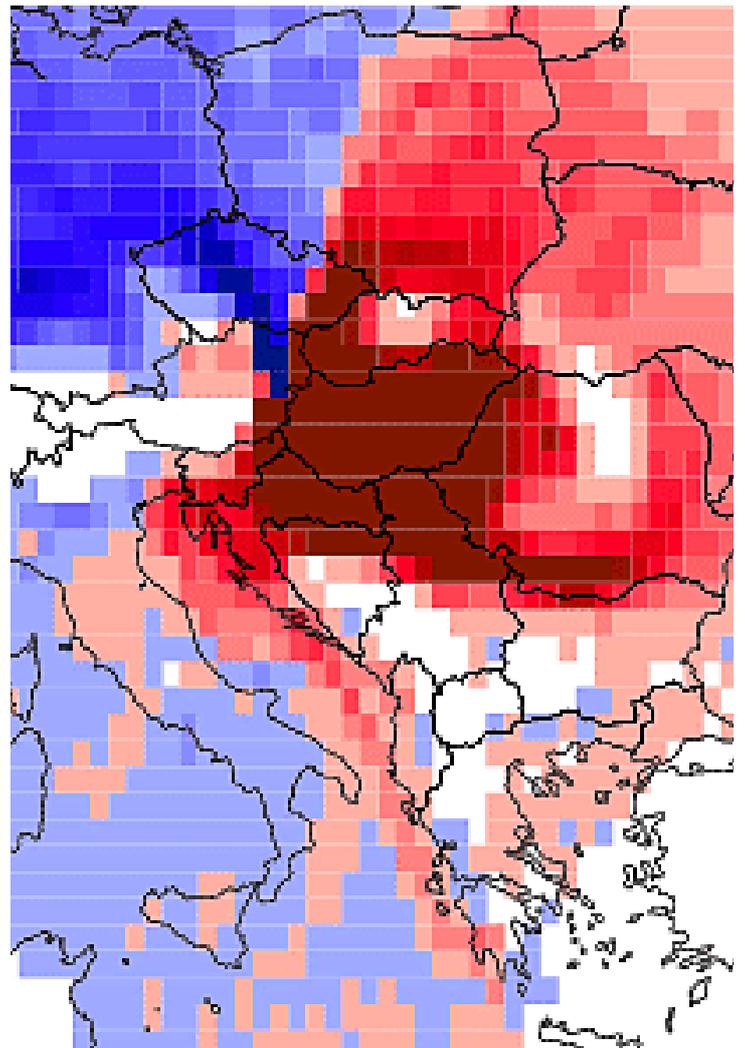


Herkunftsanalyse von PM₁₀ und seinen Inhaltsstoffen

1999–2007

Ferntransport nach Österreich und regionale Beiträge





umweltbundesamt^U

HERKUNFTSANALYSE VON PM10 UND SEINEN INHALTSSTOFFEN

1999–2007

Ferntransport nach Österreich
und regionale Beiträge

Wolfgang Spangl
August Kaiser

REPORT
REP-0156

Wien, 2008



Projektleitung

Wolfgang Spangl, Umweltbundesamt

Autoren

Wolfgang Spangl, Umweltbundesamt

Christian Nagl, Umweltbundesamt

Lorenz Moosmann, Umweltbundesamt

August Kaiser, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Layout

Ute Kutschera, Umweltbundesamt

Lektorat:

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Danksagung

Dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft wird für die finanzielle Unterstützung bei der Erstellung dieser Studie gedankt. Die Luftgütedaten sowie die PM10-Analysedaten wurden dankenswerterweise von den Ämtern der Landesregierungen und vom Institut für Chemische Technologie und Analytik der Technischen Universität Wien zur Verfügung gestellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Eigenvervielfältigung

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <http://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2008

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-953-5

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	7
1 EINLEITUNG	17
1.1 Motivation.....	17
1.2 Methodik.....	17
1.3 Ursachen erhöhter PM10-Belastung in Österreich.....	18
1.4 Datengrundlage PM10.....	19
1.5 Chemische Zusammensetzung von PM10 – Datengrundlagen.....	22
1.6 Chemische Zusammensetzung von PM10 – Übersicht.....	24
2 PM10-EMISSIONEN	28
2.1 PM-Emissionen in Österreich	28
2.2 PM10-Emissionen in Europa (EMEP-Daten).....	28
2.3 Emissionen von Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel	30
2.3.1 Schwefeldioxid	30
2.3.2 Stickstoffoxide	30
2.3.3 Ammoniak.....	31
3 METHODIK DER HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTSTRAJEKTORIEN	32
3.1 Trajektorien.....	32
3.2 Trajektorienstatistiken	34
3.2.1 Identifikation potenzieller Quellgebiete	34
3.2.2 Strömungsverhältnisse (Tiefpassmethode).....	36
3.2.3 Häufigkeit von Luftströmungen	38
3.3 Vertikale Temperaturgradienten	38
3.4 Klassifizierung von Trajektorienbahnen.....	39
4 REGIONALE HINTERGRUNDMESSSTELLEN	46
4.1 Enzenkirchen	46
4.1.1 PM10	46
4.1.2 PM10-Inhaltsstoffe	49
4.2 Illmitz	52
4.2.1 PM10	52
4.2.2 PM10-Inhaltsstoffe	56
4.3 Pillersdorf.....	60
4.3.1 PM10	60
4.3.2 PM10-Inhaltsstoffe	63
4.4 Vergleich der Hintergrundstationen.....	64
4.5 EMEP – PM-Modellierung, Soure-Recepter-Relationships	65



5	SALZBURG	66
5.1	Messstellen	66
5.2	PM10	67
5.2.1	Trajektorienstatistiken	67
5.2.2	Klassifikation hoch belasteter Tage	68
5.3	PM10-Inhaltsstoffe	72
6	LINZ	77
6.1	Messstellen	77
6.2	PM10	78
6.2.1	Trajektorienstatistiken	78
6.2.2	Klassifikation hoch belasteter Tage	80
6.2.3	Repräsentativität der ländlichen Hintergrundmessstellen	83
6.3	PM10-Inhaltsstoffe	84
6.3.1	AQUELLA-Analysen 2005-2006	84
6.3.2	Sekundäre anorganische Aerosole, Linz Neue Welt und Steyregg	91
6.3.3	EC, OM, Linz ORF-Zentrum	92
7	WIEN	93
7.1	Messstellen	93
7.2	PM10	94
7.2.1	Trajektorienstatistiken	94
7.2.2	Klassifikation hoch belasteter Tage	96
7.2.3	Überschreitungstage einzelner Stationen	101
7.3	PM10-Inhaltsstoffe	102
7.3.1	Klassifikation hoch belasteter Tage	103
7.3.2	Trajektorienstatistiken	106
8	GRAZ	108
8.1	Messstellen	108
8.2	PM10	109
8.2.1	Trajektorienstatistiken	109
8.2.2	Klassifikation hoch belasteter Tage	110
8.3	PM10-Inhaltsstoffe	116
8.3.1	Alle Tage	116
8.3.2	Klassifikation hoch belasteter Tage	116
8.3.3	Trajektorienstatistiken	120
9	VARIATION VON JAHR ZU JAHR	121
9.1	Herkunft von Luftmassen	121
9.1.1	Häufigkeit von Trajektorien	121
9.1.2	Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung, Illmitz	128
9.2	Temperaturgradienten im Raum Wien	135
10	EMPFEHLUNGEN	138



10.1	PM10-Messung	138
10.2	Chemische Zusammensetzung von PM10.....	139
10.3	Modellierung	140
11	LITERATUR.....	141
ANHANG 1: TRAJEKTORIEN.....		147
ANHANG 2: PM10-INHALTSSTOFFE		152
ANHANG 3: AUSWERTUNGEN DER PM10-INHALTSSTOFFE MITTELS TIEFPASSMETHODE		161
ANHANG 4: BEURTEILUNG DER VORBELASTUNG VON LINZ		174
ANHANG 5: UNTERSCHIEDE ZU AUSSAGEN FRÜHERER UNTERSUCHUNGEN		177



ZUSAMMENFASSUNG

PM10-Belastung in Österreich

In weiten Teilen Österreichs werden die **Grenzwerte** des Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) für PM10 **überschritten**, wobei sich der für den Tagesmittelwert festgelegte Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wobei bis 2004 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zulässig waren, von 2005 bis 2009 30 Tagesmittelwerte) als deutlich strenger erwiesen hat als der für den Jahresmittelwert definierte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Von Grenzwertüberschreitungen betroffen sind v. a. große Städte, alpine Becken und Täler, vor allem südlich des Alpenhauptkamms und der ostösterreichische außeralpine Raum.

Nach Überschreitungen des Grenzwertes gemäß IG-L sind **Statuserhebungen** durchzuführen und Programme zur Verringerung der Belastung zu erstellen. Innerhalb der Statuserhebungen sind die Emittenten, die die erhöhte Belastung verursacht haben, zu identifizieren. Diese Identifikation ist bei PM10 besonders schwierig, da eine Vielzahl unterschiedlicher Quellen auf verschiedenen räumlichen Skalen zusammenwirkt. Andererseits ist die Kenntnis der Ursachen Voraussetzung für effektive Maßnahmen. In der vorliegenden Studie werden verschiedene Methoden angewandt, um vor allem die Beiträge lokaler Quellen (Umkreis einige Kilometer) und regionaler Emittenten (Umkreis ca. 100 km) sowie des Ferntransports von PM10 zu differenzieren.

Ausschlaggebend für die hohe PM10-Belastung in alpinen Becken und Tälern, vor allem jenen südlich des Alpenhauptkamms, sind die nur eingeschränkte Schadstoffverdünnung bzw. die Schadstoffakkumulation über mehrere Tage hinweg in abgeschlossenen Luftmassen.

Im ostösterreichischen außeralpinen Raum stellen Ferntransport und – bei lang anhaltenden windschwachen Wetterlagen – regionale Schadstoffakkumulation (lange Verweilzeit der Luft im Umkreis von ~ 100 km) einen wesentlichen Faktor für erhöhte PM10-Belastungen dar, in abgeschwächtem Ausmaß auch im Oberösterreichischen Alpenvorland.

Unterschiede in den meteorologischen Verhältnissen – v. a. bei den Ausbreitungsbedingungen und den Herkunftsregionen der Luftmassen – sind für deutliche Variationen der PM10-Belastung von Jahr zu Jahr verantwortlich. Sehr hohe PM10-Belastungen in den Wintern 2002/03 und 2005/06 wurden durch lang anhaltende Hochdruckwetterlagen mit häufigem Eindringen kontinentaler Luftmassen, welche Gebiete mit hohen PM10-Emissionen überquert haben, verursacht; dies trug mit dazu bei, dass das Jahr 2003 seit Beginn der PM10-Messung die höchsten Belastungen aufwies. Demgegenüber waren häufige West- bis Nordwetterlagen und hohe Niederschlagsmengen in den Wintern 2003/04 und 2006/07 dafür mitverantwortlich, dass die Jahre 2004 und 2007 im Großteil Österreichs, v. a. im Norden, eine unterdurchschnittliche PM10-Belastung aufweisen.

Quellen von PM10

PM10 ist ein Gemisch von Partikeln verschiedener chemischer Zusammensetzung mit unterschiedlicher Herkunft. Grundsätzlich lassen sich primäre und sekundäre Partikel unterscheiden.

Primäre Partikel werden direkt emittiert und entstammen v. a. Verbrennungsprozessen in Motoren, Kraftwerken, Heizungsanlagen und in der Industrie, Produktionsprozessen in der Industrie, dem Abrieb von Reifen, Bremsen und Straßen durch Kfz, der Aufwirbelung durch den Straßenverkehr, der Aufwirbelung im Zuge von Bautätigkeit und Schüttgutumschlag, der Aufwirbelung im Zuge von landwirtschaftlichen Tätigkeiten sowie der Aufwirbelung durch starken Wind.

Sekundäre Partikel werden in der Atmosphäre durch Umwandlung aus gasförmigen Substanzen gebildet. Relativ einfach und gut erforscht sind die Prozesse, die zur Bildung von Sulfat, Nitrat und Ammonium (in der Regel als Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat vorhanden) führen, welche den Großteil der sekundären anorganischen Partikel ausmachen. Ihre primär emittierten Vorläufersubstanzen sind SO_2 , NO_x und NH_3 .

Methode der Herkunftsuntersuchung mittels Rückwärtstrajektorien

Die vorliegende Studie ist der Untersuchung des Einflusses von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation (bei windschwachen Wetterlagen mit geringer Verlagerungsgeschwindigkeit der Luftmassen) auf die erhöhte PM10-Belastung im **außer-alpinen Raum** gewidmet; dieser umfasst Teile der Bundesländer Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich, Wien, Burgenland und Steiermark.

Wie bisherige Studien zeigen, beeinflusst Ferntransport die erhöhte PM10-Belastung in inneralpinen Becken und Tälern praktisch nicht, daher werden diese Regionen nicht behandelt.

Als Grundlage für die Untersuchung von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation werden Rückwärtstrajektorien herangezogen (siehe Kapitel 3.1), welche von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) auf der Basis von Winddaten des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF) berechnet wurden. Eine Trajektorie ist der Weg, den die Luft (genau genommen: ein infinitesimal kleiner Luftpartikel) in einem gegebenen Zeitraum zurücklegt.

Die räumliche Auflösung der verwendeten Winddaten beträgt ca. 50 km, so dass von diesen Trajektorien nur großräumige Transportprozesse abgebildet werden. Die vorliegende Studie untersucht daher die Herkunft hoch belasteter Luftmassen auf einer kontinentalen bis regionalen Skala (d. h. > 50 km). Die räumliche Verteilung der PM10-Belastung und die dieser zugrunde liegenden Transportprozesse auf einer städtischen bis lokalen Skala können nicht berücksichtigt werden.



Für die Herkunftsuntersuchung von Luftmassen mit erhöhter PM10-Belastung werden unterschiedliche Ansätze verwendet:

- Die **Trajektorienbahnen** für jeweils einen Tag werden – unter dem Gesichtspunkt, welche Gebiete mit hohen Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel überquert werden – **klassifiziert**, wobei auch die Verlagerungsgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit) sowie die Verweildauer im Nahbereich des Zielpunktes berücksichtigt werden.
- Der **Trajektorien-Verweilzeitstatistik** liegt die Annahme zugrunde, dass Luft Eigenschaften – und damit auch Schadstoffkonzentrationen – aus jenen Gebieten annimmt, über denen sie sich aufhält, wobei eine längere Aufenthaltsdauer eine stärkere Beeinflussung zur Folge hat. Um den Zusammenhang zwischen der Aufenthaltsdauer der Trajektorien über einzelnen Gitterfeldern und der am Zielpunkt gemessenen PM10-Konzentration zu untersuchen, werden folgende Ansätze verfolgt:
 - Bei der **Tiefpassmethode** werden die gemessenen Konzentrationen über eine dreimonatige Periode mittels Gauß'schem Tiefpassfilter gemittelt. Die Trajektorien werden mit der Abweichung der Konzentration vom derart ermittelten Mittelwert gewichtet und die Gitterfelder entsprechend Aufenthaltsdauer und Konzentration gekennzeichnet.
 - Die **Perzentilmethode** berücksichtigt jene Fälle, in denen die Konzentration am Zielpunkt über dem 75-Perzentil und unter dem 25-Perzentil liegt, und setzt – pro Rasterfeld – die Häufigkeit, mit der Trajektorien über dem 75-Perzentil und unter dem 25-Perzentil der Konzentration dieses überqueren, in Relation.
 - Die **Konzentrationsfeldmethode** gewichtet die Verweilzeit einer Trajektorie über jedem Rasterfeld mit der Konzentration zum Zeitpunkt ihres Eintreffens am Zielpunkt und dividiert diesen Wert durch die Gesamtverweilzeit der Trajektorien über diesem Rasterfeld.

Die Tiefpassmethode zeigt die Luftströmungen, die mit erhöhter bzw. niedriger Belastung am Ankunftspunkt der Trajektorien verbunden sind. Die Perzentilmethode und die Konzentrationsfeldmethode sind zwei alternative Methoden zur Ermittlung der potenziellen Herkunftsgebiete von Luftschadstoffen.

Die Klassifizierung der Trajektorienbahnen und die Tiefpassmethode liefern weitgehend gleichartige Ergebnisse. Die Einordnung der Trajektorienbahnen erlaubt eine halbquantitative Zuordnung der PM10-Belastung zu bestimmten Regionen, die anhand der Tiefpassmethode geografisch relativ klar abgrenzbar sind. Die Tiefpassmethode weist allerdings Gebiete westlich und nordwestlich von Österreich nicht als potenzielle Quellgebiete erhöhter Belastung aus – die anhand der Klassifizierung der Trajektorien sehr wohl als Herkunftsgebiete identifizierbar sind – da aus dieser Richtung bevorzugt niedrig belastete ozeanische Luftmassen ankommen.

Herkunftsuntersuchungen erhöhter PM10-Belastung werden für die außeralpinen **ländlichen Hintergrundstandorte** Enzenkirchen, Pillersdorf, Illmitz, Anthering und Bockberg durchgeführt.

In einem weiteren Schritt wird für die **Städte** Salzburg, Linz, Wien und Graz durch Differenzbildung städtischer Hintergrundmessstellen gegenüber den ländlichen Hintergrundmessstellen – welche den regionalen und überregionalen Beitrag der PM10-Belastung repräsentieren – der Beitrag der jeweiligen städtischen Emissionen zur PM10-Belastung im jeweiligen städtischen Hintergrund abgeschätzt.

Die Herkunftsanalysen der PM10-Belastung konzentrieren sich auf Tage erhöhter PM10-Konzentration, da für die Ausweisung der Grenzwertüberschreitungen Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ relevant sind. Um die Datenbasis etwas zu verbreitern, wurden in der vorliegenden Studie Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgewertet.

Herkunft der erhöhten PM10-Belastung im ländlichen (regionalen) Hintergrund

Die Herkunft der regionalen Hintergrundbelastung im außeralpinen Raum wird anhand der PM10-Messreihen von Enzenkirchen, Illmitz und Pillersdorf untersucht.

In Pillersdorf ist ausschließlicher Ferntransport (40 % der Tage) am häufigsten für PM10-Tagesmittelwerte über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verantwortlich, in Enzenkirchen am seltensten (10 %). In Enzenkirchen überwiegen Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport.

Anhand der abgeschätzten relativen Beiträge der einzelnen, von den klassifizierten Trajektorienbahnen überquerten potenziellen Herkunftsregionen – Gebiete mit hohen Emissionen an PM10 bzw. Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Aerosole – ist eine Quantifizierung der Beiträge dieser Herkunftsregionen möglich (siehe Kapitel 3.4).

Die folgende Abbildung gibt die derart abgeschätzten relativen Beiträge der verschiedenen – nach Staaten zusammengefassten – Herkunftsregionen zur erhöhten PM10-Belastung (Tagesmittelwerte $> 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Enzenkirchen, Illmitz und Pillersdorf an.

In Enzenkirchen tragen die regionalen Emissionen – ganz überwiegend aus Oberösterreich – am meisten zur erhöhten PM10-Belastung bei. Österreichischen Emissionen sind hier ca. 60 % der erhöhten PM10-Belastung zuzuordnen, während diese in Illmitz und in Pillersdorf etwa die Hälfte beitragen. Da die PM10-Belastung in Enzenkirchen niedriger ist als in Illmitz, dürften die regionalen Beiträge an den drei Hintergrundmessstellen absolut gesehen etwa gleich groß sein. Die dominierenden Beiträge zur regionalen Schadstoffakkumulation in Enzenkirchen stammen aus dem Oberösterreichischen Alpenvorland, für Illmitz und Pillersdorf aus Wien und dem östlichen Niederösterreich. Zur regionalen Schadstoffakkumulation tragen in Enzenkirchen ausländische Emissionen aus Ostbayern, in Illmitz aus dem Ballungsraum Bratislava, in Pillersdorf aus Südmähren bei.

Unter den ausländischen Beiträgen dominieren in Enzenkirchen jene aus Deutschland und Tschechien, in Illmitz und Pillersdorf stammen sie vorwiegend aus einem weiten Bereich Ostmitteleuropas, der Nordserbien, Südromänien, Ungarn, die Slowakei, Polen und Tschechien umfasst. Aufgrund der Lage der beiden Hintergrundmessstellen überwiegen in Illmitz Beiträge aus Südosteuropa (Rumänien, Serbien und Ungarn), während Pillersdorf vergleichsweise stärker von Transport aus Norden (Polen und Tschechien) beeinflusst wird.

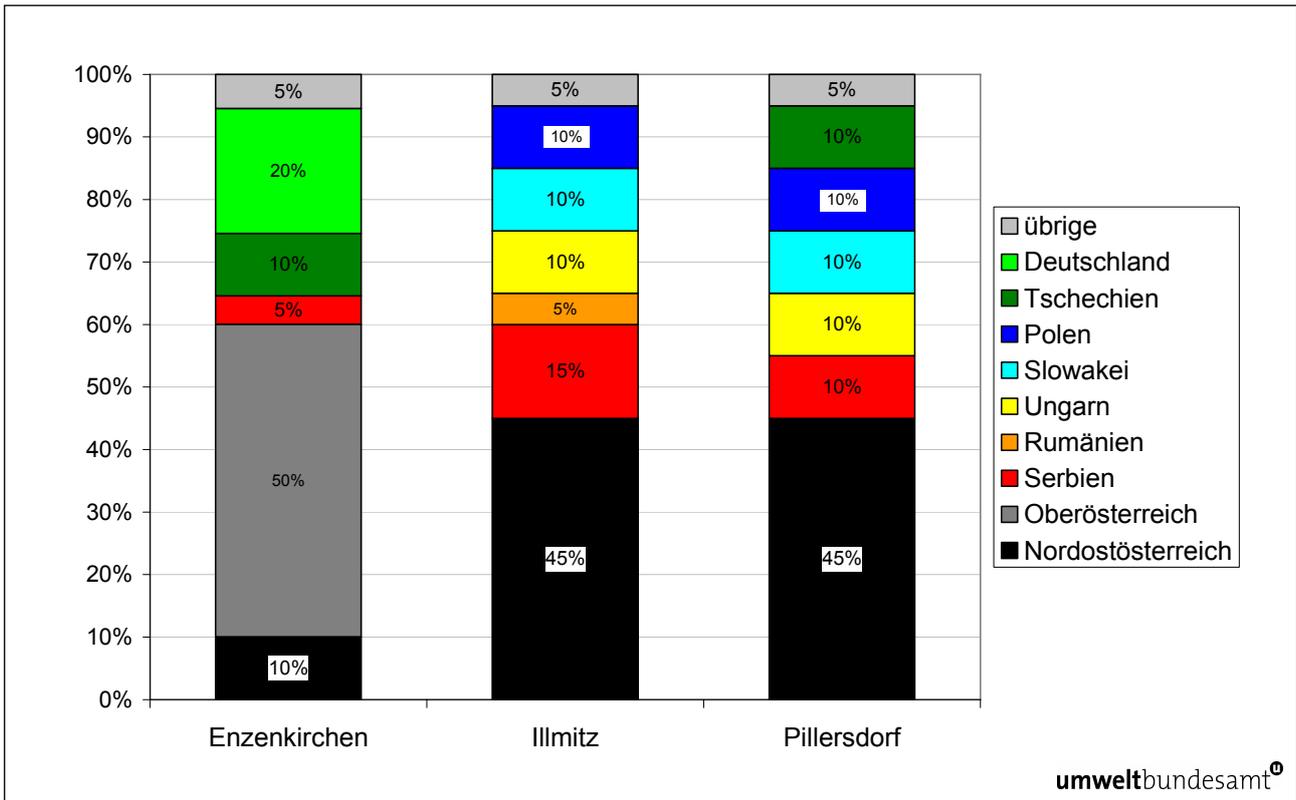


Abbildung: Abgeschätzte relative Anteile verschiedener Herkunftsregionen zur PM10-Belastung in Enzenkirchen, Illmitz und Pillersdorf, Tage über 45 µg/m³ (Herkunftsregionen mit Beiträgen über 5 %, gerundet auf 5 %; „übrige“: Summe der Beiträge unter 5 %).

Herkunftsregionen der erhöhten PM10-Belastung in den Großstädten

Für städtische Hintergrundmessstellen der außeralpinen Großstädte Salzburg, Linz, Wien und Graz wird anhand des Vergleichs mit geeigneten regionalen Hintergrundmessstellen der Beitrag der Emissionen der jeweiligen Stadt (bzw. des Ballungsraumes) zur erhöhten PM10-Belastung (über 45 µg/m³) abgegrenzt. Für die jeweilige regionale Hintergrundbelastung werden die Beiträge von Ferntransport aus verschiedenen Regionen und von regionalen Quellen abgeschätzt.

Die folgende Abbildung gibt die relativen Beiträge der verschiedenen – nach Staaten zusammengefassten – Herkunftsregionen zur erhöhten PM10-Belastung (Tagessmittelwerte > 45 µg/m³) in Salzburg, Linz, Wien und Graz an.

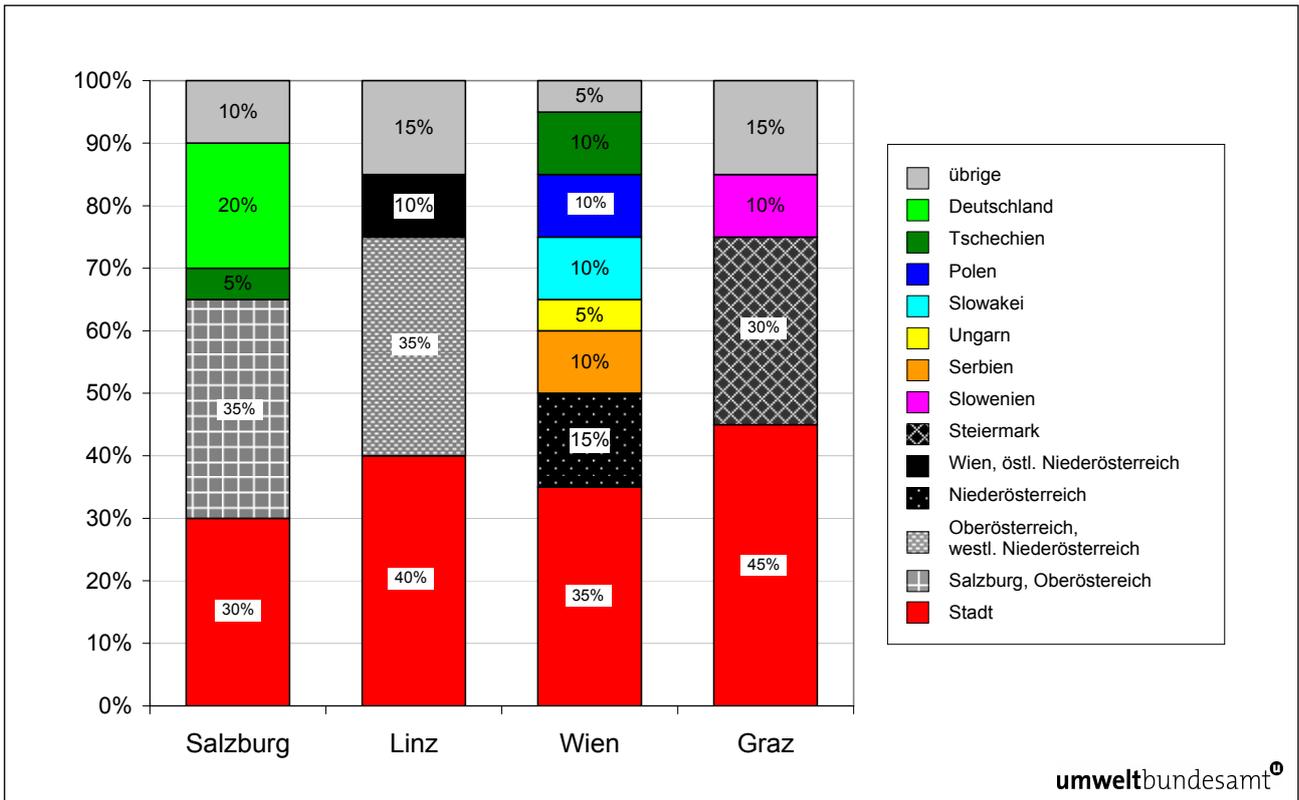


Abbildung: Abschätzung der relativen Anteile verschiedener Herkunftsregionen zur PM10-Belastung in Salzburg, Linz, Wien und Graz (Tage über 45 µg/m³). Die Anteile gelten für den städtischen Hintergrund. (Herkunftsregionen mit Beiträgen über 5 %, gerundet auf 5 %; „übrige“: Summe der Beiträge unter 5 %). Die städtischen Anteile schließen jeweils auch die Beiträge der städtischen Emissionen zur regionalen Schadstoffakkumulation ein.

Für die städtische Hintergrundbelastung in **Salzburg** – als ländliche Hintergrundmessstellen wurden Enzenkirchen und Anthering herangezogen – ergibt sich (für die Tage über 45 µg/m³) ein Beitrag der Emissionen der Stadt Salzburg (praktisch ausschließlich primäre Partikel) von ca. 30 %. Etwa 50 % sind regionalen Emissionen zuzuordnen, die (entsprechend der Landfläche im Alpenvorland im Umkreis von 100 km) grob im Verhältnis 7:3 einerseits Oberösterreich und Salzburg, andererseits Bayern zugeordnet werden. Den bedeutendsten Beitrag von Ferntransport steuert Tschechien bei, hauptsächlich Nordwest- und Mittelböhmen. Kleinere Beiträge zu Ferntransport stammen aus Süd- und Westdeutschland, Polen und Nordostösterreich.

Der Vergleich der PM10-Belastung am Belastungsschwerpunkt Salzburg Rudolfsplatz mit dem städtischen Hintergrund ergibt (an Tagen, an denen die städtische Hintergrundbelastung über 45 µg/m³ lag) einen lokalen Beitrag von 22 % (ausschließlich primäre Aerosole). Sowohl der städtische wie der lokale Beitrag sind bei regionaler Schadstoffakkumulation höher als bei Ferntransport.

Die erhöhte PM10-Belastung (Tage über 45 µg/m³) an den Messstellen **Linz** ORF-Zentrum und Neue Welt (regionale Hintergrundmessstellen: Enzenkirchen und Pillersdorf, fallweise Steyregg) ist zu etwa einem Drittel (inkl. Beitrag zur regionalen Schadstoffakkumulation 35 %) direkt von städtischen Emissionen (überwiegend



primäre Aerosole, 4 % Ammoniumsulfat) bestimmt. Bei regionaler Schadstoffakkumulation ist der Anteil der städtischen Emissionen zur Gesamtbelastung fast doppelt so hoch wie bei ausschließlichem Ferntransport.

Etwa 45 % der städtischen Hintergrundbelastung gehen auf regionale Emissionen aus Oberösterreich und aus dem westlichen Niederösterreich zurück. Dieser Anteil setzt sich jeweils etwa zur Hälfte aus primären und sekundären Aerosolen zusammen. Die Emissionen Oberösterreichs dürften den regionalen Anteil dominieren. Die Stadt Linz trägt schätzungsweise 10 % zur regionalen Hintergrundbelastung bei.

Unter den Beiträgen zum Ferntransport dominiert Nordostösterreich (Wien, östliches Niederösterreich, 10 %), gefolgt von Serbien, Tschechien (v. a. Ostböhmen) und Deutschland.

