: 4478/08-6.
- Kaiser, A., Flandorfer, C., Hirtl, M., Mayerhofer, A., Petz, E., Scheifinger, H., Schöngaßner, T. (2010): Analyse kurzzeitiger und kleinräumiger Ozonspitzen östlich und südlich von Wien, ZAMG, ZI.: 2472/08-U.
- KTA 1508 (2006): Instrumentierung zur Ermittlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre. Sicherheitstechnische Regel des KTA, Fassung 11/06.
- ÖNORM M 9440 (1992/1996): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre; Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen.
- ÖNORM M 9490 (2009): Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung.
- Puxbaum, H. (2003): Quelleanalyse PM10 Endbericht, Studie im Auftrag der MA22
- Spangl, W., Nagl, C., Schneider, J. (2004): Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee im Jahr 2002. Erstellt im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung.
- TA-Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft.