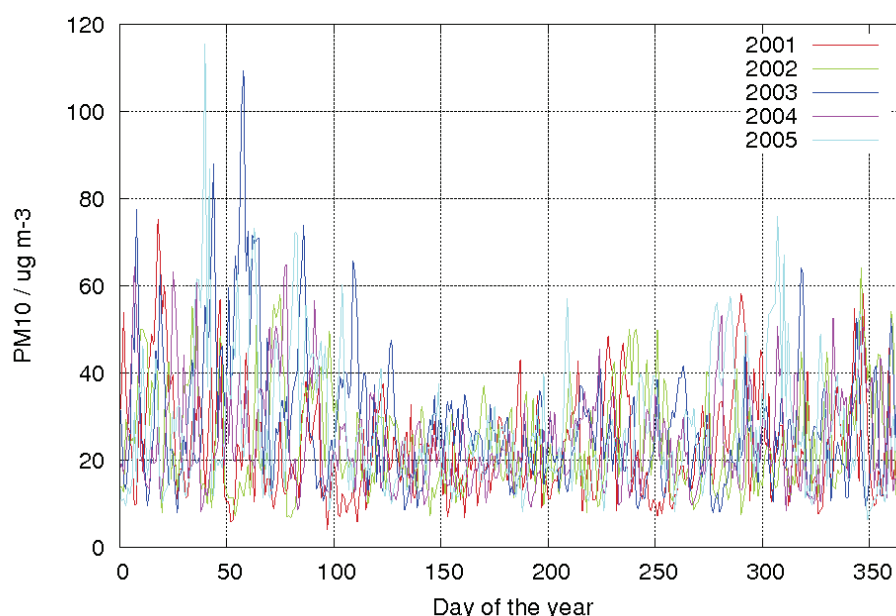


## Feinstaub und Klimawandel – Gibt es Zusammenhänge in Nordostösterreich?

Bernd C. Krüger, Irene Schicker, Herbert Formayer,  
Hanns Moshammer



### Endbericht

zum Projekt StartClim2006.A

Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft; Bundesministerium für Gesundheit,  
Familie und Jugend; Bundesministerium für Wissenschaft und  
Forschung; Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit;  
Österreichische Hagelversicherung

Institut für Meteorologie (BOKU-Met)  
Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt  
Universität für Bodenkultur Wien

September 2009

ISSN 1994-4179 (Print)  
ISSN 1994-4187 (Online)



**Bernd C. Krüger, Irene Schicker, Herbert Formayer,  
Hanns Moshhammer**

## **Feinstaub und Klimawandel – Gibt es Zusammenhänge in Nordostösterreich?**

Endbericht

zum Projekt StartClim2006.A

Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft; Bundesministerium für Gesundheit,  
Familie und Jugend; Bundesministerium für Wissenschaft und  
Forschung; Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit;  
Österreichische Hagelversicherung

Diese Publikation sollte folgendermaßen zitiert werden:

Krüger, B. C., Schicker, I., Formayer, H., Moshhammer, H. (2009): Feinstaub und Klimawandel – Gibt es Zusammenhänge in Nordostösterreich? (Endbericht StartClim2006.A, Juli 2007).

BOKU-Met Report 9, ISSN 1994-4179 (Print), ISSN 1994-4187 (Online). Verfügbar unter:  
[http://www.boku.ac.at/met/report/BOKU-Met\\_Report\\_09\\_online.pdf](http://www.boku.ac.at/met/report/BOKU-Met_Report_09_online.pdf)

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt  
Institut für Meteorologie, Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Wien, Österreich

URL: <http://met.boku.ac.at/>

## Feinstaub und Klimawandel – gibt es Zusammenhänge in Nordost- Österreich?

Institut für Meteorologie  
Universität für Bodenkultur



Medizinische Universität Wien, ZPH  
Institut für Umwelthygiene



Dr. Bernd C. Krüger, BOKU, Institut für Meteorologie  
Mag. Irene Schicker, BOKU, Institut für Meteorologie  
Dr. Herbert Formayer, BOKU, Institut für Meteorologie  
Dr. Hanns Moshhammer, MUW, Institut für Umwelthygiene

Wien, im Juli 2007

StartClim2006.A

Teilprojekt von StartClim2006

Projektleitung von StartClim2006:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Institut für Meteorologie, Peter Jordan-Straße 82, 1190 Wien

URL: <http://www.austroclim.at/startclim/>

StartClim2006 wurde aus Mitteln des BMLFUW, des BMGFJ, des BMWF, BMWA und der Österreichischen Hagelversicherung gefördert.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Kurzfassung</b>	<b>4</b>
<b>Abstract</b>	<b>4</b>
<b>A-1 Einleitung</b>	<b>5</b>
<b>A-2 Material und Methoden</b>	<b>9</b>
<b>A-2.1 Verwendete Luftgütemessungen</b>	<b>9</b>
<b>A-2.2 Verwendete meteorologische Messungen und Methoden</b>	<b>9</b>
<b>A-2.3 Verwendete Klimaszenarien und Methoden</b>	<b>11</b>
<b>A-3 Ergebnisse</b>	<b>13</b>
<b>A-3.1 Räumliche Zusammenhänge und jahreszeitliche Unterschiede bei Feinstaubmessungen</b>	<b>13</b>
<b>A-3.2 Zusammenhänge zwischen verschiedenen Luftschadstoffen</b>	<b>15</b>
<b>A-3.3 Zusammenhang zwischen Feinstaubbelastung und Wetterlagen</b>	<b>17</b>
<b>A-3.4 Zusammenhang von Feinstaubbelastung mit der Mischungsschichthöhe und der Ventilation</b>	<b>19</b>
<b>A-3.5 Mischungsschichthöhe und Ventilationskoeffizient in Klimaszenarien und aus den Beobachtungen</b>	<b>22</b>
<b>A-4 Gesundheitliche Implikationen</b>	<b>27</b>
<b>A-4.1 Luftverschmutzung und tägliche Sterblichkeit</b>	<b>27</b>
<b>A-4.2 Einfluss der Großwetterlage auf die Sterblichkeit</b>	<b>31</b>
<b>A-4.3 Interaktion zwischen Temperatur und Luftschadstoffen</b>	<b>34</b>
<b>A-4.4 Mortalitätseffekte von Mischungsschichthöhe und Ventilationskoeffizient</b>	<b>36</b>
<b>A-5 Diskussion und Schlussfolgerungen</b>	<b>38</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>41</b>
<b>Datenquellen</b>	<b>44</b>
<b>Abbildungs- und Tabellenverzeichnis</b>	<b>45</b>

## Kurzfassung

Luftschadstoffe und insbesondere Feinstaub sind gesundheitlich bedenklich. Auch bei derzeit vorherrschenden Konzentrationen zeigt sich ein Einfluss auf die tägliche Variation von Gesundheitsindikatoren wie tägliche Sterblichkeit (Herz-, Kreislauf- und Atemwegserkrankungen), Krankenhausaufnahmen und Atemwegssymptome. Die Konzentration der Schadstoffe wird maßgeblich von der Witterung beeinflusst. In Nordostösterreich tritt eine erhöhte Feinstaubkonzentration vorwiegend im Winter auf und am häufigsten bei Hochdruckwetterlagen. Eine niedrige Mischungsschichthöhe ist eine Voraussetzung für erhöhte Konzentrationen. Aerosole wiederum beeinflussen den Strahlungshaushalt und somit das Klima.

Aus den aktuellen Klimaszenarien lässt sich für die Zukunft in Bezug auf die durchschnittliche Mischungsschichthöhe eine kürzere Phase wintertypischer Verhältnisse und somit eine bessere Verdünnung der Feinstaubkonzentration ableiten. Gleichzeitig sind aber auch Änderungen im Emissionsmuster (weniger Heizenergiebedarf, mehr Kühlenergiebedarf) durch den Klimawandel zu berücksichtigen, sowie in noch stärkerem Maße Reduktionen auf Grund der technischen Entwicklung.

Die Interaktion zwischen „Wetter“ und „Schadstoffen“ in ihrer Wirkung auf die Gesundheit ist äußerst komplex und sollte ausführlicher untersucht werden. Eine „simple“ Aussage wie „Hitze und Feinstaub verstärken sich gegenseitig in ihrer gesundheitsschädigenden Wirkung“ kann zum derzeitigen Zeitpunkt nicht abgegeben werden. Bestenfalls gibt es Hinweise auf eine solche Interaktion zwischen Hitze und Ozon. Dieser Befund ist jedoch unsicher, da die Ergebnisse in Abhängigkeit vom zugrundeliegenden statistischen Modell nicht einheitlich sind. Weiterhin sollte auch der Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Depositionsgeschwindigkeiten von Partikeln mit und ohne Schneebedeckung vor dem Hintergrund des Klimawandels untersucht werden.

## Abstract

Air pollutants and in particular aerosols pose a threat to health. Even with presently prevailing concentrations an effect on the daily variation of health indicators like the daily mortality (due to cardiovascular and respiratory diseases), hospital admissions and respiratory symptoms is obvious. The atmospheric conditions have a strong influence on the atmospheric pollution. In Northeast-Austria the highest concentrations of particulate matter are found in winter and most frequently in high pressure regimes. A low mixing height is a precondition for high concentrations. In turn, aerosols have an influence on the atmospheric radiation balance and the climate.

From the present climate scenarios, it follows for the future that the low mixing height typical for winter may occur for a shorter period and therefore particulate matter may be better diluted. However, at the same time changes in emissions (less need of energy for heating, more for cooling) due to climate change have to be taken into account. In addition there will be strong reductions due to technical development.

The interaction between “weather” and “air pollutants” in their effect on health is extremely complex and should be investigated in more detail. A “simple” statement like “Heat and particulate matter amplify each other in their health effect” cannot be given in the present state. At best, there are indications for such interaction between heat and ozone. However, this finding is uncertain, since the results are not uniformly dependent on the underlying statistical model. Furthermore, the effect of different deposition velocities of particulates with and without snow cover should be investigated against the background of climate change.



## A-1 Einleitung

Die Konzentration von Aerosolen spielt eine große Rolle für das zukünftige Klima auf der Erde. Es werden direkte und indirekte Effekte unterschieden, wobei erstere die Streuung und die Absorption von kurz- und langwelliger Strahlung beinhalten. Als indirekte Effekte werden die verschiedenen Möglichkeiten zur Beeinflussung der Eigenschaften von Wolken bezeichnet. Die Auswirkungen von Aerosolen auf das Klima werden ausführlich im letzten IPCC-Bericht behandelt. Der anthropogene Beitrag von Aerosolen (vorwiegend Sulfat, organischer Kohlenstoff, elementarer Kohlenstoff, Nitrat und Staub) bewirken zusammen einen Abkühlungseffekt mit einem direkten Strahlungseffekt von  $-0,5$  ( $-0,9$  bis  $-0,1$ )  $W m^{-2}$  und einem indirekten Wolken-Albedo-Effekt von  $-0,7$  ( $-1,8$  bis  $-0,3$ )  $W m^{-2}$  (IPCC, 2007)

Aerosole stellen jedoch auch für die Luftreinhaltung ein Problem dar, und hier kann ein geändertes Klima Einfluss auf zukünftige Aerosolkonzentrationen haben. Gegenwärtig stellen erhöhte Feinstaubkonzentrationen ein gravierendes Problem in Bezug auf die Luftgüte dar. Die Aktualität wird dadurch forciert, dass

- Grenzwerte für maximale Feinstaubkonzentrationen EU-weit in den letzten Jahren verschärft wurden,
- zur Überwachung dieser Grenzwerte ein flächendeckendes Messnetz für  $PM_{10}$  aufgebaut werden musste, so dass jetzt mehr Informationen über die tatsächlichen Konzentrationen vorliegen,
- neue medizinische Erkenntnisse auf die Gefährlichkeit von Feinstaub für die menschliche Gesundheit hinweisen (siehe unten),
- die gesundheitlichen Folgen einer erhöhten Feinstaubbelastung für die Bevölkerung in Europa (WHO, 2004) und in Österreich (Schneider et al., 2005) untersucht wurden.

Nachdem in den Jahren 2002 und 2003 in Nordostösterreich die Grenzwerte für  $PM_{10}$  überschritten worden waren (zu der Zeit mehr als 35 mal Tagesmittelwerte über  $50 \mu g/m^3$ ), mussten von den betroffenen Bundesländern Statuserhebungen durchgeführt werden. In entsprechenden Studien für Wien (Spangl et al., 2004a, Augustyn et al., 2005), für Niederösterreich (Spangl et al., 2005) und das Burgenland (Spangl et al., 2004b) sowie zusammenfassenden Studien des österreichischen Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 2006) wurden die Ursachen für die Überschreitungen untersucht.

Die Hauptemittenten für Feinstaub in Nordostösterreich sind die Industrie, der Verkehr sowie Haushalte. Die Herkunft der Feinstaubbelastung wurde mit Hilfe von Trajektorien untersucht. Es ergab sich, dass neben lokalen Quellen auch der Ferntransport zur Belastung beiträgt. Besonders aus Südosteuropa ankommende Luftpaketen wurde eine erhöhte Feinstaubkonzentration zugeschrieben. Vorhandene chemische Analysen von Feinstaubproben wurden ebenfalls für die Untersuchungen herangezogen.

In älteren Untersuchungen für Österreich wurde vorwiegend die Gesamtstaubbelastung (TSP = total suspended particles) gemessen. Im Jahre 1999 begann das Projekt AUPHEP (Austrian Project on Health Effects of Particulates) der Kommission für Reinhaltung der Luft der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (Hauck et al, 2004). Von Juni 1999 bis Mai 2000 wurde im Bereich Wien an zwei Stationen (im Stadtgebiet, AKH, sowie außerhalb, Streithofen) mit verschiedenen kontinuierlichen Methoden  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  und  $PM_1$  gemessen. Zusätzlich gab es gravimetrische Untersuchungen, wobei die Filterinhalte auch chemisch analysiert wurden und episodenhafte Impaktormessungen zur genauen Bestimmung der Aerosolgrößenverteilung. Begleitet wurden die luftchemischen Messungen von medizinischen Untersuchungen vor allem an Kindergarten- und Schulkindern. Im Anschluss an die Messungen im Raum Wien wurden die gleichen

Messungen für ein weiteres Jahr in Linz und in Graz durchgeführt, ebenfalls begleitet von medizinischen Untersuchungen. Das Projekt ergab eine weite Palette von Ergebnissen in Bezug auf die Feinstaubbelastung in Österreich.

Bei einer weiteren früheren Studie zur Zusammensetzung des Feinstaubes in Nordostösterreich wurden für die Dauer eines Jahres an jedem sechsten Tag Filterproben der Hintergrundstation Illmitz im Seewinkel am Neusiedler See sowie an einer verkehrsbelasteten Station innerhalb Wiens (Spittelauer Lände) analysiert (Schneider und Lorbeer, 2002). Aus dem über weite Zeiträume auftretendem fast identen Verlauf der Sulfatkonzentration wurde geschlossen, dass es sich um eine großflächige Vorbelastung handelt, zumal Sulfat vorwiegend in  $PM_{2.5}$  auftritt und somit weiter transportiert werden kann als  $PM_{10}$ . Nitrat und Ammonium zeigten einen ähnlichen Verlauf. Aus dem Vergleich der gesamten Belastung an beiden Stationen wurde geschlossen, dass immerhin etwa 50 % der Belastung an der Spittelauer Lände auf großräumige Vorbelastung zurückzuführen ist.

Eine noch ausführlichere Studie war das AQUELLA-Projekt (Aerosolquellenanalyse), das im Auftrag verschiedener Bundesländer durchgeführt wurde. Aus den Arbeiten für die Stadt Wien (Bauer et al., 2006) ergab sich, dass in Wien bis auf wenige Ausnahmen an Überschreitungstagen der Hintergrund bereits hoch belastet ist und dass die erhöhten Konzentrationen im Winter durch winterspezifische Quellen wie Holzrauch und Ammoniumnitrat verursacht werden.

Die für die Feinstaubkonzentration relevanten Emissionen werden für Österreich vom österreichischen Umweltbundesamt beobachtet und in regelmäßig erscheinenden Studien veröffentlicht (Anderl et al., 2007). Die Trends sind für die einzelnen Sektoren anthropogener Emittenten unterschiedlich. Die primären  $PM_{10}$ -Emissionen aus dem Sektor Energieversorgung sind von 1990 bis 2005 um etwa 4 % gesunken. Dieser Sektor trägt aber nur etwa 3 % zu den  $PM_{10}$ -Emissionen in Österreich bei. Der Sektor Industrie verursachte 2005 35 % der  $PM_{10}$ -Emissionen, zwischen 1990 und 2005 war eine Abnahme von 10 % zu verzeichnen. Kleinverbraucher verursachten 22 % der  $PM_{10}$ -Emissionen, mit einer Reduzierung um 20 %, und der Anteil der Landwirtschaft betrug im Jahr 2005 21 %, wobei die  $PM_{10}$ -Emissionen um 1 % abnahmen. Im Gegensatz dazu wurde für den Sektor Verkehr ein Anstieg von 31 % beobachtet, so dass 2005 20 % der gesamten  $PM_{10}$ -Emissionen aus diesem Sektor stammten. Schließlich werden im Sektor Sonstige die Abfallbehandlung und die Lösungsmittelanwendung betrachtet, der aber zu weniger als 0.5 % zur Summe beiträgt. Hier war ein Anstieg für  $PM_{10}$ -Emissionen vom 8 % zu verzeichnen.

Die hohen Zuwachsraten im Verkehrssektor sind auf das gestiegene Verkehrsaufkommen zurückzuführen. Technische Verbesserungen bei den Abgasemissionen werden zudem durch den Zuwachs der Zahl von Diesel-PKW mehr als ausgeglichen. Die Emissionen setzen sich aus Abgasemissionen sowie Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen zusammen, wobei letztere vom Antriebssystem des Fahrzeugs unabhängig sind.

Für die Feinstaubkonzentration sind jedoch nicht nur die primären Staubemissionen relevant, sondern auch die Emissionen der Vorläufersubstanzen für die sekundären Aerosole, die sich erst in der Atmosphäre durch chemische Reaktionen bilden. Die Gesamtemissionsmenge an Stickoxiden ( $NO_x$ ) hat in Österreich von 1990 bis 2005 um insgesamt 7 % zugenommen, wobei besonders von 2000 bis 2003 ein deutlich ansteigender Trend zu erkennen ist. Österreichs Verkehr war im Jahr 2005 mit Abstand der größte  $NO_x$ -Emittent. 60 % der Schadstoffe werden in diesem Sektor emittiert. Es folgten der Sektor Kleinverbrauch und die Industrie mit je 16 %, die Energieversorgung mit 6 % und die Landwirtschaft mit 2 %. Bei Industrie und Energieversorgung sind neben Effizienzsteigerungen der Einbau von Entstickungsanlagen und stickstoffarmen (Low- $NO_x$ ) Brennern als Gründe für die Emissionsreduktionen in diesen Sektoren zu nennen.

In den letzten zwei Jahrzehnten kam es hingegen zu einem starken Rückgang der SO<sub>2</sub>-Emissionen Österreichs. Von 1990 bis 2005 konnten die Emissionen um 64 % reduziert werden. Grund für die starke Senkung der Emissionen sind die Absenkung des Schwefelanteils in Mineralölprodukten und Treibstoffen, der Einbau von Entschwefelungsanlagen in Kraftwerken sowie die verstärkte Nutzung schwefelärmerer Brennstoffe. Die Landwirtschaft ist Hauptquelle der Ammoniakemissionen. NH<sub>3</sub> entsteht hier bei der Viehhaltung, der Lagerung von Gülle und Mist sowie beim Abbau von organischem und mineralischem Dünger. Von 1990 bis 2005 konnten die Ammoniakemissionen um insgesamt 7 % reduziert werden (Anderl et al., 2007).

Zukünftige Trends für die Emission von primärem Feinstaub und den Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole lassen sich nur schwer abschätzen. Auf Grund des politischen Drucks zu einer geringeren Zahl von Überschreitungen der vorgeschriebenen Grenzwerte, und überhaupt zu geringeren Emissionen, auch im Zusammenhang mit einer Verringerung von Treibhausgasemissionen, ist jedoch damit zu rechnen, dass sich als Folge neuer Technologieentwicklungen die Emissionen verringern werden. Zudem werden österreichweit Maßnahmenpakete zur Feinstaubreduzierung in Kraft gesetzt (zum Beispiel für Wien, Wien 2005a und Wien 2005b).

So dürfen nach der Abgasnorm EURO4, die für Neufahrzeuge ab 2005 gilt, Diesel-Pkw Partikel nur mit 0.025 g/km emittieren, gegenüber 0.05 g/km nach der älteren Norm EURO3. In zukünftige Normen werden diese Werte weiter reduziert werden, zum Beispiel auf 0.005 g/km in der für 2015 zu erwartenden Norm EURO6. Bei der Feinstaubemission durch den Verkehr gilt es aber zu bedenken, dass gegenwärtig schätzungsweise die Hälfte der Emissionen nicht durch die Treibstoffverbrennung sondern durch Abrieb (Straße, Bremsen) und durch Wiederaufwirbelung verursacht wird. Auf diese Emissionen haben selbst neue saubere Antriebskonzepte nur einen geringen Einfluss.

Filterinstallationen für Heizungsanlagen von Kleinverbrauchern sind gegenwärtig nur auf Versuchsbasis im Einsatz. Bei diesem Emissionssektor ist sogar für die Zukunft eine Zunahme der Emissionen zu befürchten, wenn der Trend zu regenerativen Energieformen anhält, da zur Zeit selbst sauberste Pelletheizungen eine höhere Feinstaubemission aufweisen als Heizungen mit fossilen Energieträgern wie Gas oder Öl.