In **Wien** (regionale Hintergrundmessstellen Illmitz, Pillersdorf, Streithofen, Lobau) macht der direkte Beitrag der Emissionen des Ballungsgebietes Wien (zu 60 % primäre und 40 % sekundäre Aerosole) ca. 20 % aus (inkl. Beitrag zur regionalen Schadstoffakkumulation 35 %).

Der (konzentrationsgewichtete) Beitrag regionaler Emissionen zum regionalen Hintergrund (zu gleichen Teilen primäre und sekundäre Partikel) von 50 % wird im Verhältnis 8:2 Österreich und der Slowakei (Region Bratislava) zugeordnet. Die innerösterreichischen Emissionen werden approximativ zu gleichen Teilen Wien und Niederösterreich zugeschrieben (da es zwar einen sehr detaillierten Emissionskataster für Wien, aber noch nicht – und nicht auf vergleichbarer Basis – für Niederösterreich gibt).

Damit tragen die Emissionen Wiens (primäre Partikel und Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel) ca. 35 % zur städtischen Hintergrundbelastung bei, Niederösterreich etwa 15 % und die Region Bratislava etwa 10 %.

Die größten Beiträge von Ferntransport stammen aus Nordserbien, Polen, Tschechien (v. a. Nordmähren und Ostböhmen) und Ungarn.

In **Graz** wird die städtische Hintergrundbelastung (beurteilt anhand der Daten von Graz Süd und Graz Mitte) nahezu zur Hälfte von den Emissionen des Ballungsraumes Graz (praktisch ausschließlich primäre Partikel, 45 %) bestimmt. Regionale Emissionen (etwa 55 % primäre und 45 % sekundäre anorganische Partikel) tragen fast 35 % zur städtischen Hintergrundbelastung bei, wobei deren Anteile approximativ zu ca. 80 % der Steiermark und zu 20 % Nordostslowenien zugeordnet werden.

PM10-Ferntransport (etwa zu gleichen Teilen primäre und sekundäre anorganische Partikel) stammt zum Großteil aus Quellen in Nordserbien, Mittelslowenien (v. a. Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje) und Norditalien (v. a. Friaul und Venetien).

Chemische Zusammensetzung von PM10

Die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung von PM10 ist für die Identifizierung der Quellen erhöhter PM10-Belastungen entscheidend. Von grundsätzlichem Interesse ist die Unterscheidung von primären und sekundären Partikeln.

An den regionalen Hintergrundmessstellen **Enzenkirchen und Illmitz** ist der Ferntransport aus Serbien, Rumänien, Ungarn, Polen (ohne Oberschlesien) und Tschechien mit überdurchschnittlichen Sulfat-Anteilen verbunden, während der Ferntransport aus Böhmen und Deutschland niedrige Sulfat-Anteile aufweist. Überdurchschnittliche Nitrat-Anteile treten dagegen bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport aus Deutschland sowie in Enzenkirchen bei Transport aus Nordostösterreich auf.

Elementarer Kohlenstoff (EC) und organisches Material (OM) zeigen keine deutliche Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen.

In **Salzburg** stammen die sekundären anorganischen Aerosole fast ausschließlich aus dem regionalen Hintergrund. Ferntransport von Norden ist mit überdurchschnittlichen Nitrat-Anteilen, aber unterdurchschnittlichen OM-Anteilen verbunden. Der EC- und der Sulfat-Anteil hängen nicht von der Herkunft der Luftmassen ab. Der städtische Beitrag wird von OM und Rest dominiert, der lokale Beitrag von EC, OM und Rest.

In **Linz** sind überdurchschnittliche Sulfat-Konzentrationen im regionalen Hintergrund mit Ferntransport aus Polen (ohne Oberschlesien), Serbien und Rumänien verbunden, überdurchschnittliche Nitrat-Konzentrationen hingegen mit regionaler Schadstoffakkumulation.

Die sekundären anorganischen Aerosole stammen bei Ferntransport praktisch ausschließlich aus dem regionalen Hintergrund. Bei regionaler Schadstoffakkumulation geht etwa ein Drittel sowohl der Sulfat- wie der Nitrat-Belastung auf Emissionen des Ballungsraumes zurück.

In **Wien** sind stark erhöhte Sulfat-Anteile mit Ferntransport aus Serbien, Rumänien, Mähren und Polen verbunden, geringere mit Ferntransport aus Deutschland und Böhmen. Die höchsten Nitrat-Anteile treten bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation auf. Niedrige Nitrat-Anteile sind generell mit Ferntransport aus dem gesamten Ostsektor verbunden.

Trennt man die PM10-Belastung an der Rinnböckstraße auf ihre regionalen Anteile (inkl. Ferntransport), die Beiträge städtischer und lokaler Emissionen auf, so zeigen sich erwartungsgemäß bei regionaler Schadstoffakkumulation höhere städtische und lokale Beiträge als bei Situationen mit ausschließlichem Ferntransport. Die sekundären anorganischen Aerosole gehen im Mittel zu etwa einem Drittel auf städtische Emissionen zurück, wobei dieser Anteil bei regionaler Schadstoffakkumulation – v. a. bei Nitrat – noch höher ist.

Die städtischen und die lokalen Beiträge zu den primären Aerosolen hängen kaum von der Herkunft der Wien erreichenden Luftmassen ab.

Graz zeichnet sich durch österreichweit sehr geringe Anteile sekundärer anorganischer Aerosole aus; diese machen (inkl. Wasser) an der städtischen Hintergrundmessstelle Graz Süd im Mittel 23 % aus. Überdurchschnittlich sind hier dagegen die Anteile von OM (42 %) und EC (12 %).

Die sekundären anorganischen Aerosole stammen praktisch ausschließlich aus dem regionalen Hintergrund. Ihre relativen Anteile, v. a. von Sulfat, liegen bei Ferntransport von Osten deutlich über dem Durchschnitt, während ausschließliche regionale Schadstoffakkumulation mit unterdurchschnittlichen Beiträgen sekundärer anorganischer Aerosole, v. a. von Sulfat, verbunden ist.



Der Beitrag städtischer Emissionen zur Belastung in Graz Süd ist bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation am höchsten, wobei OM den dominierenden Beitrag ausmacht.

Variabilität der meteorologischen Verhältnisse

Die Variationen in der Höhe der PM10-Belastung, die von Jahr zu Jahr in Österreich beobachtet werden, lassen sich relativ klar auf Unterschiede in der Herkunft der Österreich erreichenden Luftmassen – v. a. in den Wintermonaten – zurückführen. Hoch belastete Jahre bzw. Winter wiesen überdurchschnittlich häufig Luftmassentransport aus dem Ostsektor auf, niedrig belastete Winter häufiger Luftmassen von Westen.

So war der sehr hoch belastete und massiv von Ferntransport betroffene Winter 2002/03 besonders häufig von Luftmassentransport aus Gebieten mit hohen Emissionen an PM10 und SO₂ in Ostmitteleuropa gekennzeichnet – d. h. aus Rumänien, Serbien, Ungarn und Südpolen; Advektion ozeanischer Luftmassen kam nur sehr selten vor.

Im sehr niedrig belasteten Winter 2006/07 überwogen dagegen ozeanische Luftmassen von Westen, Ferntransport beschränkte sich auf seltene Advektion über Südromänien und Nordserbien.

Auch zwischen den durchschnittlich belasteten Wintern lassen sich markante Unterschiede in der Herkunft belasteter Luftmassen erkennen. In den Wintern 2000/01, 2003/04 und 2004/05 erreichten hoch belastete Luftmassen Ostösterreich von Südosten (Südromänien, Nordserbien), aber nie aus Südpolen und Mähren. Dagegen gab es 2001/02 und 2005/06 häufig Ferntransport aus Südpolen und Mähren, kaum hingegen aus Südromänien und Nordserbien. Der Winter 2005/06 fällt durch sehr häufige windschwache Wetterlagen und damit stärkere regionale Schadstoffakkumulation auf.

Einen geringeren Einfluss auf die Variabilität der PM10-Belastung von Jahr zu Jahr haben die lokalen Ausbreitungsbedingungen. Beurteilt man die bodennahen Temperaturgradienten für die einzelnen Winterperioden (Dezember bis Februar), so zeigt sich kein statistischer Zusammenhang zwischen den bodennahen Ausbreitungsbedingungen und der mittleren PM10-Belastung in Illmitz. Ein – statistisch allerdings wenig signifikanter – Zusammenhang lässt sich dagegen zwischen der PM10-Belastung und dem Temperaturgradienten in größeren Höhen, d. h. der Häufigkeit abgehobener Inversionen, ableiten.

Bewertung der Datenlage und Empfehlungen

In den Städten Salzburg, Wien und Graz stehen geeignete städtische Hintergrundmessstellen und verkehrsnaher Messstellen zur Beurteilung der städtischen und lokalen Beiträge zur PM10-Belastung zur Verfügung.

Repräsentative ländliche Hintergrundmessungen für Salzburg müssten vermutlich im südöstlichen Bayerischen Alpenvorland durchgeführt werden.

Die regionale Hintergrundbelastung als Vorbelastung von Linz bei Ostströmung lässt sich derzeit nur ungenau beurteilen. Daten über die ländliche PM10-Belastung im östlichen Oberösterreichischen oder im Westlichen Niederösterreichischen Alpenvorland wären für die Beurteilung der regionalen Hintergrundbelastung als Vorbelastung von Linz bei Ostströmung unerlässlich.

In Linz stehen derzeit weder eine von industriellen und Verkehrsemissionen unbeeinflusste städtische Hintergrundmessstelle noch eine Messstelle an einem hochbelasteten verkehrsnahen Standort zur Verfügung. Die Errichtung einer neuen Messstelle am Hessenplatz ist geplant.

Ergänzende Daten über die chemische Zusammensetzung von PM10 wären insbesondere an den Hintergrundmessstellen im Osten Österreichs (Illmitz, Pillersdorf, Klösch) von erheblichem Interesse.

Die Quantifizierung der Beiträge verschiedener potenzieller Herkunftsgebiete von PM10-Fertransport (sowie regionaler Quellen) erfolgt derzeit auf Abschätzungen, die sich auf PM10- und SO₂-Emissionen der EMEP-Inventur sowie verschiedene Modellrechnungen stützen, welche jedoch mit erheblichen Unsicherheiten verbunden sind. Verbesserte Modellierungen von Transport und Bildung von PM10 auf einer Skala von 500 bis 1.000 km würden die Datenlage wesentlich verbessern.



1 EINLEITUNG

1.1 Motivation

Feinstaub (PM10) ist durch die 1. Tochterrichtlinie (1. TRL), welche im österreichischen Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) umgesetzt wurde, Gegenstand gesetzlicher Regelungen geworden. Die seitdem vorliegenden Messungen der PM10-Konzentration haben gezeigt, dass die in der 1. TRL bzw. im IG-L festgelegten Grenzwerte nicht nur in Österreich, sondern in weiten Teilen Europas weit verbreitet, teilweise flächenhaft überschritten werden.

PM10 stammt aus einer Vielzahl von Quellen, deren relative Beiträge örtlich und zeitlich stark variieren können.

Die hohe atmosphärische Lebensdauer von PM10 von bis zu einigen Tagen ermöglicht dessen Transport über mehrere 100 km. Damit können die PM10-Quellen – bzw. die Quellen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel – über einen sehr weiten geografischen Bereich verteilt sein.

Die hohe atmosphärische Lebensdauer von PM10 trägt auch wesentlich zur flächenhaft hohen regionalen Hintergrundbelastung (Skala 100 km) in weiten Teilen Europas – so auch Ostösterreichs – bei.

Die räumliche Herkunftszuordnung erhöhter PM10-Belastung ist für mehrere Zielsetzungen relevant:

- Die Ausarbeitung von Maßnahmen nach Grenzwertüberschreitungen gemäß IG-L (bzw. RRL 96/62/EG) setzt eine möglichst präzise Identifikation der verantwortlichen Quellen, d. h. sowohl ihre sektorale wie ihre räumliche Zuordnung, voraus.
- Die neue Luftqualitäts-RL der EU ermöglicht eine dreijährige Fristerstreckung für die Einhaltung von Grenzwerten für PM10, wenn nachgewiesen kann, dass die Grenzwertüberschreitungen wesentlich von grenzüberschreitendem Schadstofftransport bestimmt worden sind.

1.2 Methodik

Die vorliegende Studie zielt auf eine räumliche Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Österreich auf der regionalen Skala ab. Das Instrumentarium dazu stellen Rückwärtstrajektorien mit einer räumlichen Auflösung von einigen 10 km dar, mit denen der Transportweg von Luftmassen über Europa zurückverfolgt werden kann. Die räumliche Genauigkeit der zugrunde liegenden Winddaten begrenzt die räumliche Auflösung auf Stadtgebiete, so dass die städtische Hintergrundkonzentration – als Mittelwert über jene Standorte, die nicht von starken lokalen Emissionen v. a. aus Verkehr und Industrie beeinflusst sind – untersucht wird.

Durch den Vergleich mit der jeweiligen regionalen Hintergrundbelastung – bewertet anhand emittententferner ländlicher Messstellen – wird der Beitrag der Emissionen des jeweiligen städtischen Ballungsraumes von den regionalen und überregionalen Beiträgen abgegrenzt.

Als regionale Beiträge werden Quellen im Umkreis von ca. 100 km identifiziert, die bei sehr windschwachen Wetterlagen und Schadstoffakkumulation über mehrere Tage die PM10-Belastung bestimmen.

Von diesen lassen sich überregionale Beiträge – Ferntransport – unterscheiden, der bei mäßig hohen Windgeschwindigkeiten über Distanzen von mehreren 100 km verfolgt werden kann.

Wesentlich für eine sektorale Herkunftszuordnung ist u. a. die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung von PM10. Dabei ist die Kenntnis der Anteile der sekundären (anorganischen) Partikel unerlässlich, um den Beitrag primärer PM10-Emissionen von der atmosphärischen Bildung sekundärer Aerosole zu unterscheiden. Eine Identifizierung spezieller Quellen oder Quellgruppen stützt sich meist auf Tracer, die einzelnen Quellen zugeordnet werden können (z. B. Cellulose bzw. Levoglucosan für Holzverbrennung, siehe u. a. PUXBAUM & TENZE-KUNIT 2003).

Die vorliegende Studie untersucht die Abhängigkeit der Konzentration der quantitativ wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe – elementarer Kohlenstoff (EC), organisches Material (OM), Sulfat, Nitrat, Ammonium, und, soweit vorhanden, mineralisches Material – von Ferntransport aus verschiedenen Regionen Europas und von regionaler Schadstoffakkumulation. Damit lassen sich grobe Aussagen über die Beiträge von Quellen primärer Partikel sowie von Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Aerosole machen.

1.3 Ursachen erhöhter PM10-Belastung in Österreich

In den Jahresberichten über die Luftqualität in Österreich (v. a. UMWELTBUNDESAMT 2004a, 2007a) und weiteren spezifischen Studien (UMWELTBUNDESAMT 2005a, 2006b, 2007b) wurden die PM10-Belastungssituation in Österreich und der aktuelle Kenntnisstand über die Herkunft der PM10-Belastung umfassend dargestellt.

Erhöhte PM10-Belastungen sind grundsätzlich auf das Zusammenwirken verschiedener Faktoren zurückzuführen:

- hohe lokale Emissionen primärer Partikel;
- ungünstige Ausbreitungsbedingungen auf der lokalen Skala; betroffen sind v. a. alpine Becken und Täler;
- ungünstige Ausbreitungsbedingungen auf der regionalen Skala durch Abschirmung von ozeanischen und polaren Luftmassen; betroffen ist in Österreich das Gebiet südlich des Alpenhauptkamms;
- Schadstoffakkumulation über mehrere Tage, ermöglicht durch die hohe atmosphärische Lebensdauer von PM10 und die fortschreitende Umwandlung gasförmiger Vorläufersubstanzen (SO_2 , NO_2 , NH_3) in sekundäre anorganische Partikel (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat);
- Ferntransport über mehrere 100 km, ebenfalls ermöglicht durch die hohe atmosphärische Lebensdauer von PM10 und die fortschreitende Umwandlung gasförmiger Vorläufersubstanzen in sekundäre anorganische Partikel.

Die Anteile von Ferntransport sowie regionaler und lokaler Schadstoffanreicherung sind schematisch für unterschiedliche Regionen in der folgenden Tabelle dargestellt (basierend auf Ergebnissen der vorliegenden Studie sowie u. a. UMWELTBUNDESAMT 2005a).



Tabelle 1: Anteil von Ferntransport, regionaler und lokaler Schadstoffanreicherung an der PM10-Belastung in verschiedenen Regionen in Österreich (ländlicher bzw. städtischer Hintergrund). Wenig abgesicherte Ergebnisse sind kursiv dargestellt.

Region	Ferntransport	Regionale Quellen	Städtische Quellen ¹⁾
Oberösterreichisches Alpenvorland	40 %	60 %	
Linz ²⁾	25 %	35 %	40 %
Flach- und Hügelland im Nordosten Österreichs	45 %	55 %	
Wien	40 %	25 %	35 %
Salzburg	25 %	45 %	30 %
Flach- und Hügelland im Südosten Österreichs	30 %	70 %	
Graz	20 %	35 % ³⁾	45 %
Klagenfurt		75 %	25 %
Lavanttal ⁴⁾		ca. 80 %	ca. 20 %
Breite inneralpine Täler mit hohen Emissionsdichten ⁵⁾ , Kleinstadt		um 75 %	um 25 %
Schmale inneralpine Täler mit hohen Emissionsdichten ⁶⁾ , Kleinstadt		um 50 %	um 50 %
Mittelgebirge	um 90 %	um 10 %	
Hochgebirge	100 %		

¹⁾ d. h. Emissionen

²⁾ industrieller Einfluss

³⁾ aufbauend auf UMWELTBUNDESAMT (2004e)

⁴⁾ aufbauend auf UMWELTBUNDESAMT (2003b)

⁵⁾ aufbauend auf UMWELTBUNDESAMT (2005e)

⁶⁾ UMWELTBUNDESAMT (2004e, 2005d)

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, ist in inneralpinen Tal- und Beckenlagen der lokale und regionale Anteil verglichen mit der Situation im außeralpinen Flach- und Hügelland in der Regel deutlich höher.

1.4 Datengrundlage PM10

Die Herkunftsanalyse von erhöhten PM10-Konzentrationen hinsichtlich der Beiträge von Ferntransport und regionalen Emissionen beschränkt sich in der vorliegenden Studie auf den außeralpinen Raum, nachdem Ferntransport in inneralpinen Tälern und Becken keine Rolle spielt.

Für die Untersuchung werden nach Möglichkeit gravimetrische PM10-Messreihen verwendet, da die kontinuierliche Messung mit Unsicherheiten verbunden ist, die besonders im Winter eine quantitative Beurteilung der Belastung, v. a. in ihrem räumlichen Kontext, erschweren. Kontinuierliche Messdaten werden nur im Südosten Österreichs (Oberwart, Graz) herangezogen, da dort nur sehr beschränkte gravimetrische Messreihen (Graz, Bockberg) zur Verfügung stehen.

Der ausgewertete Gesamtzeitraum reicht vom 1. Juni 1999 bis 31. Mai 2007.

In Tabelle 2 sind die verwendeten Messstellen mit Angabe der Lage, der Messmethode, der geografischen Koordinaten, der Seehöhe und des Messzeitraums zusammengestellt.

Die Lagebeschreibung „Ländlicher Hintergrund (Ländl. HG)“ bezeichnet großräumig repräsentative, emittentenferne Messstellen, die für die Beurteilung von Ferntransport geeignet sind und von Siedlungen und Straßen mehrere Kilometer entfernt sind.

Nur beschränkt dafür geeignet sind einige weitere ländliche Messstellen, deren topographische Lage und deren Nähe zu Emittenten ihre großräumige Repräsentativität u. U. einschränken:

- Anthering, im Salzachtal nördlich von Salzburg gelegen, gegen Osten und Westen von Hügeln abgeschirmt,
- Streithofen im Tullnerfeld, u. U. von Emissionen des KW Dürnrrohr beeinflusst und mit einer Distanz von 25 km relativ nahe bei Wien gelegen,
- Bockberg, wenige 100 m von der A9 entfernt (aber höher gelegen) und u. U. von Emissionen der KW Werndorf und Mellach beeinflusst.

Tabelle 2: *Verwendete PM10-Messreihen; Angabe der Lage, der Messmethode, der geografischen Koordinaten, der Seehöhe und des Messzeitraums.*

Messstelle	Lage	Methode	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Seehöhe	Messzeitraum
Anthering	Ländl.	grav.	13°00'52"	47°52'40"	420 m	2004
Bockberg	Ländl.	grav.	15°29'42"	46°52'23"	449 m	10.12.2003–12.12.2004
Enzenkirchen	Ländl. HG	grav.	13°40'16"	48°23'30"	525 m	seit 29.1.2004
Graz Don Bosco	Stadt, Verkehr	kontin.	15°25'04"	47°03'20"	358 m	seit 1.7.2000
		grav.				seit 5.12.2003
Graz Mitte	Stadt, HG	kontin.	15°26'19"	47°4'11"	350 m	seit 23.3.2001
Graz Süd ¹⁾	Stadt, HG ²⁾	grav.	15°26'03"	47°02'31"	342 m	6.10.2000–30.9.2001, seit 16.12.2003
Graz Süd	Stadt, HG	kontin.				seit 27.4.2003
Illmitz	Ländl. HG	grav.	16°45'56"	47°46'10"	117 m	seit 1.6.1999
Klöch	Ländl. HG	grav.	15°57'24"	46°45'10"	415 m	seit 14.6.2006
Linz Neue Welt	Stadt, Industrie	grav.	14°18'53"	48°16'28"	265 m	seit 2001
Linz ORF-Zentrum	Stadt, Industrie	grav.	14°18'05"	48°17'51"	263 m	5.10.2000–3.3.2003
		kontin.				seit 15.7.1999
Linz Römerberg	Stadt, Verkehr	grav.	14°16'51"	48°18'16"	262 m	seit 16.11.2004
		kontin.				seit 15.12.2000
Oberwart	Stadtrand (Kleinstadt)	grav.	16°11'35"	47°18'15"	330 m	20.4.2005–28.6.2005, seit 1.9.2005
Pillersdorf	Ländl. HG	grav.	15°56'32"	48°43'16"	315 m	seit 16.5.2003
Salzburg Freisaalweg	Stadt, HG	grav.	13°3'30"	47°47'15"	430 m	11.10.-31.12.2004
Salzburg Lehen	Stadt, HG	grav.	13°01'32"	47°48'39"	455 m	1.1.–11.9.2004, seit 22.1.2005
Salzburg Lehen	Stadt, HG	kontin.				seit 30.1.2001
Salzburg Mirabellplatz	Stadt, Verkehr (mäßig)	kontin.	13°02'42"	47°48'18"	430 m	seit 30.1.2001



Messstelle	Lage	Methode	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Seehöhe	Messzeitraum
Salzburg Rudolfsplatz	Stadt, Verkehr	grav.	13°03'13"	47°47'51"	425 m	seit 1.6.1999
Steyregg	Stadttrand, Industrie	grav.	14°21'10"	48°17'25"	335 m	seit 2000
Streithofen	Ländl.	grav.	15°56'10"	48°16'36"	220 m	1.6.1999–31.5.2000
Wien Belgradplatz	Stadt, HG	grav.	16°21'45"	48°10'30"	220 m	seit 2003
Wien Floridsdorf	Stadt, HG	grav.	16°23'52"	48°15'42"	155 m	2004
		kontin.				seit 2005
Wien Gaudenzdorf	Stadt, HG	grav.	16°20'26"	48°11'16"	175 m	2003
		kontin.				seit 2004
Wien Kandlerstr.	Stadt, HG	grav.	16°18'39"	48°12'20"	230 m	2004
		kontin.				seit 2005
Wien Lobau	Stadttrand	grav.	16°31'37"	48°09'45"	150 m	2004
		kontin.				seit 2005
Wien Rinnböckstr.	Stadt, Verkehr	grav.	16°24'28"	48°11'05"	160 m	seit 2003
Wien Schafbergbad ³⁾	Stadttrand	grav.	16°18'10"	48°14'10"	320 m	seit 28.11.2001
Wien Spittelauer Lände	Stadt, Verkehr	grav.	16°21'52"	48°13'38"	164 m	15.10.1999–2.11.2000
Wien Stadlau	Stadt, HG	grav.	16°27'36"	48°13'36"	155 m	2003
		kontin.				seit 2004
Wien Währinger Gürtel	Stadt, HG	grav.	16°20'46"	48°13'09"	185 m	1.6.1999–31.5.2000, seit 1.1.2005

¹⁾ am 25.4.2003 von der Herrgottwiesgasse in den Tiergartenweg verlegt (Koordinaten entsprechen dem Tiergartenweg).

²⁾ möglicherweise von gewerblichen Emissionen beeinflusst

³⁾ wegen erhöhter Lage fallweise für das Stadtgebiet nicht repräsentativ

HG = Hintergrund

Die Beurteilung des städtischen Beitrags zur PM10-Belastung in Salzburg, Linz, Wien und Graz stützt sich auf die Differenz der in diesen Städten gemessenen PM10-Belastung gegenüber den jeweils repräsentativen Hintergrundmessstellen (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Für die Beurteilung des städtischen Beitrags zur PM10-Belastung herangezogene ländliche Hintergrundmessstellen, unter Angabe der Windrichtung, bei der sie im Luv der jeweiligen Stadt liegen und deren Vorbelastung erfassen.

Stadt	Städt. Hintergrundmessstelle	Ländl. Hintergrundmessstelle	Windrichtung
Salzburg	Lehen, Mirabellplatz	Enzenkirchen, Anthering	alle außer Süd
Linz	Neue Welt, ORF-Zentrum ¹⁾	Enzenkirchen	West
		Illmitz, Pillersdorf	Ost
Wien	Belgradplatz, Floridsdorf, Gaudenzdorf, Kandlerstraße, Lobau, Währinger Gürtel	Pillersdorf, Streithofen	West und Nord
		Illmitz	Ost
Graz	Graz Süd	Bockberg, Oberwart, Klöch	Süd und Ost

¹⁾ eingeschränkt repräsentativ wegen industriellen Einflusses.

Dabei muss jeweils berücksichtigt werden, ob die städtischen und die Hintergrundmessstellen in derselben Luftmasse lagen – d. h. ob eine Front dazwischen lag oder eine der Messstellen innerhalb, die andere oberhalb einer Bodeninversion lag – da sonst ein Vergleich der PM10-Belastung beider Messstellen keine Aussage ermöglicht.

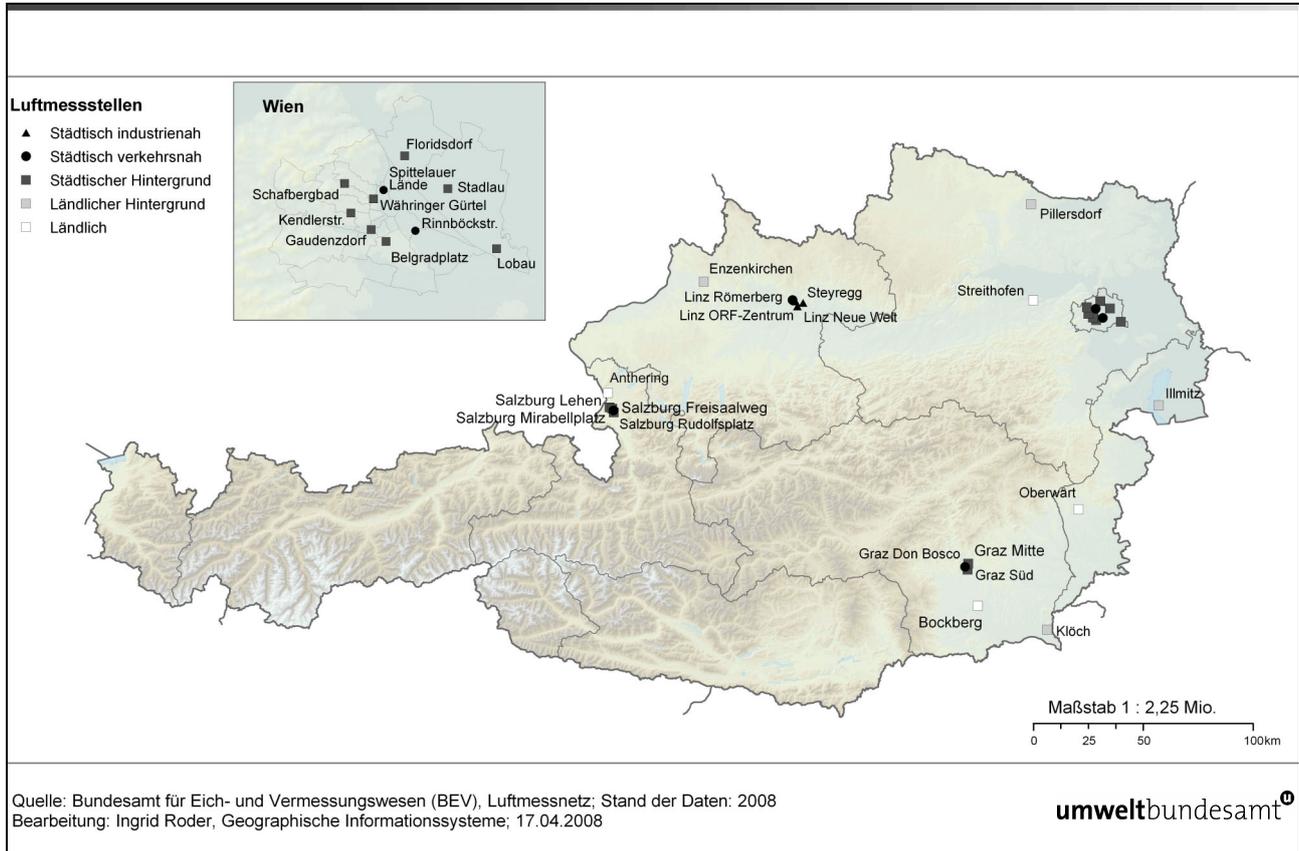


Abbildung 1: PM10-Messstellen, deren Daten in dieser Studie verwendet wurden.

1.5 Chemische Zusammensetzung von PM10 – Datengrundlagen

Analysen von PM10-Inhaltsstoffen liegen im Wesentlichen aus mehreren länger andauernden Messkampagnen vor:

- AUPHEP¹,
- AQUELLA² (BAUER et al. 2005, 2007, PUXBAUM 2004, JANKOWSKI et al. 2007, PONGRATZ 2007),
- Illmitz, Spittelau (UMWELTBUNDESAMT 2002).

¹ „Austrian Project on Health Effects of Particulates“ der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Kommission für Reinhaltung der Luft

² Aerosolquellenanalyse



Darüber hinaus werden Daten verwendet, die im Rahmen von Stuserhebungen im Zuge kürzerer Messkampagnen erhoben wurden.

Die in der vorliegenden Studie verwendeten Daten über die chemische Zusammensetzung von PM10 sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 4: Daten von PM10-Inhaltsstoffen, die für die vorliegende Studie verwendet wurden.