Für die Feinstaubbelastung in Nordostösterreich sind auch die Emissionen in denjenigen Ländern relevant, aus denen Luftmassen durch Ferntransport nach Österreich transportiert werden. In einer Studie des österreichischen Umweltbundesamtes (Spangl et al., 2006) wurde mit Hilfe von Trajektorien für Tage mit einer Feinstaubbelastung in Wien über 45 µg/m<sup>3</sup> gefunden, dass an 32 % der Tage regionale Schadstoffakkumulation verantwortlich war, an 15 % der Tage war es Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei einschließlich Nordrumänien, der Westukraine und Ostpolen, an 14 % der Tage Ferntransport aus Polen, Tschechien und Ostdeutschland, an 10 % der Tage regionale Schadstoffakkumulation einschließlich Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei.

Eine weitere Studie des österreichischen Umweltbundesamtes für die OMV AG (Böhmer et al., 2007), in der vor allem Punktquellen in Europa betrachtet wurden, kam zu einem ähnlichen Ergebnis. In dieser Studie wurden auch Ergebnisse des EMEP-Modells und Rechnungen mit dem den Particle-Dispersion-Modell FLEXPART herangezogen.

Zur Untersuchung der Herkunft von Luftverunreinigungen sind auch Rechnungen mit Eulerschen Chemiemodellen geeignet. Während jedoch bei der Modellierung der Photochemie und des Transports gasförmiger Schadstoffe auf Grund der längeren Praxis eine gewisse Zuverlässigkeit erreicht wurde, steckt die Modellierung von atmosphärischem Aerosol noch in den Kinderschuhen. Sie wird auch, im Vergleich mit der Modellierung von Gasen, dadurch erschwert, dass die chemische Zusammensetzung des Aerosols sehr unterschiedlich sein kann, dass Aerosole mit unterschiedlicher Verteilung in der Teilchengröße auftreten und dass zusätzliche Prozesse wie die Agglomeration von Partikeln auftreten können.

Am Institut für Meteorologie der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU-Met) wird seit etlichen Jahren die photochemische Modellierung von Luftschadstoffen mit Hilfe des Chemie-Transport-Modells CAMx (Comprehensive Air Quality Model with Extensions, ENVIRON, 2006) betrieben. Das Modell ermöglicht Rechnungen mit verschiedenen chemischen Mechanismen, wobei auch ein Mechanismus mit Aerosolchemie enthalten ist. Dieser umfasst den Transport primären Aerosols, die Bildung sekundären organischen Aerosols (5 Spezies) bei der Oxidation von Kohlenwasserstoffen und die Bildung sekundären anorganischen Aerosols in Form von Sulfat, Nitrat und Ammonium aus den Vorläufersubstanzen  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_3$ . Eine der Erweiterungen des Modells ist die Particulate Source Apportionment Technology (PSAT), mit der den Aerosolen und ihren Vorläufern Quellgebiete zugeordnet werden können. Ein ähnliches Verfahren für Ozon (OSAT) hatte sich schon in einer Untersuchung für Nordostösterreich zur Zuordnung der Quellgebiete der Ozonvorläufersubstanzen bewährt (Krüger, 2004). Ursprünglich war vorgesehen gewesen, das PSAT-Verfahren auch für die Untersuchungen dieser Studie einzusetzen. Da die Aerosolmodellierung jedoch bislang keine zufriedenstellenden Ergebnisse lieferte, was möglicherweise auf eine unzureichende Erfassung der Quellen zurückzuführen ist, wurde das Verfahren nicht angewandt.

Ein sich änderndes Klima kann sich in verschiedenster Weise auf die Feinstaubbelastung auswirken. Der Anteil der Emissionen aus der Raumheizung könnte zum Beispiel auf Grund geringeren Heizbedarfs abnehmen. Andererseits würde bei einem Temperaturanstieg der Energiebedarf für Raumkühlung zunehmen. Da die hierfür nötige Energie aber vorwiegend in Großanlagen produziert werden dürfte, erscheint eine effektive Filterung eher möglich als bei der Raumheizung mit Kleinfeuerungsanlagen.

In dieser Studie sollen jedoch Zusammenhänge zwischen der Feinstaubbelastung und den Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe in Nordostösterreich untersucht werden. Hierzu wurden Messungen von Feinstaub mit den herrschenden Wetterlagen kombiniert. Außerdem wurde die jeweilige Mischungsschichthöhe und der mögliche Austausch von Luftmassen betrachtet. Schließlich wurde der Zusammenhang zwischen Luftschadstoffen und meteorologischen Bedingungen mit gesundheitlichen Kenngrößen wie der Mortalität hergestellt. Es wurde versucht, die gefundenen Zusammenhänge mit Hilfe von Ergebnissen eines regionalen Klimamodells für ein zukünftiges Klimaszenario zu übertragen.

## A-2 Material und Methoden

### A-2.1 Verwendete Luftgütemessungen

Für dieses Projekt wurden Feinstaubmessungen ( $PM_{10}$  = Teilchen kleiner als  $10 \mu m$ ) des österreichischen Luftgütemessnetzes verwendet. Im Interessengebiet Nordostösterreich werden diese von der Magistratsabteilung 22 (Umweltschutz) der Stadt Wien, dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, dem Amt der burgenländischen Landesregierung sowie an zwei Stationen (Illmitz und Pillersdorf) vom österreichischen Umweltbundesamt gemessen. Alle Daten wurden vom Umweltbundesamt bezogen.

Verwendet wurden die Daten aus dem Zeitraum 2001 bis 2005. In den Jahren zuvor war in Österreich der Gesamtschwebestaub TSP gemessen worden. Im Juli 2001 wurden in Umsetzung einer EU-Verordnung Grenzwerte für  $PM_{10}$  eingeführt, was zu einer schrittweisen Umstellung der Messungen zu  $PM_{10}$  führte. Die Anzahl der Messstellen in Nordostösterreich, von denen Daten in dieser Studie verwendet wurden, ist in Tab. A-1 angegeben. Spätere Daten (2006) lagen zu Beginn des Projekts noch nicht vollständig vor und wurden nicht berücksichtigt. Eine Umrechnung von TSP-Messungen in  $PM_{10}$  hätte nur näherungsweise erfolgen können und wurde nicht ausgeführt.

Die Messungen erfolgen teils mit der gravimetrischen Methode und andererseits mit kontinuierlichen Messgeräten. Bei der gravimetrischen Methode ergibt sich ein Mittelungszeitraum von 24 Stunden. Die zeitlich höher aufgelösten kontinuierlichen Messungen werden mittels sogenannter Standortfaktoren an die gravimetrischen Messungen angepasst. Da Feinstaubkonzentrationen keine intensive, chemisch bedingte tageszeitliche Variation (wie z. B. Ozon) aufweisen, wurden für diese Studie auch die kontinuierlichen Messungen als Tagesmittelwert verwendet.

Der gesetzliche Grenzwert für die  $PM_{10}$ -Belastung ist ebenfalls ein Tagesmittelwert. Die Konzentration von  $50 \mu g/m^3$  darf in Österreich an einer Station innerhalb eines Jahres seit 2005 nur weniger als 30 mal überschritten werden. An vielen stark belasteten Messstellen wird dieser Wert jedoch häufiger überschritten. Vor 2005 waren 35 Überschreitungen pro Jahr zulässig.

**Tab. A-1** : Anzahl der Messstationen für  $PM_{10}$  in Nordostösterreich von 2000 bis 2006.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Wien			1	5	11	13	13
Niederösterreich			13	17	21	22	21
Burgenland	3	3	3	3	3	3	3
Umweltbundesamt		1	1	1	2	2	2

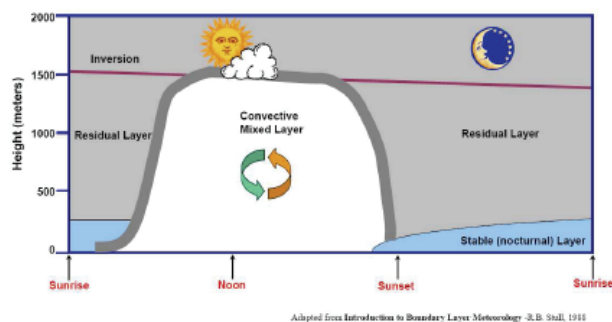
Neben den Feinstaubmessungen wurden auch die Messungen weiterer Luftschadstoffe wie Ozon, Stickoxiden, Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid aus den gleichen Quellen verwendet. Vor allem für  $O_3$ ,  $NO_2$  und  $SO_2$  gibt es jedoch deutlich mehr Messstellen in Österreich als für Feinstaub.

### A-2.2 Verwendete meteorologische Messungen und Methoden

Im Rahmen dieses Projektes wurde die ostalpine Wetterlagenklassifikation nach Lauscher (1972), die insgesamt 18 Großwetterlagen klassifiziert, für die Darstellung der Abhängigkeit der Feinstaubbelastung von Wetterlagen verwendet. Diese Wetterlagenklassifikationsdaten, welche täglich erstellt werden, sind ab Januar 1999 auf der Home-

page der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (<http://www.zamg.ac.at>) unter dem Punkt Klima/Klima-Monatsübersicht abrufbar. In diesem Projekt wurden die Daten zwischen 1999 und 2005 verwendet und mittels statistischen Methoden mit der Mortalität (ab 1999) und der Luftschadstoffbelastung (ab 2001) in Verbindung gebracht (siehe Kapitel A-3.3).

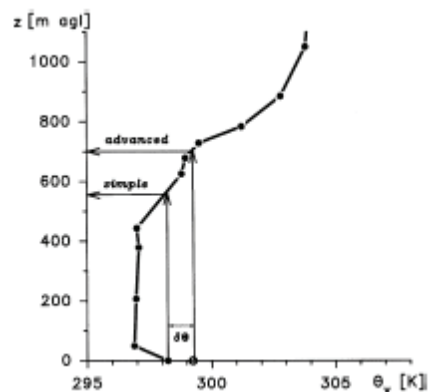
Die Mischungsschichthöhe ist ein wichtiger Parameter für die vertikale Verteilung von in Bodennähe freigesetzten Luftschadstoffen. Sie bestimmt über welche vertikale Höhe die Verteilung der Schadstoffe stattfindet. Sie wird unter anderem auch durch das Anwachsen der Siedlungsräume, den lokalen Gegebenheiten (Topographie, Windsysteme, vorhandene Heizflächen) und der Bodenbeschaffenheit beeinflusst. Abb. A-1 zeigt den idealisierten Tagesgang der Mischungsschichthöhe.



**Abb. A-1** : Tagesgang der Mischungsschichthöhe aus Karpinnen et al. (2007)

Da die Mischungsschichthöhe nicht routinemäßig durch Messungen bestimmt wird, muss sie berechnet werden. Zur Bestimmung und Erstellung einer Klimatologie der konvektiven Mischungsschichthöhe wurden die 12 UTC Radiosondenaufstiege der Station Wien Hohe Warte (Datenquelle ZAMG) zwischen 1975 und 2006 verwendet. Die konvektive Mischungsschichthöhe wurde nach dem Schema von Seibert et al. (2000) berechnet. Nach diesem Schema werden 2 konvektive Mischungsschichthöhen berechnet, eine nach der „simple parcel method“ basierend auf Holzworth (1964) und eine nach der „advanced parcel method“ von Beljaars and Betts (Beljaars and Betts, 1992, siehe auch Troen and Mahrt, 1986; Holtslag et al., 1990). Für beide Schemata ist der Bodenwert der virtuellen potentiellen Temperatur  $\Theta_v$  der Ausgangspunkt für die Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe. Das Schema nach Holtslag (1990) berechnet die konvektive Mischungsschichthöhe als jene Höhe, bei der das Luftpaket die gleiche virtuelle potentielle Temperatur  $\Theta_v$  aufweist wie am Boden. Bei der „advanced parcel method“ wird zum Bodenwert noch ein Faktor, die „excess temperature“,  $\delta\Theta_v$  dazugerechnet. Die „excess temperature“ wurde hier definiert als Differenz zwischen  $\Theta_v$  des Bodenniveaus ( $\Theta_{vB}$ ) und  $\Theta_v$  des ersten Niveaus ( $\Theta_{v1}$ ) wo stabile oder neutrale Schichtung vorherrscht. Für  $\delta\Theta_v$  wurde in dieser Studie als Obergrenze für Differenzen von  $\Theta_{vB} - \Theta_{v1}$  ein konstanter Wert von 1.8 gesetzt und als Untergrenze für  $\Theta_{vB} - \Theta_{v1}$  ein Wert von 0.3 verwendet.

Im folgenden werden die Mischungsschichthöhen berechnet nach Beljaars and Betts verwendet, da sie den tatsächlichen Verlauf der konvektiven Mischungsschichthöhe besser repräsentieren. In Abb. A-2 ist die Methode schematisch dargestellt.



**Abb. A-2 :** Schematische Darstellung der 2 Methoden (simple und advanced) zur Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe aus Radiosondendaten, aus Seibert et al. (2000).

Neben den klassifizierten Wetterlagen und den Radiosondendaten wurden auch Bodenmessungen, Windgeschwindigkeit und Windrichtung (17m über Grund), der ZAMG zur Berechnung des Ventilationskoeffizienten verwendet. Diese Daten liegen ebenfalls für den Zeitraum 1975 bis 2006 vor.

Der Ventilationskoeffizient definiert nach Rao et al. (2003) ist das Produkt aus Mischungsschichthöhe und bodennaher Windgeschwindigkeit. Ein hoher Ventilationskoeffizient indiziert somit eine „Verdünnung“ und dadurch eine niedrigere Schadstoffbelastung, ein niedriger Ventilationskoeffizient indiziert hingegen eine hohe Schadstoffbelastung. Da die Daten der konvektiven Mischungsschichthöhe nur für den 12 UTC Termin berechnet wurden, gibt es auch für den Ventilationskoeffizienten nur einen Wert pro Tag.

Ein weiterer Faktor, der im Zusammenhang mit dem Ventilationskoeffizienten berücksichtigt werden sollte, ist die Windrichtung. Auch wenn die Windgeschwindigkeit und Ventilationskoeffizient hoch sind, können Veränderungen in der Windrichtung zur Rezirkulation der Luftschadstoffe und zu einer Abnahme der Ventilation führen.

### A-2.3 Verwendete Klimaszenarien und Methoden

Ein Ziel dieses Projektes war unter anderem festzustellen ob ein Trend in der Mischungsschichthöhe in regionalen Klimaszenarien zu erkennen ist. Für diesen Teil des Projektes wurden Daten des Reclip:more Projektes (Reclip:more, 2007) verwendet. Für das Reclip:more Projekt wurden ein Kontrolllauf (1981-1990), mit ERA-40 (Datenquelle ECMWF Reading) und ECHAM5 T106 Inputdaten (Röckner et. al, 2006) mit beobachteten Treibhausgaskonzentrationen für 1981 bis 1990, ein Szenariolauf (2041-2050) mit ECHAM5 T106 Szenario IS92a (Houghton et al., 2001) Inputdaten, und einige kürzere Perioden mit einer Auflösung von 10km in den Regionalen Klimamodellen MM5 und ALADIN zentriert über dem Alpenraum gerechnet.

Aus den mit dem mesoskaligen MM5 Model gerechneten Daten wurden für einen Gitterpunkt, der die Station Wien Hohe Warte repräsentiert, die Bodentemperatur, die Temperatur der 700 hPa-Fläche (ca. 3000 m) und die Windkomponenten u und v der 850 hPa (ca. 1570 m) Fläche extrahiert. Die konvektive Mischungsschichthöhe wurde hier mit Hilfe folgender Annahmen berechnet:

- Trockenadiabatische Schichtung mit einem adiabatischen Temperaturgradienten  $\Gamma = -0.98 \text{ K} / 100 \text{ m}$  innerhalb der Mischungsschicht zwischen Boden und Mischungsschicht

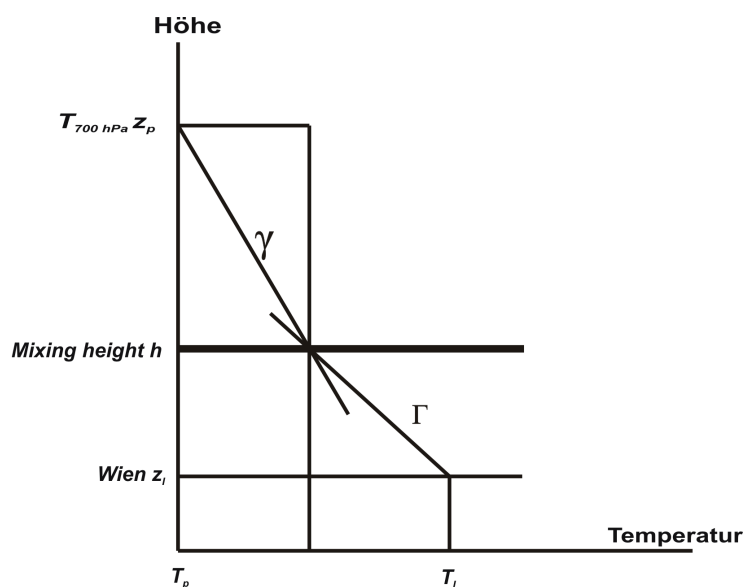
- Konstanter Temperaturgradient von  $\gamma = -0.6 \text{ K} / 100 \text{ m}$  in der freien Atmosphäre oberhalb der Mischungsschicht

Die konvektive Mischungsschichthöhe  $z_{mix}$  berechnet sich somit aus (nach Wotawa et al., 2000)

$$z_{mix} = \frac{\Delta T + \gamma \Delta z}{\gamma - \Gamma}$$

wobei  $\Delta T$  die Temperaturdifferenz zwischen Boden und 700 hPa Fläche ist und  $\Delta z$  die Höhendifferenz zwischen der 700 hPa Fläche und der Bodenstation ist. In Abbildung Abb. A-3 ist die Berechnung graphisch dargestellt.

Der Ventilationskoeffizient ist hier ebenfalls ein Produkt aus der Mischungsschichthöhe und der Windgeschwindigkeit, hier allerdings konnte nur die Windgeschwindigkeit der 850 hPa Fläche verwendet werden da die Bodenkomponenten der Windgeschwindigkeit 10 m über Grund eines Regionalen Klimamodells in einem komplexen Terrain wie es Wien hat, nicht direkt mit beobachteten Windmessungen verglichen werden können. Zur Berechnung des Ventilationskoeffizienten mussten die horizontalen Windkomponenten  $u$  und  $v$  noch in Windrichtung und Windgeschwindigkeit umgerechnet werden.



**Abb. A-3** : Schematische Darstellung der Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe für die verwendeten Klimaszenarien (adaptiert nach Wotawa et al., 2000)

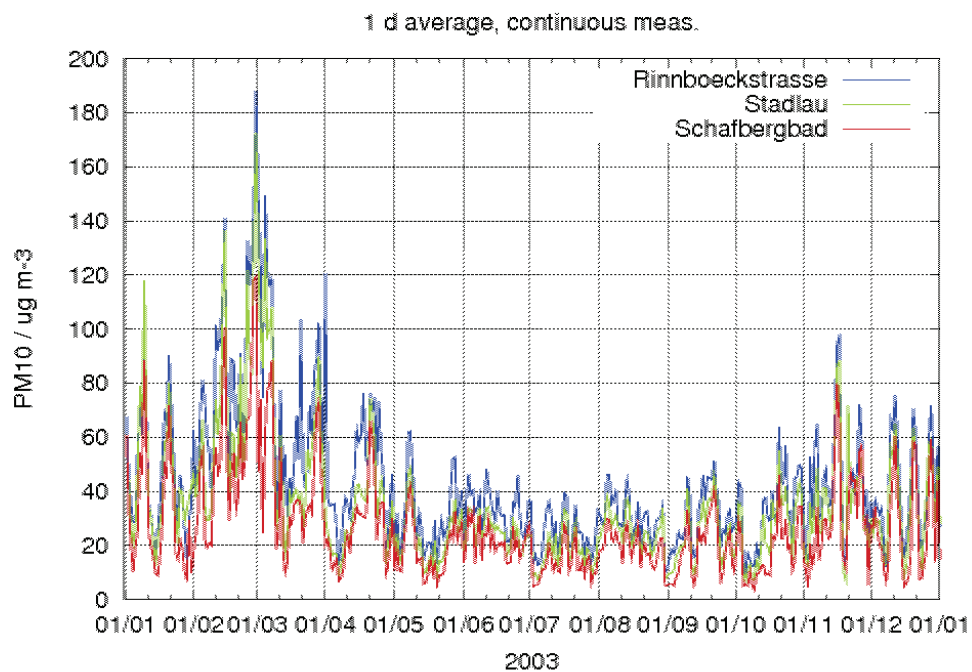


## A-3 Ergebnisse

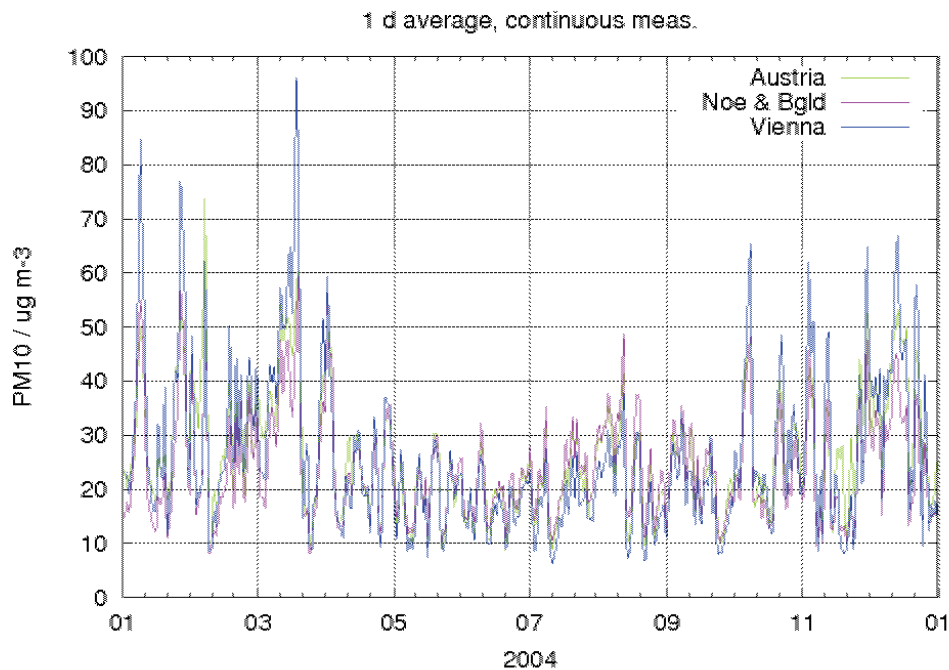
### A-3.1 Räumliche Zusammenhänge und jahreszeitliche Unterschiede bei Feinstaubmessungen

Hohe bzw. niedrige Feinstaubkonzentrationen treten im Untersuchungsgebiet meist an nahezu allen Stationen gleichzeitig auf. Dies zeigt sich sowohl bei einer kleinräumigen als auch bei einer weiträumigen Betrachtung. Abb. A-4 zeigt exemplarisch die Tagesmittelwerte von  $PM_{10}$  an drei Wiener Messstationen aus dem Jahr 2003. Meist sind an der Station Rinnböckstraße die höchsten Konzentrationen und an der Station Schafbergbad die niedrigsten Konzentrationen zu finden. Die jeweiligen Peaks erscheinen jedoch überwiegend gleichzeitig.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei einer weiträumigen Betrachtung. Für Abb. A-5 wurden jeweils die eintägigen Messungen von  $PM_{10}$  aller Wiener Stationen, aller Stationen aus Niederösterreich sowie aller österreichischen Stationen aus dem Jahre 2004 gemittelt. Die drei Kurven zeigen einen nahezu parallelen Verlauf.



**Abb. A-4 :** Eintägige Mittelwerte der  $PM_{10}$ -Messungen an drei Wiener Stationen im Jahr 2003.



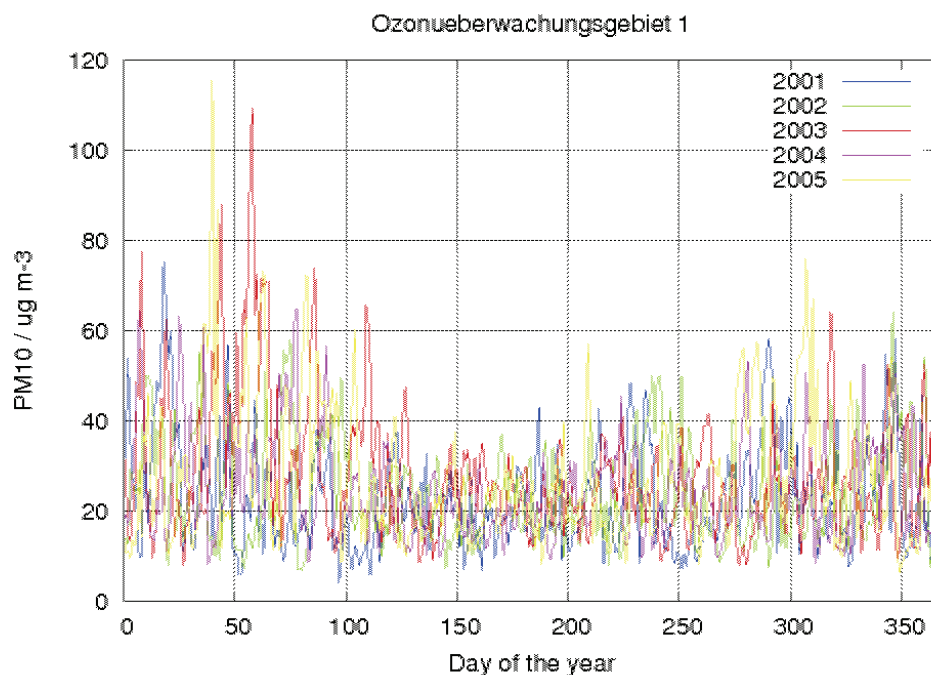
**Abb. A-5 :** Eintägige Mittelwerte der PM<sub>10</sub>-Messungen im Jahr 2004. Es wurden jeweils alle verfügbaren Messungen aus Wien (Vienna), aus Niederösterreich und dem Burgenland (Noe & Bgld) und aus ganz Österreich (Austria) gemittelt.

Aus der gezeigten Parallelität lassen sich verschiedene Vermutungen herleiten:

- Ein großer Teil der Feinstaubbelastung wird durch Ferntransport verursacht, wobei Luftmassen mit hoher PM-Konzentration weiträumig nach Österreich transportiert werden.
- Die Höhe der PM-Belastung wird durch die großräumige Wetterlage und die Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe bedingt.
- Die jeweilige Wetterlage hat Einfluss auf die Emission von Luftschadstoffen, zum Beispiel führen niedrige Temperaturen zu einer erhöhten Emission durch Raumheizung.

In dieser Studie soll vor allem der Einfluss der Wetterlage und der Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe auf die PM<sub>10</sub>-Konzentration untersucht werden. Hierbei erlaubt die beobachtete Parallelität, dass über ein Gebiet gemittelte Werte betrachtet werden können und nicht speziell einzelne Stationen besonders betrachtet zu werden brauchen.

Abb. A-6 zeigt die Mittelwerte der täglichen PM<sub>10</sub>-Messungen von allen Stationen im österreichischen Ozonüberwachungsgebiet 1 (Wien, Niederösterreich, nördliches Burgenland) aus den Jahren 2001 bis 2005. Die Einteilung in Ozonüberwachungsgebiete hat sich bei der Betrachtung sommerlicher Ozonmaxima sowie zur Ausrufung von Warnstufen bei erhöhter Ozonkonzentration als sinnvoll erwiesen, da in den einzelnen Gebieten ähnliche meteorologische Voraussetzungen vorliegen. Daher wird diese Einteilung auch in dieser Studie übernommen.



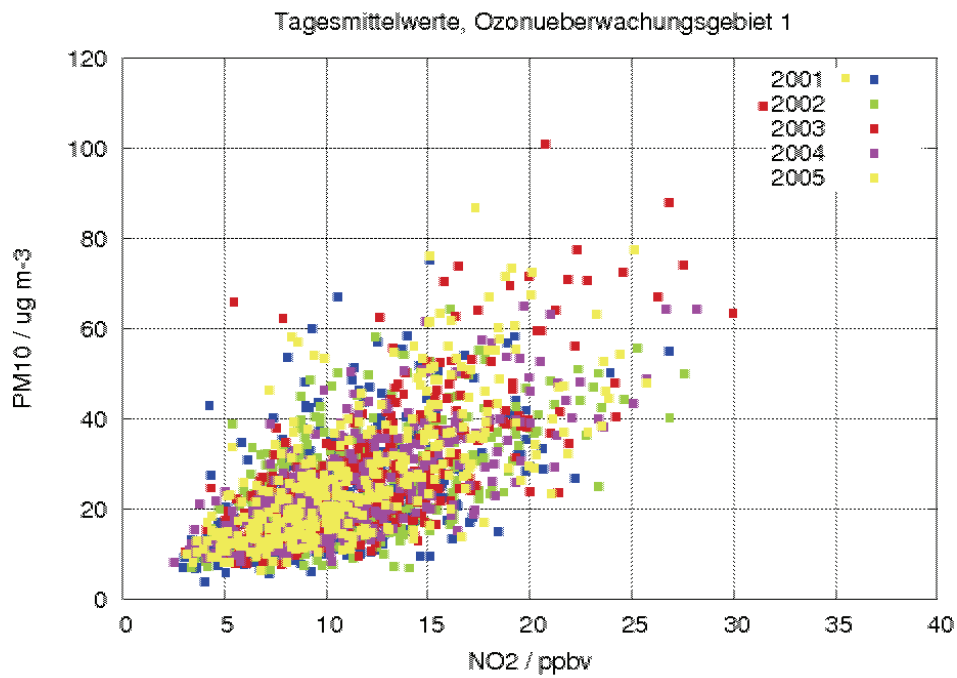
**Abb. A-6 :** Mittelwerte der täglichen PM<sub>10</sub>-Messungen von allen Stationen im österreichischen Ozonüberwachungsgebiet 1 (Wien, Niederösterreich, nördliches Burgenland) aus den Jahren 2001 bis 2005.

Aus Abb. A-6 ist ersichtlich, dass die Überschreitungen des PM<sub>10</sub>-Grenzwertes von 50 µg/m<sup>3</sup> vorwiegend in den Monaten Januar bis April (Tag 1 – 120, bzw. 121) sowie Oktober bis Dezember (Tag 274 – 365, bzw. 275 – 366) auftreten. Daher werden in dieser Studie die Monate mit niedrigen bzw. mit hohen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen getrennt betrachtet.

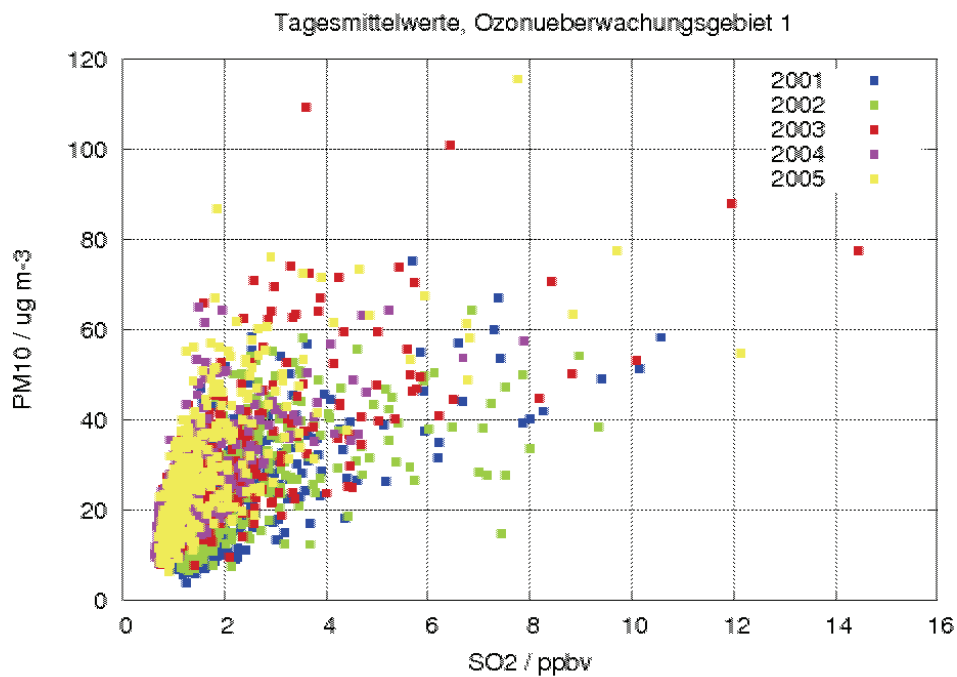
### A-3.2 Zusammenhänge zwischen verschiedenen Luftschadstoffen

An Tagen, an denen die PM<sub>10</sub>-Konzentration erhöht ist, treten meist auch die anderen primären Luftschadstoffe in erhöhter Konzentration auf. Die Abbildungen Abb. A-7 bis Abb. A-9 zeigen dies in Scatterdiagrammen zwischen den Volumenmischungsverhältnissen von NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> und CO und der PM<sub>10</sub>-Konzentration. Hierbei fällt auf, dass die früheren Jahre höhere Werte für SO<sub>2</sub> und CO aufweisen, was auf den bekannten Trend zu niedrigen Konzentrationen für diese beiden Luftschadstoffe hindeutet. Bei NO<sub>2</sub> ist ein solcher Trend nicht auszumachen.

Der sekundäre Luftschadstoff Ozon zeigt eine andere Korrelation mit PM<sub>10</sub>, wie in Abbildung Abb. A-10 gezeigt wird. Vernachlässigt man die Tage mit hohem PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwert über 40 µg/m<sup>3</sup>, so scheint O<sub>3</sub> mit PM<sub>10</sub> bei Ozontagesmittelwerten über 25 ppbv positiv und bei Werten unter 25 ppbv negativ zu korrelieren. Da Ozon vorwiegend unter sommerlichen Bedingungen gebildet wird, kehrt sich hier die Korrelation mit den Jahreszeiten um. Ein Grund für die Antikorrelation im Winter ist sicher, dass Ozon durch NO<sub>x</sub>, welches gut mit PM<sub>10</sub> korreliert, abgebaut wird. Im Sommer überwiegt hingegen die Ozonbildung. Gleichzeitig wird, parallel zur Ozonbildung, in Mitteleuropa jedoch bislang nur in geringem Maße, sekundäres organisches Aerosol aus Kohlewasserstoffen gebildet.



**Abb. A-7 :** Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005.



**Abb. A-8 :** Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und SO<sub>2</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005.

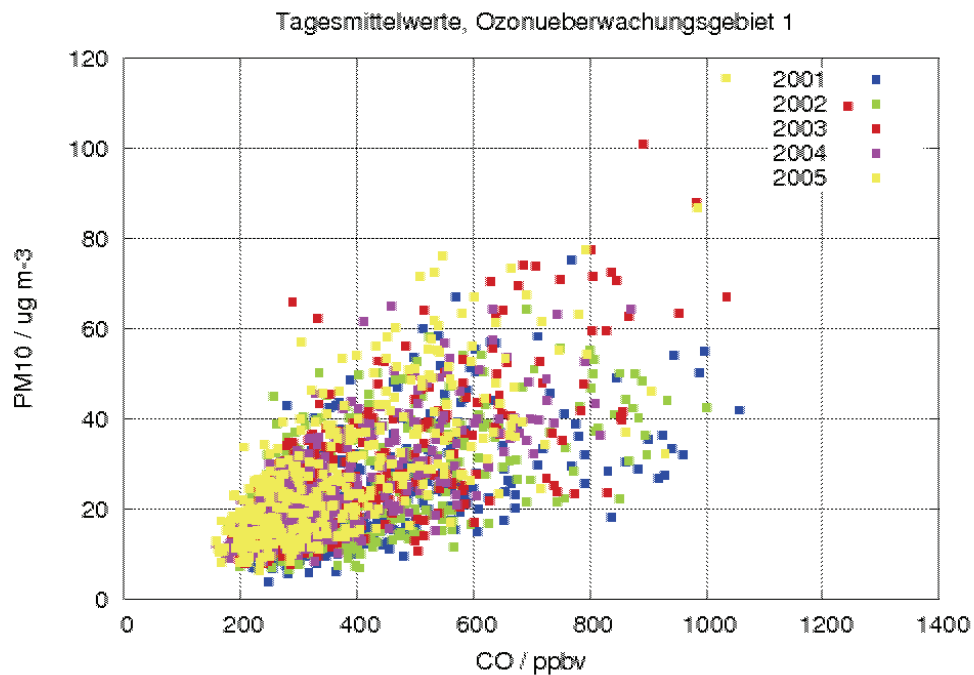


Abb. A-9 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und CO, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005.

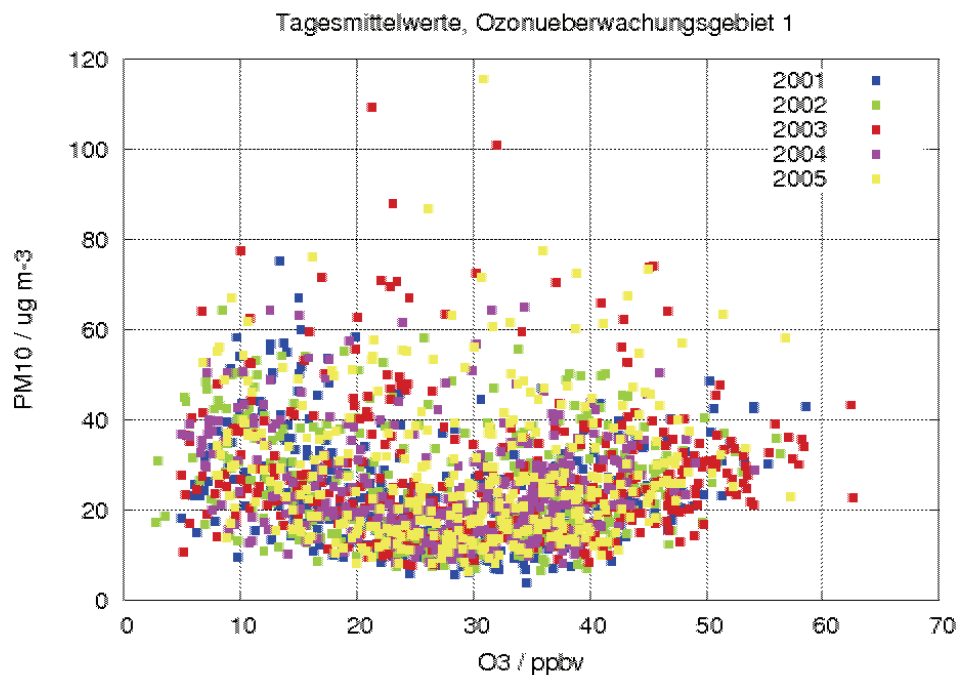
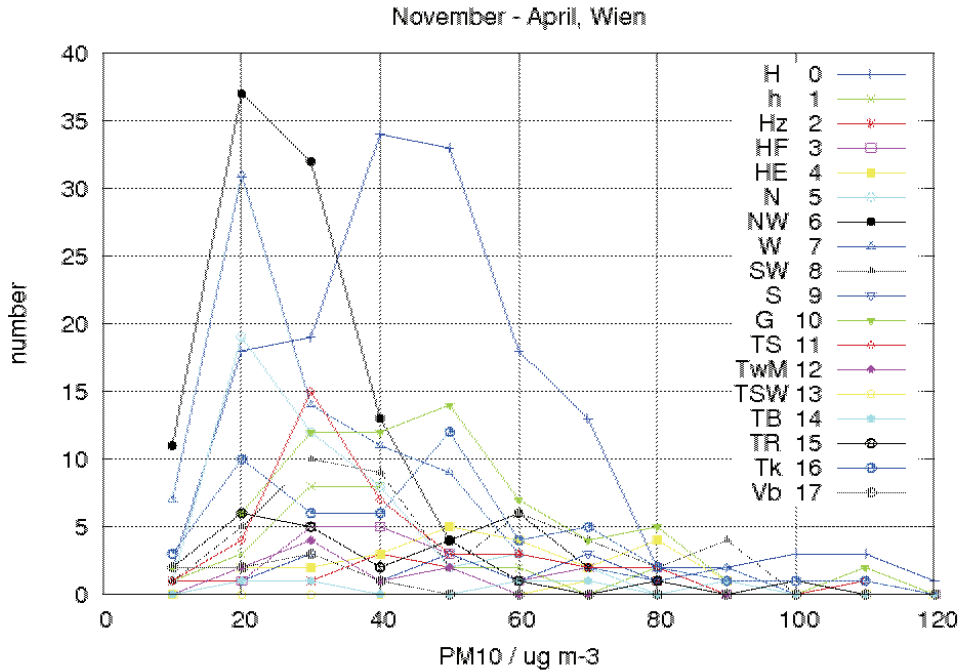


Abb. A-10 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und O<sub>3</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005.

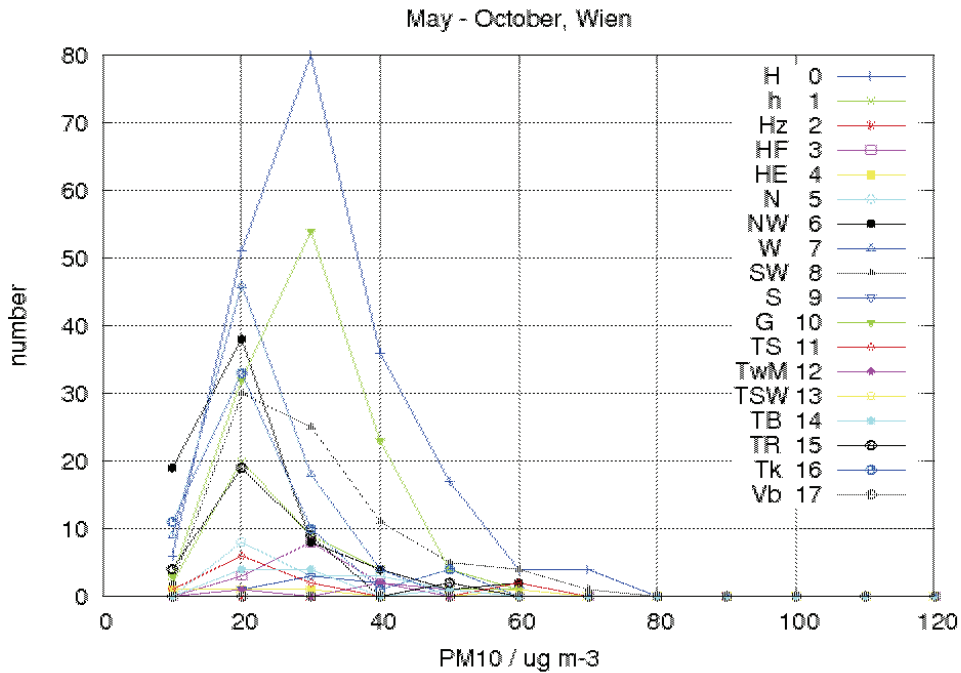
### A-3.3 Zusammenhang zwischen Feinstaubbelastung und Wetterlagen

Es sollte in dieser Studie untersucht werden, ob ein Zusammenhang zwischen der in Nordostösterreich herrschenden Wetterlage und der Feinstaubbelastung besteht. Hierzu wurden die Daten aus den Jahren 2002 bis 2005 betrachtet, in denen in Wien Feinstaubmessungen vorlagen. Da erhöhte Konzentrationen, wie im Abschnitt A-3.1 gezeigt,

an allen Stationen überwiegend gleichzeitig auftraten, wurde der jeweilige Tagesmittelwert aller Wiener Stationen betrachtet. Die Monate November bis April, in denen die höchsten PM<sub>10</sub>-Konzentrationen auftraten, wurden getrennt von den Monaten Mai bis Oktober berücksichtigt.