Messstelle	Komponenten	Zeitraum	Projekt
Anthering	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat ¹⁾ , Karbonat	2004	AQUELLA
Bockberg	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat ¹⁾ , Karbonat	2004	AQUELLA
Enzenkirchen	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	April 2005–Jän. 2006	AQUELLA
Graz Don Bosco	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA
Graz Süd	EC, OM	6.10.2000–29.9.2001	AUPHEP
Graz Süd	SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	15.1.–23.1., 7.8.–11.8.2001	AUPHEP
Graz Süd	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Karbonat	2004	AQUELLA
Illmitz	SO ₄	1999–2007 ²⁾	EMEP ³⁾
Illmitz	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	15.10.1999–2.11.2000	⁴⁾
Illmitz	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	24.1.–28.2.2004	⁵⁾
Illmitz	EC, OM	3.7.2002–25.6.2003	EMEP ⁶⁾
Kittsee	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	23.1.–7.2.2004	⁵⁾
Linz ORF-Zentrum	EC, OM	6.10.2000–29.9.2001	AUPHEP
Linz Neue Welt	SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2003 April 2005–Jän. 2006	AQUELLA
Linz Römerberg	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	April 2005–Jän. 2006	AQUELLA
Salzburg Lehen ⁷⁾	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA
Pillersdorf	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	25.1.–26.3.2004	⁸⁾
Salzburg Rudolfsplatz	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA
Steyregg	SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2003 April 2005–Jän. 2006	AQUELLA
Streithofen	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ ⁹⁾	1.6.1999–30.5.2000	AUPHEP
Wien Belgradplatz	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	21.2.–7.2.2003, 26.1.–26.2.2004	¹⁰⁾
Wien Gaudenzdorf	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	21.2.–7.2.2003	¹⁰⁾
Wien Kandlerstraße	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA
Wien Lobau	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Karbonat	2004	AQUELLA
Wien Rinnböckstr.	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA
Wien Rinnböckstr.	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	21.2.–7.2.2003	¹⁰⁾
Wien Schafbergbad	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Silikat, Karbonat	2004	AQUELLA

Messstelle	Komponenten	Zeitraum	Projekt
Wien Spittelauer Lände	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	15.10.1999–2.11.2000	⁴⁾
Wien Stadlau	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄	21.2.–7.2.2003	¹⁰⁾
Wien Währinger Gürtel	EC, OM, SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ ¹¹⁾	1.6.1999–30.5.2000	AUPHEP

¹⁾ nur über einen Teilzeitraum

²⁾ gesamter untersuchter Zeitraum vom 1. Juni 1999 bis 31. Mai 2007 (und darüber hinaus)

³⁾ Routinemessungen im Rahmen von EMEP bzw. IG-L

⁴⁾ (UMWELTBUNDESAMT 2002)

⁵⁾ (UMWELTBUNDESAMT 2004d)

⁶⁾ EMEP EC, OC-Messkampagne, (EMEP 2006)

⁷⁾ bis 11. September 2004 Lehen, ab 11. Oktober 2004 Freisaalweg

⁸⁾ (UMWELTBUNDESAMT 2005c)

⁹⁾ SO₄, NO₃ und NH₄ wurden in der PM_{2,5}-Fraktion analysiert und mit einem Faktor 1/0,8 auf PM₁₀ hochgerechnet

¹⁰⁾ (UMWELTBUNDESAMT 2004b)

¹¹⁾ SO₄, NO₃ und NH₄ wurden in der PM_{2,5}-Fraktion analysiert und mit einem Faktor 1/0,7 auf PM₁₀ hochgerechnet.

Für die vorliegende Studie wurden bei der Auswertung der Analysedaten folgende Annahmen getroffen:

- Organisches Material wird mit einem Faktor 1,7 (z. B. BAUER et al. 2007, JANKOWSKI et al. 2007) aus dem organischen Kohlenstoff hochgerechnet (in früheren Studien Faktor 1,4, z. B. PUXBAUM 2004).
- 10 % des sekundären anorganischen Aerosols (Summe aus Sulfat, Nitrat und Ammonium) werden als adsorbiertes Wasser abgeschätzt (JANKOWSKI et al. 2007).
- Silikat wird mit einem Faktor 2,7 aus Si, Calciumkarbonat mit einem Faktor 2,5 aus Ca hochgerechnet (z. B. JANKOWSKI et al. 2007).

Die Analyseergebnisse des AQUELLA-Projektes liegen teilweise nicht für einzelne Tage, sondern für längere Zeiträume vor, da die Filter aus Kostengründen „gepoolt“ wurden. Dies betrifft v. a. Zeiträume mit niedriger PM₁₀-Belastung, fallweise wurden im Sommer ganze Monate als eine einzige Probe analysiert.

Für die Herkunftsanalyse mittels Rückwärtstrajektorien ist zumindest eine zeitliche Auflösung von Tagesmittelwerten notwendig. Die Analyseergebnisse der gepoolten Proben wurden auf Tage rückgerechnet, indem der Anteil jeder Komponente an der PM₁₀-Gesamtkonzentration berechnet wurde. Mit diesem Anteil wurde die PM₁₀-Konzentration jedes einzelnen Tages multipliziert.

1.6 Chemische Zusammensetzung von PM10 – Übersicht

Eine Reihe von Analysen, die im Rahmen von Forschungsprojekten bzw. Studien durchgeführt wurden (siehe Kapitel 1.5), dienten zur Quantifizierung der wichtigsten Komponenten von PM: Elementarer Kohlenstoff (EC), organisches Material (OM), sekundäre anorganische Partikel – Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) und Ammonium-



nitrat (NH_4NO_3) – sowie Metalle und Chlorid (verfügbare Daten siehe Tabelle 4). Unlösliche mineralische Komponenten lassen sich i.d.R. indirekt als Differenz zwischen der PM-Gesamtmasse und den analysierten Einzelkomponenten identifizieren.

Elementarer Kohlenstoff (Quelle: Verbrennungsprozesse, insbesondere Dieselabgase) kann zwischen ca. 5 % an ländlichen Hintergrundstandorten und über 20 % der PM10-Masse an städtischen verkehrsnahen Standorten ausmachen.

Organisches Material weist regional geringe Unterschiede auf, der Anteil variiert zwischen etwa 15 % und über 25 %. Neben Verbrennungsprozessen unterschiedlichster Art tragen biologisches Material und sekundäre organische Aerosole zum organischen Material bei.

Ammoniumnitrat bildet sich als sekundäres anorganisches Aerosol aus Stickstoffoxiden (Hauptquelle Straßenverkehr) und Ammoniak (Hauptquelle Landwirtschaft). Die Ammoniumnitrat-Anteile am PM10 liegen bei ca. 15–25 %; da Ammoniumnitrat bei höheren Temperaturen im Sommer in gasförmige Salpetersäure und Ammoniak übergehen kann, sind die Ammoniumnitrat-Konzentrationen im Sommer sehr gering, im Winter kann Ammoniumnitrat bis zu 40 % der PM10-Masse ausmachen. Die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass erhöhte NO_x -Emissionen etwa in Ballungsgebieten relativ rasch zur nennenswerten Neubildung von Ammoniumnitrat beitragen können.

Ammoniumsulfat bildet sich als sekundäres anorganisches Aerosol aus Schwefeldioxid und Ammoniak. Ammoniumsulfat wird überwiegend durch Ferntransport nach Ostösterreich verfrachtet, wobei große kalorische Kraftwerke und Schwerindustriebetriebe in Zentral- und Osteuropa die Hauptquellen der Vorläufersubstanz Schwefeldioxid sind. Allerdings können auch in Tälern und Becken Österreichs lokale Schwefeldioxid-Emissionen zu nennenswerter Ammoniumsulfat-Bildung führen. Der Anteil von Ammoniumsulfat am PM10 variiert zwischen 15 und 25 %.

Abbildung 2 zeigt die mittlere Zusammensetzung von PM10 an den ländlichen Messstellen Enzenkirchen, Illmitz, Anthering, Bockberg und Streithofen.

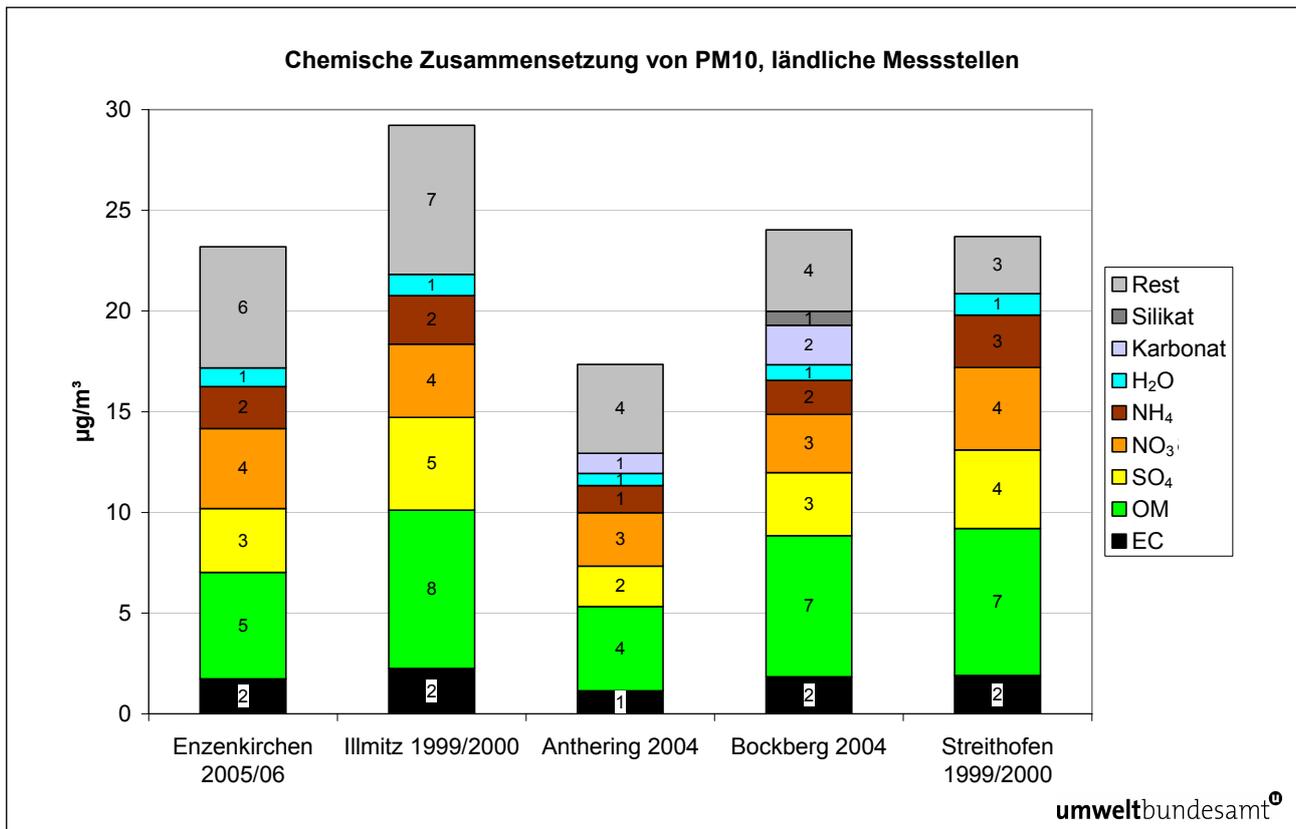


Abbildung 2: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an ländlichen Messstellen in Österreich, in µg/m³.

An den beiden langfristig betriebenen Hintergrundmessstellen Illmitz und Pillersdorf liegen keine gleichzeitigen Analysen vor, die Mittelwerte über die Analyseperioden – Illmitz 29 µg/m³, Enzenkirchen 23 µg/m³ – sind allerdings den Konzentrationsverhältnissen von 2006 relativ ähnlich (Illmitz 26 µg/m³, Enzenkirchen 22 µg/m³). Die Zusammensetzung von PM10 in Illmitz unterscheidet sich von Enzenkirchen bei EC, Nitrat (NO₃), Ammonium (NH₄) und dem Rest kaum. Die höhere PM10-Belastung in Illmitz geht im Wesentlichen auf höhere Anteile von OM und Sulfat (SO₄) zurück.

Abbildung 3 zeigt die mittlere Zusammensetzung von PM10 an städtischen Messstellen in Salzburg, Linz, Wien und Graz aus verschiedenen Messkampagnen und verschiedenen Zeiträumen. Die Absolutkonzentrationen von PM10 sind daher zwischen den einzelnen Städten nicht vergleichbar, da z. B. das Jahr 2004 insgesamt eine niedrigere PM10-Belastung aufwies als 2005 und v. a. als das Jahr 2006.

Die Beiträge sekundärer anorganischer Aerosole (Sulfat, Nitrat und Ammonium) sind in Linz und Wien am höchsten, in Salzburg am niedrigsten. Wie der Vergleich zwischen den städtischen und den ländlichen Messstellen zeigt, sind die Konzentrationen der sekundären anorganischen Partikel räumlich relativ einheitlich; der Großteil der in den Städten gemessenen Konzentrationen von Sulfat, Nitrat und Ammonium stammt aus regionalen oder überregionalen Quellen (Ferntransport); in Salzburg und Graz stammen nur sehr geringe Beiträge der sekundären anorganischen Partikel aus Emissionen im jeweiligen Stadt- oder Ballungsgebiet, in Wien und Linz immerhin etwa ein Drittel.



In den Städten weisen verkehrsnahen Messstellen (Salzburg Rudolfsplatz, Linz Römerberg, Wien Spittelauer Lände, Graz Don Bosco) deutlich höhere EC-Konzentrationen auf als die städtischen Hintergrundmessstellen; auch die Beiträge mineralischer Komponenten (bzw. des Restes) sind an verkehrsnahen Messstellen meist deutlich höher als an Hintergrundstandorten.

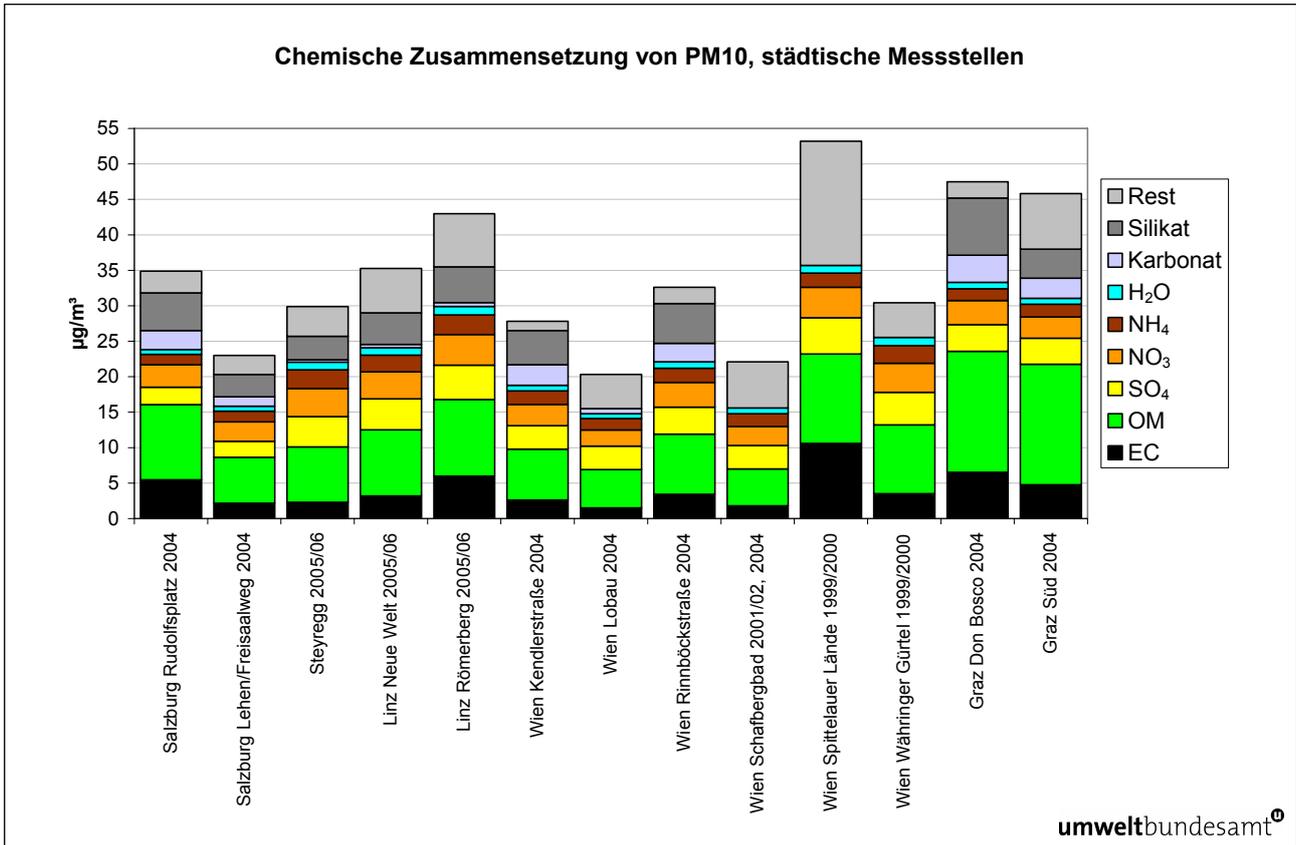


Abbildung 3: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an Messstellen in den Großstädten Salzburg, Linz, Wien und Graz.

2 PM10-EMISSIONEN

2.1 PM-Emissionen in Österreich

Die Hauptquellen von PM10 in Österreich stellen die Industrie, der Straßenverkehr, die Erzeugung von Raumwärme, die Landwirtschaft und die Bauwirtschaft dar (UMWELTBUNDESAMT 2005a, 2007c).

2.2 PM10-Emissionen in Europa (EMEP-Daten)

Im Vollzug der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) der UNECE werden u. a. die Emissionen von PM10, SO₂ und NO_x erhoben. Die Daten werden im Rahmen des „Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe“ (EMEP) verwaltet und auf <http://webdab.emep.int/> in Form nationaler Gesamtmengen sowie auf dem für die EMEP-Modellrechnungen verwendeten Raster von 50 x 50 km zur Verfügung gestellt.

Für die gegenständliche Studie werden die auf der EMEP-Homepage publizierten „Expert Emissions“ des Jahres 2003 verwendet (siehe http://www.emep.int/index_data.html). Die PM10-Emissionen der EMEP-Datenbank des Jahres 2003 sind in Abbildung 4 dargestellt.

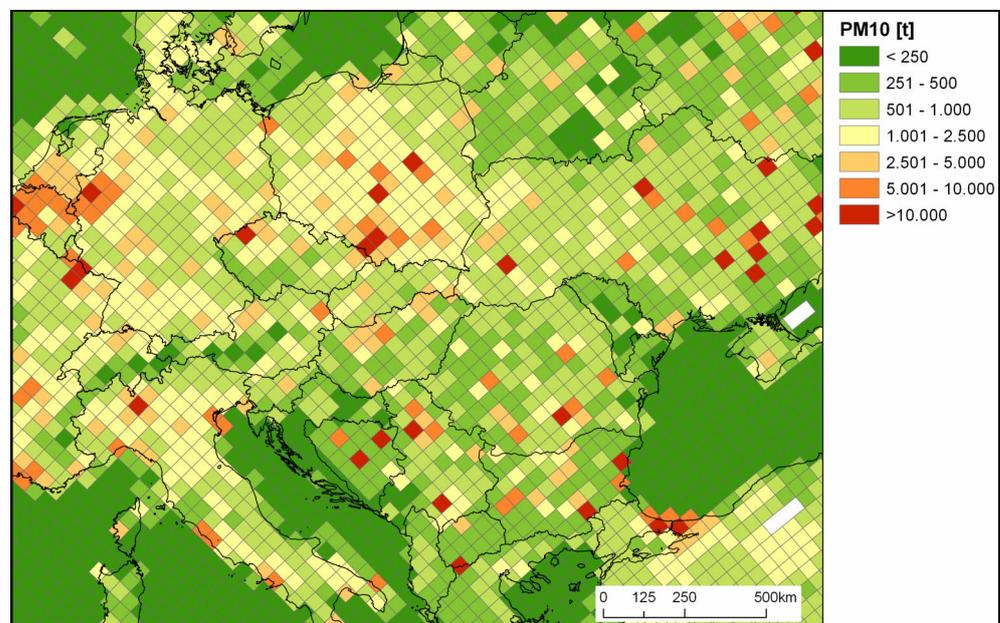


Abbildung 4: PM10-Emissionen 2003 (Raster 50 x 50 km), EMEP-Database.



Deutlich erkennbar sind Regionen mit extrem hohen Emissionsdichten von über 10.000 t pro Gitterzelle in jenen Bereichen, die entsprechend den Trajektorienanalysen als Herkunftsregionen von Ferntransport in Frage kommen (siehe Kapitel 3 bzw. 4):

- in Rumänien in der westlichen Walachei sowie um București (Bukarest),
- in Serbien bei Beograd (Kraftwerk Kostolac),
- in Bosnien-Herzegowina bei Tuzla, Sarajevo und Zenica,
- in Tschechien in Ostrava (Nordmähren), in Ostböhmen (Kraftwerke in der Region Pardubice) und Nordwestböhmen (Kraftwerke in der Region Chomutov, u. a. Přuněrov),
- in Polen in Oberschlesien (Katovice), Krakow, Konin, Poznan, Wrocław, Łódź und Waszawa (Warschau).

Die dominierenden PM10-Quellen sind Kohlekraftwerke und Stahlwerke.

Die größten Emissionsdichten weisen die Gitterzellen auf, in welchen Wien und Linz liegen. Die Gitterzelle 76–50 (**Wien**) weist PM10-Emissionen von 7.336 t, die Gitterzelle 73–47 mit **Linz** von 4.673 t auf.

Die PM10-Emissionen der Region **Bratislava** (EMEP-Gitterzellen 77–50 und 77–51) sind mit 3.731 t vergleichsweise bescheiden. Höhere PM10-Emissionen treten gemäß EMEP-Expertenschätzung in der westlichen Mittelslowakei (Region Trenčín) in der Gitterzelle 77–53 auf. Die Region Košice in der Ostslowakei (Gitterzelle 80–56) weist PM10-Emissionen von 4.504 t auf. Die bedeutendste PM10-Quelle dieser Region war gemäß SHMU (2003) im Jahr 2002 das Stahlwerk US Steel.

In **Ungarn** wies laut EMEP-Expertenschätzung 2003 die Region Budapest (Gitterzelle 80–52) mit PM10-Emissionen von 6.126 t die höchste Emissionsdichte auf. Hohe Emissionen aus Kraftwerken entfallen auf mehrere Gitterzellen in Nordungarn (v. a. Gitterzelle 79–51 mit dem Kraftwerk Oroszlány und Gitterzelle 80–54 mit dem Kraftwerk Máttra bei Eger).

In **Slowenien** finden sich die höchsten PM10-Emissionen mit 3.934 t in der Gitterzelle 78–45, in welcher die Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje liegen.

In **Tschechien** treten die höchsten PM10-Emissionen in Ostrava (Nordmähren) (Gitterzelle 75–55, Emissionen in Tschechien 12.209 t) sowie im nordwestlichen Böhmen (Region Chomutov, Gitterzelle 69–50, Kraftwerke Tisova, Ledvice, Přuněrov) mit 12.227 t auf, gefolgt von den Regionen Prag und Pardubice.

Die höchsten Emissionsdichten im weiteren Umkreis Österreichs sind in **Südpolen** in der Region Katowice (Oberschlesien) in der EMEP-Gitterzelle 50–56 mit 24.806 t (v. a. Jowierzno und Lagisza) anzutreffen. Auf die Region Łódź (Gitterzelle 73–58) entfallen Emissionen von 14.457 t (v. a. Kraftwerk Belchatow), auf Waszawa (Gitterzelle 73–60) 12.933 t PM10.

In **Serbien** befinden sich die höchsten Emissionsdichten in der Region Beograd (Gitterzelle 86–49) mit 23.992 t, in **Bosnien** in den Regionen Tuzla (Gitterzelle 85–47) mit 16.028 t sowie in der Region Zenica (Gitterzelle 85–45) mit 16.749 t, in **Rumänien** in București (Gitterzelle 92–57) mit 36.637 t. Bedeutendste Punktquellen in der westlichen Walachei sind laut ACID RAIN 2004 die Kraftwerke Craiova/Ișalnita, Rovinari, Turceni und Turnu Severin.

2.3 Emissionen von Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel

Neben primären PM-Emissionen tragen auch noch Emissionen von NO_x , SO_2 , NH_3 und NMVOC durch die Bildung von sekundären anorganischen (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) bzw. von sekundären organischen Aerosolen in unterschiedlichem Ausmaß zur PM10-Belastung bei.

Für die Emissionsdaten dieser Vorläufersubstanzen wurde ebenfalls auf die EMEP-Daten (http://www.emep.int/index_data.html) zurückgegriffen.

2.3.1 Schwefeldioxid

Die SO_2 -Emissionen laut EMEP-Expertenschätzung 2003 sind in Abbildung 5 dargestellt. Die Emissionsschwerpunkte von SO_2 decken sich nur teilweise mit jenen von PM10 (siehe Abbildung 4). Die PM10-Großemittenten in der westlichen Walachei, in der Region Beograd, in Bosnien und in Oberschlesien stellen ebenfalls Großemittenten von SO_2 dar, allerdings gibt es weitere SO_2 -Emissionsschwerpunkte, u. a. in Nordungarn, Bosnien, im nördlichen Böhmen und in Polen.

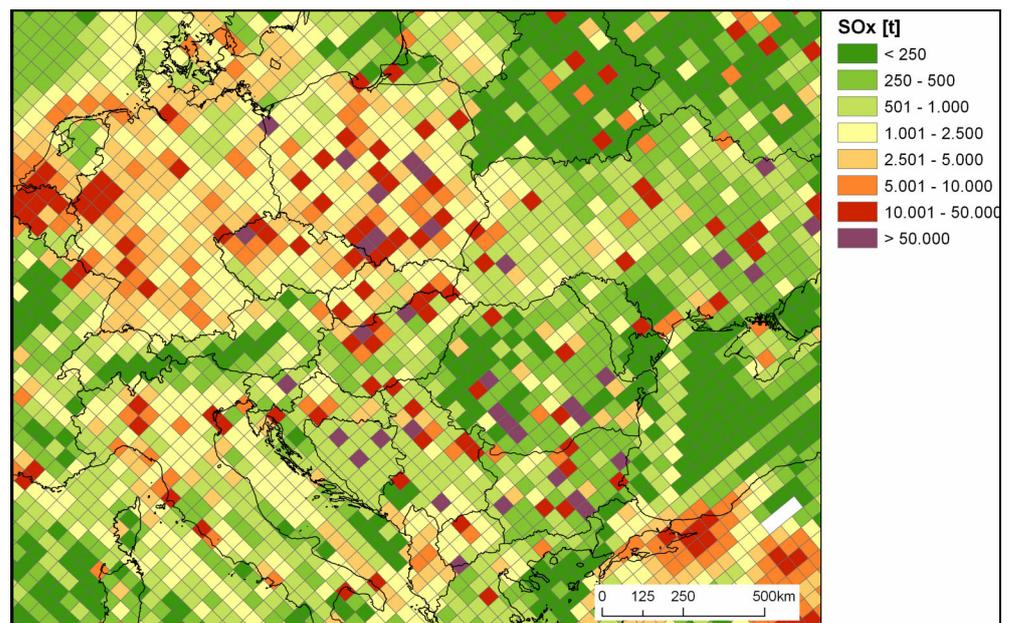


Abbildung 5: SO_2 -Emissionen 2003 (Raster 50 x 50 km), EMEP-Databse.

2.3.2 Stickstoffoxide

Abbildung 6 zeigt die NO_x -Emissionen laut EMEP-Expertenschätzung für 2003 auf dem 50 x 50 km-Gitter. Bei den Stickstoffoxid-Emissionen weist – anders als bei SO_2 und PM10 – Westeuropa weitaus höhere Emissionen auf als Ost- und Ostmitteleuropa.

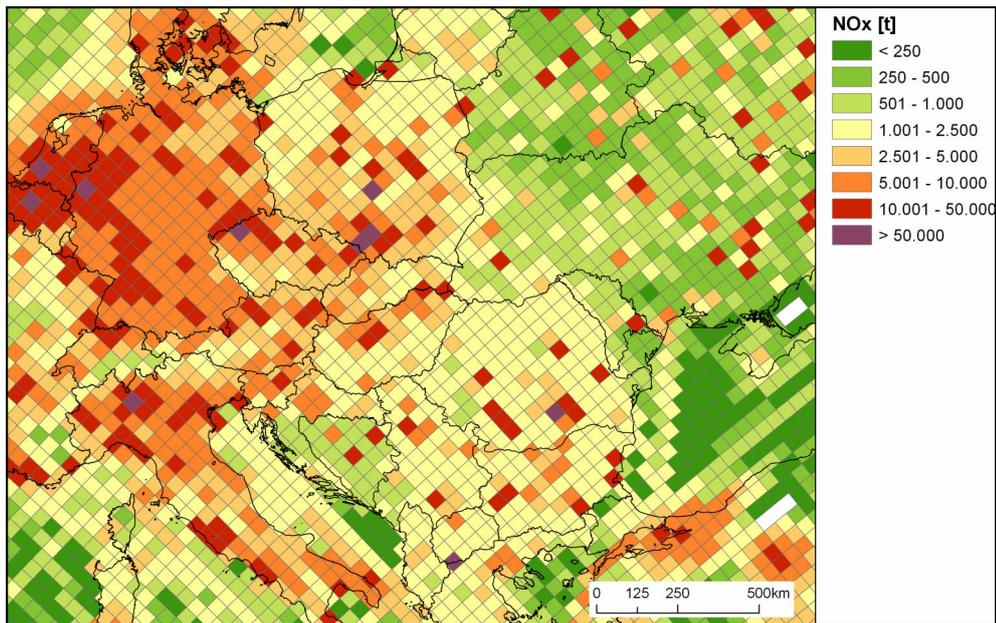


Abbildung 6: NO_x-Emissionen 2003 (Raster 50 x 50 km), EMEP-Database.

2.3.3 Ammoniak

Die NH₃-Emissionen auf dem 50 x 50 km-Raster gemäß EMEP-Expertenschätzung für 2003 sind in Abbildung 7 dargestellt.

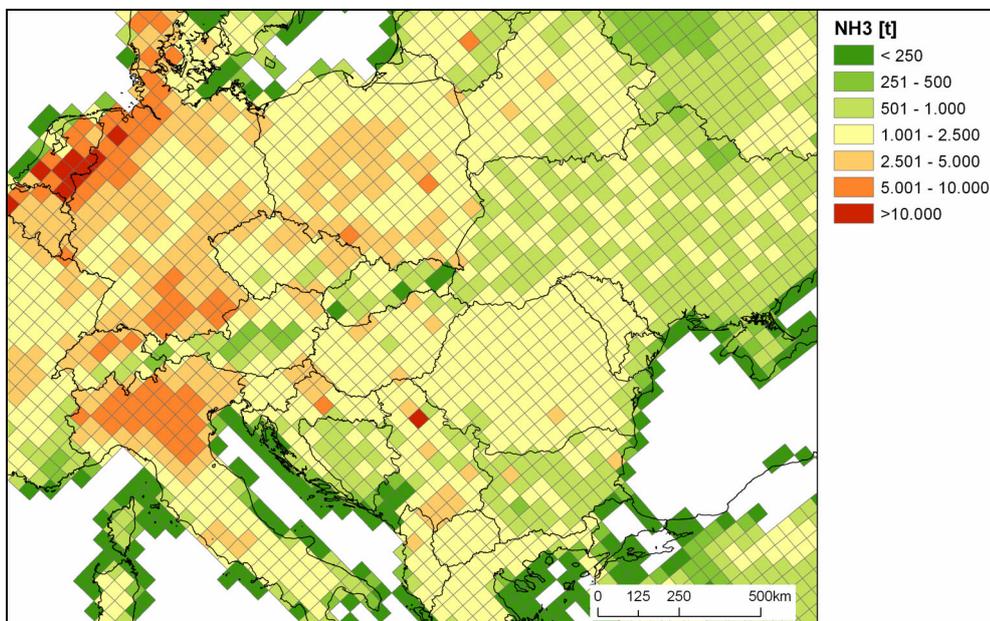


Abbildung 7: NH₃-Emissionen 2003 (Raster 50 x 50 km), EMEP-Database.