**Abb. A-11** : Häufigkeit der Wetterlagen bei unterschiedlicher Feinstaubbelastung. Tagesmittelwerte aller Wiener Messungen von PM<sub>10</sub> zwischen 2002 und 2005 in den Monaten November bis April.



**Abb. A-12** : Häufigkeit der Wetterlagen bei unterschiedlicher Feinstaubbelastung. Tagesmittelwerte aller Wiener Messungen von PM<sub>10</sub> zwischen 2002 und 2005 in den Monaten Mai bis Oktober.

Abb. A-11 und Abb. A-12 zeigen, wie häufig PM<sub>10</sub>-Belastungen in Konzentrationsintervallen von 10 µg/m<sup>3</sup> bei den einzelnen Wetterlagen auftraten. Die Bezeichnung der Wetterlagen findet sich in Tab. A-2.

**Tab. A-2** : Wetterlagen in der Klassifikation nach Lauscher

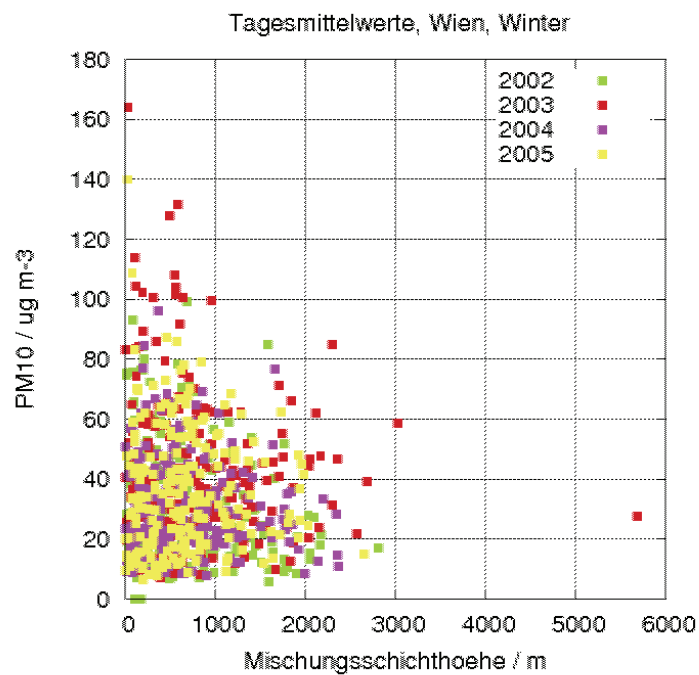
Nummer		Wetterlage	Nummer		Wetterlage
0	H	Hoch über West- und Mitteleuropa	9	S	Südlage
1	h	Zwischenhoch	10	G	Gradientschwache Lage
2	Hz	Zonale Hochdruckbrücke	11	TS	Tief südlich der Alpen
3	HF	Hoch mit Kern über Fennoskandien	12	TwM	Tief über dem westlichen Mittelmeer
4	HE	Hoch mit Kern über Osteuropa	13	TSW	Tief im Südwesten Europas
5	N	Nordlage	14	TB	Tief bei den Britischen Inseln
6	NW	Nordwestlage	15	TR	Meridionale Tiefdruckrinne
7	W	Westlage	16	Tk	Kontinentales Tief
8	SW	Südwestlage	17	Vb	Tief auf der Zugstraße Adria - Polen

Am häufigsten trat im Beobachtungszeitraum die Wetterlage „Hoch über West- und Mitteleuropa“ (H) auf, und diese Wetterlage zeigt auch häufig erhöhte Konzentrationen. In den Wintermonaten liegen bei dieser Wetterlage meist erhöhte Konzentrationen von PM<sub>10</sub> deutlich oberhalb von 30 µg/m<sup>3</sup> vor. Auch andere windschwache Lagen wie „Zwischenhoch“ (h) und „Kontinentales Tief“ (Tk) treten am häufigsten auf, wenn die PM<sub>10</sub>-Konzentration über 30 µg/m<sup>3</sup> liegt. Andererseits sind Wetterlagen mit mehr Wind wie die „Nordwestlage“ (NW), die „Westlage“ (W) und die „Nordlage“ (N) bei niedrigeren Konzentrationen um 20 µg/m<sup>3</sup> am häufigsten.

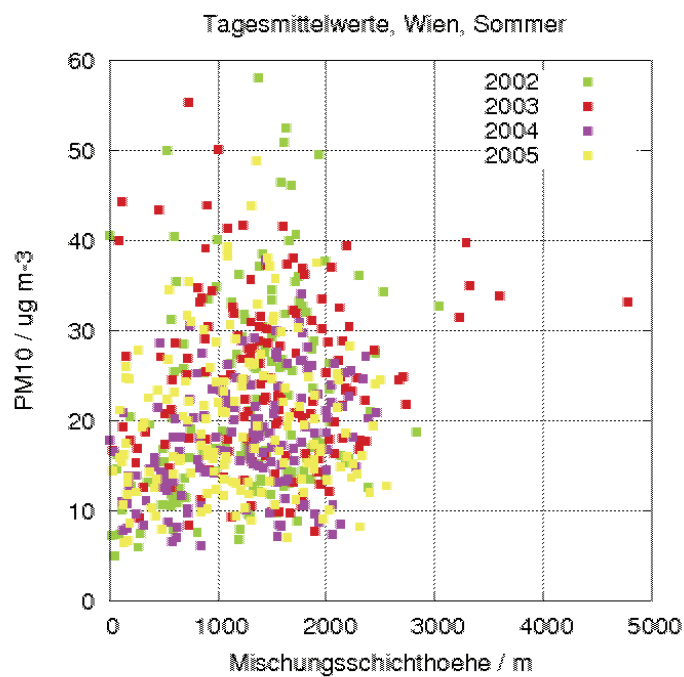
Auch in den Sommermonaten sind bei den Wetterlagen H und h die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen häufig höher als bei den anderen Wetterlagen. Jedoch auf einem niedrigeren Niveau mit einem Maximum im Bereich zwischen 20 µg/m<sup>3</sup> und 30 µg/m<sup>3</sup>.

#### **A-3.4 Zusammenhang von Feinstaubbelastung mit der Mischungsschichthöhe und der Ventilation**

Es wurde ebenfalls untersucht ob zwischen der Feinstaubbelastung im Raum Wien und der Mischungsschichthöhe sowie dem Ventilationskoeffizienten ein Zusammenhang besteht. In diesem Fall wurden die Monate Oktober bis April mit häufig erhöhter PM<sub>10</sub>-Konzentration und die Monate Mai bis September mit generell niedrigeren Konzentrationen getrennt untersucht. Wieder wurden die Mittelwerte der Tagesmittelwerte aller Wiener Stationen aus den Jahren 2002 bis 2005 berücksichtigt. Für die Mischungsschichthöhe und den Ventilationskoeffizienten wurden die, wie in Abschnitt A-2.2 beschrieben, berechneten Mittagswerte der Station Hohe Warte benutzt.



**Abb. A-13** : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit  $PM_{10}$  in Wien für die Monate Oktober bis April der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion der mittäglichen Mischungsschichthöhe.



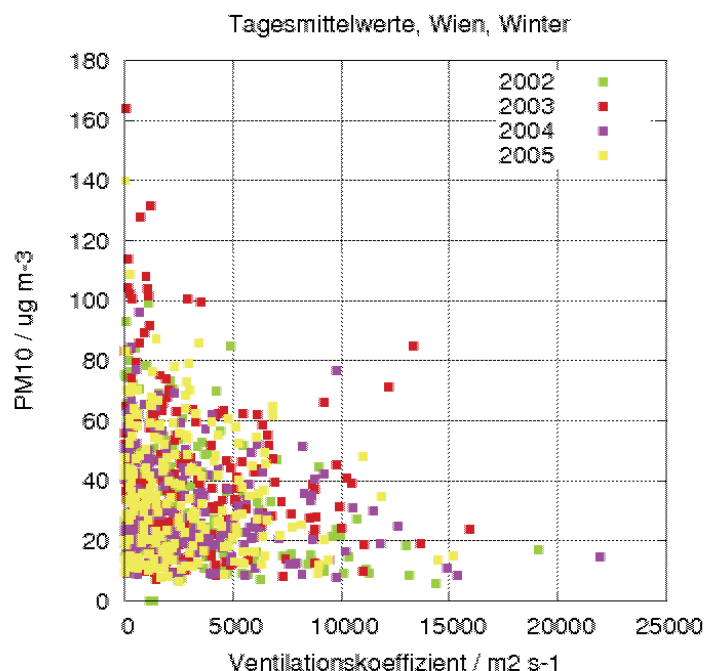
**Abb. A-14** : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit  $PM_{10}$  in Wien für die Monate Mai bis September der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion der mittäglichen Mischungsschichthöhe.



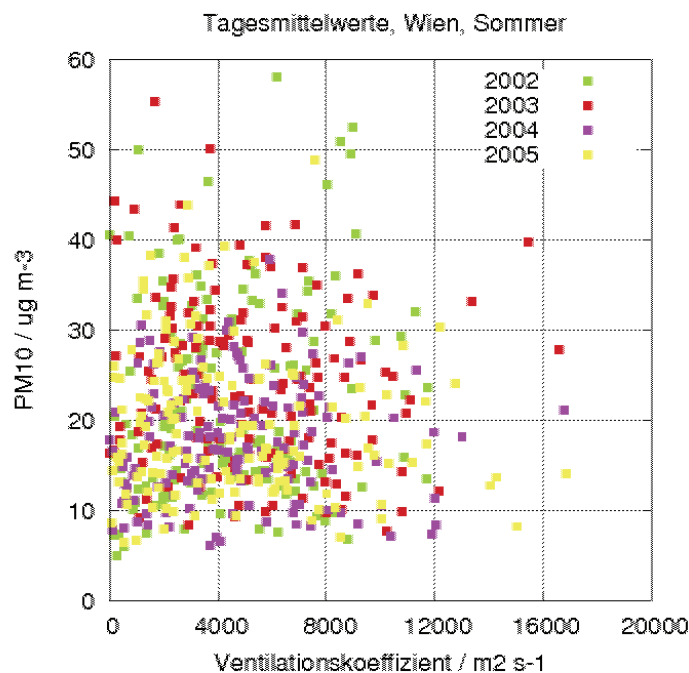
Abb. A-13 zeigt das Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Oktober bis April als Funktion der mittäglichen Mischungsschichthöhe. Bei niedrigen Mischungsschichthöhen treten PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in allen Bereichen auf. Für größere Werte der Mischungsschichthöhe sind die Konzentrationen aber grundsätzlich niedriger, da ein größeres Volumen für die Mischung zur Verfügung steht. Während also für hohe Konzentrationen eine schlechte Durchmischung notwendig erscheint, folgt jedoch aus einer niedrigen Höhe nicht unbedingt, dass die Konzentration auch hoch ist, denn die Konzentration kann zum Beispiel auch durch Niederschlagsereignisse abgesenkt worden sein.

Im Sommerhalbjahr ergibt sich ein anderes Bild (Abb. A-14). Zum einen ist das Konzentrationsniveau mit vereinzelt Werten bis fast 60 µg/m<sup>3</sup>, meist jedoch unter 40 µg/m<sup>3</sup>, niedriger. Zum anderen ist bei mittäglichen Mischungsschichthöhen unter 500 m die PM<sub>10</sub>-Konzentration meist niedrig, was wahrscheinlich auch durch Niederschläge bedingt ist. Wie im Jahrgang der Mischungsschichthöhe (vgl. Abb. A-19) zu sehen ist, sind derart niedrige Mischungsschichthöhen im Sommerhalbjahr zudem selten. Bei mittäglichen Mischungsschichthöhen oberhalb von 500 m sind alle Konzentrationsbereiche von PM<sub>10</sub> zu finden.

Der Zusammenhang zwischen dem Ventilationskoeffizienten und der PM<sub>10</sub>-Konzentration im Winterhalbjahr ist in Abb. A-15 dargestellt. Es zeigt sich für diese Jahreszeit ein ähnliches Bild wie für die Mischungsschichthöhe. Ein niedriger Ventilationskoeffizient ist zwar eine Voraussetzung für eine erhöhte Feinstaubbelastung, jedoch können auch bei geringer Ventilation niedrige Konzentrationen auftreten. Ist der Ventilationskoeffizient jedoch hoch, ist die PM<sub>10</sub>-Konzentration in der Regel niedrig.



**Abb. A-15 :** Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Oktober bis April der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion des mittäglichen Ventilationskoeffizienten.

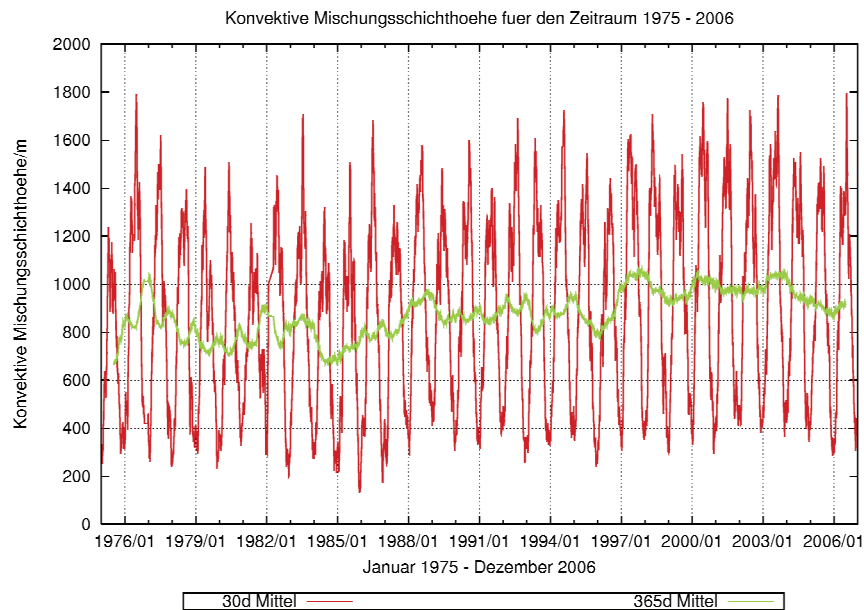


**Abb. A-16** : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Mai bis September der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion des mittäglichen Ventilationskoeffizienten.

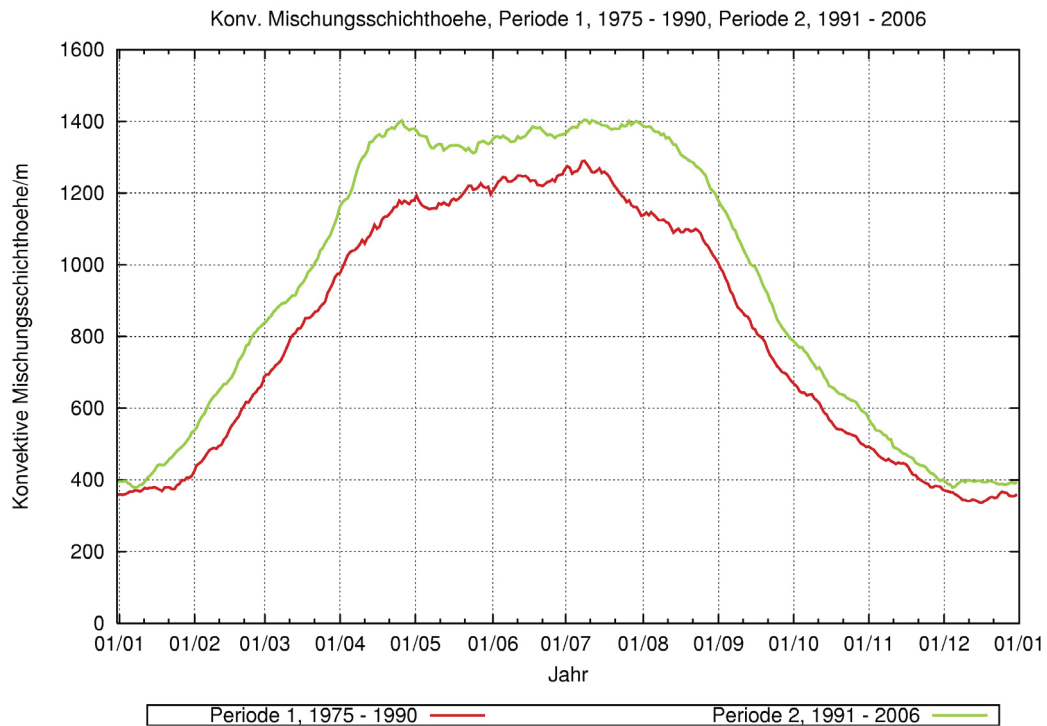
Betrachtet man den Ventilationskoeffizienten hingegen im Sommerhalbjahr (Abb. A-16), so ist kein Zusammenhang mit der PM<sub>10</sub>-Konzentration zu erkennen. Ein Grund könnte sein, dass eine erhöhte Windgeschwindigkeit, die einen hohen Wert des Ventilationskoeffizienten bewirkt, auch zu einer stärkeren Winderosion vom Boden führt. Allerdings wurde bei entsprechenden Untersuchungen für das Burgenland (Spangl, 2004b, Spangl, 2006) dieser Effekt nicht gefunden.

### A-3.5 Mischungsschichthöhe und Ventilationskoeffizient in Klimaszenarien und aus den Beobachtungen

Die Auswertung der aus den Radiosondendaten von 1975 – 2006 berechneten konvektiven Mischungsschichthöhe lassen im 30-tägigen gleitenden Durchschnitt (Abb. A-17) einen markanten Jahresgang erkennen. Die Werte für die Mischungsschichthöhe sind generell niedrig bei stabilen Verhältnissen (vorwiegend Winter) und hoch bei hoher vertikaler Durchmischung (vorwiegend Sommer). Abb. A-17 zeigt auch einen leichten Trend zu höheren konvektiven Mischungsschichthöhen in ganzjährigen Mittel, allerdings ist dieser Trend nicht sehr deutlich. Die Werte der Mischungsschichthöhe für die Periode 1975 – 1984 liegen im Durchschnitt bei 800 m über Grund. Zwischen 1985 und 1996 steigt die durchschnittliche Höhe der Mischungsschicht auf ca. 900 m an, ab 1996 liegt der Durchschnitt der Mischungsschichthöhe 1000 m über Grund. Die Mischungsschichthöhe hängt von verschiedenen meteorologischen Parametern, turbulenten Oberflächenflüssen und physikalischen Parametern ab. Man kann also davon ausgehen, dass der positive Trend der Mischungsschichthöhe mit dem positiven Trend der Temperaturen im Beobachtungszeitraum zusammenhängt.



**Abb. A-17** : Konvektive Mischungsschichthöhe berechnet aus Radiosondendaten der Station Wien Hohe Warte für den Zeitraum 1975 – 2006, gleitender Durchschnitt für 30 Tage in rot, für 365 Tage in grün.

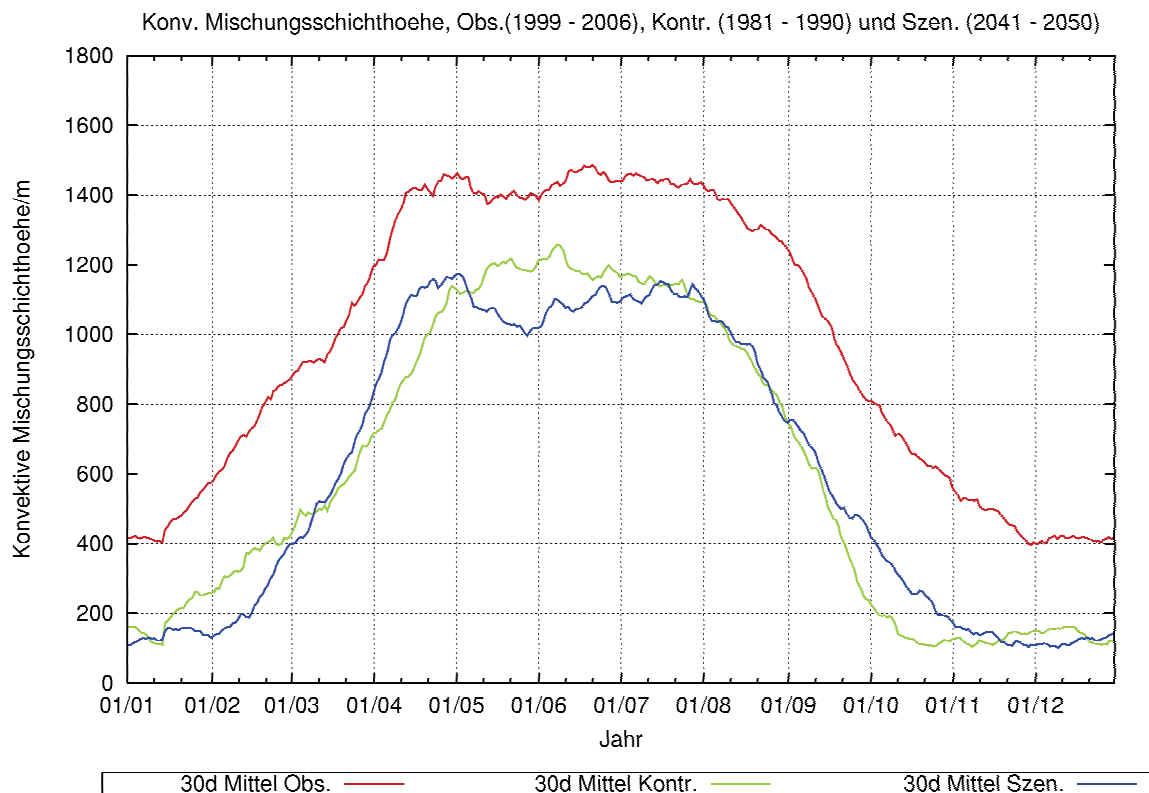


**Abb. A-18** : Mittlerer Jahresgang der Mischungsschichthöhe berechnet aus Radiosondendaten der Station Wien Hohe Warte für die Perioden 1975 bis 1990 (rot) und 1991 bis 2006 (grün), gleitender Durchschnitt über 30-Tage.

In Abb. A-18 ist der mittlere Jahresgang der Mischungsschichthöhe für die Perioden von 1976 bis 1990 und von 1991 bis 2006 dargestellt. Neben einem Anstieg der sommerlichen Höchstwerte um knapp 200 m zeigt sich in der späteren Periode ein um etwa zwei Wochen früheres Einsetzen des Anstiegs im Frühjahr und ebenso ein um etwa zwei Wochen späteres Abfallen der Werte im Herbst. Die winterlichen Niedrigwerte verändern sich kaum. Die Verkürzung des Zeitraums mit niedrigen Mischungsschichthöhen im Winter könnte zu einer Verringerung der Zahl von Grenzwertüberschreitungen für  $PM_{10}$  geführt haben, der sich aber in Ermangelung von Messungen nicht überprüfen lässt.

Abb. A-19 zeigt einen Vergleich zwischen den beobachteten konvektiven Mischungsschichthöhen für den Zeitraum 1999 bis 2006 und den aus den Kontrolllauf (1981 – 1990) und den Szenario (2041 – 2050) berechneten konvektiven Mischungsschichthöhen. Neben einem deutlich sichtbaren Jahresgang in allen 3 Mischungsschichthöhen ist ein deutlicher Unterschied zwischen den beobachteten und den modellierten Höhen zu erkennen. Das liegt einerseits an der Gitterauflösung von  $10 \times 10$  km des mesoskaligen Modells MM5, da die Gitterzelle für Wien Hohe Warte hier ein Gebiet von  $10 \times 10$  km abdeckt, und der Punktbeobachtung der Radiosonde, aber andererseits auch an den unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Mischungsschichthöhe. Die Abweichungen zwischen den modellierten und den beobachteten Mischungsschichthöhen betragen im Schnitt 200 m.

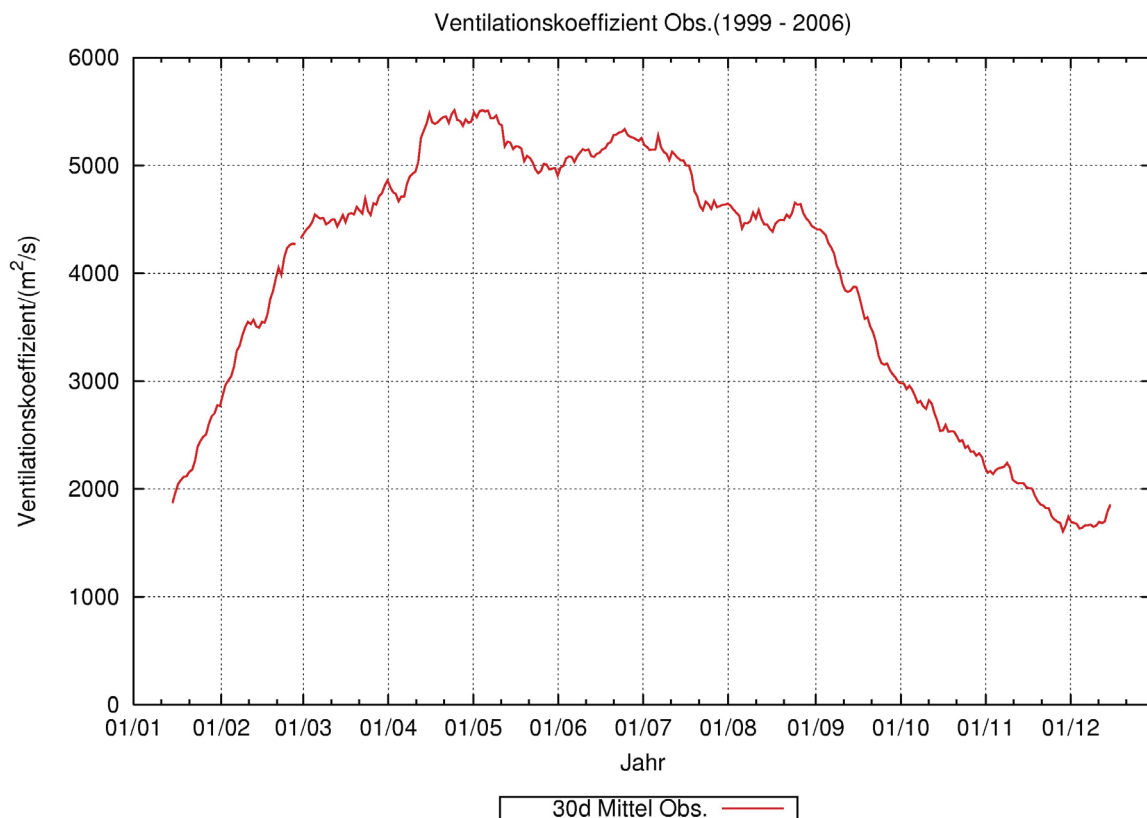
Auch zwischen Kontrolllauf und Szenario gibt es, wie schon bei den Beobachtungen zwischen 1976 und 2006 (Abb. A-18) eine Verschiebung des Anstiegs bzw. der Abnahme im Frühjahr und im Herbst. Die winterlichen Werte bleiben ebenfalls nahezu unverändert. Ein Anstieg der sommerlichen Spitzenwerte, wie bei den Beobachtungen ist beim Vergleich von Kontroll- und Szenariolauf aber nicht zu erkennen.



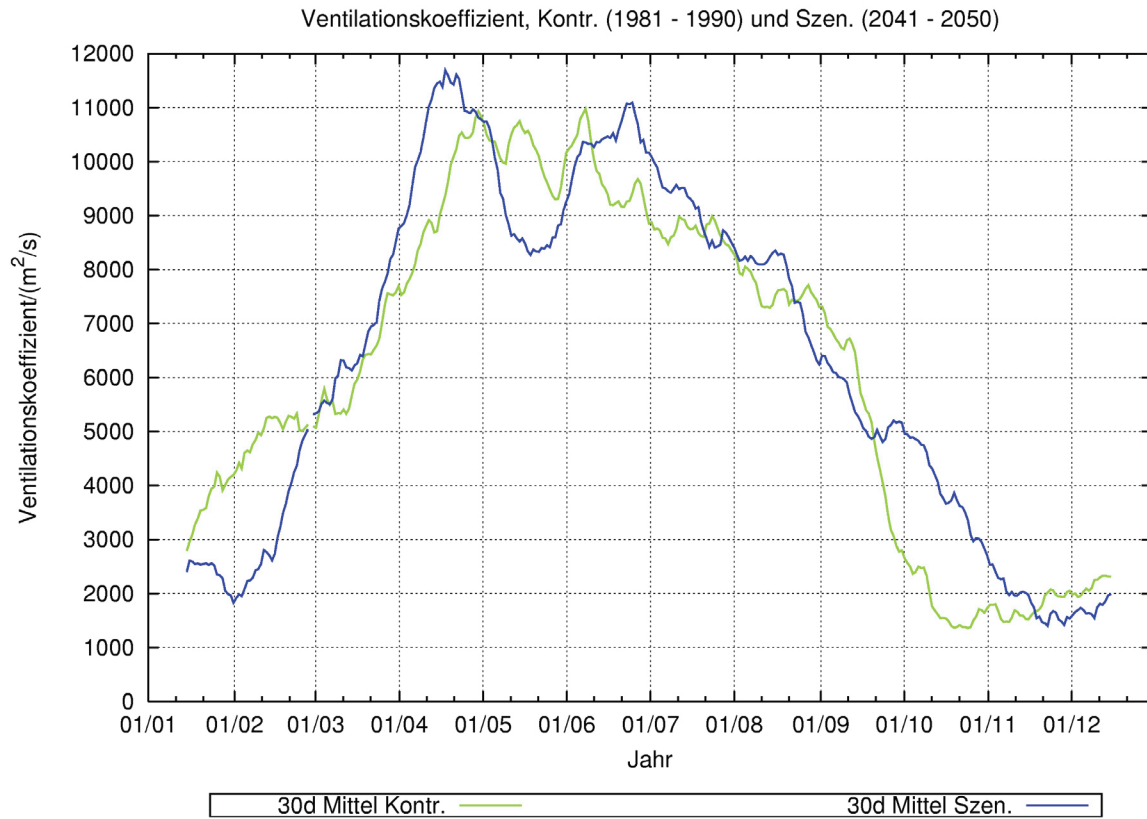
**Abb. A-19** : Konvektive Mischungsschichthöhe im Raum Wien berechnet aus Radiosondendaten für 1999 – 2006 (rot), Klimakontrolllauf 1981-1990 (grün) und Klimaszenario 2041 – 2050 (blau). 30 Tage gleitender Durchschnitt.

In den Abbildungen, Abb. A-20 bis Abb. A-21 ist der Jahresgang des Ventilationskoeffizienten für die Beobachtung, den Kontrolllauf und den Szenariolauf dargestellt. Die Ergebnisse für den Ventilationskoeffizienten, in Abb. A-20 und Abb. A-21, für den Kontrolllauf und den Szenariolauf unterscheiden sich deutlich von den Ergebnissen aus den Beobachtungen (Abb. A-20 und Abb. A-20). Das lässt sich vor allem darauf zurückführen, dass für die Berechnung des Ventilationskoeffizienten aus den Modelldaten die Windkomponenten der 850 hPa Fläche berücksichtigt wurden und keine Bodenwerte, welche für die Berechnung des Ventilationskoeffizienten aus den Messungen herangezogen wurden. Daher lassen sich die Modellläufe schlecht mit den Beobachtungen vergleichen.

Auch der Ventilationskoeffizient zeigt einen deutlichen Jahresgang. In allen 3 Datensätzen ist eine Abnahme des Ventilationskoeffizienten Anfang Mai zu erkennen. Während für die Beobachtungen die Werte ab Mai konstant in einem Bereich zwischen 4500 m<sup>2</sup>/s und 5500 m<sup>2</sup>/s bleiben, schwanken die Werte berechnet aus den Modellläufen stärker, vor allem im späten Frühling und Sommer. Ein Vergleich der beiden Modellläufe zeigt wie schon bei der Mischungsschichthöhe ein vorzeitiges Ansteigen im Frühjahr und ein späteres Absinken im Herbst für den Szenariolauf (2041 – 2050). Allerdings sind die höheren Werte zwischen Mitte Januar bis Ende März im Kontrolllauf etwas ausgeprägter.



**Abb. A-20** : Ventilationskoeffizient im Raum Wien berechnet aus Radiosondendaten für 1999 – 2006, 30 Tage gleitender Durchschnitt.



**Abb. A-21** : Ventilationskoeffizient im Raum Wien berechnet aus dem Klimakontrolllauf 1981-1990 (grün) und dem Klimaszenario 2041 – 2050 (blau). 30 Tage gleitender Durchschnitt.

## A-4 Gesundheitliche Implikationen

### A-4.1 Luftverschmutzung und tägliche Sterblichkeit

Der Einfluss von im Zeitverlauf wechselnden Luftschadstoffkonzentrationen auf akute Gesundheitseffekte der betroffenen Bevölkerung ist in der Zwischenzeit wissenschaftlich anerkannt und in Studien aus allen Kontinenten konsistent dokumentiert. Am besten erforscht ist der Einfluss auf die tägliche Sterblichkeit (für verschiedene Todesursachen sowie für die Gesamtsterblichkeit, für verschiedene Altersgruppen und die Gesamtbevölkerung sowie für bestimmte empfindliche Personengruppen).

Als bester Effektschätzer für gesundheitliche Auswirkungen der Außenluftverunreinigung erwies sich bisher  $PM_{2.5}$  (Dockery et al., 1993; Pope et al., 2002; Neuberger et al., 2004). Auf Grund seiner messtechnischen Normierung, gesetzlichen Begrenzung und weit verbreiteten Verfügbarkeit verwendeten europäische Arbeitsgruppen wie APHEIS - Air Pollution and Health: A European Information System (Medina et al., 2002) aber bisher bevorzugt  $PM_{10}$ , um Beziehungen zwischen der Konzentration von Außenluftverunreinigungen und der Häufigkeit von Gesundheitsfolgen abzuschätzen. Dies ist insoweit gerechtfertigt, als die Korrelation zwischen  $PM_{2.5}$  und  $PM_{10}$  sehr hoch ist (Hauck et al., 2004).

In Wien und Niederösterreich fanden sich bei Menschen über 65 Jahren stärkere Zunahmen von Hospitalisierungen wegen chronisch obstruktiver Lungenkrankheiten (COPD - Chronic Obstructive Pulmonary Disease) und Asthma (Neuberger et al., 2004) als multizentrische Studien im Mittel prognostizieren. Wir entschieden uns aber für eine konservative Abschätzung auf Basis größerer Populationen, die gleichzeitig eine Vergleichbarkeit mit Ergebnissen des europäischen Projektes APHEIS (Medina et al., 2002) ermöglicht.

Die Risikoschätzer aus der internationalen bzw. europäischen Forschung finden sich für Kinder in Tab. A-3 und für die Allgemeinbevölkerung in Tab. A-4. Ein relatives Risiko (RR) von 1,048 (1. Zeile von Tab. A-3) bedeutet z.B. eine Zunahme des Risikos (für die gesamte Sterblichkeit im ersten Lebensjahr) um 4,8% je Zunahme der  $PM_{10}$ -Konzentration (im Jahresmittel) um  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die Schätzunsicherheiten sind jeweils in Klammer angeführt. Bei dieser Studie (Lacasaña et al., 2005) betrug diese 2,2 bis 7,5% (1,022-1,075).

**Tab. A-3** : Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei Kindern

WIRKUNG auf Kinder ( $PM_{10}$ )	EXPOSITION	BEZIEHUNG pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{10}$	Literatur
Gesamte postneonatale Sterblichkeit (1 Monat - 1 Jahr)	$PM_{10}$ Jahresmittel	RR=1,048 (1,022-1,075)	Lacasaña et al. (2005)
Postneonatale respiratorische Sterblichkeit (ICD10 J00-J99)	$PM_{10}$ Jahresmittel	RR=1,216 (1,102-1,342)	Lacasaña et al. (2005)
Postneonatales Sudden Infant Death Syndrome (SIDS) (Geburtsgew. $\geq 2,5\text{kg}$ ); (ICD10 R95)	$PM_{10}$ Jahresmittel	AOR=1,12 (1,07-1,17)	Woodruff et al. (1997)
Husten	$PM_{10}$ Tagesmittel	OR=1,041 (1,020-1,062)	Ward und Ayres (2004)
Symptome der unteren Atemwege	$PM_{10}$ Tagesmittel	OR=1,041 (1,020-1,051)	Ward und Ayres (2004)

RR: Relatives Risiko, (A)OR: (Adjusted) Odds Ratio

**Tab. A-4** : Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei der Allgemeinbevölkerung

WIRKUNG auf Allgemeinbevölkerung (PM10)	EXPOSITION	BEZIEHUNG pro 10µg/m <sup>3</sup> PM10	Literatur
Atraumatische Gesamtsterblichkeit (ICD10 A00-R99)	PM10 Tagesmittel	RR=1,006 (1,004-1,008)	Anderson et al. (2004)
Cardivasculäre Mortalität (ICD10 I00-I99)	PM10 Tagesmittel	RR=1,009 (1,005-1,013)	Anderson et al. (2004)
Respiratorische Mortalität (ICD10 J00-J99)	PM10 Tagesmittel	RR=1,013 (1,005-1,021)	Anderson et al. (2004)
Hospitalisierungen: Herzerkrankungen (ICD10 I00-I52)	PM10 Tagesmittel	RR=1,005 (1,002-1,008)	Le Tertre et al. (2002)
Hospitalisierungen: Atemwegserkrankungen (ICD10 J00-J99)	PM10 Tagesmittel	RR=1,0114 (1,0062-1,0167)	Atkinson und Anderson (2005)
Atraumatische Gesamtsterblichkeit (ICD10 A00-R99)	PM10 40-Tagesmittel	RR=1,012 (1,008-1,016)	Zanobetti et al. (2002)
Cardivasculäre Mortalität (ICD10 I00-I99)	PM10 40-Tagesmittel	RR=1,02 (1,014-1,026)	Zanobetti et al. (2003)
Respiratorische Mortalität (ICD10 J00-J99)	PM10 40-Tagesmittel	RR=1,042 (1,011-1,074)	Zanobetti et al. (2003)

Belastbare Risikoschätzer existieren vor allem für vorzeitige Sterbefälle in der Allgemeinbevölkerung (sowohl gesamt als auch für respiratorische und kardiovaskuläre Diagnosen) sowie für Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atmungsorgane. Grundsätzlich ist zwischen akuten Folgen von Anstiegen der Luftverunreinigung (v.a. am selben und am nächsten Tag) und von chronischen Folgen im Laufe des Lebens zu unterscheiden, wobei letztere naturgemäß wesentlich größere Gruppen der Bevölkerung betreffen als akute Folgen, die nur für besonders empfindliche und vorgeschädigte Risikogruppen letal werden können. Um zwischen der akuten Wirkung, die schon bei einmaliger Exposition möglich ist und der teilweise latenten und kumulativen Wirkung, die eine Dauerexposition annimmt, auch noch einen Risikoschätzer für akute bis subakute Wirkungen angeben zu können, verwendeten wir Studien mit verteilten Latenzen bis zu 40 Tagen.

In einer noch unveröffentlichten Zeitreihenanalyse (Neuberger et al., 2007) wurden Wiener Daten von 2001 bis 2004 untersucht. In diese Zeit fiel die Umstellung im Messnetz von TSP zu PM<sub>10</sub>, so dass für PM<sub>10</sub> nur zum Teil direkte Messwerte vorlagen. Die hohe Korrelation zwischen den einzelnen Schadstoffen im Zeitverlauf erlaubte es jedoch, die fehlenden Daten aus den TSP- und NO<sub>2</sub>-Werten mit hoher Zuverlässigkeit abzuschätzen. Der besondere Wert der Wiener Studie liegt aber darin, dass sich auch NO<sub>2</sub> als verlässlicher Prädiktor für die tägliche Sterblichkeit erwies. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass NO<sub>2</sub> in Wien einen guten Indikator für lokal (bzw. regional) generierte Schadstoffe aus Verbrennungsvorgängen darstellt. Diese Zeitreihenanalyse analysierte sowohl akute Effekte (Todesfälle am gleichen sowie am Folgetag), als auch mittelfristig kumulative Schäden (bis zu 2 Wochen). Tab. A-5 beschreibt die Höhe der gefundenen Effekte für PM<sub>10</sub> und Tab. A-6 für NO<sub>2</sub>. In dieser Studie wurden nur Mortalitätsdaten analysiert.

Im Einklang mit internationalen Studien zeigte sich eine Zunahme des relativen Risikos, wenn auch mittelfristig kumulative Schäden berücksichtigt wurden. Das relative Risiko war darüber hinaus bei spezifischen Todesursachen (bestimmte Atemwegs- und Herzkreislauf-Erkrankungen) höher, was ebenfalls für die Kausalität der beobachteten Assoziation spricht. Ein Problem bei der Untersuchung von Daten einer einzelnen Stadt ist die geringere Datenmenge, die zu einer größeren Schätzunsicherheit und somit zu ei-



nem breiteren Konfidenzintervall der Risikoschätzer führt. Trotzdem erreichten zahlreiche Ergebnisse das Signifikanzniveau ( $p < 0,05$ ). Als Positivum ist zu werten, dass die erhaltenen Daten für Wien spezifisch sind und somit die Effekte des ortstypischen Schadstoffmixes widerspiegeln.

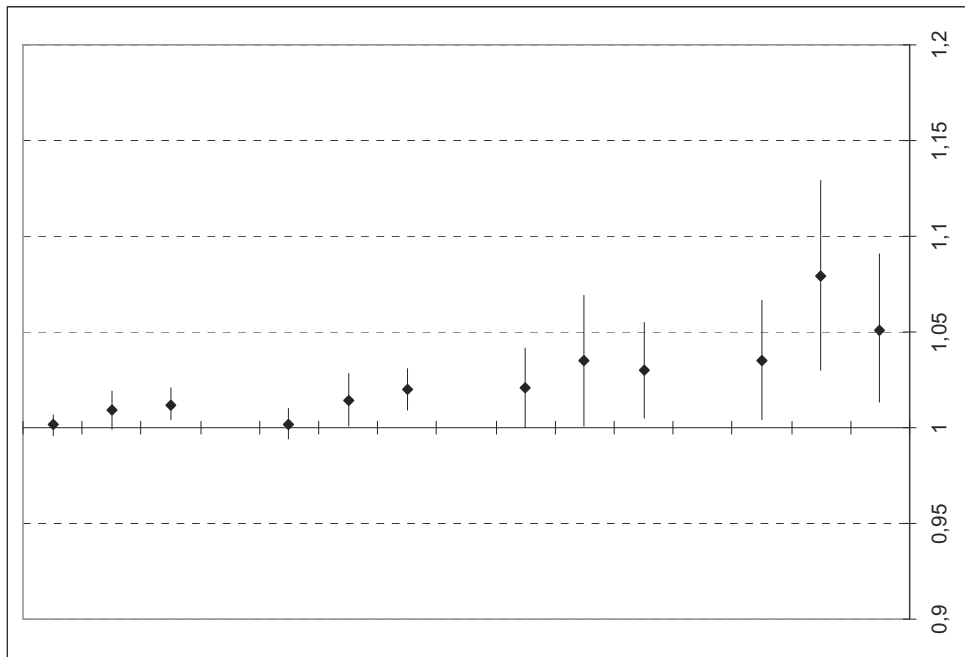
**Tab. A-5** : Expositions-Wirkungs-Beziehungen für PM<sub>10</sub> basierend auf Wiener Daten.