3 METHODIK DER HERKUNFTSANALYSE MITTELS RÜCKWÄRTSTRAJEKTORIEN

3.1 Trajektorien

Eine Trajektorie ist der Weg, den die Luft (genau genommen: ein infinitesimal kleiner Luftpartikel) in einem gegebenen Zeitraum zurücklegt. Zeitliche und räumliche Änderungen der Windverhältnisse müssen bei der Ermittlung von Trajektorien berücksichtigt werden (KAISER & SCHEIFINGER 2003).

Die Trajektorien wurden mit dem Modell FLEXTRA berechnet (STOHL 1996, 1998, 1999). Dem Modell wurden die Windfelder des Europäischen Zentrums für Mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF 1995) zugrunde gelegt. Die horizontale Auflösung der Windfelder beträgt $1^\circ \times 1^\circ$ (dem entsprechen auf der geografischen Breite von Österreich rund 75 km in Ost-West-Richtung und rund 111 km in Nord-Süd-Richtung). Das ECMWF-Modell hat 60 Höhenschichten bis zum oberen Modellrand (0 hPa) bzw. zwölf Schichten bis 850 hPa (rund 1.500 m). Die Windfelder liegen alle sechs Stunden vor, für die Zwischentermine wurden die Windfelder interpoliert.

Die Trajektorien wurden alle drei Stunden in einer Höhe von 100 m über jener Höhe, die der jeweiligen Station (Zielpunkt) im Modell entspricht, berechnet und 96 h rückwärts verfolgt („Rückwärtstrajektorien“). Man erhält so den Weg, den die Luft innerhalb eines Zeitraums von vier Tagen zurückgelegt hat, bevor sie an der Messstelle ankommt. Die Trajektorien sind dreidimensional, d. h. die Vertikalkomponente des Windes ist berücksichtigt.

Das Untersuchungsgebiet umfasst im Wesentlichen den zentralen und östlichen Bereich von Europa, etwa von der Ostküste Großbritanniens bis zum Ural und von Süditalien bis Südsandinavien.

Abbildung 8 zeigt ein Beispiel von Trajektorien für Graz. Hier sind die Trajektorien eines Tages (also acht Trajektorien) eingezeichnet. Die Einfärbung der Trajektorien zeigt ihre Höhe. Alle Trajektorien sind blau eingefärbt; sie sind daher bodennah.

Von großer Wichtigkeit ist, dass die Trajektorien die relevanten Transportprozesse mit hinreichender Genauigkeit erfassen. Die Beurteilung der Genauigkeit von Trajektorien ist nur durch Vergleich mit Messungen von geeigneten Tracern möglich und daher schwierig. STOHL (1998) gibt sie mit rund 20 % ihrer Länge an, bei Windsprüngen nahe dem Ankunftspunkt der Trajektorie (z. B. bei Kaltfrontpassagen, aber auch bei vertikalen Windsprüngen an Inversionen) kann der Fehler sehr groß sein.

Der Unsicherheit in den Trajektorienberechnungen wird insofern Rechnung getragen, als Trajektorien nicht nur für die Messstelle selbst, sondern zusätzlich noch fünf Trajektorien, gleich verteilt in einem Abstand von $0,5^\circ$ um die Station herum, berechnet wurden. Für den Gesamtzeitraum vom 1. Jänner 1999 bis 31. Mai 2007 wurden daher für jedes Untersuchungsgebiet 147.408 und für alle Untersuchungsgebiete zusammen 1.179.264 Trajektorien berechnet.

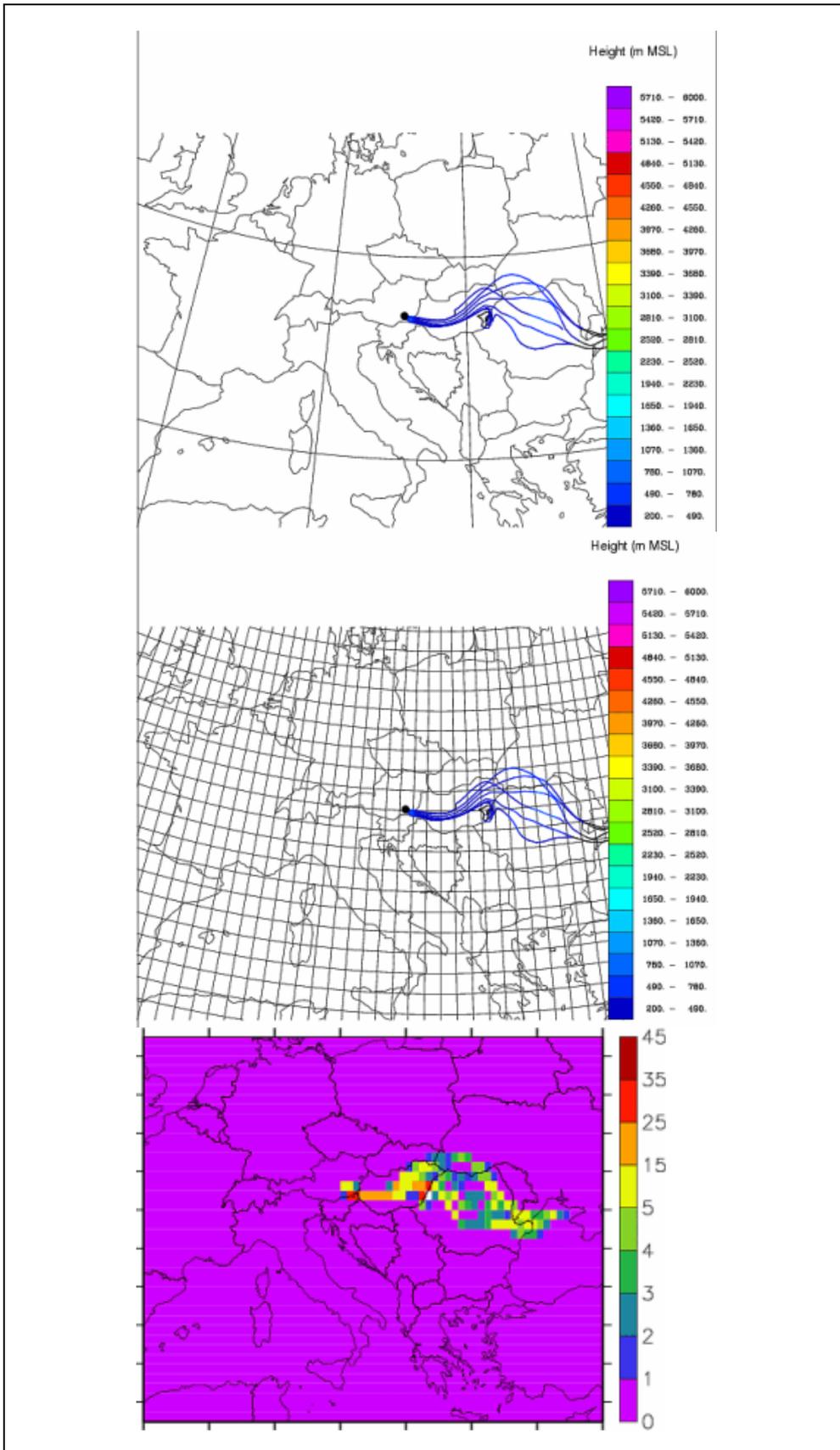


Abbildung 8: Schematische Darstellung zur Erstellung von Trajektorien-Verweilzeitstatistiken am Beispiel Graz. a) Trajektorien, b) Gitter, c) Trajektorienverweilzeit.

3.2 Trajektorienstatistiken

Die Trajektorie alleine zeigt den Weg, den die Luft zurückgelegt hat, enthält aber keine Information, wo sie Schadstoffe aufgenommen hat.

Erste Hinweise über einen möglichen Schadstoffeintrag erhält man, wenn man die Dauer (in Stunden), mit der sich die Luft in bestimmten Gebieten aufhält, berücksichtigt, weil man annehmen kann, dass die Luft vor allem Eigenschaften aus jenen Gebieten annimmt, über denen sie lange verweilt. Statistiken über einen längeren Zeitraum „verfeinern“ diese Information, da Trajektorien im Allgemeinen mit zunehmender Entfernung zum Ankunftspunkt „auffächern“ und so typische Gebiete mit häufigen und langen Verweilzeiten stärker hervortreten. Dennoch gibt es z. T. klimatisch bedingte Umstände, die eine räumliche Eingrenzung möglicher Emissionsgebiete erschweren, etwa dann, wenn häufig Luftströmungen mit annähernd konstanter Geschwindigkeit aus demselben Richtungssektor kommen.

Abbildung 8 enthält eine schematische Darstellung zur Ermittlung der Verweilzeit von Trajektorien. Dafür wird ein geografischer Raster mit $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ Auflösung (ca. 37,5 km in Ost-West- bzw. 55,5 km in Nord-Süd-Richtung) und Höhenintervallen von 200 m (unterhalb von einer Höhe von 2.000 m) bzw. 500 m (oberhalb von 2.000 m) verwendet (siehe Abbildung 8b). Für jede Trajektorie wird die Zeit (in Stunden), die sie in den jeweiligen Rasterelementen verbringt, ermittelt (siehe Abbildung 8c).

Die Verweilzeit jeder einzelnen Trajektorie wird in Abhängigkeit von der am Ankunftspunkt gleichzeitig gemessenen Schadstoffbelastung ermittelt. In der Fachliteratur werden unterschiedliche Verfahren zum Auffinden jener Regionen, in denen Schadstoffe in die Atmosphäre gelangen („potenzielle Quellgebiete“) beschrieben. Ergänzend wurde von KAISER et al. (2007) eine Methodik entwickelt, Luftströmungen, die mit erhöhter bzw. niedriger Schadstoffbelastung verbunden sind, zu identifizieren. Die vorliegende Arbeit beruht auf den folgenden Methoden.

3.2.1 Identifikation potenzieller Quellgebiete

3.2.1.1 Perzentilmethode

Zur Eingrenzung **potenzieller Emissionsquellen** wird die Trajektorien-Verweilzeit jeweils nur für jene Fälle berechnet, in denen das für jede Station monatsweise ermittelte 75-Perzentil der Dreistundenmittelwerte der Immissionskonzentration überschritten bzw. das 25-Perzentil unterschritten wird („Perzentilmethode“). Setzt man *Rasterfeld für Rasterfeld* die beiden Statistiken zueinander in Beziehung, so erhält man Auskunft, um wie viel länger sich die Luft über einem bestimmten Gebiet aufgehalten hat, wenn die Immissionskonzentration „hoch“ war (> 75 -Perzentil) im Vergleich zu Situationen mit „niedriger“ Immissionskonzentration (< 25 -Perzentil).

$$PSCF_{ij} = \frac{\sum_{t=1}^{n1} \tau_{ijt} (C_t > 75\%)}{\sum_{t=1}^{n2} \tau_{ijt} (C_t < 25\%)}$$

$PSCF_{ij}$ ist das Verhältnis der Summe der Verweilzeiten τ_{ijt} von n_1 Trajektorien im Gitterelement ij mit einer Immissionskonzentration C_t (zum Ankunftszeitpunkt t der Trajektorie) über dem 75-Perzentil zur Summe der Verweilzeiten von n_2 Trajektorien im selben Gitterelement mit einer Immissionskonzentration C_t unter dem 25-Perzentil.

Die Perzentile werden monatsweise, für jede Messstelle getrennt ermittelt.

In dieses Verfahren geht die Häufigkeit der Luftströmungen *nicht* ein. Entfernte Gebiete, die nur von einer geringen Zahl von Trajektorien überstrichen werden, haben daher dasselbe Gewicht wie Gebiete im Nahbereich der Messstelle, die durch eine Vielzahl von Trajektorien abgedeckt sind. Diese Methode ermöglicht ein Auffinden auch entfernt gelegener potenzieller Emissionsquellen.

Nachteil dieses Verfahrens ist, dass nur die Hälfte der berechneten Trajektorien für die Statistik verwendet werden und dass für Gebiete, die entweder von den Trajektorien mit „hoher“ oder mit „niedriger“ Konzentrationen nicht überstrichen werden, keine Aussagen gemacht werden können.

In der Literatur wird diese Methode als Potential Source Contribution Function (PSCF) bezeichnet (ASHBAUGH et al. 1985).

3.2.1.2 Konzentrationsfeldmethode

Gegenstand der Auswertungen sind auch Untersuchungen der Ursachen der z. T. stark unterschiedlichen PM10-Belastung der einzelnen Winter ab Winter 1999/2000 (siehe Kapitel 9.1). Dies geschieht einerseits durch Ermittlung der Strömungsverhältnisse für jeden einzelnen Winter: Sind die relevanten Quellregionen bekannt, dann können so die Auswirkungen von Veränderungen in der Häufigkeit der relevanten Luftströmungen auf die PM10-Belastung in Österreich studiert werden.

Umgekehrt kann aber auch die Trajektorienstatistik selbst genutzt werden, um für jeden einzelnen Winter die potenziellen Quellgebiete zu ermitteln. Die oben diskutierte Perzentilmethode hat allerdings die Eigenschaft, dass sie für jeden beliebigen Auswertzeitraum Hinweise über den Ursprung belasteter bzw. unbelasteter Luftmassen im jeweiligen Zeitraum gibt, unabhängig davon, ob in der Auswerteperiode die Belastung hoch oder niedrig war. Besonders im Fall von kurzen Auswerteperioden (z. B. einzelnen Jahreszeiten) mit niedriger Belastung können daher auch an sich eher unbedeutende Quellen dominierend erscheinen. Möchte man anhand von Trajektorien-statistischen Methoden die Relevanz unterschiedlicher Quellregionen in unterschiedlichen Auswertezwischenräumen vergleichen, dann ist es vorteilhaft, anstelle von Methoden, die sich auf das jeweilige Konzentrationsniveau beziehen, direkt mit der gemessenen Immissionskonzentration zu gewichten, wie dies in der Konzentrationsfeldmethode der Fall ist:

$$CF_{ij} = \frac{\sum_{t=1}^{n_1} \tau_{ijt} C_t}{\sum_{t=1}^{n_1} \tau_{ijt}}$$

CF_{ij} ist das Verhältnis der über n_1 Trajektorien summierten, mit der Immissionskonzentration C zum jeweiligen Ankunftszeitpunkt der Trajektorien t gewichteten Verweilzeit τ der Trajektorien zur Summe der Verweilzeiten der n_1 Trajektorien im

Gitterelement ij. CF_{ij} hat die Dimension einer Konzentration, darf aber nicht mit einer realen Schadstoffverteilung im Untersuchungsgebiet verwechselt werden. Vielmehr ist CF_{ij} eine Maßzahl für die Lage potenzieller Schadstoff-Quellgebiete.

Die Konzentrationsfeldmethode zeigt die potenziellen Quellgebiete ähnlich wie die Perzentilmethode; indem die Trajektorien-Verweilzeiten hier aber direkt mit der Immissionskonzentration gewichtet werden, erscheinen die Quellregionen während Auswerteperioden mit niedriger Belastung weniger intensiv als während Auswerteperioden mit hoher Belastung.

Anstelle der Gewichtung mit der Schadstoffkonzentration verwenden SEIBERT et al. (1994) den Logarithmus der Konzentration. Diese Methodik wurde im Weiteren von STOHL et al. (1996) durch ein iteratives Verfahren weiterentwickelt (redistributed concentration field, RCF). Eine Validierung der drei alternativen Methoden zur Bestimmung potenzieller Schadstoff-Quellgebiete zeigte bessere Ergebnisse für die RCF-Methode lediglich für fiktive Emissionsquellen bei idealisierten Bedingungen (Vernachlässigung von Turbulenz, Deposition und chemischen Umwandlungen); für tatsächliche Emissionsquellen und gemessene Schadstoffzeitreihen (die die Effekte von Turbulenz, Deposition und chemischen Umwandlungen beinhalten) hingegen erbrachte die hier angewandte PSCF-Methode die besten Resultate (SCHEIFINGER & KAISER 2007).

3.2.2 Strömungsverhältnisse (Tiefpassmethode)

Zur Analyse der Strömungsverhältnisse, die zu über- oder unterdurchschnittlicher Schadstoffkonzentration an der jeweiligen Station führen, werden die Verweilzeiten jeder Trajektorie mit der Abweichung der aktuell gemessenen Immissionskonzentration vom gleitenden dreimonatigen Mittelwert gewichtet (Gauß'sches Tiefpassfilter, stationsweise ermittelt; „Tiefpassmethode“).

$$\Delta WT_{(norm)ij} = \frac{\sum_{t=1}^{nl} \tau_{ijt} * (C_t - \bar{C})}{\sum_{i=1}^{i(tot)} \sum_{j=1}^{j(tot)} \sum_{t=1}^{t(tot)} \tau_{ijt} * (|C_t - \bar{C}|)}$$

$\Delta WT_{(norm)ij}$ ist die normierte, mit der Immissionskonzentration gewichtete Trajektorien-Verweilzeit im Gitterelement ij, C_t die aktuelle Immissionskonzentration zum Ankunftszeitpunkt t der Trajektorie und \bar{C} das Gauß'sche Tiefpassfilter (Laufzeit drei Monate), nl die Zahl der Trajektorien im Gitterelement ij, i(tot), j(tot) und t(tot) die Gesamtzahl über alle Gitterelemente und Trajektorien.

Überdurchschnittliche Konzentrationswerte (und folglich die damit verbundenen Verweilzeiten) erhalten so ein positives, unterdurchschnittliche Werte ein negatives Vorzeichen. Nach Aufsummieren der gewichteten Verweilzeiten jedes Rasterelements aus einem gewünschten Auswertzeitraum und über alle gewünschten Stationen werden die *Verweilzeiten jedes Rasterelements* durch die *Totalsumme der Absolutbeträge der Verweilzeiten aus dem ganzen Untersuchungsgebiet* dividiert. Man erhält so eine mit der Immissionskonzentration gewichtete relative Verweilzeitstatistik, die die Häufigkeit der Luftströmungen beinhaltet. Da alle Trajektorien (= Luftströmungen) an der jeweiligen Messstelle „enden“, treten die höchsten Absolutbeträge der gewichteten Verweilzeiten im Nahbereich der Messstelle auf. Eine genaue Beschreibung der Methode ist in KAISER et al. (2007) enthalten.

Abbildung 9 zeigt eine Gegenüberstellung der Ergebnisse beider Methoden für SO_2 (Mittelwert über alle Hintergrundmessstellen des Umweltbundesamtes (2000 und 2001). Die Hauptemissionsgebiete für SO_2 (EMEP-Emissionskataster, siehe Abbildung 9b) befinden sich im Nordwesten Europas und über Polen. Weiters befinden sich im Südosten einzelne, jedoch sehr markante Punktquellen. Die Perzentilmethode (siehe Abbildung 9a) erfasst Transport aus Polen und aus dem Südosten (rote Einfärbung), allerdings erscheinen die „Herkunftsgebiete“ hinter die tatsächlichen Quellen verschoben. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass Luft vor allem dann hohe Mengen an Schadstoffen aufnehmen kann, wenn sie sich lange über den Quellen befindet und die Durchmischung ungünstig ist. Großräumige winterliche Schwachwindlagen über den Emissionsgebieten dürften die Ursache für die „Verschmierung“ der Quellen über dem Kontinent sein. Häufige Luftströmungen mit konstanter Richtung und Geschwindigkeit können ebenfalls die Eingrenzung von Emissionsgebieten erschweren. Aufgrund dieser Unsicherheiten sollten die Ergebnisse der Perzentilmethode und äquivalenter Methoden (z. B. Konzentrationsfeldmethode) lediglich als „potenzielle Quellgebiete“ interpretiert werden.

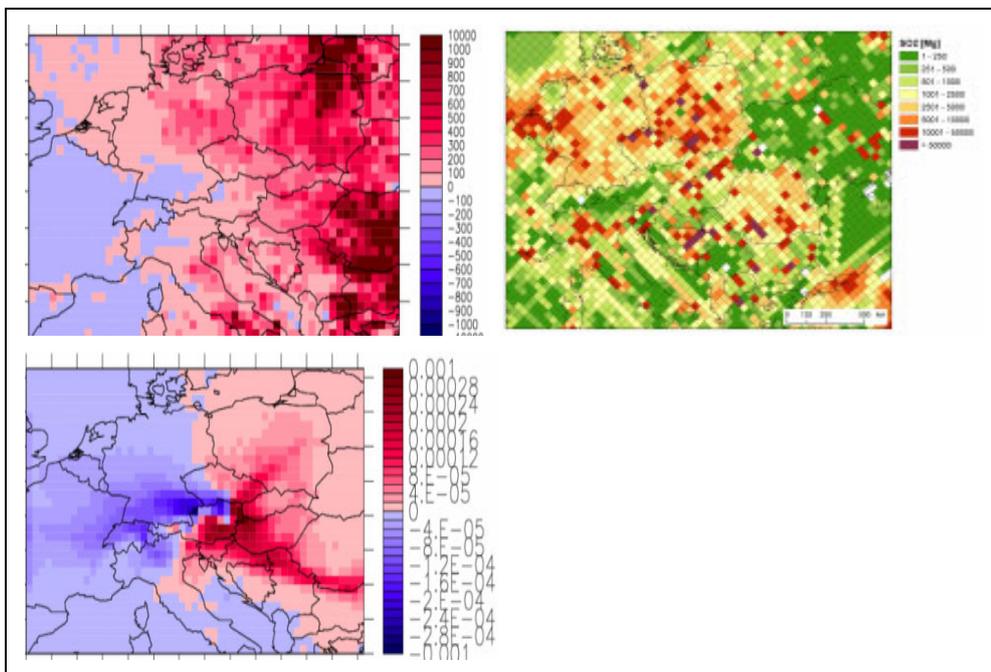


Abbildung 9: Gegenüberstellung der Ergebnisse der Trajektorienstatistiken für SO_2 mit dem EMEP-Emissionskataster. a) Potenzielle Quellgebiete (Perzentilmethode), b) EMEP Emissionskataster, c) Strömungsverhältnisse (Tiefpassmethode).

Die Tiefpassmethode (siehe Abbildung 9c) zeigt eine gute Trennschärfe zwischen Luftströmungen mit über- und unterdurchschnittlichem Schadstoffgehalt, gibt aber nur ungefähre Hinweise über mögliche Schadstoffquellgebiete: Zeigen die Statistiken Gebiete mit hohen positiven gewichteten Verweilzeiten (= hohe Konzentration an der Messstelle) lediglich im Nahbereich der Station, so ist das ein Hinweis für relevante Schadstoffquellgebiete im Nahbereich der Station. Zeigen die Statistiken dagegen lange „Pfade“ mit hoher positiver Verweilzeit, so ist das ein deutlicher Hinweis für Ferntransport ungefähr aus jenen Regionen, wo sich diese „Pfade“ verlieren. Im vorliegenden Fall verliert sich z. B. der nach Nordost gerichtete „Pfad“ ziemlich genau über den Regionen Polens mit der höchsten Emission.

Keine der beiden Methoden zeigt die Emissionsgebiete im Nordwesten Europas. Nordwestströmungen, die Luft aus dieser Region nach Österreich transportieren, sind in der Regel mit hoher Windgeschwindigkeit und guter Durchmischung der Atmosphäre verbunden. Die Luft hält sich daher meist nur kurze Zeit über den Quellen auf und kann daher nur vergleichsweise geringe Schadstoffmengen aufnehmen. Zudem wird der Schadstoffgehalt durch die meist gute Durchmischung rasch auf ein großes Luftvolumen verteilt.

Die hier angewandten, einander ergänzenden Methoden gemeinsam ermöglichen somit eine recht realistische Eingrenzung jener Emissionsgebiete, deren Wirkung in den in Österreich gemessenen Daten noch zu erkennen ist. Eine Quantifizierung dieser Wirkungen, also die Höhe der Beiträge der unterschiedlichen Quellregionen ist mit Trajektorienstatistiken alleine jedoch nicht möglich.

Ergänzend zur Tiefpass- und Perzentilmethode wird zur Darstellung der Variationen von Jahr zu Jahr in Kapitel 9.1 auch die Konzentrationsfeldmethode verwendet.

3.2.3 Häufigkeit von Luftströmungen

Zum Studium der Auswirkungen der Strömungsverhältnisse in den für die Feinstaubbelastung relevanten Wintermonaten wurde ähnlich dem in Abbildung 8 dargestellten Schema vorgegangen: Anstelle der Trajektorienverweilzeit wurde einfach immer dann, wenn eine Trajektorie ein Gitterelement passiert, die Zahl von Trajektorien durchgängen für das betroffene Gitterelement erhöht. Anhand der zusätzlich ermittelten Gesamthäufigkeit über das ganze Untersuchungsgebiet lässt sich die relative Häufigkeit der Luftströmungen für interessierende Zeiträume (z. B. die einzelnen Winter) ermitteln.

3.3 Vertikale Temperaturgradienten

Neben Transportprozessen wird der Schadstoffgehalt der Luft wesentlich von der vertikalen Durchmischung der Atmosphäre beeinflusst. Die vertikale Durchmischung steht in engem Zusammenhang mit der Änderung der Temperatur mit der Höhe: Nimmt die Temperatur mit der Höhe stark ab (um 1 °C pro 100 m Höhenzunahme oder mehr), dann setzt die Atmosphäre vertikalen Luftbewegungen keinen Widerstand entgegen (bzw. es kommt zu Vertikalbewegungen, indem die schwerere, kalte Luft absinkt und die wärmere, leichtere Luft aufsteigt). Schadstoffe werden durch die vertikalen Luftbewegungen dann rasch auf ein großes Luftvolumen verteilt.

Bei nur geringer Temperaturabnahme mit der Höhe (um weniger als 1 °C pro 100 m Höhenzunahme) oder bei Inversionen (Temperaturzunahme mit der Höhe) setzt die Atmosphäre Vertikalbewegungen einen Widerstand entgegen. Schadstoffe bleiben dann auf ein enges Luftvolumen begrenzt.

Für die Charakterisierung der vertikalen Temperaturänderung wurden aus den Radiosondenaufstiegen von Wien Hohe Warte (jeweils 2 mal täglich um 0:00 und 12:00 UTC) die in Seehöhen von 500 m, 750 m und 1.000 m gemessenen Temperaturen entnommen und durch Vergleich mit der gleichzeitig in Großenzersdorf gemessenen Temperatur vertikale Temperaturgradienten (Änderung der Temperatur bezogen auf eine Höhe von 100 m) berechnet. Diese Gradienten sind näher-

rungsweise repräsentativ für den Großraum Wien. In Ermangelung repräsentativer Messungen in der freien Atmosphäre in den anderen Untersuchungsgebieten musste diese Analyse auf den Großraum Wien beschränkt werden.

3.4 Klassifizierung von Trajektorienbahnen

Die u. a. von KAISER & SCHEIFINGER (2003) beschriebene Methode der Berechnung der Verweilzeit einer Luftmasse über einem bestimmten Gebiet verschneidet meteorologische Information mit der PM10-Konzentration am Zielpunkt; dieses Verfahren bezieht keine Information über Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel ein.

Ein davon unabhängiges Verfahren ist die Klassifizierung der Trajektorien für jeweils einen Tag unter dem Gesichtspunkt, welche Gebiete mit hohen Emissionen von PM10 oder Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel überquert werden, wobei auch die Verlagerungsgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit) sowie die Verweildauer im Nahbereich des Zielpunktes berücksichtigt werden. Diese grundsätzlich qualitative Methode erlaubt durch Auszählung der Trajektorien, die bestimmte Gebiete mit hohen Emissionen überqueren, eine halbquantitative Zuordnung der gemessenen PM10-Belastung zu diesen Gebieten. Beispiele für Trajektorien mit unterschiedlicher Herkunftsregion hoch belasteter Luftmassen sind in Abbildung 79 bis Abbildung 87 (siehe Anhang 1) dargestellt.

Dabei lassen sich grundsätzlich vier Situationen unterscheiden:

1. Ferntransport
2. Ferntransport in Kombination mit regionaler Schadstoffakkumulation (durch regionale Emissionen)
3. Regionale Schadstoffakkumulation
4. Sahara-Staub
5. Wind aus West bis Nord, d. h. ozeanische Luftmassen, sowie starker Südwind (meist mit niedriger PM10-Belastung verbunden).

Situationen mit Beiträgen regionaler Schadstoffakkumulation lassen sich an hohen Trajektorienverweilzeiten im Nahbereich des Zielpunktes identifizieren.

Als solche werden auch Situationen klassifiziert, bei denen

- Trajektorien (die für einen Zielpunkt 100 m über der Messstelle berechnet werden) offenkundig nicht für die bodennahe Luftschicht repräsentativ sind und damit auf eine extrem flache Bodeninversion hinweisen.
- Trajektorien starkes Absinken in der Nähe des Zielpunktes zeigen (d. h. für größere Entfernungen vom Zielpunkt auch nicht für die bodennahe Luftschicht repräsentativ sind) und damit auf Absinkinversionen mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen in Bodennähe hinweisen.

Die Trajektorien werden nach den in Tabelle 5 angegebenen Zugbahnen von Luftmassen bzw. potenziellen Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung klassifiziert. Eine derart detaillierte Klassifizierung ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn die Anzahl der Tage, an denen (erhöhte) PM10-Tagesmittelwerte vorliegen, ausreichend hoch ist. Bei Messstellen, bei denen diese unter ca. 200 Tage liegt, werden die klassifizierten Trajektorienbahnen zusammengefasst.

Tabelle 5: Klassifizierte Trajektorienbahnen von PM10-Fertransport.