WIRKUNG auf Allgemeinbevölkerung	EXPOSITION	BEZIEHUNG pro 10µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>
Gesamtsterblichkeit	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,002 (-1,004; 1,007)
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7	RR=1,009 (-1,001; 1,019)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,012 (1,004; 1,021)</b>
Kardiovaskuläre Mortalität	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,002 (-1,006; 1,01)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7</b>	<b>RR=1,014 (1,001; 1,028)</b>
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,02 (1,009; 1,031)</b>
Respiratorische Mortalität	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 und 1</b>	<b>RR=1,021 (1,000; 042)</b>
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7	RR=1,035 (1,001; 069)
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14	RR=1,03 (1,005; 1,055)
COPD	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,035 (1,004; 1,067)
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7	RR=1,079 (1,03; 1,129)
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14	RR=1,051 (1,013; 1,091)

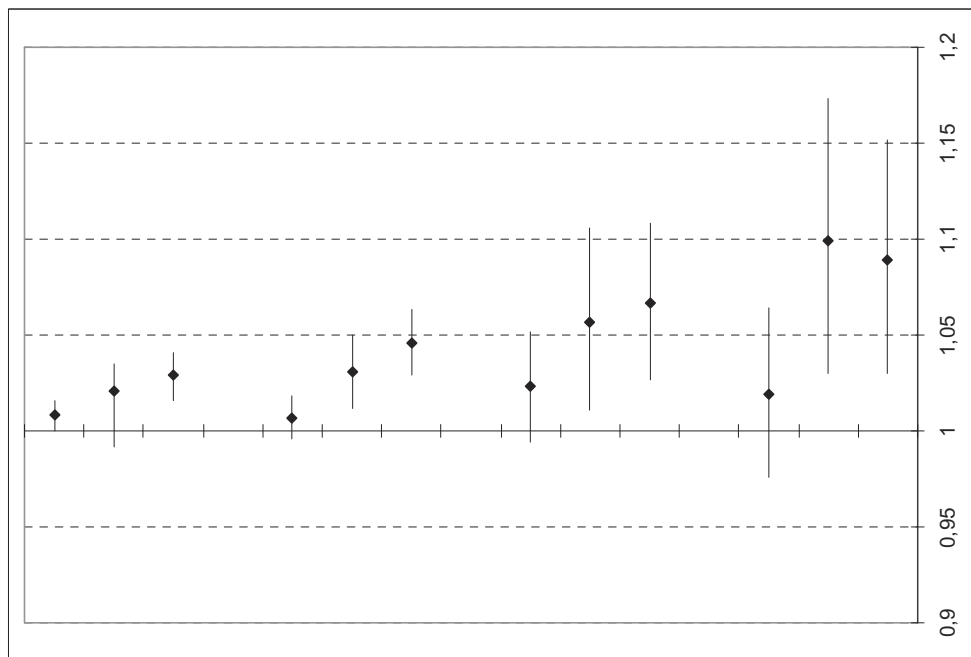
**Tab. A-6** : Expositions-Wirkungs-Beziehungen für NO<sub>2</sub> basierend auf Wiener Daten.

WIRKUNG auf Allgemeinbevölkerung	EXPOSITION	BEZIEHUNG pro 10µg/m <sup>3</sup> NO <sub>2</sub>
Gesamtsterblichkeit	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 und 1</b>	<b>RR=1,008 (1,000; 1,016)</b>
	PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7	RR=1,021 (-1,008; 1,035)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,029 (1,016; 1,041)</b>
Kardiovaskuläre Mortalität	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,007 (-1,004; 1,018)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7</b>	<b>RR=1,031 (1,012; 1,05)</b>
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,046 (1,029; 1,063)</b>
Respiratorische Mortalität	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,023 (-1,006; 1,052)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7</b>	<b>RR=1,057 (1,011; 1,106)</b>
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,067 (1,027; 1,108)</b>
Chronisch obstruktive Lungenerkrankung (COPD)	PM10 Mittelwert Tage 0 und 1	RR=1,019 (-1,024; 1,064)
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 7</b>	<b>RR=1,099 (1,03; 1,173)</b>
	<b>PM10 Mittelwert Tage 0 bis 14</b>	<b>RR=1,089 (1,03; 1,152)</b>

In einer Pilotstudie im Rahmen des AUPHEP-Projektes (Austrian Project on Health-Effects of Particles) konnte überdies auch gezeigt werden, dass die Luftqualität auch Einfluss auf die tägliche Zahl von Krankenhauseinweisungen in Wien und Niederösterreich hat (Neuberger et al., 2004). Dieses Projekt war allerdings auf ein einziges Schuljahr (1999-2000) ausgelegt, so dass saisonale Einflüsse nicht ausreichend kontrolliert werden konnten. In einer längeren Zeitreihe zu Krankenhauseinweisungen erwiesen sich die wechselnden Diagnose-Gepflogenheiten als derart störend, so dass auf eine Analyse von Krankenhauseinweisungen über einen längeren Zeitraum im Rahmen dieses StartClim-Projektes verzichtet werden musste.



**Abb. A-22** : Risikosteigerung pro 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> für Gesamtsterblichkeit, kardiovaskuläre Mortalität, respiratorische Mortalität und COPD, jeweils für PM10-Mittelwerte über 2, 7 und 14 Tage (Daten der Tab. A-5).



**Abb. A-23** : Risikosteigerung pro 10 µg/m<sup>3</sup> NO für Gesamtsterblichkeit, kardiovaskuläre Mortalität, respiratorische Mortalität und COPD, jeweils für PM10-Mittelwerte über 2, 7 und 14 Tage (Daten der Tab. A-6).

#### **A-4.2 Einfluss der Großwetterlage auf die Sterblichkeit**

Die schädlichen Auswirkungen von Luftverschmutzung und insbesondere Feinstaub sind wissenschaftlich abgesichert und allgemein akzeptiert. Wichtige offene Fragen der Luftepidemiologie betreffen jedoch den relativen Einfluss einzelner Schadstoffparameter und der Beitrag verschiedener Schadstoffquellen auf die Gesundheitseffekte. Da im Zeitverlauf die meisten Schadstoffe (ob quellenspezifisch oder nicht) miteinander zu meist hoch korreliert sind, ist es schwer, deren jeweilige Beiträge zu differenzieren.

Unterschiede in der täglichen Schadstoffkonzentration sind weniger von Änderungen im Emissionsverhalten als von der aktuellen Wetterlage beeinflusst. Gleiche Konzentrationen von Indikatorschadstoffen könnten darüber hinaus bei unterschiedlichen Wetterlagen einen unterschiedlichen Schadstoffmix mit eventuell unterschiedlicher Schädlichkeit widerspiegeln. Daher bot sich an, auch den Einfluss verschiedener Wetterlagen auf die tägliche Sterblichkeit zu untersuchen. Dabei ist zu beachten, dass nicht nur einzelne Luftschadstoffe durch die Wetterlage beeinflusst werden, sondern mit der Wetterlage auch viele andere Umwelteinflüsse einhergehen, die eventuell einen Einfluss auf die Gesundheit bzw. die tägliche Sterblichkeit haben könnten. Es stellte sich also die prinzipielle Frage, ob sich an den Wiener Daten bestimmte „gesunde“ oder „krankmachende“ Wetterlagen aufzeigen ließen. Um eine erste Übersicht zu erhalten, wurden die täglichen Todesfälle gesamt (ohne Berücksichtigung von Geschlecht, Alter oder Todesursache) den aktuellen Wetterlagen gegenübergestellt. Es wurden die Jahre 1999 bis 2005 gewählt, weil für diese Jahre eine Klassifizierung der jeweiligen Wetterlage durch die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in elektronischer Form (<http://www.zamg.ac.at/> linke Menuleiste: Klima -> Monatsrückblick) zur Verfügung stand. Die Daten zu den täglichen Todesfällen wurden von Statistik Austria bereitgestellt.

Die ZAMG beschreibt 18 verschiedene Großwetterlagen (Tab. A-7), die sich durch eine unterschiedliche Druckverteilung und damit vorherrschende Luftströmungen in Europa unterscheiden. Es wurde zuerst die Zeitreihe von 1999 bis 2004 für Wien analysiert, weil für diese Zeitspanne von Wien auch tägliche Wetterdaten (Temperatur, Luftdruck, Luftfeuchte) und Luftschadstoff-Konzentrationen (NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>) zur Verfügung standen. In einem General Additive Model wurden in einer Poisson-Regression (mit Berücksichtigung der Overdispersion) der Einfluss folgender Parameter auf die tägliche Sterblichkeit untersucht: Saisonale Schwankungen (als kubischer Spline, wobei die Freiheitsgrade nach der minimalen Summe der partiellen Autokorrelation bestimmt wurden), Temperatur des gleichen und des Vortages (Splines, Freiheitsgrade nach AIC optimiert), Wochentag, Grippetag, Hitzewellentag und Großwetterlage. Diese Wetterlagen treten in sehr unterschiedlicher Häufigkeit in Ostösterreich auf. Ein ausgeprägtes Hochdruckgebiet (H) ist relativ häufig und weist eine durchschnittliche Sterblichkeit auf. Im Vergleich zu H war die Sterblichkeit bei der Wetterlage Hz signifikant erniedrigt, bei den Wetterlagen NW, W, und SW signifikant erhöht. Abweichungen von der durchschnittlichen Sterblichkeit fanden sich auch bei anderen Wetterlagen, die jedoch wegen der geringen Fallzahl keine Signifikanz erreichten (Abb. A-24). Wenn zusätzlich die Schadstoffkonzentration am gleichen Tag ins Modell aufgenommen wurde, änderten sich die Risikoschätzer für diese Wetterlagen nur unwesentlich (Tab. A-8). Signifikante Interaktionen zwischen Schadstoffen und Wetterlage bzw. zwischen Jahreszeiten und Wetterlage wurden nicht beobachtet.

In einem nächsten Schritt wurden zusätzlich Daten des Jahres 2005 ins Modell aufgenommen. Hier konnte der Einfluss der Großwetterlage aber nur gegenüber den saisonalen Schwankungen kontrolliert werden. In diesem simpleren Modell zeigten sich keine wesentlichen Unterschiede je nach Einschluss der Sterbedaten aus 2005. Ein gleiches simples Modell konnte auch für Niederösterreich gerechnet werden. Hier zeigten sich allerdings ganz andere Risikoschätzer für die einzelnen Wetterlagen (Tab. A-9).

**Tab. A-7** : Großwetterlagen in Wien 1999-2004 und relatives Sterberisiko

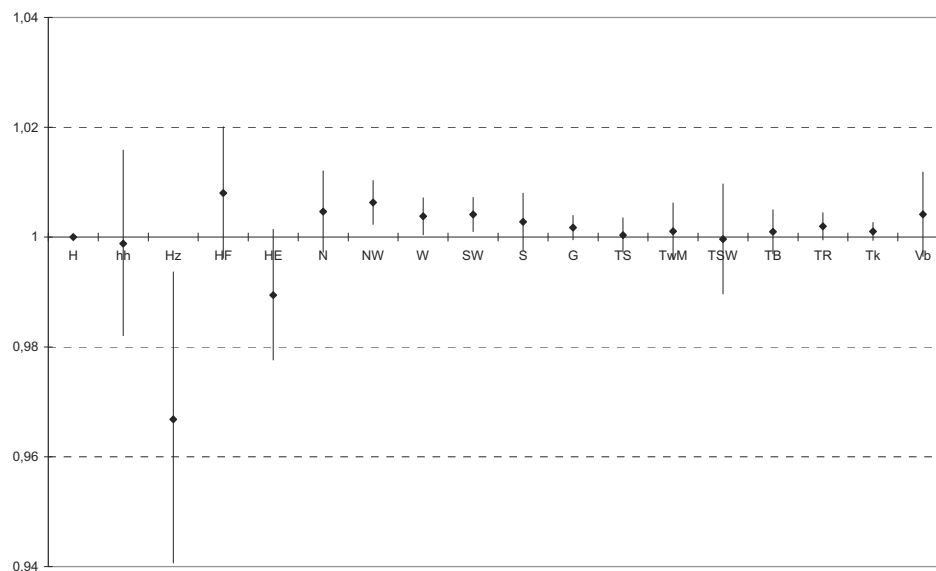
Symbol	Beschreibung	n	unteres KI	oberes KI	OR
H	Hoch über West- und Mitteleuropa	495	1	1	1
hh	Zwischenhoch	104	0,9820557	1,01585402	0,99881191
Hz	Zonale Hochdruckbrücke	15	<b>0,94067034</b>	<b>0,99365893</b>	<b>0,96680167</b>
HF	Hoch mit Kern über Fennoskandien	67	0,9961704	1,02008722	1,00805788
HE	Hoch mit Kern über Osteuropa	31	0,97763418	1,00140268	0,98944706
N	Nordlage	65	0,99725887	1,01209562	1,00464986
NW	Nordwestlage	267	<b>1,00232031</b>	<b>1,01031429</b>	<b>1,00630936</b>
W	Westlage	252	<b>1,00042524</b>	<b>1,00714775</b>	<b>1,00378087</b>
SW	Südwestlage	202	<b>1,00101106</b>	<b>1,00723184</b>	<b>1,00411663</b>
S	Südlage	40	0,99758689	1,00801382	1,0027868
G	Gradientschwache Lage	277	0,99951532	1,00394715	1,00172878
TS	Tief südlich der Alpen	77	0,9972441	1,0035065	1,0003704
TwM	Tief über dem westlichen Mittelmeer	22	0,99597385	1,00619634	1,00107205
TSW	Tief im Südwesten Europas	5	0,98968579	1,00969637	0,99964101
TB	Tief bei den Britischen Inseln	30	0,99697779	1,0049671	1,00096448
TR	Meridionale Tiefdruckrinne	72	0,99947867	1,00442937	1,00195096
Tk	Kontinentales Tief	166	0,99940973	1,00265368	1,00103039
Vb	Tief auf der Zugstraße Adria - Polen	5	0,99649565	1,01186836	1,00415259

**Tab. A-8** : Großwetterlagen in Wien 1999-2004: Kontrolle des Einflusses von NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub>

Symbol	Ohne Luftschadstoffe	Mit Luftschadstoffen
H	1	1
hh	0,999 (0,982; 1,016)	0,998 (0,982; 1,015)
Hz	<b>0,967 (0,941; 0,994)</b>	<b>0,967 (0,941; 0,994)</b>
HF	1,008 (0,996; 1,020)	1,010 (0,998; 1,023)
HE	0,989 (0,978; 1,001)	0,990 (0,978; 1,002)
N	1,005 (0,997; 1,012)	1,006 (0,998; 1,014)
NW	<b>1,006 (1,002; 1,010)</b>	<b>1,007 (1,003; 1,011)</b>
W	<b>1,004 (1,000; 1,007)</b>	<b>1,004 (1,000; 1,007)</b>
SW	<b>1,004 (1,001; 1,007)</b>	<b>1,004 (1,001; 1,007)</b>
S	1,003 (0,998; 1,008)	1,002 (0,997; 1,007)
G	1,002 (1,000; 1,004)	1,001 (0,999; 1,003)
TS	1,000 (0,997; 1,004)	1,001 (0,997; 1,004)
TwM	1,001 (0,996; 1,006)	1,001 (0,996; 1,006)
TSW	1,000 (0,990; 1,010)	0,999 (0,990; 1,009)
TB	1,001 (0,997; 1,005)	1,001 (0,997; 1,005)
TR	1,002 (0,999; 1,004)	<b>1,002 (1,000; 1,005)</b>
Tk	1,001 (0,999; 1,003)	<b>1,001 (1,000; 1,003)</b>
Vb	1,004 (0,996; 1,012)	1,004 (0,997; 1,012)
NO <sub>2</sub>	n.b.	<b>1,001 (1,000; 1,002)</b>
O <sub>3</sub>	n.b.	<b>1,001 (1,000; 1,001)</b>

**Tab. A-9** : Großwetterlagen in Niederösterreich 1999-2005 und relatives Sterberisiko

Symbol	OR (unteres KI; oberes KI)	Wien (Vergleich)
H	1	1
hh	1,003 (0,987; 1,019)	0,999 (0,982; 1,016)
H <sub>z</sub>	1,017 (0,989; 1,045)	<b>0,967 (0,941; 0,994)</b>
HF	0,992 (0,980; 1,004)	1,008 (0,996; 1,020)
HE	0,992 (0,981; 1,004)	0,989 (0,978; 1,001)
N	1,002 (0,995; 1,009)	1,005 (0,997; 1,012)
NW	0,999 (0,995; 1,003)	<b>1,006 (1,002; 1,010)</b>
W	1,001 (0,998; 1,004)	<b>1,004 (1,000; 1,007)</b>
SW	1,002 (0,999; 1,005)	<b>1,004 (1,001; 1,007)</b>
S	0,997 (0,992; 1,003)	1,003 (0,998; 1,008)
G	1,002 (1,000; 1,004)	1,002 (1,000; 1,004)
TS	1,000 (0,997; 1,003)	1,000 (0,997; 1,004)
TwM	0,998 (0,993; 1,004)	1,001 (0,996; 1,006)
TSW	0,998 (0,987; 1,008)	1,000 (0,990; 1,010)
TB	1,001 (0,997; 1,005)	1,001 (0,997; 1,005)
TR	1,000 (0,998; 1,002)	1,002 (0,999; 1,004)
Tk	1,001 (0,999; 1,002)	1,001 (0,999; 1,003)
Vb	0,999 (0,993; 1,005)	1,004 (0,996; 1,012)



**Abb. A-24** : Relatives Sterberisiko in Abhängigkeit von der Großwetterlage. (Wien 1999-2004)

Die Risikoschätzer für Niederösterreich wiesen teilweise sogar in die entgegengesetzte Richtung, waren aber für keine Großwetterlage signifikant. Somit sind die Ergebnisse für Wien entweder auch als zufällig zu interpretieren oder der Einfluss der jeweiligen Großwetterlage auf die Mortalität hängt von weiteren örtlichen Gegebenheiten (z.B. geografische Eigenheiten wie Beckenlage, Höhenlage usw.) ab, welche für ein größeres Untersuchungsgebiet wie Niederösterreich einheitliche Effekte verhindert.

### A-4.3 Interaktion zwischen Temperatur und Luftschadstoffen

Bei der Tagung des WHO-Projektes EuroHEAT (22.-23.3.2007 in Bonn) berichtete Klea Katsouyanni über die unabhängigen und die synergistischen Wirkungen von Hitzewellen und Luftschadstoffen auf die tägliche Sterblichkeit. An neun europäischen Städten (Athen, Barcelona, London, Mailand, München, Paris, Rom und Valencia) wurden diese in Zeitreihen von 1987 bis 2004 untersucht. Die Luftschadstoffe Kohlenstoffmonoxid, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid wirkten weder als Störvariablen für den Effekt von Hitzewellen noch zeigten sie Interaktionen mit dem Hitzeeffekt. Anders war die Situation für Ozon und Feinstaub (PM<sub>10</sub>): Beide Schadstoffe wirkten als Störgrößen (so dass der Effektschätzer für die Hitze reduziert war, wenn diese Schadstoffe mit ins Modell genommen wurden). Gleichzeitig fanden sich signifikante Interaktionen in dem Sinn, dass das Sterberisiko durch Hitze signifikant erhöht war, wenn gleichzeitig die Konzentration einer der beiden Schadstoffe hoch war.

In dieser Studie verwendeten die Autoren ein relativ einfaches Modell mit General Estimation Equations (GEE) mit integriertem Term für die Autokorrelation: Sie untersuchten die tägliche Sterblichkeit (Gesamtsterblichkeit und einzelne Untergruppen nach Alter, Geschlecht und Todesursache) in einer Poissonregression in Abhängigkeit von Zeit (linearer Trend), Luftdruck, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit, Monat, Wochentag und Feiertag. Zusätzlich zu diesen als Störvariablen betrachteten Faktoren untersuchten sie „Hitze“ als binäre Variable und die einzelnen Luftschadstoffe. Zur Darstellung der Interaktion verglichen sie Tage mit hoher und niedriger Schadstoffbelastung, wobei als Cut-Off die jeweilige 25. und 75. Perzentile der jeweiligen Stadt diente. „Hitze“ war ebenfalls als stadt-spezifische Perzentile der minimalen und maximalen empfundenen Temperatur definiert mit der Zusatzbedingung, dass diese „Hitzewelle“ mindestens 2 Tage anzudauern hätte.

Für Wien wurde daher versucht, dieses Modell nachzubauen, wobei die Jahre 1990 bis 2004 herangezogen wurden. Als Vereinfachung wurde nur die Gesamtsterblichkeit als abhängige Variable untersucht. Daten zur Windgeschwindigkeit waren nicht vorhanden. Für „Hitzewelle“ wurde auf die Definition nach Kysely (2004) zurückgegriffen. Die Messung von PM<sub>10</sub> erfolgt in Wien erst seit wenigen Jahren. Zwar zeigte es sich, dass TSP über eine kurze Zeitspanne (überlappend wurde in der Regel ca. 1 Jahr pro Station gemessen) hoch mit PM<sub>10</sub> korrelierte. Es ist jedoch fraglich, ob diese Korrelation bis 1990 zurück eine gute Abschätzung von PM<sub>10</sub> erlaubt. Auch vermutete Katsouyanni, dass an Hitzetagen nicht nur Ozon, sondern auch Feinstaub hauptsächlich sekundäre Schadstoffe repräsentiere. Und ob die sekundären Partikel an Sommertagen durch TSP gut repräsentiert werden, darf bezweifelt werden. Als Schadstoffe wurden daher für die Wiener Untersuchung Stickstoffdioxid und Ozon herangezogen, wobei Stickstoffdioxid sich bereits in früheren Untersuchungen in Wien als guter Marker für die Effekte frischen Verbrennungsaerosols erwiesen hatte (Neuberger et al., 2007). Weitgehend konnten für Wien die Ergebnisse von Katsouyanni bestätigt werden. Abb. A-25 zeigt, dass vor allem Ozon zum scheinbaren Effekt der Hitze beiträgt und somit als Störgröße des Wirkzusammenhangs fungiert. Dies ist insofern überraschend, als im eigenen StartClim05-Projekt (wo statt der GEE ein GAM gewählt wurde), keine so ausgeprägte Änderung im Effektschätzer für Hitzewellen bei Berücksichtigung von Ozon gefunden wurde. In diesem früheren Projekt wurde jedoch auch der Einfluss moderater Hitze mitberücksichtigt und auch in anderen Details unterschied sich das dort verwendete Modell. Es wäre daher ebenso gut denkbar, dass die Beobachtung von Katsouyanni nur einen scheinbaren Zusammenhang darstellt, der von einer unzureichenden Modellierung des Temperatureinflusses herrührt.