Trajektorienbahnen	Zusammengefasste Trajektorienbahnen
Friaul, Venetien, Po-Ebene, Ligurien	Italien, Slowenien, Bosnien
Slowenien	
Nordbosnien	
Slowenien, Nordserbien	Slowenien, Nordserbien
Süd- (West-) Rumänien, Nordserbien, Slowenien	Südrumänien, Nordserbien, Slowenien
Nordserbien (Nordbosnien, Nordostungarn)	Nordserbien
Nordserbien, Süd- (Mittel-) Ungarn	
Südrumänien, Nordserbien, Süd- (Mittel-) Ungarn	Südrumänien, Nordserbien
Süd- (West-) Rumänien, Süd-, Mittelungarn	
Süd-, Westrumänien, Nordserbien, Südungarn	
Südungarn	Ungarn
Mittelungarn	
Nordost-, Mittel-, Südungarn	
Mittel (Süd-) Ungarn, (Westukraine)	
Mittelungarn, Nordmähren, Oberschlesien (Region Katowice)	Ungarn, Oberschlesien, Nordmähren
Südostpolen, Oberschlesien, Nordmähren, Wien	Polen, Nordmähren, Wien
Südrumänien, Nordserbien, Budapest, Mittelungarn	Ungarn, Nordserbien, Südrumänien
Südrumänien, (Mittelungarn) Budapest	
(Südostpolen), Ostslowakei, Nordostungarn, (Mittelungarn), Budapest	Südostpolen, Slowakei, Ungarn
Südostpolen, (Westukraine), Ost-, Westslowakei	Südostpolen, Slowakei
Ostslowakei, Budapest, Mittelungarn, Wien	Ungarn, Slowakei, Wien
Süd-, Westrumänien, Budapest, (Mittel, Nordostungarn), Bratislava	Rumänien, Ungarn, Slowakei
Oberschlesien, Wien	Polen, Wien
Wien	Wien
Ostböhmen, Wien	Ostböhmen, Wien
Nordwestböhmen, Prag, Wien	West-, Mittelböhmen, Wien
Mittelpolen (Warschau, Łodz, Konin, Poznan), Ostdeutschland, Böhmen, Wien	Polen, Böhmen, Wien
Bratislava	Bratislava
Bratislava, Ostslowakei	Slowakei
Bratislava, Oberschlesien, Nordmähren	Oberschlesien, Nordmähren, Slowakei
Oberschlesien, Nordmähren, Westslowakei	
Mittelpolen, Oberschlesien, Nordmähren	Polen, Nordmähren
Südostpolen, Oberschlesien, Nordmähren	
Oberschlesien, Nordmähren	Oberschlesien, Nordmähren
Oberschlesien	Oberschlesien
Westl. Oberschlesien	
Mittelpolen, westl. Oberschlesien	Mittelpolen
Nordmähren	Nordmähren
Mittelpolen, (Wrocław), Ostböhmen	Polen, Ostböhmen
Ostböhmen	

Trajektorienbahnen	Zusammengefasste Trajektorienbahnen
Prag	Prag, Polen
Mittel- (West-) Polen, Prag	
Prag, Nordwestböhmen, Ostdeutschland	Böhmen, Ostdeutschland
Nordwestböhmen, Ostdeutschland	
Bayern	Süddeutschland
Südwest-, Westdeutschland, Benelux, Frankreich	
Oberösterreich	Oberösterreich

Die derart klassifizierten Trajektorienbahnen überqueren verschiedene potenzielle Quellgebiete von PM10 bzw. Vorläufersubstanzen sekundärer (anorganischer) Partikel. Um in diesen Fällen eine Herkunftszuordnung vornehmen zu können, müssen die Anteile der einzelnen Gebiete zum Ferntransport sowie zur regionalen Schadstoffakkumulation abgeschätzt werden. Die relativen Anteile der einzelnen Herkunftsregionen bei Trajektorienbahnen, die mehrere potenzielle Quellgebiete überqueren, sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Diese Abschätzung stützt sich vor allem auf die Höhe der PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen (siehe Kapitel 2.2 und 2.3). Deren relative Beiträge zur PM10-Konzentration in Österreich werden grob anhand einer Studie über den Beitrag von Ferntransport aus großen Punktquellen in Ost- und Mitteleuropa sowie der Modellrechnungen für PM2,5 im Rahmen von EMEP (EMEP 2003) abgeschätzt (UMWELTBUNDESAMT 2007a).

Ergebnisse der Studie über den Beitrag von Ferntransport aus großen Punktquellen in Ost- und Mitteleuropa deuten darauf hin, dass entferntere Gebiete vergleichsweise geringere Beiträge zur Schadstoffbelastung in Österreich liefern (UMWELTBUNDESAMT 2007a). Die bedeutendste Einzelquelle im weiteren Umkreis Österreichs, das Kraftwerk „Nikola Tesla“ in Kostolac bei Beograd in Serbien (abgeschätzt 13,8 kt PM10) trägt im Jahresmittel unter 0,05 µg/m³ zur PM10-Belastung (primäre Partikel) in Illmitz bei. Diese Modellierung ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden und berücksichtigte auch keine sekundären Aerosole.

Auch die EMEP-Modellergebnisse zeigen relativ kleine Beiträge anderer Staaten zur mittleren PM2,5-Belastung in Österreich, die für Österreichs östliche Nachbarstaaten im Bereich von Zehntel µg/m³ liegen und teilweise unplausibel niedrig erscheinen.

Aufgrund dieser Daten wird der relative Anteil weiter entfernter Quellen bei Ferntransport in Tabelle 6 als relativ gering abgeschätzt, und auch die Beiträge entfernter Quellgebiete im Vergleich zu den regionalen Emissionen – bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport – werden eher gering angesetzt. Diese Abschätzungen sind natürlich mit erheblicher Unsicherheit verbunden und müssten durch fundierte Modellrechnungen besser abgesichert werden.

Die geschätzten Anteile regionaler Emissionen in diesen Situationen sind in Tabelle 7 zusammengestellt.



Tabelle 6: Anteile von potenziellen Herkunftsregionen zum PM10-Ferntransport für Trajektorienbahnen, die mehrere potenzielle Herkunftsgebiete von PM10-Ferntransport überqueren.

Trajektorienbahnen	Nordostösterreich	Friaul, Venedien	Slowenien	Nordbosnien	Nordserbien	Südungarn	Rumänien	Mittelungarn	Budapest	Nordostungarn	Ostslowakei	Südostpolen	Bratislava	Westslowakei
Italien, Slowenien, Bosnien		50 %	30 %	20 %										
Serbien, Bosnien				20 %	80 %									
Serbien, Südungarn					90 %	10 %								
Wien, Serbien, Ungarn	20 %				60 %	20 %								
Serbien, Wien	25 %				75 %									
Serbien, Rumänien					50 %		50 %							
Serbien, Rumänien, Wien	20 %				40 %		40 %							
Serbien, Rumänien, Südungarn					50 %	10 %	40 %							
Rumänien, Mittelungarn							80 %	20 %						
Budapest, Nordost-Ungarn, Ostslowakei, Südostpolen									25 %	25 %	20 %	30 %		
Wien, Ungarn	40 %							20 %	20 %	20 %				
Budapest, Mittelungarn								50 %	50 %					
Nordost-, Mittel-, Südungarn						20 %		60 %		20 %				
Bratislava, Mittelungarn, Budapest								40 %	30 %				30 %	
Wien, Ungarn, Slowakei	40 %							10 %	10 %	10 %	15 %		15 %	
Bratislava, Budapest									50 %				50 %	
Bratislava, Ostslowakei											50 %		50 %	
Westslowakei ¹⁾ , Ostslowakei, Südostpolen											25 %	50 %		25 %

¹⁾ ohne Bratislava

Trajektorienbahnen	Wien	Bratislava	Nordmähren	Oberschlesien	Mittelpolen	Ostböhmen	Wroclaw	Prag, Nordwestböhmen	Sachsen, Lausitz	Mitteldeutschland	Süddeutschland	Benelux, Frankreich
Bratislava, Oberschlesien, Nordmähren		20 %	30 %	50 %								
Wien, Ostböhmen	50 %					50 %						
Wien, Nordmähren, Polen	25 %		25 %	50 %								
Westoberschlesien, Mittelpolen				30 %	70 %							
Nordmähren, Oberschlesien			40 %	60 %								
Nordmähren, Oberschlesien, Mittelpolen			25 %	50 %	25 %							
Ostböhmen, Wroclaw						50 %	50 %					
Böhmen, Ostdeutschland								70 %	30 %			
Praha, Lausitz								50 %	50 %			
Böhmen, Mittelpolen, Ostdeutschland					30 %			50 %	20 %			
Deutschland, Westeuropa											75 %	25 %

Tabelle 7: Anteil regionaler Emissionen in Situationen mit Zusammenwirken von regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport.

Trajektorienbahnen	Anteil regionaler Emissionen
Ostböhmen	60 %
Slowenien; Kroatien; Bosnien	60 %
Norditalien	70 %
Süd- und Mittelungarn	60 %
Nordserbien	40 %
Rumänien, Nordserbien, Budapest	25 %
Rumänien, Nordserbien, Südungarn	25 %
Nordserbien, Bosnien	40 %
Nordserbien, Südungarn	40 %
Bratislava, Budapest	50 %
Nordungarn, Bratislava, Budapest	40 %
Ostslowakei, Nordost-, Mittelungarn	50 %
Bratislava	60 %
Polen (ohne Oberschlesien)	40 %
Nordmähren, Oberschlesien	20 %
Nordwest- und Mittelböhmen	25 %
Deutschland	50 %

Die für regionale Schadstoffakkumulation verantwortlichen Emissionen werden etwa einem Umkreis von 100 km Radius um die untersuchte Messstelle zugeordnet. Die Aufteilung dieser Emissionen auf die einzelnen Staaten stützt sich auf die in Kapitel 2.2 dargestellte Verteilung der PM10-Emissionen und ist in Tabelle 8 zusammengestellt.

Tabelle 8: Aufteilung der für regionale Schadstoffakkumulation an den einzelnen Messstellen verantwortlichen Emissionen auf verschiedene Staaten.

	Österreich	Deutschland	Slowakei	Tschechien	Slowenien
Enzenkirchen	80 % (Oberösterreich)	20 % (Ostbayern)			
Illmitz	80 % (Nordostösterreich)		20 % (Bratislava)		
Pillersdorf	80 % (Nordostösterreich)		10 % (Bratislava)	10 % (Südmähren)	
Salzburg	75 % (Salzburg, Oberösterreich)	25 % (Südostbayern)			
Linz	100 % (Oberösterreich, westl. Niederösterreich)				
Wien	80 % (Nordostösterreich)		20 % (Bratislava)		
Graz	80 % (Steiermark)				20 % (Nordosten)

Bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation an Messstellen in Nordostösterreich (d. h. Illmitz, Pillersdorf) lassen sich zahlreiche Situationen identifizieren, bei denen bevorzugt Advektion über Wien oder Bratislava erfolgt.

Im Fall regionaler Schadstoffakkumulation mit Advektion über Wien werden alle verantwortlichen Emissionen Nordostösterreich zugerechnet, bei Advektion über Bratislava werden 60 % der Emissionen Nordostösterreich (anstatt 80 %) und 40 % Bratislava zugerechnet.

Der Beitrag der regionalen Emissionen in Nordostösterreich wird jeweils zur Hälfte Wien und Niederösterreich zugeordnet. Diese Abschätzung beruht primär auf der Zuordnung der Emissionen zur Bevölkerung. Es stehen derzeit keine ausreichend seriösen Emissionsdaten zur Verfügung, die für beide Bundesländer eine vergleichbare und flächenhaft auswertbare Datenbasis bieten würden.

Die in Tabelle 5 angeführten Herkunftsregionen werden in den Auswertungen schließlich entsprechend der Staatsgrenzen aggregiert (Abbildung 10), wobei die Region Nordmähren/Oberschlesien meist gesondert ausgewiesen wird, die Westukraine Ungarn zugeordnet wird und Italien, Slowenien, Kroatien und Bosnien meist zusammengefasst werden.

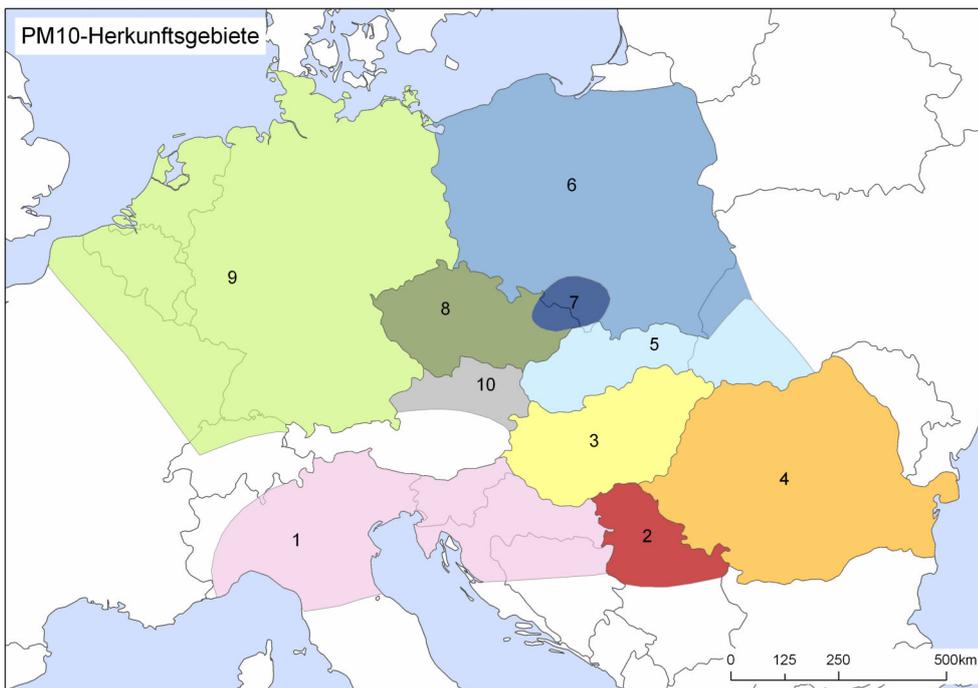


Abbildung 10: Übersicht der Herkunftsregionen von PM10-Ferntransport: 1 Norditalien (v. a. Friaul, Venetien), Slowenien, Mittelkroatien, Nordbosnien; 2 Nordserbien, 3 Ungarn, 4 Rumänien (v. a. Südrumänien), 5 Slowakei (inkl. u. U. Westukraine), 6 Polen (ohne Oberschlesien), 7 Nordmähren + Oberschlesien, 8 Tschechien (ohne Nordmähren), 9 Deutschland (v. a. Bayern, Sachsen, Lausitz), 10 Nordösterreich.

Bei jenen Messstellen mit Messreihen über mehrere Jahre lassen sich die Beiträge der verschiedenen Herkunftsregionen zur PM10-Belastung – bezogen auf Tage mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – noch etwas besser quantifizieren, indem die mittlere Konzentration jener Tage, an denen die Luftmassen aus einer bestimmten Herkunftsregion kommen, mit der Anzahl der Tage gewichtet wird.

4 REGIONALE HINTERGRUNDMESSTELLEN

4.1 Enzenkirchen

Die Messstelle Enzenkirchen befindet sich in hügeligem Gelände im nordöstlichen Innviertel im Oberösterreichischen Alpenvorland. Die Umgebung wird landwirtschaftlich genutzt (Felder, Wiesen) und ist mit Wald bestanden. Im Umkreis von einigen Kilometern befinden sich Weiler und Streusiedlungen, im Umkreis von einigen 10 km Kleinstädte (bis 10.000 Ew.); die nächste Großstadt, Linz, liegt 50 km östlich der Messstelle.

4.1.1 PM10

4.1.1.1 Trajektorienstatistiken

Die Auswertung der Rückwärtstrajektorien für Enzenkirchen gemäß der Tiefpassmethode (siehe Kapitel 3.2.2) für den Gesamtzeitraum (Jänner 2004 bis Mai 2007) ist in Abbildung 11 dargestellt.

Um jene Fälle auszuschließen, bei denen Luftmassen, die zunächst in größerer Höhe verlaufen, bei Hochdruckwetterlagen nördlich der Alpen absinken, wird die Auswertung auf den Bereich unter 600 m Seehöhe beschränkt. Bei diesen Situationen repräsentieren die von den Trajektorien überquerten Gebiete keine „Quellen“ in größerer Höhe über diesem Gebiet; vielmehr stellen diese Fälle Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation dar.

Rot eingefärbt sind jene Flächen, welche von Trajektorien überquert werden, bei deren Eintreffen in Enzenkirchen eine überdurchschnittliche PM10-Belastung gemessen wurde, blau jene Flächen, bei denen eine unterdurchschnittliche PM10-Belastung gemessen wurde. Die dunkelroten Flächen stellen jene Gebiete dar, die mit den höchsten PM10-Konzentrationen in Enzenkirchen verbunden sind. Dabei lassen sich neben der regionalen Umgebung der Messstelle Zugbahnen hoch belasteter Luftmassen v. a. über Mittelpolen, Wrocław und Ostböhmen sowie über Südrumänien, Nordserbien und Südungarn erkennen.

Die relativ niedrigsten PM10-Konzentrationen sind mit direkter Anströmung von Westen verbunden, d. h. mit ozeanischen Luftmassen mit hoher Windgeschwindigkeit.

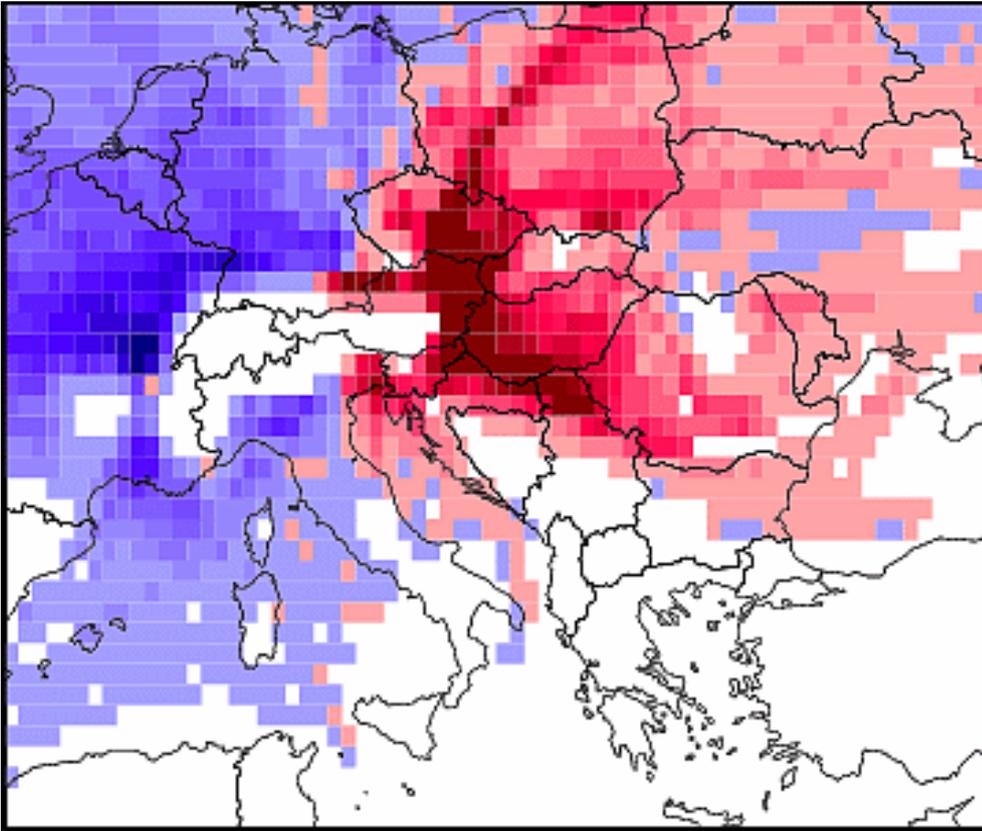


Abbildung 11: Verweilzeitstatistik für PM10 in Enzenkirchen (Jänner 2004 bis Mai 2007) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe. Dunkelrot kennzeichnet Herkunftsgebiete hoher PM10-Belastung, Dunkelblau Herkunftsgebiete niedriger PM10-Belastung.

Die analoge Auswertung mit der Perzentilmethode (siehe Kapitel 3.2.1.1) ergibt ein grundsätzlich ähnliches Bild.

4.1.1.2 Klassifizierung hoch belasteter Tage

In Enzenkirchen stehen zwischen Februar 2004 und Mai 2007 insgesamt 87 Tage mit PM10-Tagesmittelwerten über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für eine Auswertung der Herkunft erhöhter PM10-Belastungen zur Verfügung.

Die erhöhte PM10-Belastung ist am größten Teil der Tage (38 %) ausschließlich durch regionale Schadstoffakkumulation verursacht, gefolgt vom Zusammenwirken regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Deutschland (14 %).

Im Mittel treten die höchsten PM10-Konzentrationen – innerhalb des Datensatzes mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dessen mittlere PM10-Konzentration bei $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt – bei Zusammenwirken regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport aus Serbien auf (Mittel $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$); bei regionaler Schadstoffakkumulation beträgt der Mittelwert der TMW $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Eine gewichtete Herkunftszuordnung wird durchgeführt, indem die PM10-TMW der einzelnen Tage pro Klasse aufsummiert und durch die Gesamtsumme aller TMW dividiert werden. Damit entfallen 40 % der PM10-Belastung auf regionale Schadstoffakkumulation, gefolgt vom Zusammenwirken regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Deutschland mit 14 %. Die konzentrationsgewichtete Herkunft der erhöhten PM10-Belastung ist in Abbildung 12 dargestellt.

Konzentrationsgewichtete machen die TMW über $45\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Enzenkirchen 19 % der Summe aller TMW im Untersuchungszeitraum aus.

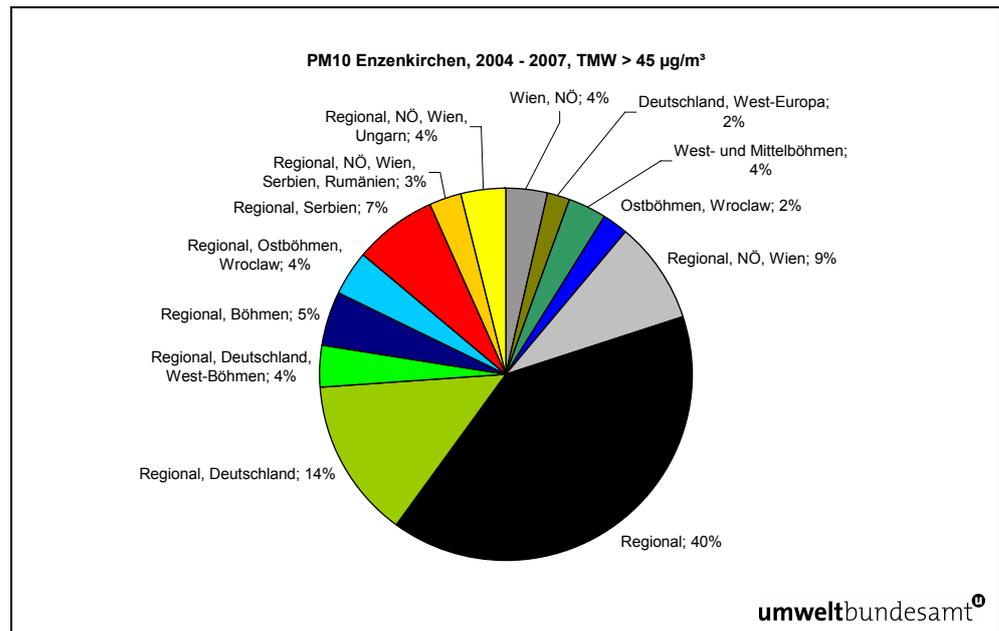


Abbildung 12: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Enzenkirchen (2004–2007, TMW > 45 µg/m³).

In Abbildung 13 wird versucht, die erhöhte PM10-Belastung in Enzenkirchen einzelnen Regionen zuzuordnen. Dabei werden folgende Annahmen verwendet:

- bei Zusammenwirken verschiedener Herkunftsregionen sind die Anteile der einzelnen Regionen gleich groß (Niederösterreich und Wien werden als eine Region behandelt);
- regionale Schadstoffakkumulation geht zu 80 % auf Emissionen in Oberösterreich und zu 20 % auf Emissionen in Bayern zurück.

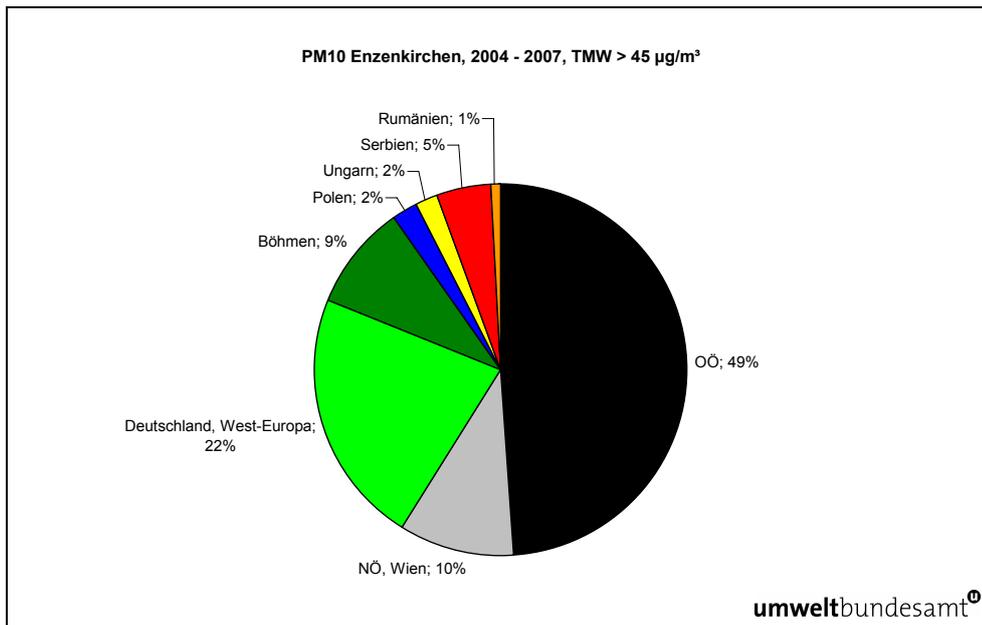


Abbildung 13: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Enzenkirchen nach Ländern (2004–2007, TMW > 45 µg/m³).

Die konzentrationsgewichtete PM10-Belastung an Tagen mit TMW über 45 µg/m³ geht demnach in Enzenkirchen zum größten Teil (rd. 50 %) auf Emissionen in Oberösterreich zurück, gefolgt von Emissionen in Deutschland (und zu einem vermutlich sehr geringen Teil aus Frankreich und Belgien) (über 20 %). Den zweitgrößten Beitrag von Transport aus dem Ausland tragen Emissionen in Böhmen bei.

Ferntransport aus dem Gebiet von Nordmähren und Oberschlesien, dessen hohe PM10- und SO₂-Emissionen in Nordostösterreich deutlich zur PM10-Belastung beitragen, lässt sich in Enzenkirchen nicht beobachten. Die einzige Region in Polen, die vermutlich zu PM10-Ferntransport nach Enzenkirchen nennenswert beiträgt, ist Wrocław (Breslau).

Ungarn, Serbien und Rumänien tragen wenig zur PM10-Belastung in Enzenkirchen bei. Ein Beitrag aus der Slowakei lässt sich nicht identifizieren, allerdings dürfte Transport aus Bratislava kaum von den Beiträgen Wiens und Niederösterreichs zu trennen sein.

4.1.2 PM10-Inhaltsstoffe

In Enzenkirchen wurden im Rahmen des AQUELLA-Programms (JANKOWSKI et al. 2007) zwischen April 2005 und Jänner 2006 PM10-Inhaltsstoffe analysiert. In diesem Zeitraum liegen an 213 Tagen Analysewerte von EC, OC, Sulfat, Nitrat und Ammonium, an 154 Tagen zudem von Karbonat und Silikat vor.

Abbildung 14 und Tabelle 9 (erste Zeile) zeigen die mittlere Zusammensetzung von PM10 in Enzenkirchen, wobei – da Silikat und Karbonat nicht an allen 213 Tagen verfügbar sind – der mineralische „Rest“ als Differenz der Gesamt-PM10-Konzentration gegenüber EC, OM, Sulfat, Nitrat, Ammonium und Wasser berechnet wurde. Im Mittel über die 154 Tage mit Karbonat- und Silikat-Analysen betragen deren Anteile 1 % bzw. 4 %.

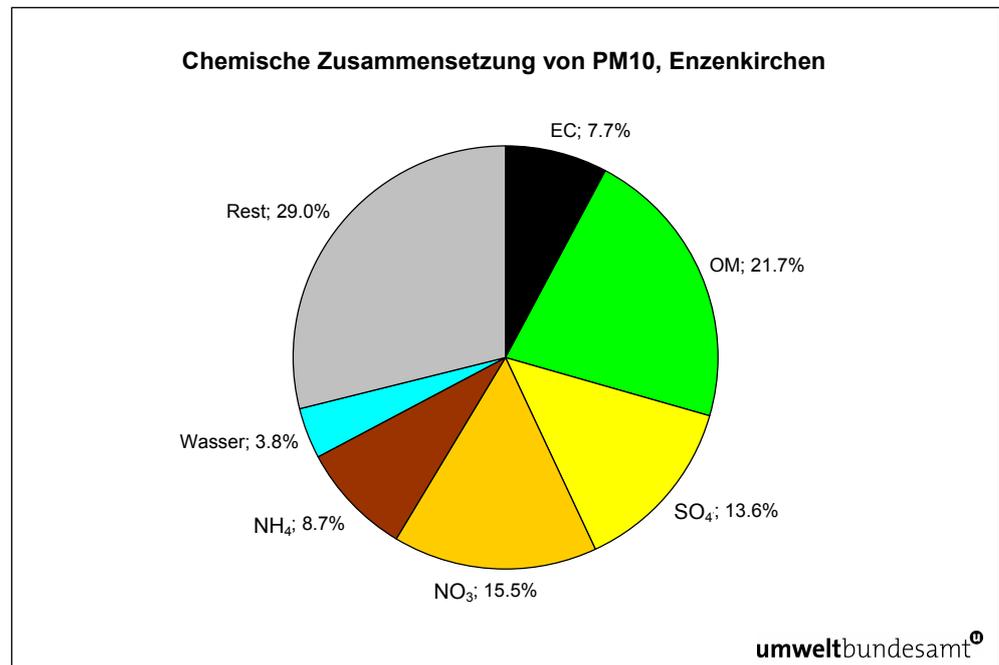


Abbildung 14: Zusammensetzung von PM10 in Enzenkirchen, Mittel über alle Tage, April 2005 bis Jänner 2006.

4.1.2.1 Klassifikation hoch belasteter Tage

Für die Untersuchung der Herkunft verschiedener Luftmassen wurden jene 23 Tage ausgewählt, an denen die PM10-Tagesmittelwerte über 40 µg/m³ lagen (die übliche Selektion der Tage über 45 µg/m³ würde nur 18 Tage ergeben). Im Mittel über diese 23 hoch belasteten Tage (siehe Tabelle 9, zweite Zeile) unterscheiden sich die Anteile der meisten PM10-Komponenten nur wenig vom Mittel über alle Tage, überdurchschnittlich vertreten ist Nitrat (20 %), der Anteil des mineralischen Restes liegt dagegen weit unter dem Durchschnitt (19 % gegenüber 29 %).

Gliedert man diese 23 Tage nach Herkunftsregionen von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation auf, so werden elf Tage mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation klassifiziert und kein Tag mit ausschließlichem Ferntransport. Drei Tage entfallen auf regionale Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport aus Nordostösterreich, ein Tag aus Ostböhmen, vier Tage aus Serbien und drei Tage aus Rumänien und Serbien über Nordostösterreich. Die Mittelwerte der Anteile der wesentlichen PM10-Inhaltsstoffe sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 9: Zusammensetzung von PM10 in Enzenkirchen, April 2005 bis Jänner 2005: alle Tage, Tage mit PM10-TMW über 40 µg/m³, Tage über 40 µg/m³ aufgegliedert nach Herkunft der Luftmassen aus bestimmten Regionen, in Prozent.

	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Ammonium	Rest
alle Tage	8 %	22 %	14 %	16 %	9 %	29 %
alle Tage > 40 µg/m³	7 %	25 %	15 %	20 %	10 %	19 %
Regionale Schadstoffakkumulation	7 %	24 %	14 %	20 %	11 %	19 %
Reg + Nordostösterreich	6 %	19 %	15 %	23 %	11 %	21 %
Reg + Ostböhmen	7 %	32 %	15 %	16 %	9 %	17 %
Reg + Serbien	7 %	32 %	15 %	16 %	9 %	17 %
Reg + Rumänien, Serbien, Nordostösterreich	7 %	23 %	16 %	21 %	10 %	18 %

Reg: regionale Schadstoffakkumulation

Die Anteile von EC, Sulfat, Ammonium und dem Rest hängen kaum von der Herkunft der Enzenkirchen erreichenden Luftmassen ab.

Bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Ostböhmen sowie aus Serbien ist der OM-Anteil erhöht, bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Transport aus Nordostösterreich liegt er unter dem Durchschnitt.

Im Gegenzug ist regionale Schadstoffakkumulation mit Transport aus Nordostösterreich mit überdurchschnittlichen Nitrat-Anteilen verbunden, regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Ostböhmen sowie aus Serbien mit unterdurchschnittlichen Nitrat-Anteilen.

Tage mit Ferntransport von Osten kennzeichnen auch unterdurchschnittliche Silikat-Anteile, diese liegen bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Transport aus Nordostösterreich deutlich über dem Mittel.

Verschneidet man die in Kapitel 4.1.1.2 abgeschätzten Beiträge einzelner Staaten bzw. Herkunftsregionen der erhöhten PM10-Belastung (TMW über 45 µg/m³) in Enzenkirchen mit den in Tabelle 9 angeführten Relativanteilen der wichtigen PM10-Inhaltsstoffe, so lassen sich die Relativanteile von EC, OM, Sulfat, Nitrat, Ammonium und Rest zur gesamten erhöhten PM10-Belastung in Enzenkirchen abschätzen. Die größten Anteile, jeweils zwischen 10 und 15 %, entfallen auf die kohlenstoffhaltige Fraktion, auf Ammoniumnitrat, auf den Rest und auf Ammoniumsulfat aus Quellen in Oberösterreich, gefolgt von der EC+OM aus Deutschland, EC+OM aus Ostmitteleuropa sowie auf Ammoniumnitrat aus Quellen in Deutschland mit jeweils 5 bis 10 %.

4.1.2.2 Trajektorienstatistiken

Die Auswertung der quantitativ wichtigen PM10-Inhaltsstoffe mittels Tiefpassmethode (siehe Abbildung 96 bis Abbildung 99, Anhang 2) unterscheidet sich kaum von jener für PM10 selbst.

Der „Rest“ stammt laut Tiefpassmethode hauptsächlich aus Ostösterreich, allerdings ist diese „PM10-Komponente“ als Bilanz gegenüber den analysierten Substanzen mit besonders hoher Unsicherheit verbunden.

4.2 Illmitz

Die Messstelle Illmitz liegt in großflächig ebenem Gelände im Seewinkel. Die Umgebung wird landwirtschaftlich genutzt (Weingärten, Äcker) bzw. ist mit Schilf bewachsen. Im Umkreis von einigen 10 km befinden sich größere Dörfer (bis 4.000 Ew.). Als nächste Großstadt liegt Bratislava 45 km im Nordosten.

4.2.1 PM10

4.2.1.1 Trajektorienstatistiken

Die Ergebnisse der Tiefpassmethode für die PM10-Daten von Illmitz (Juni 1999 bis Mai 2007) sind in Abbildung 15 dargestellt (beschränkt auf Trajektorien, die sich unterhalb von 600 m Seehöhe befanden). Die dominierenden Quellgebiete von PM10 lassen sich anhand der intensiv roten Färbung entlang von Zugbahnen der Trajektorien über ganz Ungarn, über Süd- und Westrumänien, Nordserbien und Slawonien sowie über Südpolen und Mähren eingrenzen. Daneben zeichnen sich Slowenien, große Teile Polens sowie die West- und die Ostslowakei, nicht aber die mittlere Slowakei als Quellgebiete erhöhter PM10-Belastung ab.

Die niedrigsten PM10-Belastungen sind mit Anströmung aus West bis Nordwest verbunden, wobei die Trajektorien bei Westwind offenbar einen großen Höhenbereich einnehmen.

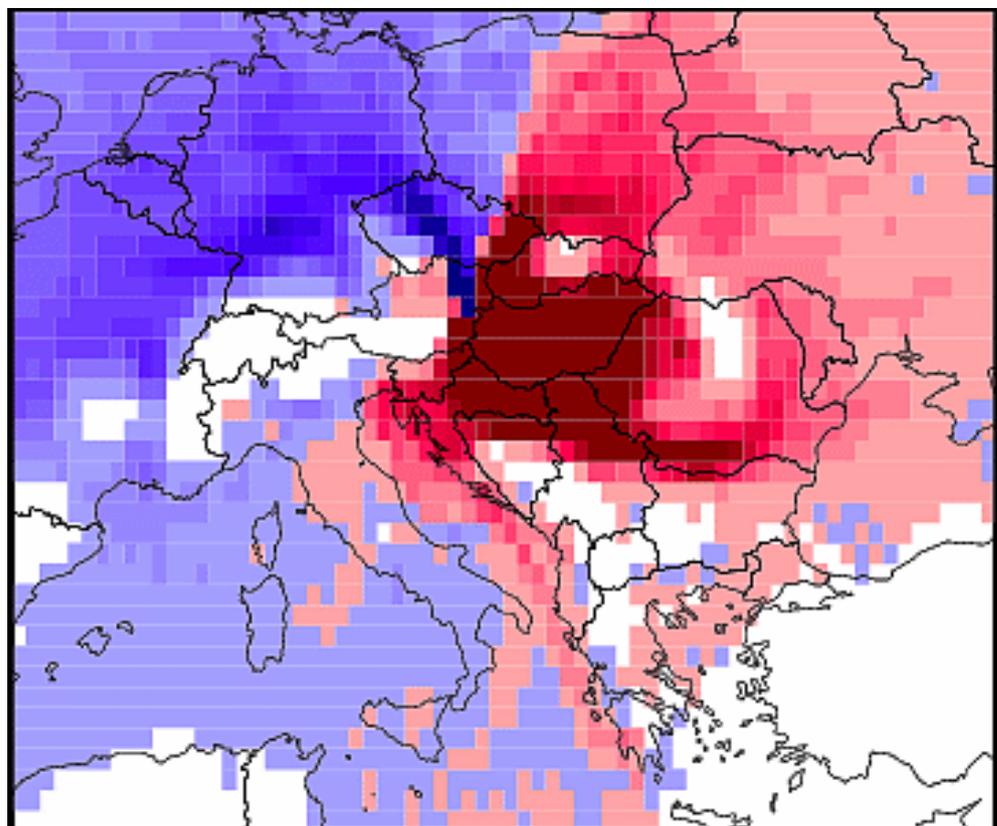


Abbildung 15: Verweilzeitstatistik für PM10 in Illmitz (Juni 1999 bis Mai 2007) nach der Tiefpassmethode, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Abbildung 16 zeigt die Ergebnisse der Perzentilmethode für Illmitz für den Gesamtzeitraum und Trajektorien unter 600 m Seehöhe. Die Abbildung gibt das Verhältnis der Häufigkeit, mit der Trajektorien, die mit PM10-Werten über dem 75-Perzentil zusammenfallen, zur Häufigkeit, mit der Trajektorien, die mit PM10-Werten unter dem 25-Perzentil zusammenfallen, die einzelnen Rasterfelder überqueren, an. Verhältniszahlen über 80 sind rot, über 10 gelb, über 1 grün eingefärbt. Die Abgrenzung der Herkunftsgebiete hoch belasteter Luftmassen aus Osteuropa ist nicht so klar wie bei der Tiefpassmethode. Die in Abbildung 16 rot eingefärbten Flächen etwa in Weißrussland, der Ukraine und im östlichen Rumänien werden von Trajektorien überquert, die zwar mit hohen PM10-Belastungen in Illmitz verbunden sind, aber nur sehr seltene Fälle repräsentieren und vermutlich die erhöhten Schadstoffbelastungen erst später, über Polen bzw. der Walachei, aufgenommen haben.

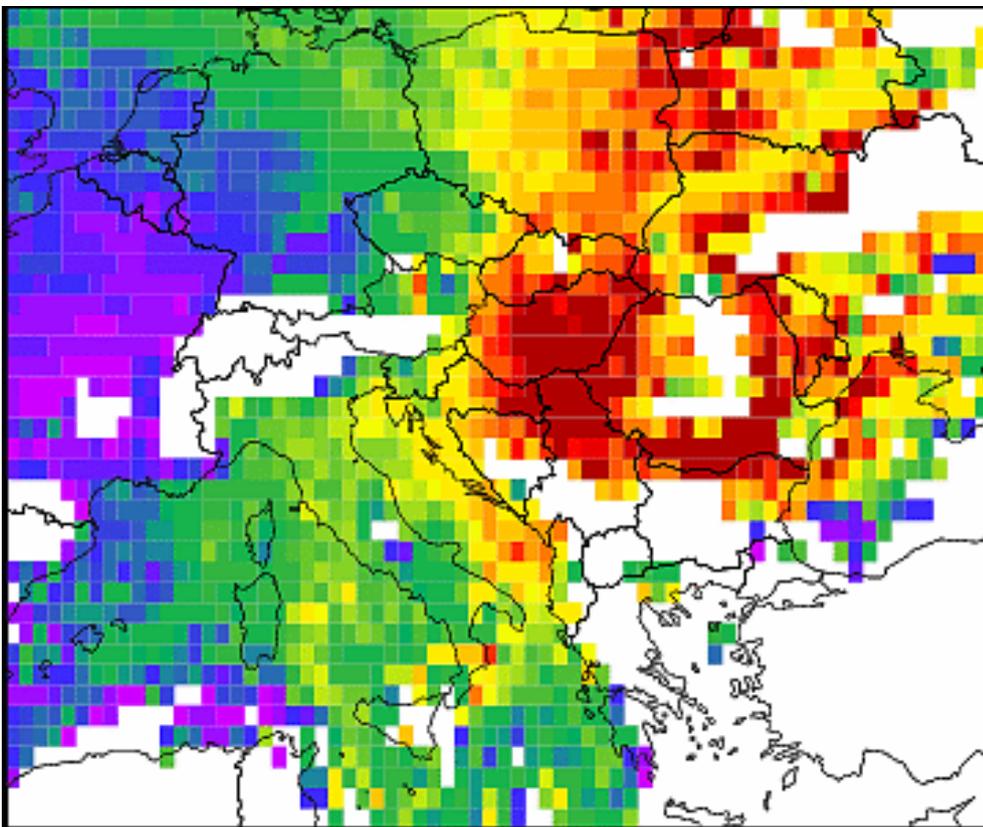


Abbildung 16: Verweilzeitstatistik für PM10 in Illmitz (Juni 1999 bis Mai 2007) nach der Perzentilmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe. Rot: Herkunftsgebiete hoher Belastung, blau: Herkunftsgebiete niedriger Belastung.

Der Vergleich der Winter 2005/06 und 2006/07 (siehe Kapitel 9.1) zeigt im (hoch belasteten) Winter 2005/06 besonders häufig Ferntransport aus Süd- und Südostpolen und aus Mittel- und Ostungarn, seltener hingegen aus Nordserbien und Südromänien. Demgegenüber fand im Winter 2006/07 nahezu kein Ferntransport aus Südpolen und Mähren statt, nur selten aus Mittel- und Ostungarn, häufig hingegen aus Südromänien und Nordserbien sowie aus Slowenien.

4.2.1.2 Klassifizierung hoch belasteter Tage

In Illmitz steht die längste PM10-Messreihe zur Verfügung, beginnend am 1. Juni 1999. Im Auswertzeitraum, d. h. bis 31. Mai 2007, liegen 370 Tagesmittelwerte über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor, die nach den in Tabelle 5 angeführten Herkunftsregionen klassifiziert werden.

Am häufigsten sind mit 28 % Situationen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation, gefolgt von Ferntransport aus Rumänien über Nordserbien und Südungarn (7 %), sowie regionaler Schadstoffakkumulation mit bevorzugter Advektion aus Wien und regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Budapest über Bratislava (je 6 %).

Da sowohl regionale Schadstoffakkumulation als auch Ferntransport von Südosten mit überdurchschnittlichen PM10-Konzentrationen verbunden sind, macht der konzentrationsgewichtete Anteil der regionalen Schadstoffakkumulation 31 % der kumulierten PM10-Belastung über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus, jener von Ferntransport aus Rumänien über Nordserbien und Südungarn 7 %.

Abbildung 17 zeigt die konzentrationsgewichtete Herkunft der PM10-Belastung bei TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz, aufgeschlüsselt nach den detaillierten Herkunftsregionen in Tabelle 5; Abbildung 18 zeigt die Herkunft aggregiert nach Staaten.

Beinahe die Hälfte (44 %) der erhöhten PM10-Belastung (TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Illmitz ist demnach Emissionen in Nordostösterreich, d. h. vor allem Wien und Umgebung, zuzuordnen. Rund 15 % stammen aus Serbien, etwa 10 % aus Ungarn. In Ungarn dürfte das Gebiet südlich und westlich von Budapest („Mittelungarn“), wo sich u. a. das Kraftwerk Oroszlány befindet (gemäß UMWELTBUNDESAMT 2007b die Einzelquelle mit dem höchsten Beitrag zur SO_2 - und PM10-Belastung in Illmitz), den relativ größten Beitrag liefern.

An drei Tagen war Ferntransport von Sahara-Staub die Ursache von TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

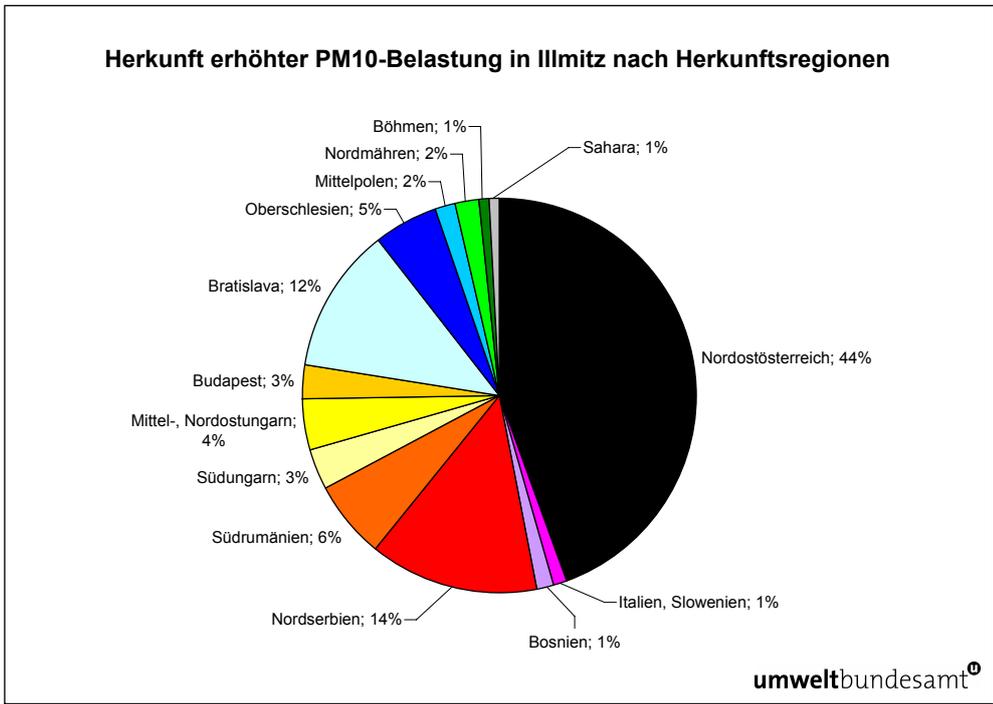


Abbildung 17: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Illmitz nach Herkunftsregionen (1999–2007, TMW > 45 µg/m³).

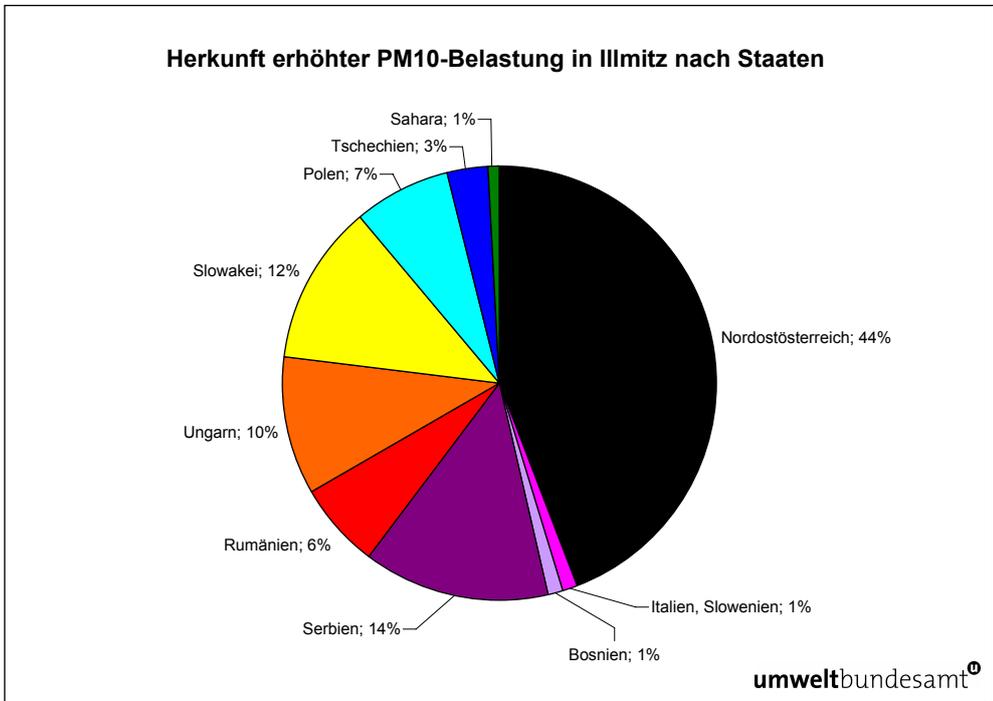


Abbildung 18: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Illmitz nach Staaten (1999–2007, TMW > 45 µg/m³).

4.2.2 PM10-Inhaltsstoffe

4.2.2.1 Alle Komponenten

In Illmitz liegen von 81 Tagen – in den Jahren 1999, 2000, 2003 und 2004 – PM10-Inhaltsstoffanalysen für die Komponenten EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium vor. Im Mittel über diese Tage beträgt die PM10-Konzentration $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium sowie von Wasser (mit einem Faktor von 10 % aus den sekundären anorganischen Aerosolen hochgerechnet) und Rest (als Differenz dieser Komponenten gegenüber der PM10-Gesamtkonzentration) sind in Abbildung 19 dargestellt. Sekundäre anorganische Ionen (inkl. Wasser) machen in Summe knapp 40 % aus.

Die Konzentrationen der genannten Inhaltsstoffe (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sind in Tabelle 10 für alle Tage, für Tage mit PM10-Konzentrationen über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie für unterschiedliche Herkunftsgebiete angegeben.

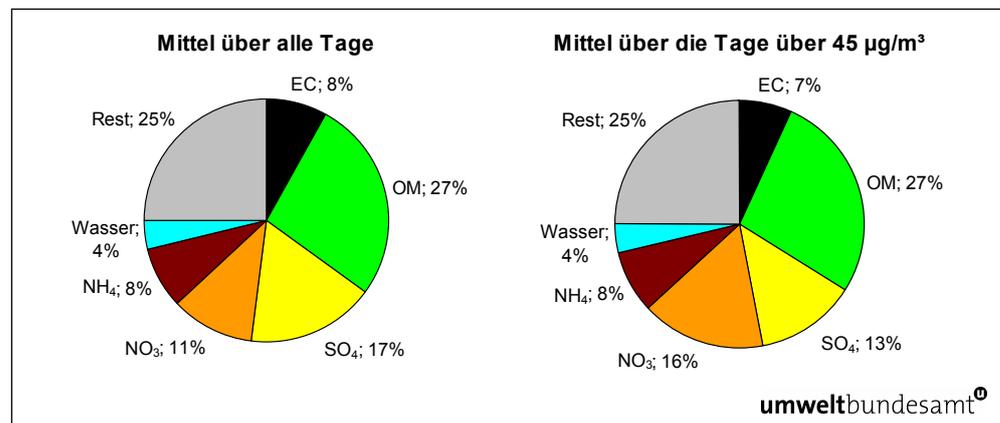


Abbildung 19: Mittlere Zusammensetzung von PM10 in Illmitz. Mittelwert der PM10-Konzentration $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Mittel über alle Tage (links) sowie über die Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (rechts).

Greift man jene 17 Tage heraus, an denen die PM10-Gesamtkonzentration über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, so ergeben sich die in Abbildung 19 rechts dargestellten Anteile der einzelnen PM10-Inhaltsstoffe. Die mittlere PM10-Konzentration beträgt für diese Stichprobe $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$; dennoch unterscheiden sich die Relativanteile der wichtigen Komponenten nur wenig von jenen des Gesamtdatensatzes. Sulfat macht an den hoch belasteten Tagen einen vergleichsweise kleineren Anteil aus, Nitrat einen deutlich größeren.

Anhand der gemäß Kapitel 3.4 klassifizierten Rückwärtstrajektorien lassen sich die Tage mit PM10-Konzentrationen über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in zwei Gruppen aufteilen, nämlich a) mit regionaler Schadstoffakkumulation und b) mit Ferntransport von Osten – aus Serbien, Rumänien, Ungarn und der Slowakei – teilweise mit Beiträgen regionaler Schadstoffakkumulation. Einige Tage mit Ferntransport aus Deutschland und Italien oder Slowenien lassen sich diesen Gruppen nicht zuordnen. Die Konzentrationen der PM10-Inhaltsstoffe EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium und Rest für diese beiden Klassen sind in Tabelle 10 unter „Regionale Schadstoffakkumulation“ und „Ferntransport von Osten“ angegeben. Die Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe sind für regionale Schadstoffakkumulation in Abbildung 20 links, für Ferntransport von Osten in Abbildung 20 rechts dargestellt.

Bei regionaler Schadstoffakkumulation entsprechen die Relativanteile der Komponenten ungefähr den Verhältnissen im Durchschnitt der hoch belasteten Tage. Im Vergleich dazu ist Ferntransport von Osten mit einem erhöhten Sulfat-Anteil, aber einem geringeren Rest-Anteil verbunden.

Tabelle 10: Konzentrationen von PM10 sowie der PM10-Inhaltsstoffe EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium in Illmitz, $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	PM10	EC	OM	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest
alle Tage	30	2	8	5	4	2	7
PM10 > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	61	4	16	8	10	5	15
Regionale Akku.	59	4	16	8	11	6	16
FT von Osten	67	5	19	12	11	7	14

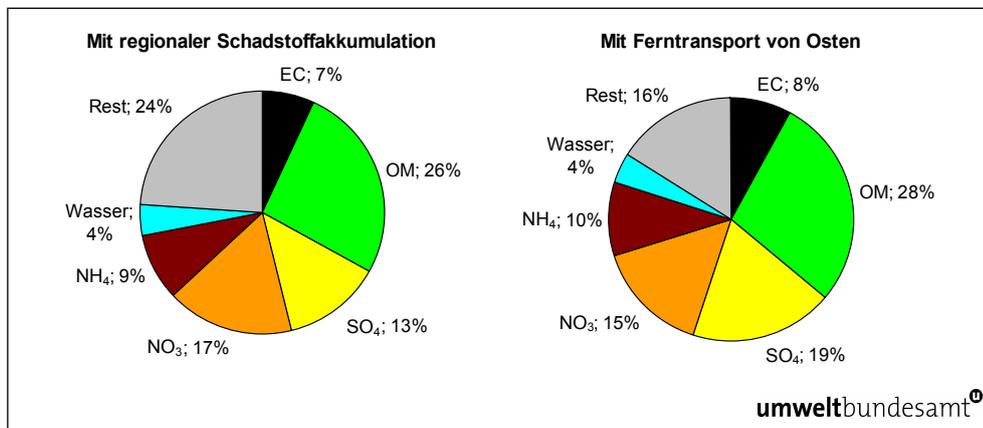


Abbildung 20: Mittlere Zusammensetzung von PM10 in Illmitz, Tage mit PM10-TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Links: mit regionaler Schadstoffakkumulation; Mittelwert der PM10-Konzentration 59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Rechts: mit Ferntransport von Osten; Mittelwert der PM10-Konzentration 67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.2.2 EC und OM

Die PM10-Analysen der EMEP-EC-OC-Messkampagne ergeben zusammen mit den oben ausgewerteten Analysen 130 Tage, an denen EC- und OM-Werte zur Verfügung stehen. Die Auswertung der PM10-, EC- und OM-Konzentrationen ist in Tabelle 11 zusammengestellt; angegeben sind die Mittelwerte für alle Tage und für Tage mit PM10-TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die 28 Tage mit Konzentrationen über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden in die drei Gruppen „Ferntransport von Osten“, „regionale Schadstoffakkumulation“ und „Ferntransport von Osten + regionale Schadstoffakkumulation“ klassifiziert.

Hoch belastete Tage weisen leicht unterdurchschnittliche EC- und OM-Konzentrationen auf.

Der Anteil von EC ist an hoch belasteten Tagen mit Ferntransport von Osten deutlich niedriger als im Mittel bzw. an Tagen mit regionaler Schadstoffakkumulation. OM weist geringere Unterschiede auf, etwas überdurchschnittliche OM-Anteile sind mit Ferntransport von Osten verbunden.

Tabelle 11: Konzentrationen von PM10, EC und OM (inkl. Relativanteile) in Illmitz für alle Tage, für hoch belastete Tage, für Tage mit Ferntransport von Osten, Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation sowie Tage mit Ferntransport von Osten und regionaler Schadstoffakkumulation, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	PM10	EC	OM
alle Tage	31	2 (6 %)	9 (27 %)
PM10 > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	62	3 (5 %)	16 (25 %)
FT von Osten	58	2 (4 %)	16 (28 %)
Regionale Akkumulation	65	4 (6 %)	16 (25 %)
FT von Osten + Reg. Akku.	67	4 (6 %)	17 (26 %)

4.2.2.3 Sulfat

Dank der täglichen Probenahme gasförmiger und partikulärer Schwefel- und Stickstoffverbindungen steht in Illmitz eine nahezu durchgehende Messreihe von Tagesmittelwerten der Konzentration des partikulären Sulfats zur Verfügung. Im Mittel über den Gesamtzeitraum beträgt die PM10-Konzentration 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der Sulfat-Anteil 22 %. In diesem Zeitraum traten an 321 Tagen PM10-Tagesmittelwerte über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Im Folgenden werden die Sulfat-Daten des Zeitraums von Oktober 1999 bis Dezember 2006 an den Tagen mit PM10-Konzentrationen über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgewertet.

Tabelle 12 gibt die mittlere PM10-Konzentration sowie den mittleren Sulfat-Anteil am PM10 für Situationen mit Ferntransport aus bestimmten Herkunftsregionen an. Der Beitrag regionaler Schadstoffakkumulation zur Sulfat-Konzentration wird als gering eingeschätzt, da die SO_2 -Emissionen in Nordostösterreich relativ niedrig sind, verglichen mit den potenziellen Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Ostmitteleuropa. Die höher belasteten Tage (TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zeichnen sich im Mittel durch einen niedrigeren Sulfat-Anteil von 17 % aus.

Die höchsten Sulfat-Anteile sind mit Ferntransport aus Südungarn (28 %) und aus Polen ohne Oberschlesien (27 %) verbunden. Überdurchschnittliche Sulfat-Anteile sind auch mit Ferntransport aus Serbien und Rumänien sowie aus Tschechien (ohne Nordmähren) und Sachsen verbunden.

Deutlich unterdurchschnittliche Sulfat-Anteile treten bei Ferntransport aus Slowenien (7 %) sowie bei (Fern-)Transport aus der Slowakei (10 %) auf. Unter den Tagen, an denen Analysen aller quantitativ wichtigen Inhaltsstoffe vorliegen, finden sich je ein Tag mit Ferntransport aus Slowenien und der Slowakei mit deutlich erhöhten OM- und Nitrat-Anteilen (die aber nicht notwendigerweise für größere Zeiträume repräsentativ sind).

Ferntransport aus Nordmähren und Oberschlesien weist leicht unterdurchschnittliche Sulfat-Anteile auf (15 %), ebenso die Tage mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation (14 %).



Tabelle 12: Mittlere PM10-Konzentration und mittlerer Sulfat-Anteil am PM10 bei Ferntransport aus aggregierten Herkunftsregionen, Illmitz, Oktober 1999 bis Dezember 2006, PM10-TMW über 45 µg/m³.

Herkunftsregion	PM10 (µg/m ³)	Anteil Sulfat
Sahara	61	3 %
Sachsen, Tschechien (ohne Nordmähren), inkl. Reg	54	21 %
Italien, Slowenien, inkl. Reg	60	7 %
Reg + Kroatien, Bosnien	61	13 %
Reg + Serbien, Rumänien	65	22 %
Ungarn (ohne Südungarn), inkl. Reg	62	14 %
Reg + Südungarn	64	28 %
Slowakei, inkl. Reg	58	10 %
Polen (ohne Oberschlesien), inkl. Reg	55	27 %
Nordmähren und Oberschlesien, inkl. Reg	56	15 %
Regionale Schadstoffakkumulation	66	14 %

Reg: regionale Schadstoffakkumulation

4.2.2.4 Trajektorienstatistiken

Die Auswertung der Komponenten EC, OM und Nitrat stützt sich auf die Analysen der PM10-Inhaltsstoffe in Illmitz jeden sechsten Tag zwischen Oktober 1999 und Oktober 2000 sowie einige Tage im Jahr 2004. Bei Sulfat stehen hingegen ungleich mehr Daten – nämlich tägliche Proben über den gesamten Zeitraum von 1999 bis 2007 – zur Verfügung. Ammonium wird nicht gesondert ausgewertet, da dieses in aller Regel als Gegenion zu Sulfat und Nitrat vorliegt.

Die Auswertung von EC nach der Tiefpassmethode für Trajektorien unter 600 m Seehöhe (siehe Abbildung 101, Anhang 3) zeigt relativ ähnliche Herkunftsregionen wie für die PM10-Konzentration selbst, da EC, wie bereits in Kapitel 4.2.2.1 ausgeführt, nur eine geringe Abhängigkeit von der Herkunft der Illmitz erreichenden Luftmassen zeigt. Der wichtigste Transportpfad von mit EC hoch belasteten Luftmassen erreicht Illmitz über Südromänien und Nordserbien; weitere relevante Herkunftsregionen sind Mittelungarn sowie Nordmähren; darüber hinaus zeichnen sich Süddeutschland, Friaul und Slowenien sowie Ostböhmen als Herkunftsregionen erhöhter EC-Belastungen aus.

Das Gitterfeld unmittelbar nordwestlich von Illmitz ist in Abbildung 101 vermutlich deswegen dunkelblau, d. h. als „Herkunftsgebiet“ sehr niedriger EC-Konzentrationen gekennzeichnet, da über dieses Gitterfeld alle Trajektorien bei niedrig belasteten ozeanischen Luftmassen Illmitz erreichen.