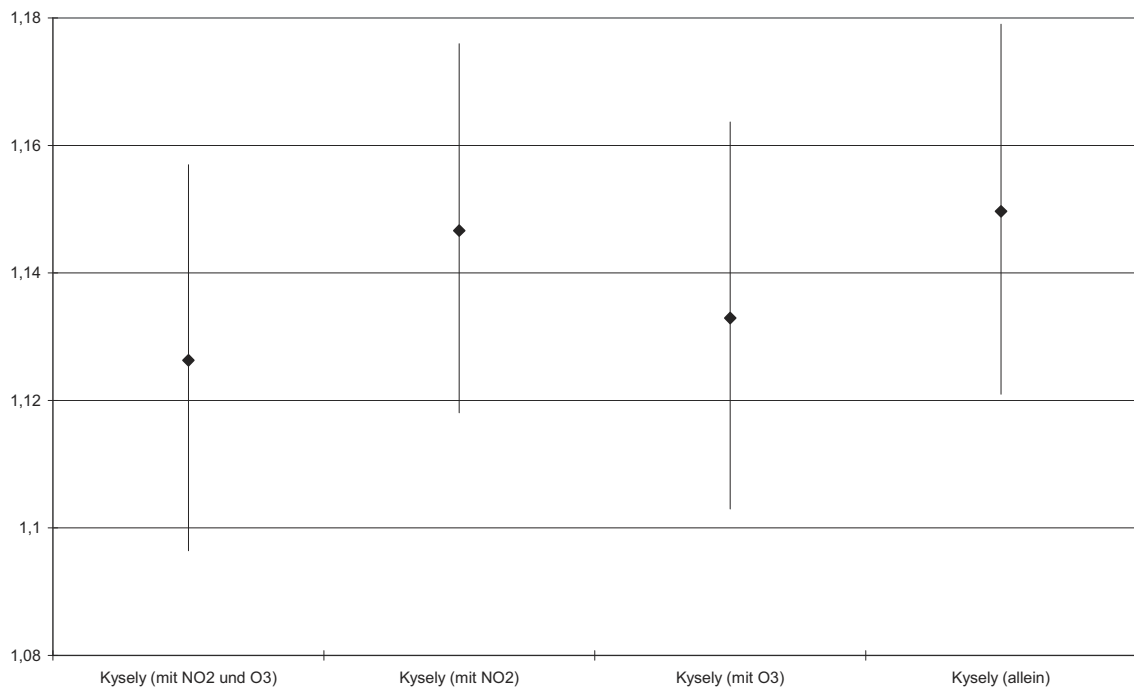


Abb. A-25 : Luftschadstoffe als Konfounder des Hitzewellen-Effekts

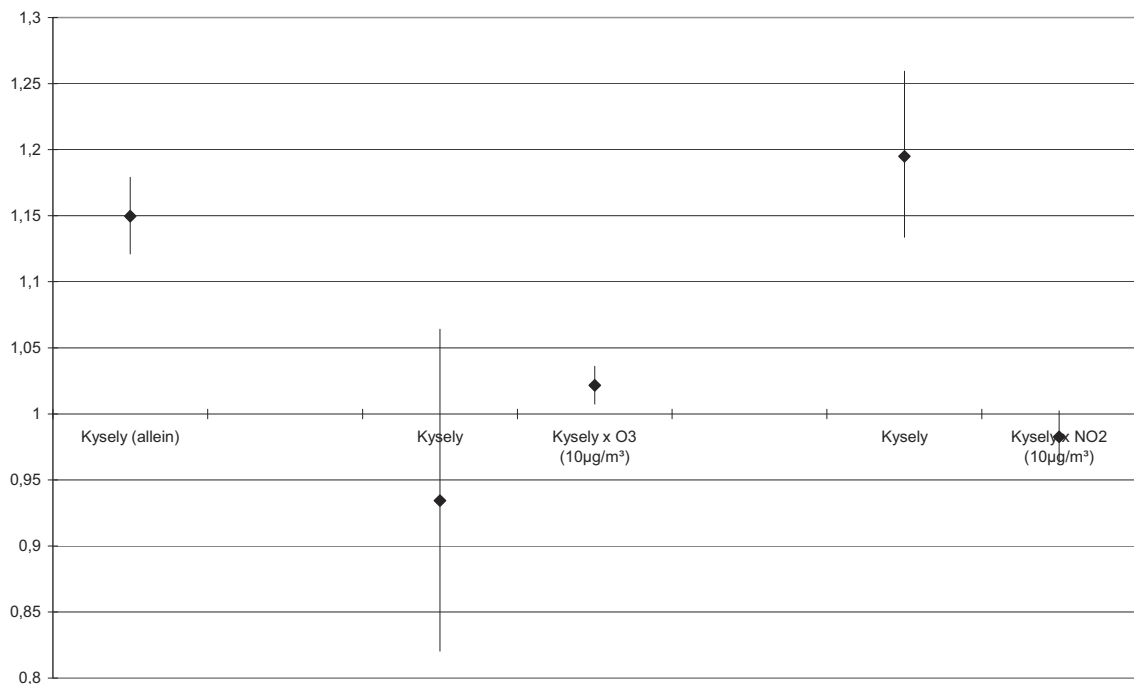


Abb. A-26 : Interaktion zwischen Luftschadstoffen und Hitzewellen

Abb. A-26 vergleicht den Einfluss der Hitze (allein) mit den Modellen, die einer Interaktion zwischen jeweils einem Luftschadstoff und der Hitze untersuchen. Demnach steigt bei Hitzewellen pro 10 µg/m³ Zunahme von O<sub>3</sub> die Sterblichkeit um ca. 2%. Für die Hitze „allein“ unabhängig vom Ozon bleibt kein signifikanter Einfluss mehr übrig. Wenn stattdessen NO<sub>2</sub> ins Modell genommen wird, bleibt der Einfluss der Hitze unabhängig vom

Schadstoffeinfluss hoch. Hohe Stickstoffdioxid-Konzentrationen scheinen sogar tendenziell (nicht signifikant) eine Schutzwirkung gegen die Hitze zu entfalten.

Dabei ist freilich zu beachten, dass es in Wien während Hitzewellen fast immer zu hohen O<sub>3</sub> Konzentrationen kommt, während NO<sub>2</sub> tendenziell gering ist bzw. dass hohes NO<sub>2</sub> während einer Hitzewelle eventuell auf eine „moderate“ Hitzewelle hinweist. Eine graduelle Unterscheidung der Hitzewellen ist ja mittels einer binären Variablen nicht möglich.

So war etwa eine Aufgliederung des Effektes der Hitzewellen in Tage mit hoher und mit niedriger Ozon-Konzentration (25. und 75. Perzentile wie bei Katsouyanni) nicht möglich, da keine Hitzewellentage mit niedrigen Ozonkonzentrationen gefunden wurden. An Tagen mit hoher Ozonkonzentration stieg das Sterberisiko durch Hitzetage ebenso wie an allen Tagen um 15%, an Tagen mit hoher NO<sub>2</sub>-Konzentration um 14, an Tagen mit niedriger NO<sub>2</sub>-Konzentration hingegen um 16%.

#### **A-4.4 Mortalitätseffekte von Mischungsschichthöhe und Ventilationskoeffizient**

Die aktuelle Luftschadstoffbelastung, die nachweislich einen Einfluss auf Gesundheitsparameter wie die tägliche Sterblichkeit hat, wird durch den Beitrag lokaler Quellen und durch den Ferntransport beeinflusst, wobei letzterer wiederum in Abhängigkeit von der Großwetterlage variiert. Zwar fanden sich Hinweise auf unterschiedliches Sterberisiko in Abhängigkeit von der Großwetterlage (siehe A-4.2), doch war deren Einfluss nicht sehr ausgeprägt und auch nur im Stadtgebiet von Wien und nicht im größeren Raum von Niederösterreich zu beobachten. Für die Wiener Daten änderten sich die Risikoschätzer nicht wesentlich, wenn zusätzlich auch Schadstoff-Parameter (NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub>) aufgenommen wurden. Das legt nahe, dass der Einfluss der Großwetterlage auf die Sterblichkeit nicht durch das unterschiedlichen Ausmaß des Ferntransportes bedingt ist, sondern durch andere gesundheitsrelevante Witterungsfaktoren.

Dies ist im Einklang mit der Vorstellung, dass vor allem das relativ frische (in räumlicher Nähe zum Wirkort generierte) und somit noch äußerst reaktive Aerosol (aus Verbrennungs- und anderen chemischen Vorgängen entstanden) für die Schadwirkungen verantwortlich ist, die mittels der Konzentration von PM<sub>10</sub> oder NO<sub>2</sub> vorhergesagt werden können. Die Konzentration dieser lokal generierten Schadstoffe wird jedoch nicht nur durch deren Quellstärke bestimmt, sondern weit ausgeprägter durch das Ausmaß ihrer Verdünnung, für die wiederum die Mischungsschichthöhe und die Windgeschwindigkeit bzw. der Ventilationskoeffizient Bedeutung haben.

Es war also naheliegend, den Einfluss dieser Faktoren auf die tägliche Sterblichkeit zu untersuchen. Die zugrundeliegende Hypothese lautete, dass eine hohe Mischungsschichthöhe bzw. ein hoher Ventilationskoeffizient zu einer Verdünnung der (lokal generierten) Schadstoffe und somit zu einem geringeren Sterberisiko führen sollte. Falls der Effekt des Ventilationskoeffizienten allein auf die Verdünnung der Schadstoffe zurückzuführen sein sollte, müsste ferner auch dieser Effekt nach Aufnahme der aktuellen Schadstoffkonzentration der Effekt verschwinden.

Tatsächlich waren sowohl Windgeschwindigkeit als auch Mischungsschichthöhe hochsignifikant, wenn auch gegensätzlich sowohl mit der aktuellen Temperatur (gewählt wurde die tägliche Minimaltemperatur) als auch mit der durchschnittlichen Temperatur der letzten 14 Tage (als Maß für die Jahreszeit) korreliert (Tab. A-10). Bei gleichzeitiger Aufnahme von Mischungsschichthöhe und Temperatur und Modell wurde dieses somit instabil. Zur Untersuchung des Einflusses der Mischungsschichthöhe auf die tägliche (Gesamt-) Sterblichkeit wurde daher ein einfacheres Poisson-Modell gewählt: Als unabhängige Variablen ging neben der Mischungsschichthöhe die Zeit linear sowie, um saisonale Schwankungen abzubilden, als Sinus und Kosinus des Tages im Jahr (von 1 bis 365 bzw. 366) ein (Tab. A-11).



**Tab. A-10** : Temperaturparameter beeinflussen Mischungsschichthöhe und Windgeschwindigkeit

Mischungsschicht- höhe (in m)	Koeffizient	95% Koeffizienziintervall		p
Tmin	-10,74095	-18,6592	-2,822709	0,008
T(14d)	46,06228	39,68301	52,44154	< 0,001
Konstante	362,5127	305,1844	419,8411	< 0,001

Windgeschwindig- keit (m/s)	Koeffizient	95% Koeffizienziintervall		p
Tmin	0,0810875	0,0528563	0,1093186	< 0,001
T(14d)	-0,0750277	-0,0977602	-0,0522953	< 0,001
Konstante	4,40047	4,195653	4,605287	< 0,001

**Tab. A-11** : Tägliche Sterblichkeit und Mischungsschichthöhe

Modell	Koeffizient für Mischungsschichthöhe (km)	p
<b>Nur Zeit, Sinus und Kosinus (Tag)</b>	<b>-0,0153</b>	<b>0,046</b>
Plus PM <sub>10</sub>	-0,0138	0,072
Plus NO <sub>2</sub>	-0,0083	0,287
<b>Plus O<sub>3</sub></b>	<b>-0,0339</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>Plus NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub></b>	<b>-0,0291</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>Winter (Dez.-Feb.)</b>	<b>-0,00412</b>	<b>0,044</b>
Frühling (März-Mai)	0,00648	0,631
Sommer (Juni-Aug.)	-0,00683	0,580
Herbst (Sept.-Nov.)	-0,00329	0,108
<b>Winter (Dez.-Feb.) plus O<sub>3</sub></b>	<b>-0,00736</b>	<b>0,001</b>
Frühling (März-Mai) plus O <sub>3</sub>	0,00926	0,529
<b>Sommer (Juni-Aug.) plus O<sub>3</sub></b>	<b>-0,00358</b>	<b>0,006</b>
Herbst (Sept.-Nov.) plus O <sub>3</sub>	-0,00336	0,125

Die Mischungsschichthöhe ist somit tatsächlich ein Prädiktor der täglichen Sterblichkeit. Bei gesonderter Betrachtung der vier Jahreszeiten trifft dies allerdings nur auf den Winter zu. Bei der Hereinnahme einzelner Schadstoffparameter (PM<sub>10</sub> und deutlicher noch bei NO<sub>2</sub>) ins Modell geht diese Assoziation jedoch weitgehend verloren. Dies zeigt, dass die Wirkung der Mischungsschichthöhe tatsächlich hauptsächlich über die Verdünnung der (lokalen) Schadstoffe vermittelt wird. Lediglich bei Ozon, der Indikators substanz für den „Sommersmog“ und einem sekundären Luftschadstoff führt dessen Hereinnahme ins Modell sogar zu einer Verstärkung der (negativen) Assoziation zwischen Mischungsschichthöhe und täglicher Sterblichkeit. Mit Ozon im Modell findet sich sogar ein signifikanter Zusammenhang auch in den Sommermonaten.

## A-5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Für das Gebiet von Nordostösterreich und insbesondere für den Raum Wien wurde versucht, Zusammenhänge zwischen der Feinstaubbelastung und der menschlichen Gesundheit vor dem Hintergrund eines sich ändernden Klimas herzustellen. Hierfür wurden Daten von meteorologischen Messungen, Messungen zur Luftqualität, medizinische Daten und Ergebnisse eines regionalen Klimamodells benutzt.

Auf Grund der unterschiedlichen Datenverfügbarkeit waren die betrachteten Zeiträume äußerst heterogen. Flächendeckende PM<sub>10</sub>-Messungen liegen für Nordostösterreich erst ab 2001 vor, für das Stadtgebiet von Wien sogar erst ab 2002. Für die medizinischen Untersuchungen konnten Daten ab 1999 verwendet werden. Nur die meteorologischen Daten umfassten einen längeren Zeitraum und es wurden teilweise Daten ab 1976 berücksichtigt. Für die Klimaszenarien wurden zwei Dekaden (1981-1990 und 2041-2050) betrachtet.

In Bezug auf die PM<sub>10</sub>-Konzentration ergab sich, dass hohe und niedrige Konzentrationen im Wiener Stadtgebiet und im Umland (Nordostösterreich) zeitlich sehr stark korreliert sind. Daher wurden vorwiegend nur die Daten aus Wien verwendet. Die medizinischen Untersuchungen für Wien und Niederösterreich zeigten hingegen zum Teil entgegengesetzte Ergebnisse, was auf unterschiedliche örtliche Gegebenheiten schließen lässt, die jedoch nicht durch die PM<sub>10</sub>-Konzentration verursacht werden.

Auf viele Faktoren, welche die Feinstaubbelastung beeinflussen, wurde in diese Studie nicht eingegangen, da hierfür bereits zahlreiche Studien, auch für das Gebiet von Nordostösterreich, vorliegen (siehe Einleitung). Dies sind vor allem die Fragen der Herkunft des Feinstaubes, sowohl in Bezug auf die Emissionsgebiete (Ferntransport, regionale oder lokale Emittenten) als auch in Bezug auf die Emittentengruppen. Ein Zusammenhang zwischen Emission und Klima könnte zum Beispiel für den Sektor Raumheizung hergestellt werden, da der Bedarf und die damit verbundene Emission von der herrschenden Temperatur abhängt. Zukünftige Emissionen werden jedoch stark von technischen Veränderungen abhängen, die auf Grund des politischen Drucks zu einer Reduzierung der Zahl von Überschreitungen gesetzlicher Grenzwerte, eine allgemeine Verringerung der Feinstaubemissionen erwarten lassen. Untersuchungen zu diesem Thema hätten den Rahmen dieses Forschungsprojekts überschritten.

Ein weiterer möglicher Zusammenhang zwischen Klima, bzw. Wetter, und Feinstaubbelastung könnte auf Grund der unterschiedlichen Depositionsgeschwindigkeiten von Partikeln mit und ohne Schneebedeckung bestehen. Da auf diesem Gebiet jedoch noch große Unsicherheiten sowohl bei der Erfassung der Mechanismen als auch bei Szenariorechnungen auftreten, wäre dies ein Thema für zukünftige Forschungsprojekte.

Diese Studie konzentriert sich vor allem auf die Ausbreitungsbedingungen von Luftschadstoffen, denn die Luftqualität wird nicht nur von der aktuellen Quellstärke der Emissionen bestimmt, sondern neben dem Ferntransport auch von Verdünnungsprozessen, die wiederum eng von der jeweiligen Witterung beeinflusst werden. Daher wurden die jeweils herrschenden Wetterlagen, die Mischungsschichthöhe sowie ein daraus abgeleiteter Ventilationskoeffizient untersucht.

Luftverschmutzung und insbesondere auch lokal generierter Feinstaub (z.B. als Verbrennungsaerosol, für das unter anderem auch NO<sub>2</sub> ein ausgezeichneter Indikator ist), haben unbestreitbar negative Gesundheitsauswirkungen, was sich auch an Wiener Daten zeigen lässt. Dies geschah nicht nur in dieser Arbeit, sondern auch in zahlreichen früheren Studien. Die Auswertung des Zusammenhangs zwischen der Großwetterlage und dem Sterberisiko, bzw. der Feinstaubbelastung kam jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen. Während die Sterblichkeit in Wien bei Nordwest-, West- und Südwestlagen signifikant erhöht wurde, zeichneten sich diese Wetterlagen eher durch eine niedri-

gere Feinstaubbelastung aus. Ein Grund für die geringere PM<sub>10</sub>-Konzentration könnte die stärkere Verdünnung sein, wenn bei diesen Wetterlagen die Luftmassen mit erhöhter Windgeschwindigkeit über die hauptsächlichlichen Quellgebiete im Westen Europas transportiert werden, wie in den Studien des Umweltbundesamtes für Statuserhebungen (siehe Einleitung) erläutert wird.

Andererseits treten im Raum Wien die meisten erhöhten PM<sub>10</sub>-Belastungen bei einer Hochdruckwetterlage auf. Dies ist jedoch die überhaupt am häufigsten gefundene Wetterlage, so dass die gefundene Sterblichkeit durchschnittliche Werte zeigt. Aus diesem Widerspruch lässt sich schließen, dass die Wetterlage noch für andere gesundheitsrelevante Parameter bestimmend ist, die einen größeren Einfluss auf die Mortalität haben.

Die Hypothese, dass eine größere Mischungsschichthöhe zu einer stärkeren Verdünnung von Luftschadstoffen und somit zu einem geringeren Sterberisiko führen sollte, wurde jedoch vor allem für den Winter bestätigt. Wurden PM<sub>10</sub>- bzw. NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Rechnung ebenfalls berücksichtigt, ging diese Assoziation weitgehend verloren. Dies ist im Einklang mit der Korrelation zwischen Feinstaubkonzentration und Mischungsschichthöhe im Winterhalbjahr, für die gefunden wurde, dass erhöhte Konzentrationen nur bei geringer Mischungsschichthöhe auftreten, während bei großer Mischungsschichthöhe die Konzentration in der Regel niedrig ist. Für das Sommerhalbjahr besteht dieser Zusammenhang nicht.

Die Mischungsschichthöhe zeigt einen starken Jahresgang mit niedrigen Werten im Winter, wenn auch die meisten Überschreitungen der PM<sub>10</sub>-Grenzwerte auftreten, und hohen Werten im Sommer. Betrachtet man diese Größe für den Raum Wien über die letzten 32 Jahre seit 1976, so ist ein leichter Anstieg seit etwa 1980 auszumachen. Würde sich ein solcher Trend fortsetzen, könnte dies zur Folge haben, dass auf Grund der besseren Verdünnung in Zukunft die Wahrscheinlichkeit für eine erhöhte Feinstaubbelastung abnimmt.

Es wurde jedoch auch untersucht, welche Werte sich für die Mischungsschichthöhe in Ergebnissen eines regionalen Klimamodells ergeben. Der Vergleich eines Kontrolllaufs für den Zeitraum 1981 – 1990 mit einem Szenariolauf für die Jahre 2041 bis 2050 ergab keinen generellen Anstieg. Im Frühjahr ist im Szenariolauf jedoch ein um etwa 2 Wochen früheres Einsetzen des Anstiegs zu höheren Werten zu erkennen und im Herbst (September und Oktober) erfolgt das Absinken der Mischungsschichthöhe langsamer als im Kontrolllauf. Diese Verschiebungen wurden auch beobachtet, wenn die aus den Messungen an der Station Hohe Warte berechneten mittleren Jahresgänge der Mischungsschichthöhe für die Perioden 1976 bis 1990 und 1991 bis 2006 verglichen wurden.

Der in dieser Studie berechnete Ventilationskoeffizient ist das Produkt aus Mischungsschichthöhe und Windgeschwindigkeit und somit ein direktes Maß für den Austausch und die Verdünnung von Luftmassen. Zwischen diesem Koeffizienten und der PM<sub>10</sub>-Konzentration wurden ähnliche Zusammenhänge gefunden wie zwischen der Mischungsschichthöhe und PM<sub>10</sub>.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass ein Zusammenhang zwischen den berücksichtigten meteorologischen Parametern Mischungsschichthöhe, Ventilationskoeffizient und bedingt auch der Großwetterlage sowohl mit der Feinstaubbelastung als auch mit dem Sterberisiko besteht. Aussagen über eine zukünftige Entwicklung in bezug auf eine Klimaänderung lassen sich für diese Beziehungen aber nur insofern machen, dass sich durch eine Verkürzung der winterlichen Periode mit niedrigen Mischungsschichthöhen die Möglichkeiten für Grenzwertüberschreitungen von PM<sub>10</sub> verringern könnten. Für die zukünftige Entwicklung der Feinstaubbelastung sind voraussichtlich aber auch andere Parameter, wie die Entwicklung der Emissionen, entscheidender.

Die Interaktion zwischen „Wetter“ und „Schadstoffen“ in ihrer Wirkung auf die Gesundheit ist äußerst komplex und sollte ausführlicher untersucht werden. Eine „simple“ Aus-

sage wie „Hitze und Feinstaub verstärken sich gegenseitig in ihrer gesundheitsschädigenden Wirkung“ kann zum derzeitigen Zeitpunkt nicht abgegeben werden. Bestenfalls gibt es Hinweise auf eine solche Interaktion zwischen Hitze und Ozon. Dieser Befund ist jedoch unsicher, da die Ergebnisse in Abhängigkeit vom zugrundeliegenden statistischen Modell nicht einheitlich sind.

## Literaturverzeichnis

- Anderl M., M. Gangl, E. Kappel, T. Köther, V. Lorenz-Meyer, B. Muik, B. Schodl, S. Poupa, D. Wappel (2007): Emissionstrends 1990-2005. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen (Datenstand 2007). Umweltbundesamt, Reports, Band 0101, Wien, 2007, ISBN: 3-85457-899-7, 121 S., (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0101.pdf>).
- Anderson H.R., Atkinson, R.W., Peacock J.L., Marston L., Konstantinou K. (2004): Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O3). Report of a WHO task group. WHO Regional Office for Europe, Kopenhagen, 2004 (<http://www.euro.who.int/document/E82792.pdf>)
- Atkinson R. und Anderson H.R. (2005): New E-R function for respiratory hospital admissions. Analysis of all-age respiratory hospital admissions and particulate air pollution within the Aphis programme. Appendix 4 in: Atkinson RW, et al.: APHEIS 3rd year report. Im Internet unter : [www.apheis.net](http://www.apheis.net).
- Augustyn, R., T. Mosor, M. Priesner und P. Riess (2005), Stuserhebung PM10 2002 & 2003 in Wien gemäß Immissionsschutzgesetz – Luft. Amt der Wiener Landesregierung MA22 – Umweltschutz, MA22 – 246/2005 (<http://www.wien.gv.at/ma22/luft/pdf/iglstatus2003-pm10.pdf>).
- Beljaars A.C.M. und Betts A.K. (1992): Validation of the boundary layer representation in the ECMWF model. ECMWF Seminar Proceedings: Validation of Models over Europe, Vol. II. Reading, UK, 7}11 September 1992.
- Bauer, H., I. Marr, A. Kasper-Giebl, A. Limbeck, A. Caseiro, M. Handler, N. Jankowski, B. Klatzer, P. Kotianova, P. Pouresmaeil, Ch. Schmidl, M. Sageder, H. Puxbaum und das A-QUELLA – TEAM (2006): Endbericht für das Projekt "AQUELLA" Wien, Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, MA 22 – 3869/03, Wien.
- Böhmer S., B. Gugele, A. Kaiser, E. Petz, H. Scheifinger, W. Spangl, J. Schneider, D. Wappel (2007): Einfluss von Punktquellen auf die Luftqualität in Nordost-Österreich - Endbericht. Im Auftrag der OMV AG. Umweltbundesamt, Reports, Band 0105, Wien, 2007 ISBN: 3-85457-903-9, 118 S., (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0105.pdf>).
- Dockery D. et al. (1993): An association between air pollution and mortality in six US cities. N. Engl. J. Med. 329, 1753-1759.
- ENVIRON, 2006: User's Guide to the Comprehensive Air Quality Model with Extensions (CAMx), Version 4.40, ENVIRON International Corporation, Novato, CA.
- Hauck H. , A. Berner, T. Frischer, B. Gomišček, M. Kundi, M. Neuberger, H. Puxbaum, O. Preining and AUPHEP-Team (2004): Austrian Project on Health Effects of Particulates – General Overview. *Atmos Environ.* **38**, 3905-3915.
- Houghton T., Yihui D., Griggs D. (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Scientific Basis (Climate Change 2001). Cambridge University Press 2001, ISBN-10: 0521014956, ISBN-13: 978-0521014953
- Holtslag A.A.M., De Bruin E.I.F., Pan H.-L. (1990): A high resolution air mass transformation model for short range weather forecasting. *Monthly Weather Review* 118, 1561-1575.
- Holzworth C.G. (1964): Estimates of mean maximum mixing depths in the contiguous United States. *Monthly Weather Review* 92, 235-242.
- IPCC, 2007: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers.

- Karppinen A., Eresmaa N., Härkönen J. (2007): Mixing Height Studies, The 2nd Helsinki Testbed Workshop, Finnish Meteorological Institute, Kumpula, Dynamicum, 12.4.2007
- Krüger, B. C., 2004: Aktionsplan für Sofortmaßnahmen gemäß § 15 Ozon-Gesetz - Meteorologisch chemische Modellrechnungen - Bericht an den Magistrat der Stadt Wien, MA 22, Wien, an das Amt der niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr, Abteilung Umweltrecht, St. Pölten, und an das Amt der burgenländischen Landesregierung Abt. 5 - Anlagenrecht, Umweltschutz und Verkehr, Hauptreferat III - Natur- und Umweltschutz, Eisenstadt. [http://www.magwien.gv.at/ma22/pool/pdf/ozon\\_sofort\\_04.pdf](http://www.magwien.gv.at/ma22/pool/pdf/ozon_sofort_04.pdf)
- Kysely J. (2004): Mortality and displaced mortality during heat waves in the Czech Republic Int J Biometeorol 49:91–97.
- Lacasaña M. et al. (2005): Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. Europ. J. of Epidemiology 20, 183-189.
- Lauscher F. (1972): 25 Jahre mit täglicher Klassifikation der Wetterlage in den Ostalpenländern. Wetter u. Leben 24.
- Le Tertre A. et al. (2002): Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities Journal of Epidemiology and Community Health 56, 773-779.
- Medina S. et al. (2002): Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities - First Results in of the APHEIS study. Pollution Atmosphérique 176, 499-502.
- Neuberger M. et al. (2004): Acute effects of particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions. Epidemiological results of the Austrian Project on Health Effects of Particulate Matter (AUPHEP). Atmospheric Environment 38, 24, 3971-3981.
- Neuberger M., Rabzenko D., Moshammer H. (2007): Extended effects of air pollution on cardiovascular mortality in Vienna. Submitted.
- Pope A. et al. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 287: 1132-1141.
- Rao S. T, Ku J.-Y., Berman S., Zhang K., Huiting M. (2003): Summertime characteristics of the atmospheric boundary layer and relationships to ozone levels over the Eastern United States, Pure Appl. Geophys. 160, p 21-55.
- Reclip:more, 2007: research for climate protection – model run evaluation. <http://systemsresearch.arcs.ac.at/projects/climate/>.
- Roeckner, E., R. Brokopf, M. Esch, M. Giorgetta, S. Hagemann, L. Kornblueh, E. Manzini, U. Schlese, and U. Schulzweida, (2006), Sensitivity of Simulated Climate to Horizontal and Vertical Resolution in the ECHAM5 Atmosphere Model, J. Climate, 19, 3771–3791, doi: 10.1175/JCLI3824.1.
- Schneider, J. und G. Lorbeer (2002): Inhaltsstoffe von PM 10- und PM 2,5 an zwei Messstationen, Umweltbundesamt, Bericht BE-208, Wien.
- Schneider J., W. Spangl, K. Placer, L. Moosmann (2005): Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebestaub in Österreich. Umweltbundesamt, Reports, Band 0020, Wien, 2005, ISBN: 3-85457-819-9, 52 S., (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0020.pdf>).
- Seibert P, Beyrich F, Gryning S, Joffre S, Rasmussen A, Tercier, P (2000): Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height, *Atmospheric Environment* 34 (2000), p 1001-1027
- Spangl W., C. Nagl, J. Schneider, A. Kaiser (2006): Herkunftsanalyse der PM10-Belastung in Österreich. Ferntransport und regionale Beiträge. Umweltbundesamt, Reports, Band 0034, Wien, 2006, ISBN: 3-85457-833-4, 112 S., (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0034.pdf>).

- Spangl, W., C. Nagl, J. Schneider, G. Lorbeer, K. Placer, G. Lichtblau, A. Kurzweil, R. Ortner, S. Böhmer und A. Kaiser (2004a): Fachgrundlagen für eine Stuserhebung zur PM<sub>10</sub>-Belastung in Wien. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA22, Umweltbundesamt, Wien (<http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/pm10.pdf>).
- Spangl, W., C. Nagl und J. Schneider (2004b), Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM<sub>10</sub> an den Messstellen Eisenstadt, Illmitz und Kittsee im Jahr 2002. Erstellt im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung. Umweltbundesamt, Wien ([http://www.luft-bgld.at/Endbericht\\_Stuserhebung\\_pm10\\_burgenland.pdf](http://www.luft-bgld.at/Endbericht_Stuserhebung_pm10_burgenland.pdf)).
- Spangl, W., C. Nagl und J. Schneider (2005), Untersuchung der PM<sub>10</sub>-Immissionssituation an den Luftgütemessstellen in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003. Stuserhebung mit vorläufiger Emissionsbetrachtung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM<sub>10</sub> in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. BD4 und RU4, Umweltbundesamt, Wien ([http://www.noel.gv.at/SERVICE/BD/Bd4/luft/pdf/Stuserhebung\\_PM10\\_NOE.pdf](http://www.noel.gv.at/SERVICE/BD/Bd4/luft/pdf/Stuserhebung_PM10_NOE.pdf)).
- Spangl, W., J. Schneider, C. Nagl, S. Böhmer, A. Kurzweil, R. Ortner und W. Pölz (2006): Stuserhebung betreffend PM<sub>10</sub> Grenzwertüberschreitungen in Oberwart im Jahr 2003. Im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung. Umweltbundesamt, Wien.
- Troen I. und Mahrt L. (1986): A simple model of the planetary boundary layer: Sensitivity to surface evaporation. *Boundary-Layer Meteorology* 37, 129-148.
- Umweltbundesamt (2006): Schwebestaub in Österreich. Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebestaubbelastung. Umweltbundesamt, Berichte, Band 277, Wien, 2005 ISBN: 3-85457-787-7, 413 S., (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE277.pdf>).
- Ward D.J. und Ayres J.G. (2004): Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. *Occup. Environ. Med.* 61, e13.
- WHO (2004): Health Aspects of Air Pollution, Results from the WHO Project "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe", Kopenhagen.
- Wien (2005a): 1. Maßnahmenpaket der Stadt Wien gegen Feinstaub, April 2005, <http://www.magwien.gv.at/umweltschutz/luft/pdf/feinstaub1.pdf>.
- Wien (2005b): 2. Maßnahmenpaket der Stadt Wien gegen Feinstaub, September 2005, <http://www.magwien.gv.at/umweltschutz/luft/pdf/feinstaub2.pdf>.
- Woodruff TJ et al. (1997): The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ. Health Perspect.* 105, 608-612.
- Wotawa G. Seibert P. Kromp-Kolb H. Hirschberg M.(2000): Verkehrsbedingte Stickoxid-Belastung im Inntal: Einfluss meteorologischer und topographischer Faktoren.. Endbericht zum Projekt Nr. 6983 "Analyse der Schadstoffbelastung im Inntal" des Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank. Institut für Meteorologie und Physik, Universität für Bodenkultur Wien. Oktober 2000, 28 pp.
- Zanobetti A.et al. (2002): The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology* 13, 87-93.
- Zanobetti A.et al. (2003): The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ. Health Perspect.* 111, 1188-1193.

## **Datenquellen**

Reclip:more, research for climate protection model run evaluation,  
<http://systemsresearch.arcs.ac.at/projects/climate/>

Reclip:more, Research for Climate Protection – Model Run Evaluation, Laufzeit 03.11.2003-30.12.2006, <http://systemsresearch.arcs.ac.at/projects/climate/>

ZAMG, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2007): Wetterlagenklassifikation, Radiosondendaten, Windgeschwindigkeit und Windrichtung



## Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

### Abbildungen

- Abb. A-1 Tagesgang der Mischungsschichthöhe aus Karpinen et al. (2007) ----- 10
- Abb. A-2 Schematische Darstellung der 2 Methoden (simple und advanced) zur Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe aus Radiosondendaten, aus Seibert et al. (2000).----- 11
- Abb. A-3 Schematische Darstellung der Berechnung der konvektiven Mischungsschichthöhe für die verwendeten Klimaszenarien (adaptiert nach Wotawa et al., 2000)----- 12
- Abb. A-4 : Eintägige Mittelwerte der PM<sub>10</sub>-Messungen an drei Wiener Stationen im Jahr 2003. ----- 13
- Abb. A-5 : Eintägige Mittelwerte der PM<sub>10</sub>-Messungen im Jahr 2004. Es wurden jeweils alle verfügbaren Messungen aus Wien (Vienna), aus Niederösterreich und dem Burgenland (Noe & Bgld) und aus ganz Österreich (Austria) gemittelt. 14
- Abb. A-6 : Mittelwerte der täglichen PM<sub>10</sub>-Messungen von allen Stationen im österreichischen Ozonüberwachungsgebiet 1 (Wien, Niederösterreich, nördliches Burgenland) aus den Jahren 2001 bis 2005. ----- 15
- Abb. A-7 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005. ----- 16
- Abb. A-8 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und SO<sub>2</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005. ----- 16
- Abb. A-9 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und CO, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005. --- 17
- Abb. A-10 : Scatterdiagramm der Tagesmittelwerte von PM<sub>10</sub> und O<sub>3</sub>, gemittelt über alle Stationen im Ozonüberwachungsgebiet 1 aus den Jahren 2001 bis 2005. --- 17
- Abb. A-11 : Häufigkeit der Wetterlagen bei unterschiedlicher Feinstaubbelastung. Tagesmittelwerte aller Wiener Messungen von PM<sub>10</sub> zwischen 2002 und 2005 in den Monaten November bis April.----- 18
- Abb. A-12 : Häufigkeit der Wetterlagen bei unterschiedlicher Feinstaubbelastung. Tagesmittelwerte aller Wiener Messungen von PM<sub>10</sub> zwischen 2002 und 2005 in den Monaten Mai bis Oktober.----- 18

<b>Abb. A-13 : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Oktober bis April der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion der mittäglichen Mischungsschichthöhe. -----</b>	<b>20</b>
<b>Abb. A-14 : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Mai bis September der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion der mittäglichen Mischungsschichthöhe. -----</b>	<b>20</b>
<b>Abb. A-15 : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Oktober bis April der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion des mittäglichen Ventilationskoeffizienten. -----</b>	<b>21</b>
<b>Abb. A-16 : Scatterdiagramm der mittleren Tagesbelastung mit PM<sub>10</sub> in Wien für die Monate Mai bis September der Jahre 2002 bis 2005 als Funktion des mittäglichen Ventilationskoeffizienten. -----</b>	<b>22</b>
<b>Abb. A-17 : Konvektive Mischungsschichthöhe berechnet aus Radiosondendaten der Station Wien Hohe Warte für den Zeitraum 1975 – 2006, gleitender Durchschnitt für 30 Tage in rot, für 365 Tage in grün. -----</b>	<b>23</b>
<b>Abb. A-18 : Mittlerer Jahresgang der Mischungsschichthöhe berechnet aus Radiosondendaten der Station Wien Hohe Warte für die Perioden 1975 bis 1990 (rot) und 1991 bis 2006 (grün), gleitender Durchschnitt über 30-Tage.-</b>	<b>23</b>
<b>Abb. A-19 : Konvektive Mischungsschichthöhe im Raum Wien berechnet aus Radiosondendaten für 1999 – 2006 (rot), Klimakontrolllauf 1981-1990 (grün) und Klimaszenario 2041 – 2050 (blau). 30 Tage gleitender Durchschnitt. ----</b>	<b>24</b>
<b>Abb. A-20 : Ventilationskoeffizient im Raum Wien berechnet aus Radiosondendaten für 1999 – 2006, 30 Tage gleitender Durchschnitt. -----</b>	<b>25</b>
<b>Abb. A-21 : Ventilationskoeffizient im Raum Wien berechnet aus dem Klimakontrolllauf 1981-1990 (grün) und dem Klimaszenario 2041 – 2050 (blau). 30 Tage gleitender Durchschnitt. -----</b>	<b>26</b>
<b>Abb. A-22 : Risikosteigerung pro 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> für Gesamtsterblichkeit, kardiovaskuläre Mortalität, respiratorische Mortalität und COPD, jeweils für PM10-Mittelwerte über 2, 7 und 14 Tage (Daten der Tab. A-5).-----</b>	<b>30</b>
<b>Abb. A-23 : Risikosteigerung pro 10 µg/m<sup>3</sup> NO für Gesamtsterblichkeit, kardiovaskuläre Mortalität, respiratorische Mortalität und COPD, jeweils für PM10-Mittelwerte über 2, 7 und 14 Tage (Daten der Tab. A-6).-----</b>	<b>30</b>
<b>Abb. A-24 Relatives Sterberisiko in Abhängigkeit von der Großwetterlage. (Wien 1999-2004) -----</b>	<b>33</b>
<b>Abb. A-25 Luftschadstoffe als Konfounder des Hitzewellen-Effekts-----</b>	<b>35</b>
<b>Abb. A-26 Interaktion zwischen Luftschadstoffen und Hitzewellen -----</b>	<b>35</b>

**Tabellen**

<b>Tab. A-1 Anzahl der Messstationen für PM<sub>10</sub> in Nordostösterreich von 2000 bis 2006.</b>	<b>9</b>
<b>Tab. A-2 : Wetterlagen in der Klassifikation nach Lauscher</b> .....	<b>19</b>
<b>Tab. A-3 Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei Kindern</b> .....	<b>27</b>
<b>Tab. A-4 Expositions-Wirkungs-Beziehungen bei der Allgemeinbevölkerung</b> .....	<b>28</b>
<b>Tab. A-5 Expositions-Wirkungs-Beziehungen für PM<sub>10</sub> basierend auf Wiener Daten.</b> -	<b>29</b>
<b>Tab. A-6 Expositions-Wirkungs-Beziehungen für NO<sub>2</sub> basierend auf Wiener Daten.</b> ---	<b>29</b>
<b>Tab. A-7 Großwetterlagen in Wien 1999-2004 und relatives Sterberisiko</b> .....	<b>32</b>
<b>Tab. A-8 Großwetterlagen in Wien 1999-2004: Kontrolle des Einflusses von NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub></b> .....	<b>32</b>
<b>Tab. A-9 Großwetterlagen in Niederösterreich 1999-2005 und relatives Sterberisiko--</b>	<b>33</b>
<b>Tab. A-10 Temperaturparameter beeinflussen Mischungsschichthöhe und Windgeschwindigkeit</b> .....	<b>37</b>
<b>Tab. A-11 Tägliche Sterblichkeit und Mischungsschichthöhe</b> .....	<b>37</b>

## Bisher erschienen in der Reihe BOKU-Met Report:

### Berichte von 2003 – 2008

- 1 Eitzinger, J., Kubu, G., Formayer, H., Haas, P., Gerersdorfer, T., Kromp-Kolb, H. (2009): **Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedlersees** (Endbericht im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung vom 15. Juli 2005).
- 2 Frank, A., Seibert, P. (2009): **Diagnose von Extremereignissen aus großräumigen meteorologischen Feldern** (Endbericht StartClim.4, November 2003).
- 3 Formayer, H., Matulla, C., Haas, P., Groll, N. (2009): **Statistische Downscalingverfahren zur Ableitung von Extremereignissen in Österreich aus GCM-Feldern** (Endbericht StartClim.5, November 2003).
- 4 Schwarzl, I., Haas, W. (2009): **Kommunikation an der Schnittstelle Wissenschaft und Bildung** (Endbericht StartClim.11, November 2003).
- 5 Formayer, H., Haas, P., Matulla, C., Frank, A., Seibert, P. (2009): **Untersuchungen regionaler Klimaänderungsszenarien hinsichtlich Hitze- und Trockenperioden in Österreich** (Endbericht StartClim2004.B, November 2003).
- 6 Schwarzl, I., Lang, E. (2009): **"Hängen Hitze und Leistungsfähigkeit zusammen?"** Ein Projekt an der Schnittstelle Wissenschaft und Bildung (Endbericht StartClim2004.G, Jänner 2005).
- 7 Formayer, H., Kromp-Kolb, H. (2009): **Hochwasser und Klimawandel**. Auswirkungen des Klimawandels auf Hochwasserereignisse in Österreich (Endbericht WWF 2006).
- 8 Gerersdorfer, T., Frank, A., Formayer, H., Haas, P., Moshhammer, H. (2009): **Untersuchung zur nächtlichen Abkühlung in einem sich ändernden Klima** (Endbericht StartClim2005.A1b, November 2006).
- 9 Krüger, B. C., Schicker, I., Formayer, H., Moshhammer, H. (2009): **Feinstaub und Klimawandel – Gibt es Zusammenhänge in Nordostösterreich?** (Endbericht StartClim2006.A, Juli 2007).

Alle Berichte sind unter <http://www.boku.ac.at/met/report/> online verfügbar.