Die Perzentilmethode ergibt – aufgrund der markant unterschiedlichen Herkunftsgebiete von Luftmassen, die mit Konzentrationen unter dem 25- bzw. über dem 75-Perzentil verbunden sind – kaum aussagekräftige Ergebnisse. Sie lässt als bedeutendstes Herkunftsgebiet erhöhter EC-Konzentrationen Nordserbien erkennen, daneben Südromänien und Südpolen.

Ein ähnliches Bild wie für EC zeigt die Tiefpassmethode für OM; Hauptherkunftsregionen erhöhter OM-Belastung sind Südromänien und Nordserbien, Mittelungarn, Nordmähren und Mittelpolen.

Für Sulfat zeigt die Tiefpassmethode (siehe Abbildung 103, Anhang 3), aber auch (weniger deutlich) die Perzentilmethode klar Transportwege hoch belasteter Luft aus Südrumänien und Nordserbien, aus Ungarn sowie aus Südpolen über Nordmähren.

Ein völliges anderes Bild ergibt sich für Nitrat (siehe Abbildung 104, Anhang 3): erhöhte Nitrat-Konzentrationen stammen aus dem näheren Umfeld von Illmitz, aus Mittelungarn und Slawonien sowie aus Süddeutschland. Transport aus Rumänien und Polen ist mit deutlich unterdurchschnittlichen Nitratkonzentrationen verbunden, auch Nordserbien zeichnet sich nicht klar als Quellregion erhöhter NO_3 -Konzentrationen ab.

Die Auswertungen für Ammonium zeigen eine Überlagerung der Herkunftsgebiete erhöhter Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen; erhöhte Ammoniumkonzentrationen sind mit Transport aus Südrumänien und Nordserbien einerseits, aus Nordösterreich und Süddeutschland andererseits verbunden (siehe Abbildung 105, Anhang 3).

4.3 Pillersdorf

Die Messstelle Pillersdorf liegt in leicht hügeligem Gelände im nördlichen Weinviertel. Die Umgebung wird landwirtschaftlich genutzt (Weingärten, Äcker). In der Umgebung von einigen Kilometern liegen größere Dörfer und Kleinstädte (bis 5.000 Ew.); die nächste Großstadt ist Wien, ca. 55 km im Südosten.

4.3.1 PM10

4.3.1.1 Trajektorienstatistiken

Die Ergebnisse der Tiefpassmethode für den Gesamtzeitraum (Juni 2003 bis Mai 2007) sind in Abbildung 21 dargestellt. Regionen, die von Trajektorien überquert werden, die mit hohen PM10-Konzentrationen in Pillersdorf in Verbindung stehen, sind dunkelrot eingefärbt. Klar zu erkennen sind Nordostösterreich und die westliche Slowakei, Mähren und Südpolen, Ungarn und die Ostslowakei, Westrumänien sowie der Transportweg über Südrumänien und Nordserbien. In Polen zeichnen sich auch Transportwege hoch belasteter Luft über Mittelpolen (Warschau, Lodz) und Ostpolen (Lublin) ab. Die mittlere Slowakei, aber auch der Großteil Transsilvaniens scheinen als Herkunftsregionen nur mäßig belasteter Luftmassen auf.

Die niedrigsten PM10-Konzentrationen sind mit Strömung direkt von Westen verbunden.

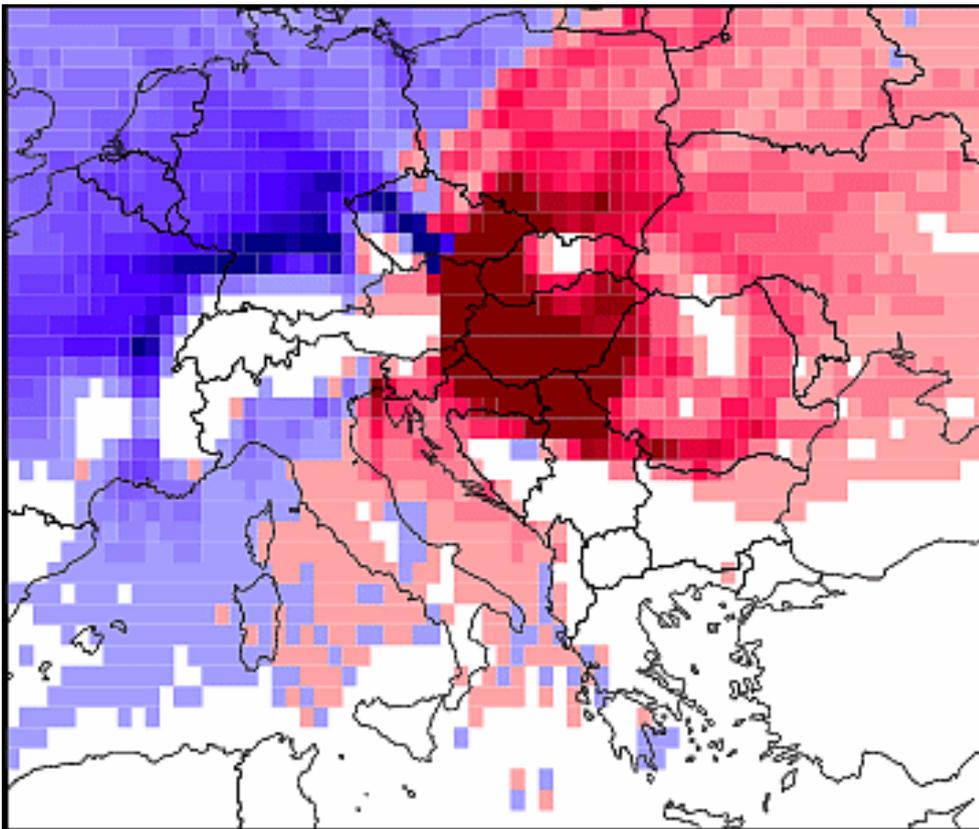


Abbildung 21: Verweilzeitstatistik für PM10 in Pillersdorf (Juni 2003 bis Mai 2007) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Die Auswertung nur für die Wintermonate (Dezember bis Februar) in Abbildung 22 zeigt deutlicher die Herkunftsregionen hoch belasteter Luftmassen über Südrumänien und Nordserbien sowie über Südpolen und Mähren; Ungarn tritt weniger in Erscheinung; daneben sind auch Prag und Lausitz als Herkunftsgebiete erhöhter Belastung zu erkennen. Die dunkelroten Flächen über den Alpen entsprechen dem Absinken der Luftmassen bei Hochdruckwetterlagen und damit de facto Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation.

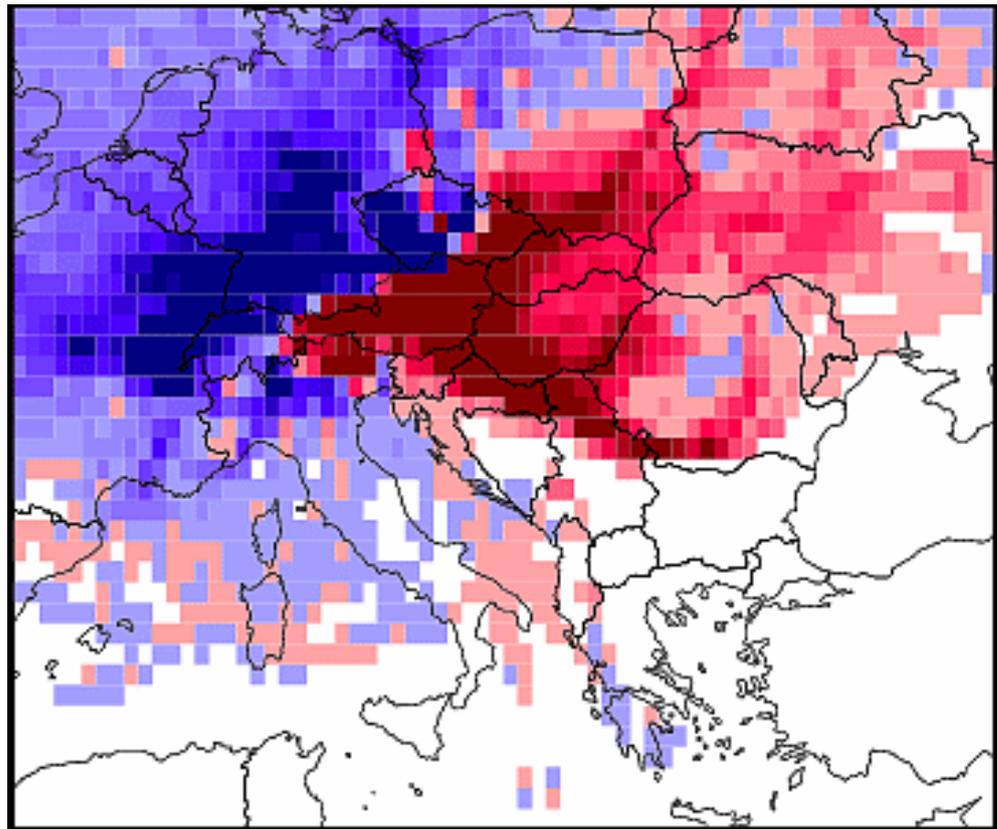


Abbildung 22: Verweilzeitstatistik für PM10 in Pillersdorf (Wintermonate 2003–2007) nach der Tiefpassmethode.

Der hoch belastete Winter 2005/06 zeichnet sich durch vergleichsweise markanten Transport aus Südpolen (sowohl Region Oberschlesien-Krakau als auch Region Wrocław) und Mähren aus, vergleichsweise selten ist Transport aus Südrumänien und Nordserbien zu erkennen. Im Gegensatz dazu zeichnet sich im niedrig belasteten Winter 2006/07 Transport aus Südrumänien und Nordserbien ab, gefolgt von Ostböhmen und Südwestpolen sowie von Nordungarn und der Ostslowakei, kaum hingegen aus Mähren und Südpolen.

Die Perzentilmethode ergibt keine sinnvollen Ergebnisse, da sowohl im Gesamtzeitraum als auch im Winter kaum Trajektorien bei PM10-Werten unter dem 25-Perzentil von Osten kamen und daher eine Auswertung des Transports von Osten nicht möglich ist.

4.3.1.2 Klassifizierung hoch belasteter Tage

In Pillersdorf liegen ab dem 16. Mai 2003 gravimetrische PM10-Daten vor. Innerhalb des Zeitraums von Mai 2003 bis Mai 2007 traten an 152 Tagen PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, für welche die Rückwärtstrajektorien entsprechend den in Tabelle 5 genannten Gebieten klassifiziert werden.

Die meisten Tage (29 %) mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entfallen auf regionale Schadstoffakkumulation, gefolgt von 7 % mit Ferntransport aus Nordserbien über Südungarn und Wien sowie je 5 % mit Ferntransport aus Mittel- und Nordungarn über Wien, aus Ungarn über Bratislava und Wien, sowie auf regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Tschechien (ohne Nordmähren).

Mit dem in Tabelle 6 angegebenen Schlüssel lassen sich die (konzentrationsgewichteten) Anteile der einzelnen Herkunftsregionen abschätzen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 23 dargestellt. Südmähren, das sonst nicht als potenzielle Herkunftsregion aufscheint, ist der Teil Tschechiens, der zur regionalen Schadstoffakkumulation beiträgt. Neben den Tagen mit regionaler Schadstoffakkumulation tragen Emissionen im Raum Wien auch an zahlreichen Tagen mit Ferntransport von Südosten, bei denen die Trajektorien direkt über Wien verlaufen, zur PM10-Belastung in Pillersdorf bei.

Den höchsten (konzentrationsgewichteten) Beitrag zur PM10-Belastung in Pillersdorf (an Tagen über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) tragen Emissionen in Nordostösterreich (44 %) bei, gefolgt von Ungarn, Tschechien, Serbien und der Slowakei mit je ca. 10 %.

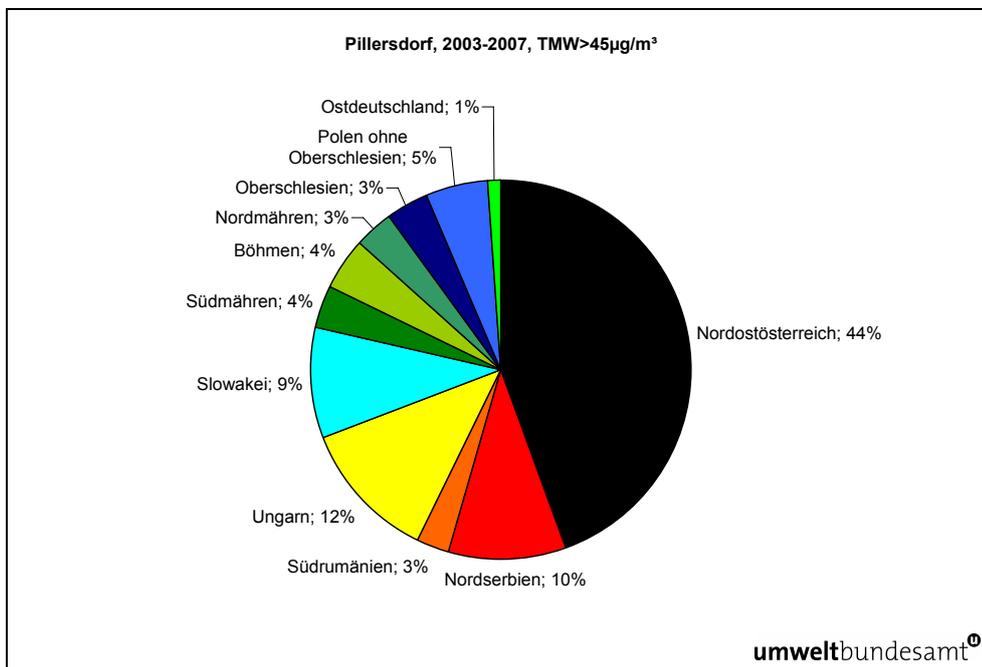


Abbildung 23: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Pillersdorf nach Herkunftsregionen (Juni 2003 bis Mai 2007, TMW > $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.3.2 PM10-Inhaltsstoffe

In Pillersdorf liegen PM10-Inhaltsstoffanalysen an acht Tagen im Jänner und Februar 2004 vor. Die Relativanteile der PM10-Komponenten sind in Abbildung 24 dargestellt. Die sekundären anorganischen Aerosole einschließlich Wasser machen etwas weniger als 40 % der PM10-Gesamtkonzentration aus. Auffällig ist der hohe Anteil des Restes, der im Wesentlichen auf zwei Tage mit hohen Rest-Konzentrationen zurückgeht.

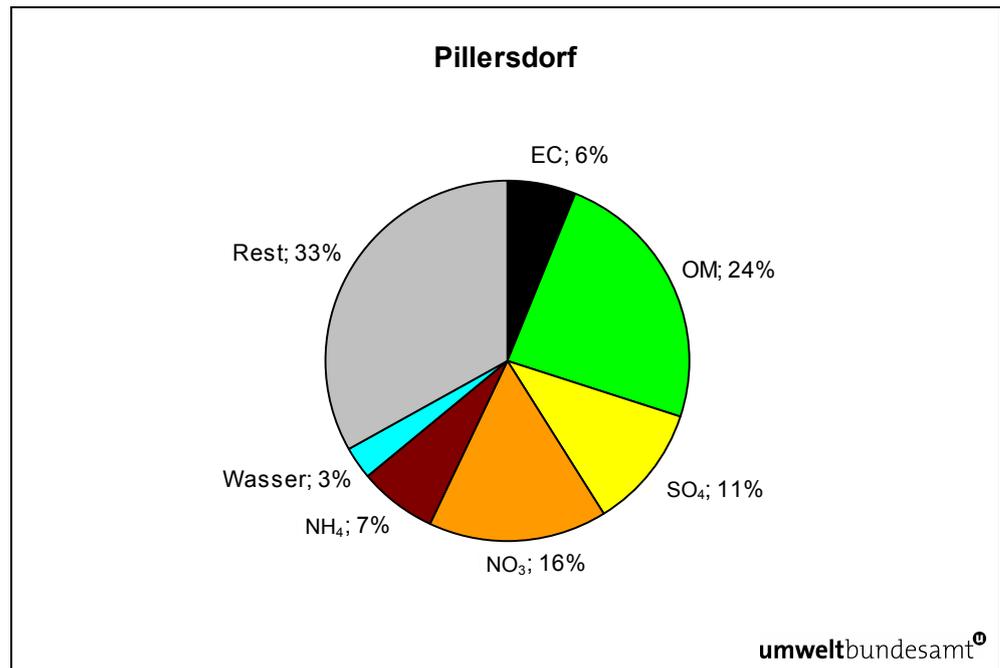


Abbildung 24: Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Pillersdorf.

Die Konzentrationen von PM10 und der Inhaltsstoffe EC, OM, Sulfat, Nitrat, Ammonium und Rest im Mittel über alle Tage, über jene vier Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation und jene vier Tage mit Ferntransport von Osten sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

Die Tage mit Ferntransport zeichnen sich durch deutlich überdurchschnittliche Sulfat-Konzentrationen aus, der Rest-Anteil ist an diesen Tagen dagegen vergleichsweise gering.

Tabelle 13: Konzentrationen von PM10 und PM10-Inhaltsstoffen in Pillersdorf: alle Tage, regionale Schadstoffakkumulation und Ferntransport von Osten, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	PM10	EC	OM	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest
alle Tage	56	3	13	6	9	4	18
regionale Akku.	50	3	11	4	8	3	19
FT von Osten	62	4	15	9	9	5	17

4.4 Vergleich der Hintergrundstationen

Der absolute Vergleich der Herkunft der an den drei regionalen Hintergrundmessstellen erfassten erhöhten PM10-Belastung wird nicht nur durch die unterschiedlich langen Messzeiträume, sondern auch durch das unterschiedliche Belastungsniveau erschwert. Um die Daten vergleichbarer zu machen, werden sie auf den jeweiligen Messzeitraum bezogen.

Die Tage mit PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ machen in Enzenkirchen 7 % des verfügbaren Messzeitraums aus, in Illmitz 13 % und in Pillersdorf 11 %. Berücksichtigt man die Konzentration mit, so repräsentieren die TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Enzenkirchen 20 % der kumulativen PM10-Belastung, in Illmitz 30 % und in Pillersdorf



26 %. Legt man diese Anteile der kumulativen PM10-Belastung auf den jeweiligen Mittelwert (über die gesamte Messperiode) um, so repräsentieren die TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Enzenkirchen $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Illmitz $8,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Pillersdorf $6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Diese Werte ermöglichen es, die in den vorigen Kapiteln abgeleiteten relativen Anteile verschiedener Herkunftsgebiete erhöhter PM10-Belastung mit absoluten Konzentrationen in Beziehung zu setzen. Die regionalen Emissionen, die jeweils einem vergleichbar großen Gebiet (d. h. einem Umkreis von ca. 100 km) zugeordnet werden, tragen nach der o. g. Abschätzung in Enzenkirchen etwas über 60 %, in Illmitz und Pillersdorf jeweils 50 % zur konzentrationsgewichteten (bzw. kumulativen) PM10-Belastung über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei. Dies würde in Enzenkirchen einem (konzentrationsgewichteten) Beitrag regionaler Emissionen von $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Illmitz von $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Pillersdorf von $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entsprechen.

Diese Unterschiede lassen sich einerseits auf unterschiedliche Ausbreitungsbedingungen und Herkunftsgebiete der Luftmassen zurückführen. Enzenkirchen wird vergleichsweise häufiger von Luftmassen ozeanischen Ursprungs erreicht als Illmitz und das westliche Oberösterreichische Alpenvorland weist bessere Ausbreitungsbedingungen auf als die Pannonische Ebene; Pillersdorf nimmt eine Mittelstellung ein.

Andererseits sind die regionalen Emissionen im Umkreis von Enzenkirchen (die vom Oberösterreichischen Zentralraum um Linz und Wels dominiert werden) niedriger als jene um Illmitz mit den Ballungsräumen Wien und Bratislava; Pillersdorf ist ebenfalls von Emissionen im Raum Wien betroffen, in Südmähren sind diese aber niedriger als in der Westslowakei.

4.5 EMEP – PM-Modellierung, Source-Receptor-Relationships

Die Modellierung der PM10- und PM2,5-Konzentration wurde in den letzten Jahren im Rahmen des „Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of pollutants in Europe“ (EMEP) weiterentwickelt (EMEP 2004, 2005), wobei primäre anthropogene PM-Emissionen (PM2,5 sowie $\text{PM}_{\text{coarse}}$ als Differenz von PM10 und PM2,5), sekundäre anorganische Aerosole sowie PM aus natürlichen Quellen (Wüstensand, Meersalz, Winderosion) modelliert werden.

Wie in EMEP (2005) gezeigt, wird die gemessene PM10- und PM2,5-Konzentration vom Modell teilweise stark unterschätzt, v. a. in Österreich, der Schweiz, Italien und Spanien. Für Illmitz liegt die modellierte PM10-Konzentration 2003 um $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit bei ca. der Hälfte des gemessenen Jahresmittelwertes von $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$; bei PM2,5 ist die Unterschätzung durch das Modell etwas geringer (JMW $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (siehe auch UMWELTBUNDESAMT 2006b).

5 SALZBURG

5.1 Messstellen

Abbildung 25 zeigt die verwendeten Messstellen in Salzburg und Umgebung.

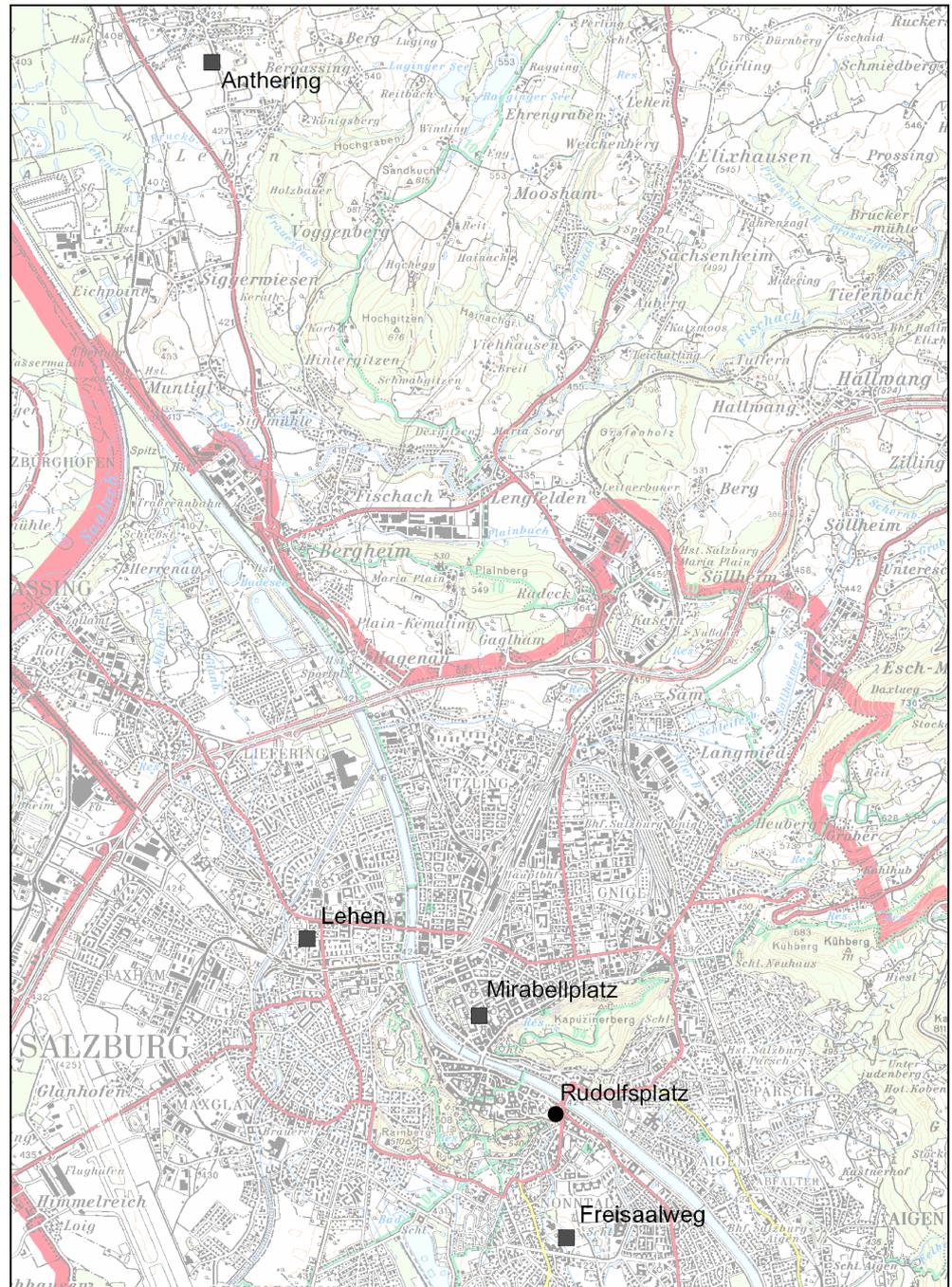


Abbildung 25: PM10-Messstellen in der Region Salzburg.



5.2 PM10

Die Auswertung der Rückwärtstrajektorien für Salzburg ist in Hinblick auf die lokale topographische Situation nur mit Einschränkungen möglich. Es zeigt sich, dass in vielen Fällen die für eine Schicht 100 m über Boden berechneten Trajektorien für die Stadt Salzburg nicht repräsentativ sind. Dies betrifft v. a. Situationen mit südlichem Wind, d. h. Überströmung der Alpen, aber auch östlichen und westlichen Wind. In vielen Fällen ist das Salztal im Bereich der Stadt Salzburg durch die Erhebungen des Flachgaus, deren relative Höhe gegenüber dem Salztal ca. 100 m beträgt – der Haunsberg (836 m) liegt 300 m über der Stadt Salzburg – aber auch durch das Hügelland im südöstlichen Bayern gegenüber der großräumigen Strömung abgeschirmt.

Vielfach weist Salzburg eine niedrigere PM10-Belastung auf als Enzenkirchen im Oberösterreichischen Alpenvorland, was durch verschiedene Faktoren bedingt sein kann:

- Unmittelbar am Alpennordrand herrscht sonniges Wetter mit günstigeren Ausbreitungsbedingungen als im nebeligen Alpenvorland; dies trifft insbesondere auf Föhnsituationen zu.
- Niederschläge am Alpennordrand führen dort zu niedrigerer PM10-Belastung.
- Das Salztal wird von PM10-Transport und -Akkumulation im Alpenvorland nicht erreicht.

Eine gründlichere Bewertung der Beiträge von Ferntransport würde eine detaillierte Betrachtung der lokalen meteorologischen Situation und räumlich besser aufgelöste Trajektorien erfordern, so dass die nachfolgend dargestellten Ergebnisse mit gewissen Unsicherheiten zu betrachten sind.

5.2.1 Trajektorienstatistiken

Die Ergebnisse der Tiefpassmethode für Salzburg sind in Abbildung 26 (Trajektorien unter 600 m Seehöhe) für den Gesamtzeitraum dargestellt. Transport hoch belasteter Luftmassen im außeralpinen Raum erreicht Salzburg aus dem außeralpinen Nordosten Österreichs sowie aus Südbayern und Tschechien.

Die dunkelrote Färbung über Venetien in Abbildung 26 repräsentiert Föhnsituationen, bei denen die von Süden (unter 600 m Seehöhe) kommende Luft über Nordostitalien aufsteigt. Da Föhn in aller Regel mit sehr niedrigen Schadstoffkonzentrationen (außer Ozon) verbunden ist, dürfte es sich dabei sehr wahrscheinlich nicht um Ferntransport aus Nordostitalien handeln.

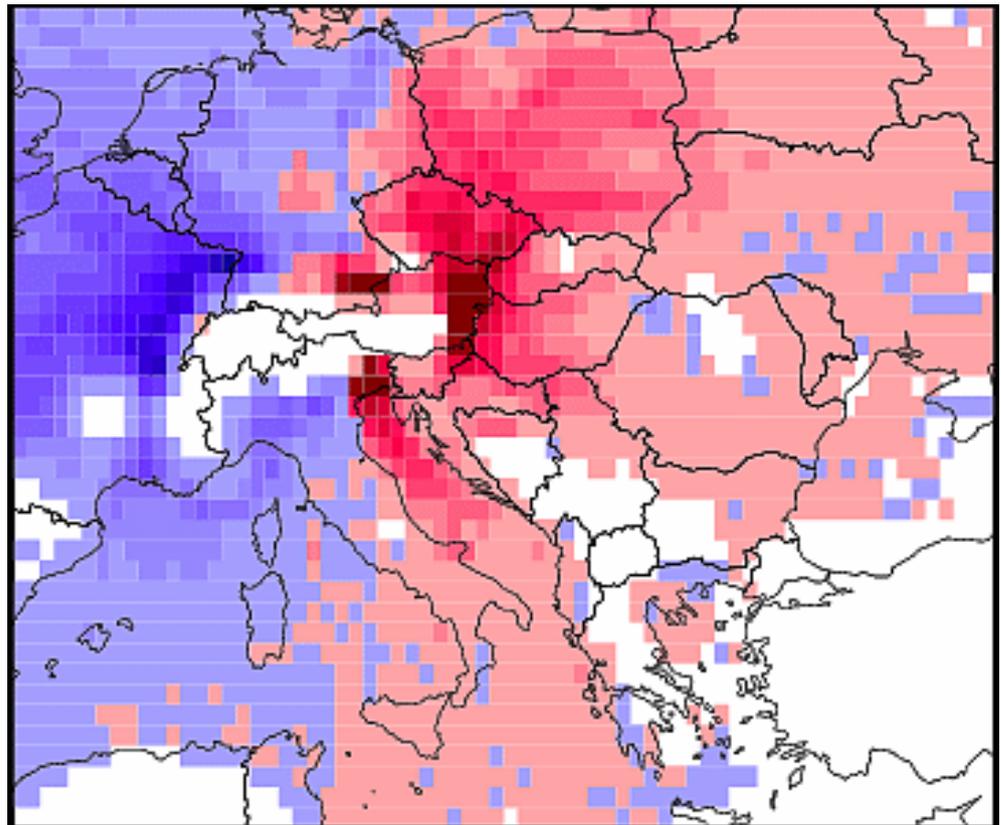


Abbildung 26: Verweilzeitstatistik für PM10 in Salzburg (1999–2007) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

5.2.2 Klassifikation hoch belasteter Tage

Für die Zuordnung der PM10-Tagesmittelwerte zu (potenziellen) Herkunftsregionen von Ferntransport wird die städtische Hintergrundmessstelle Salzburg Lehen herangezogen. Zwar liegen von Salzburg Rudolfsplatz PM10-Daten über einen längeren Zeitraum vor (ab 1999), allerdings ist diese Station als verkehrsnaher Belastungsschwerpunkt für Ferntransportuntersuchungen weniger geeignet. Wie die Auswertung zeigt, variiert der lokale Beitrag (als Differenz zwischen den Messwerten der Stationen Rudolfsplatz und Lehen) bei unterschiedlicher Herkunft der Luftmassen deutlich.

Ausgewählt wurde jener Datensatz, an dem am Rudolfsplatz ein TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftrat. Dieser Zeitraum umfasste am Rudolfsplatz zwischen Juni 1999 und Mai 2007 346 Tage, in Lehen 310 Tage. Davon wiesen am Rudolfsplatz 265 Tage, in Lehen 120 Tage einen TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Diese Tage werden ganz überwiegend – zu 65 % – Strömungssituationen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation zugeordnet. 5 % der Tage fallen in die Klasse „Regionale Schadstoffakkumulation und Ferntransport aus Süddeutschland“, je 3 % in die Klassen „Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei über Wien“, „Regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Nordwestböhmen“ sowie „Regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Ostböhmen“.

Im Mittel über diese 310 Tage betrug die PM10-Konzentration in Salzburg Lehen 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der Mittelwert über die Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation belief sich auf 51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Tendenziell ist Ferntransport aus Polen mit überdurchschnittlicher PM10-Konzentration verbunden, Ferntransport von Osten mit eher unterdurchschnittlicher (bezogen auf den Datensatz mit TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Rudolfsplatz).

Gewichtet man die Häufigkeiten der verschiedenen Herkunftsregionen mit der Konzentration, so werden damit Tage mit Ferntransport aus Polen etwas stärker, mit Ferntransport aus Serbien und Ungarn etwas weniger gewichtet.

Die (konzentrationsgewichtete) Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Salzburg Lehen ist in Abbildung 27 dargestellt.

Der Anteil der regionalen Schadstoffakkumulation an jenen Situationen, bei denen Ferntransport aus verschiedenen Gebieten und regionale Schadstoffakkumulation zusammenwirken, wurde entsprechend Tabelle 6 aufgeteilt.

Der derart ausgewiesene Beitrag der regionalen Emissionen umfasst auch den unmittelbaren Beitrag der Stadt Salzburg. Die Differenzierung des städtischen Beitrags vom regionalen Hintergrund anhand der ländlichen Messstellen Anthering und Enzenkirchen – siehe unten – ergibt eine Abschätzung des städtischen Beitrags zur Belastung in Lehen von etwa 30 % (20 bis 25 % zur Belastung am Rudolfsplatz). Der verbleibende Beitrag der regionalen Emissionen wurde entsprechend Tabelle 8 im Verhältnis 7:3 auf Österreich (Salzburg und südwestliches Oberösterreich) und Bayern aufgeteilt. Der hohe in Abbildung 27 ausgewiesene Beitrag Deutschlands zur erhöhten PM10-Belastung in Salzburg Lehen geht daher ganz überwiegend auf regionale Emissionen im äußersten Südosten Bayerns zurück (wahrscheinlich ohne München), nur ca. 3 % sind dem übrigen Süd- und Westdeutschland und 1 % Ost- und Mitteldeutschland zuzuordnen.

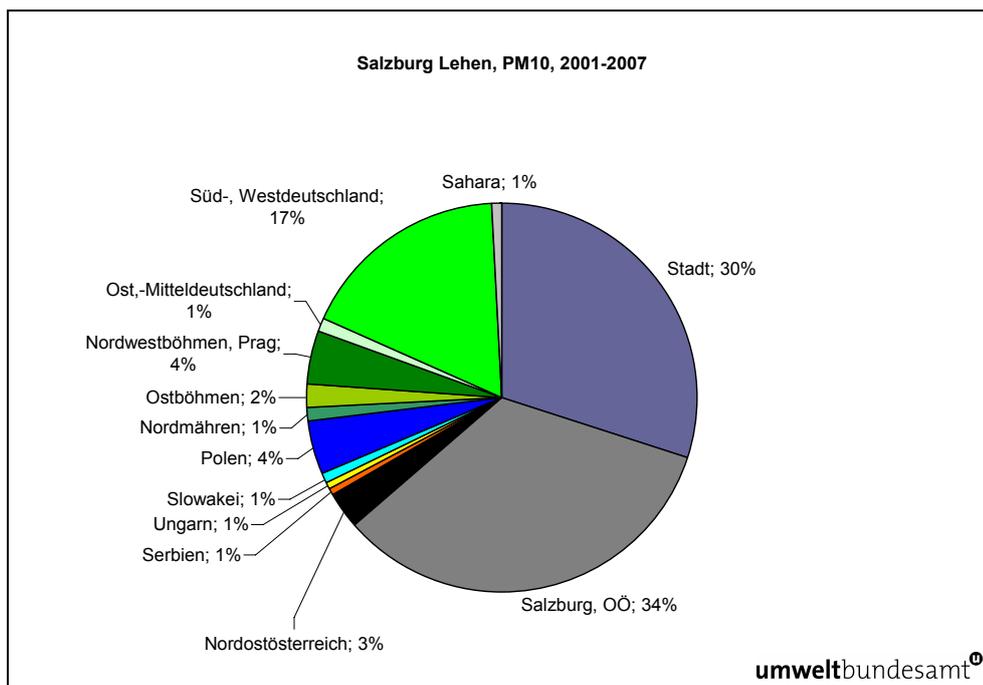


Abbildung 27: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Salzburg Lehen nach Herkunftsregionen (2001–2007, TMW am Rudolfsplatz > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

An jenen 346 Tagen, an denen am Rudolfsplatz eine PM10-Konzentration über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftrat, lag die mittlere PM10-Belastung in Salzburg Lehen bei $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und die Differenz zwischen Rudolfsplatz und Lehen bei $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der mittlere lokale Beitrag an der Station Rudolfsplatz betrug damit 22 %.

Die Differenz der Konzentration zwischen Rudolfsplatz und Lehen hängt dabei stark von der Herkunft der Luftmassen ab. Die größten Differenzen über $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ treten bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Süddeutschland ($21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Ferntransport aus Serbien über Wien, Saharastaub-Ferntransport und Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei über Wien auf, die niedrigsten (unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Polen, bei Ferntransport aus Polen sowie aus Ostböhmen auf.

Unter Berücksichtigung des lokalen Anteils der PM10-Belastung am Rudolfsplatz von 22 % werden in Abbildung 28 die abgeschätzten Herkunftsgebiete der erhöhten PM10-Belastung am Rudolfsplatz (TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dargestellt.

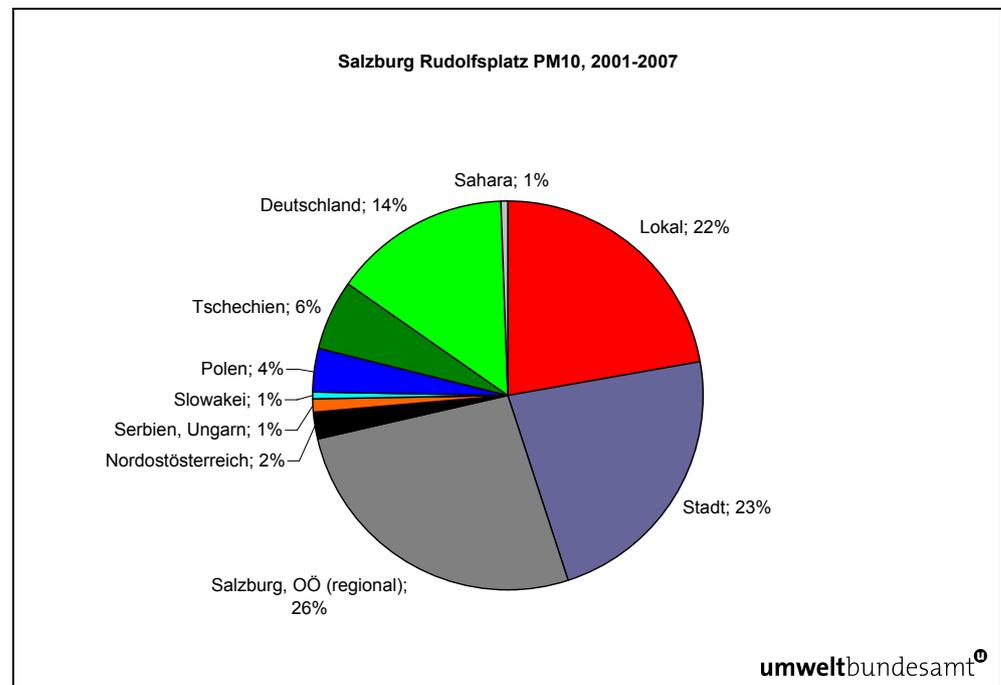


Abbildung 28: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Salzburg Rudolfsplatz nach Herkunftsregionen (2001–2007, TMW > $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Für die Abgrenzung des Beitrags der Emissionen der Stadt Salzburg und ihrer Umgebung vom regionalen Hintergrund stehen die ländlichen Messstellen Anthering und Enzenkirchen zur Verfügung. Während sich Anthering im Salzachtal wenige Kilometer nördlich von Salzburg befindet, liegt Enzenkirchen im Oberösterreichischen Alpenvorland in einer Entfernung von etwa 85 km. Als Nachteil für die Verwendung der Daten von Anthering kann angeführt werden, dass diese selbst – v. a. bei südlichem Wind – von den Emissionen der Stadt Salzburg beeinflusst werden. Auf der anderen Seite ist Enzenkirchen möglicherweise aufgrund der Entfernung und der unterschiedlichen topographischen Lage nicht immer für Salzburg repräsentativ. Insbesondere ist Salzburg v. a. gegen östliche Strömung deutlich abgeschirmt.



Die u. U. unzureichende Repräsentativität von Enzenkirchen zur Beurteilung der regionalen Vorbelastung für Salzburg tritt auch dadurch zutage, dass an zahlreichen Tagen Enzenkirchen eine höhere PM10-Belastung erfasst als Salzburg Lehen. An 58 Tagen (von 187 ausgewerteten Tagen zwischen Ende Jänner 2004 und Ende Mai 2005, an denen an der Station Salzburg Rudolfsplatz die PM10-Konzentration über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag und an denen in Enzenkirchen Messdaten vorliegen) erfasste Enzenkirchen einen höheren TMW als Salzburg Lehen. Für die Beurteilung der regionalen Vorbelastung für Salzburg anhand der Messdaten von Enzenkirchen werden jene 28 Tage, an denen die Differenz zwischen Salzburg Lehen und Enzenkirchen unter $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt, ausgeschlossen. An den verbleibenden 30 Tagen mit Differenzen zwischen 0 und $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird die Differenz mit null angenommen. Damit verbleiben 159 Tage im Zeitraum von Jänner 2004 bis Mai 2007, an denen die Herkunft von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation in Enzenkirchen untersucht werden kann.

Im Mittel über diese Tage betrug die PM10-Konzentration am Rudolfsplatz $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Lehen $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Enzenkirchen $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 66 % dieser Tage entfallen auf regionale Schadstoffakkumulation, jeweils 6 % auf regionale Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport aus Deutschland sowie mit Ferntransport aus Böhmen.

Stützt man die Untersuchung des Beitrags von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation auf die ländliche Messstelle Anthering, so stehen im Jahr 2004 56 Tage zur Verfügung, an denen am Rudolfsplatz die PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Im Mittel über diesen Zeitraum betrug die PM10-Konzentration am Rudolfsplatz $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Lehen $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Anthering $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Verglichen mit dem wesentlich längeren Zeitraum, über den Daten aus Enzenkirchen vorliegen, war somit im Jahr 2004 die PM10-Belastung am Rudolfsplatz (gemittelt bereits über jene selektierten Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und in Lehen geringer, die Belastung in Anthering aber höher als in Enzenkirchen.

In diesem Zeitraum wurde die PM10-Belastung an 75 % der Tage von regionaler Schadstoffakkumulation und an 9 % der Tage von Ferntransport aus Deutschland und Westeuropa bestimmt.

Der lokale Beitrag (Differenz Rudolfsplatz–Lehen) macht bei der Auswertung 2004–2007 (Enzenkirchen) 22 % der Konzentration am Rudolfsplatz, bei der Auswertung 2004 (Anthering) 29 % aus. Der städtische Beitrag (Differenz Lehen–Enzenkirchen bzw. Anthering) macht bei der Auswertung 2004–2007 (Enzenkirchen) 25 % der Konzentration am Rudolfsplatz, bei der Auswertung 2004 (Anthering) 21 % aus. Der regionale Hintergrund (Anthering bzw. Enzenkirchen) wird anhand der (konzentrationsgewichteten) Häufigkeit, mit der die Rückwärtstrajektorien die potenziellen Herkunftsgebiete überqueren, den in Tabelle 14 angegebenen Herkunftsregionen zugeordnet (Aufteilung der regionalen Emissionen auf Österreich und Deutschland entsprechend Tabelle 8).

Tabelle 14: *Herkunftszuordnung der PM10-Belastung an der Station Salzburg Rudolfsplatz (Tage mit PM10 über 45 µg/m³) aufbauend auf a) alle Daten von 2001 bis 2007, b) Beurteilung der ländlichen Vorbelastung anhand der Messstelle Anthering (2004), und c) Beurteilung der ländlichen Vorbelastung anhand der Messstelle Enzenkirchen (2004–2007).*

	2001–2007	2004	2004–2007
PM10 Mittelwert Salzburg Rudolfsplatz	64 µg/m ³	58 µg/m ³	64 µg/m ³
Lokaler Beitrag	22 %	29 %	22 %
Städtischer Beitrag	23 % ¹⁾	21 % ²⁾	25 % ³⁾
Regionaler Beitrag: Salzburg und Ober- österreich	26 %	29 %	32 %
Nordostösterreich	2 %	2 %	1 %
Deutschland	14 %	17 %	14 %
Tschechien	6 %	3 %	4 %
Polen	4 %		1 %

¹⁾ Mittelwert der Abschätzung anhand von Anthering und Enzenkirchen

²⁾ Differenz Lehen–Anthering

³⁾ Differenz Lehen–Enzenkirchen

Die Auswertung zeigt, dass bei unterschiedlichen Datensätzen (Zeiträumen) unterschiedliche Ergebnisse auftreten. Die Daten des Gesamtzeitraums 2001–2007 erlauben für Lehen die Abschätzung der Summe aus dem Beitrag der regionalen Emissionen in Salzburg und Oberösterreich und des städtischen Beitrags der Stadt Salzburg mit insgesamt 49 %, d. h. deutlich weniger als bei der Auswertung von Enzenkirchen (57 %).

5.3 PM10-Inhaltsstoffe

In Salzburg wurden im Jahr 2004 PM10-Inhaltsstoffe im Rahmen des AQUELLA-Projektes an folgenden Standorten analysiert:

- Salzburg Rudolfsplatz, 1. Jänner bis 31. Dezember,
- Salzburg Lehen, 1. Jänner bis 31. August,
- Salzburg Freisaalweg, 11. Oktober bis 16. Dezember,
- Anthering, 5. Jänner bis 31. Dezember.

Die Auswertung der quantitativen Hauptkomponenten der chemischen Analysen von PM10 in Salzburg – EC, OM, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Silikat und Karbonat sowie – hochgerechnet – an den sekundären anorganischen Aerosolen adsorbiertes Wasser und der aus der Bilanz gegenüber der PM10-Gesamtkonzentration errechnete Rest ist für den Gesamtzeitraum 2004 in Abbildung 29 dargestellt. Die Messreihen von Lehen und Freisaalweg – sie repräsentieren den städtischen Hintergrund – wurden dabei kombiniert. Eine detaillierte Diskussion der chemischen Zusammensetzung von PM10 in Salzburg findet man im Anhang (siehe Anhang 2). Die Publikation der Daten des AQUELLA-Projektes befindet sich in Vorbereitung.

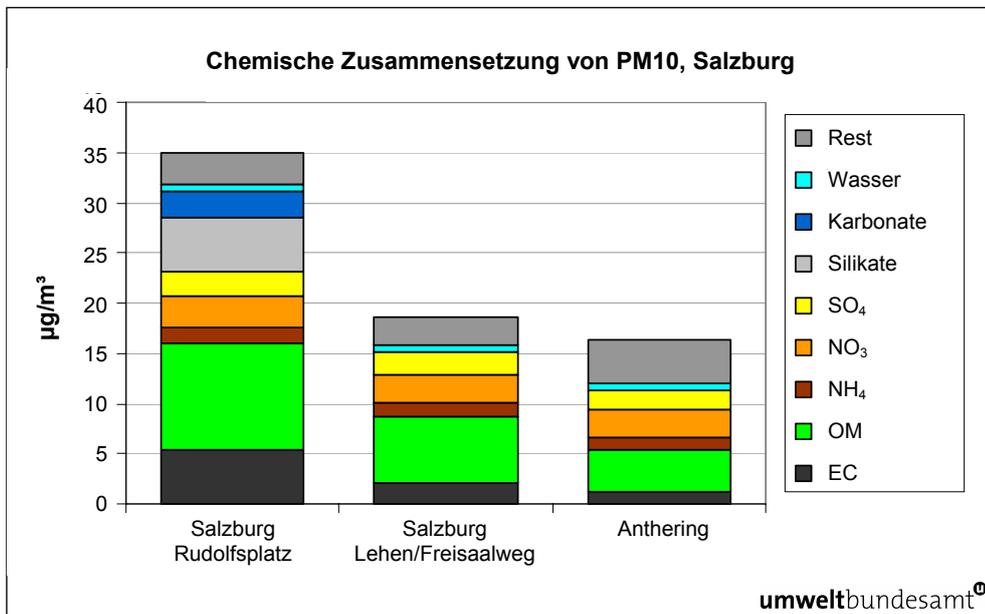


Abbildung 29: Zusammensetzung von PM10 in Salzburg und Anthering, 2004.

Die gleichzeitigen PM10-Analysen an den drei Messstellen Salzburg Rudolfplatz, Salzburg Lehen/Freisaalweg und Anthering erlauben es, die einzelnen PM10-Inhaltsstoffe räumlich auf die drei Anteile

- regionaler Hintergrund–Anthering,
- Beitrag der Stadt Salzburg–Differenz von Lehen/Freisaalweg gegenüber Anthering,
- Lokaler Beitrag am Rudolfplatz – Differenz von Rudolfplatz gegenüber Lehen/Freisaalweg

aufzuteilen.

Die Auswertung zeigt für den Rudolfplatz zusammengefasst Folgendes:

- EC (Gesamtanteil 19 %) stammt am Rudolfplatz überwiegend aus lokalen Quellen (10 %);
- OM (Gesamtanteil 31 %) stammt überwiegend aus dem regionalen Hintergrund (12 %) und aus lokalen Quellen (11 %);
- die sekundären anorganischen Partikel (Sulfat, Nitrat, Ammonium, inkl. Wasser; Gesamtanteil 22 %) stammen fast ausschließlich aus dem regionalen Hintergrund (21 %);
- das mineralische Material (Silikat, Karbonat, inkl. Rest; Gesamtanteil 28 %) geht überwiegend auf den regionalen Hintergrund (14 %) und auf lokale Beiträge zurück (10 %).
- der städtische Beitrag zur PM10-Belastung besteht überwiegend aus organischem und mineralischem Material.

5.3.1.1 Klassifikation hoch belasteter Tage

Von den Tagen mit TMW über 45 µg/m³ am Rudolfplatz lassen sich zwölf Tage Situationen mit Ferntransport von Norden und Nordwesten (Deutschland, Böhmen) zuordnen, 38 Tage Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation. Die meteorologischen Verhältnisse mit häufigen Westwetterlagen führten 2004 nicht nur zu

einer unterdurchschnittlichen PM10-Belastung, sondern auch dazu, dass Ferntransport von Osten, der in Salzburg zu PM10-TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beigetragen hätte, nicht vorkam.

Abbildung 30 und Tabelle 15 geben die räumliche Aufteilung der Herkunft der PM10-Inhaltsstoffe in Salzburg für alle Tage mit TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Rudolfsplatz sowie – als Teilmenge derselben – für Tage mit Ferntransport von Norden sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation an.

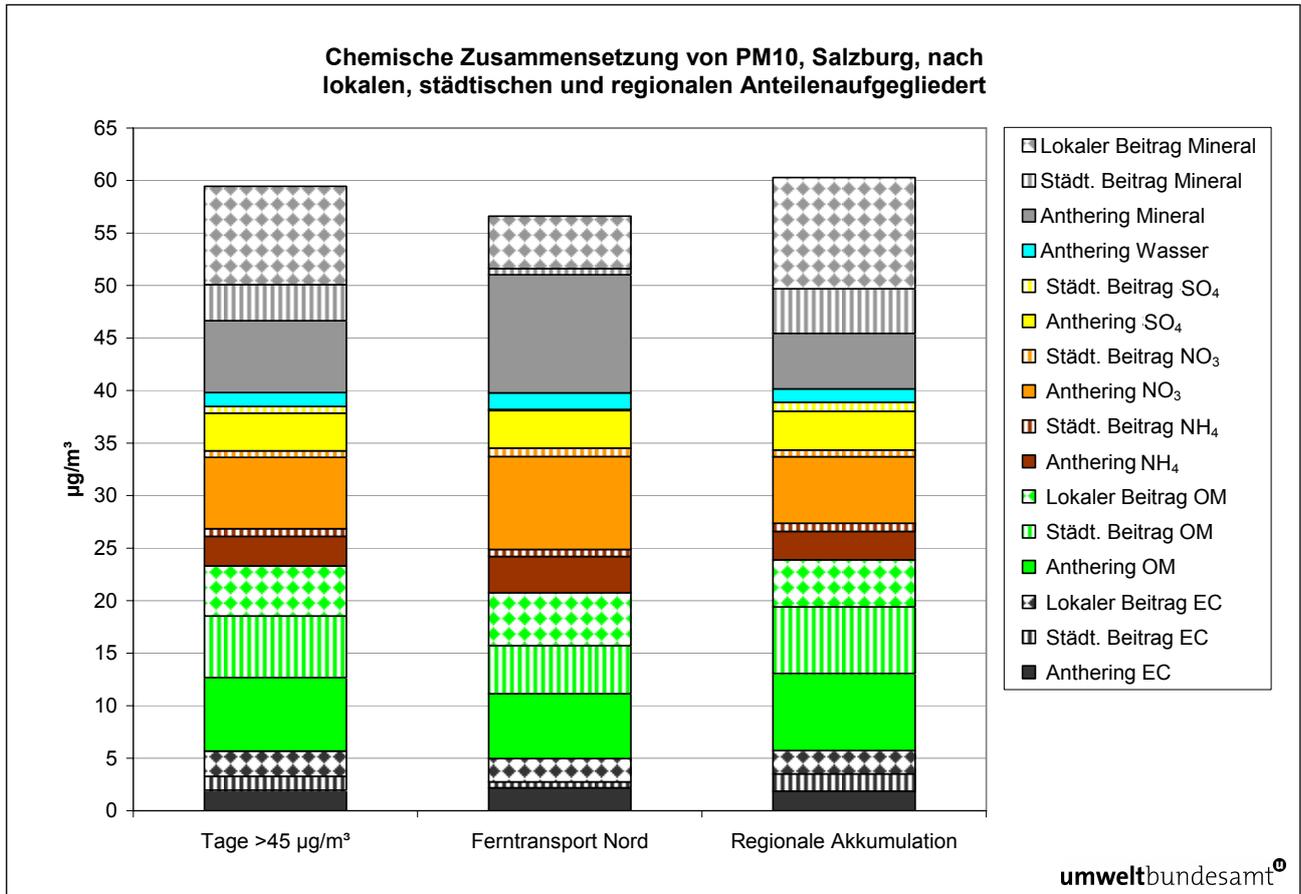


Abbildung 30: Räumliche Aufteilung der Herkunft der PM10-Inhaltstoffe in Salzburg, Tage mit TMW über 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Rudolfsplatz, Tage mit Ferntransport von Norden, Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation, 2004.

Tabelle 15: Konzentrationsanteile der PM10-Inhaltstoffe in Salzburg nach Herkunftsgebiet, Tage mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Rudolfsplatz, Tage mit Ferntransport von Norden, Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation, 2004, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Tage > $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Tage mit Ferntrans- port von Norden	Tage mit regionaler Akkumulation
Anthering EC	1,9	2,2	1,9
Anthering OM	7,0	6,2	7,3
Anthering NH_4 .	2,8	3,4	2,7
Anthering NO_3	6,8	8,8	6,3
Anthering SO_4	3,6	3,6	3,7
Anthering Wasser	1,3	1,6	1,3
Anthering Mineral. Material	6,8	11,2	5,3
Städt. Beitrag EC	1,3	0,6	1,6
Städt. Beitrag OM	5,9	4,6	6,3
Städt. Beitrag NH_4 .	0,7	0,7	0,8
Städt. Beitrag NO_3	0,6	0,8	0,6
Städt. Beitrag SO_4	0,6	0,1	0,8
Städt. Beitrag Wasser	0,2	0,2	0,2
Städt. Beitrag Mineral. Material	3,5	0,6	4,3
Lokaler Beitrag EC	2,4	2,2	2,2
Lokaler Beitrag OM	4,8	5,1	4,5
Lokaler Beitrag NH_4 .	¹⁾		
Lokaler Beitrag NO_3	0,0	0,0	0,0
Lokaler Beitrag SO_4	0,0	0,2	0,0
Lokaler Beitrag Wasser	0,0	0,0	0,0
Lokaler Beitrag Mineral. Material	9,4	5,0	10,6

¹⁾ rechnerisch ergibt sich ein leicht negativer lokaler Beitrag (zwischen $-0,5$ und $-0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zu NH_4 .

Ferntransport von Norden zeichnet sich durch

- niedrige städtische Beiträge zu EC, OM und Rest (mineralisches Material),
- deutlich überdurchschnittliche Nitrat-Beiträge (ländl. Hintergrund. d. h. Ferntransport),
- überdurchschnittliche Beiträge zum mineralischen Material (sowohl im regionalen Hintergrund als auch local),
- unterdurchschnittliche Beiträge zu OM (ländl. Hintergrund)

aus.

Demgegenüber sind bei regionaler Schadstoffakkumulation

- die städtischen Beiträge zu EC, OM und Rest erhöht,
- der lokale Beitrag zum Rest erhöht;
- die regionalen Beiträge zu Nitrat und zum Rest liegen unter dem Durchschnitt.

In Abbildung 31 werden die anhand des Vergleichs der PM10-Daten von Salzburg Rudolfsplatz, Lehen bzw. Freisaalweg und Anthering abgeschätzten Beiträge lokaler Quellen, der Stadt Salzburg und des ländlichen Hintergrundes zur PM10-Belastung am Rudolfsplatz (bezogen auf Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siehe Abbildung 28) mit den Ergebnissen der chemischen Analysen kombiniert, um die jeweiligen Anteile primärer und sekundärer Aerosole anzugeben.

Der lokale Anteil am Rudolfsplatz besteht ausschließlich aus primären Partikeln, der städtische Anteil ganz überwiegend. Der Anteil des regionalen Hintergrundes (regionale Schadstoffakkumulation und Ferntransport) setzt sich ca. zu gleichen Teilen aus primären und sekundären Aerosolen zusammen, wobei im Jahr 2004 nur ca. 20 % des regionalen Hintergrundes Ferntransport, der Rest regionalen Emissionen zuzuordnen sind.

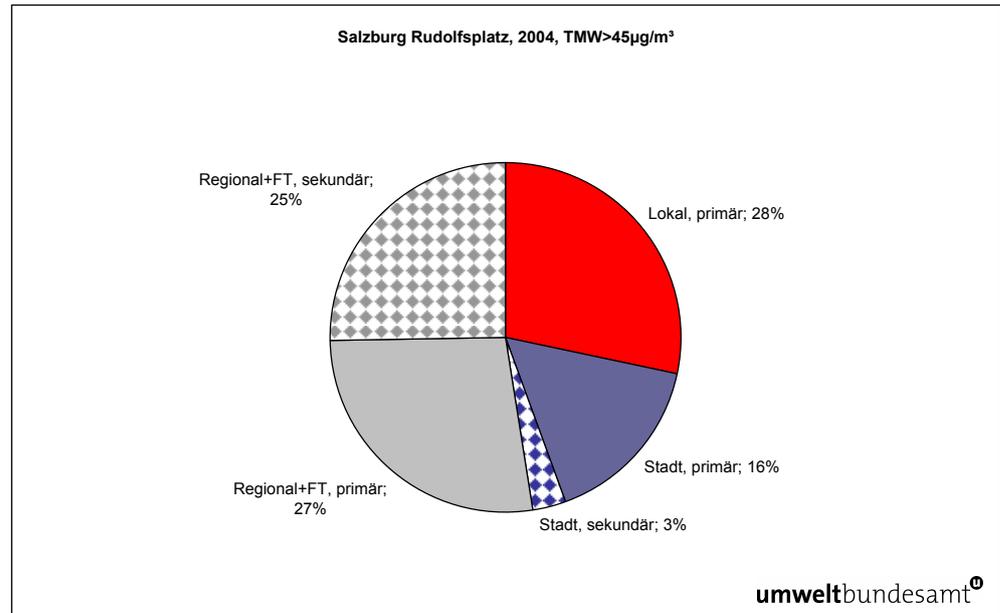


Abbildung 31: Aufschlüsselung der PM10-Belastung in Salzburg Rudolfsplatz nach Herkunftsregionen und primären bzw. sekundären Aerosolen (2004, TMW > 45 µg/m³).

5.3.1.2 Trajektorienstatistiken

Die Untersuchungen der Herkunft von EC, OM und Sulfat (siehe Abbildung 106, Anhang 3) in Anthering mit der Tiefpassmethode zeigt kein klares Muster, das Herkunftsgebiete erhöhter oder unterdurchschnittlicher EC-, OM- und Sulfat-Konzentrationen erkennen lässt. Analog zur PM10-Gesamtkonzentration zeichnet sich Ostösterreich unscharf als Herkunftsregion erhöhter Belastung ab.

Für Nitrat (siehe Abbildung 107, Anhang 3) und Ammonium lassen sich demgegenüber Süddeutschland, die Benelux-Länder sowie Ostdeutschland als Herkunftsgebiete erhöhter Konzentrationen erkennen.

Bei Karbonat scheint die nähere Umgebung als Herkunftsgebiet erhöhter Konzentrationen auf, beim „Rest“ Mitteldeutschland.

Die wenig aussagekräftigen Ergebnisse dürften mit der relativ kurzen Messreihe und der insgesamt niedrigen PM10-Belastung des Jahres 2004 zusammenhängen.



6 LINZ

6.1 Messstellen

Im Ballungsraum Linz liegen gravimetrische PM10-Messwerte von folgenden Messstellen vor:

- Linz Kleinmünchen für das Jahr 2000;
- Linz Neue Welt von Jänner 2001 bis Mai 2007;
- Linz ORF-Zentrum von Oktober 2000 bis September 2001 sowie von Jänner 2002 bis Mai 2007;
- Linz Römerberg von Jänner 2001 bis Mai 2007 und
- Steyregg von Jänner 2000 bis Mai 2007.

Die Lage der Messstellen ist aus Abbildung 32 ersichtlich.

Die Messstelle Linz Kleinmünchen liegt im Süden am Rand des Stadtgebietes abseits bedeutender lokaler Emittenten im Wohngebiet.

Linz ORF-Zentrum befindet sich im Südosten des Stadtzentrums und nordwestlich des Werksgeländes der voestalpine; bei primär emittierten Schadstoffen ist ein deutlicher Einfluss von Emissionen der voestalpine festzustellen.

Linz Neue Welt liegt an der Wiener Straße südlich des Stadtzentrums und westlich des Werksgeländes der voestalpine; bei primär emittierten Schadstoffen ist ein deutlicher Einfluss von Emissionen der voestalpine sowie von Verkehrsemissionen der Wiener Straße festzustellen.

Die Messstelle Römerberg liegt westlich des Stadtzentrums in dicht verbautem Gebiet und weist hohen lokalen Straßenverkehrseinfluss auf.

Die Messstelle Steyregg Weih liegt östlich der Donau etwa 80 m über dem Stadtgebiet von Linz; bei primär emittierten Schadstoffen ist ein deutlicher Einfluss von Emissionen der voestalpine festzustellen.

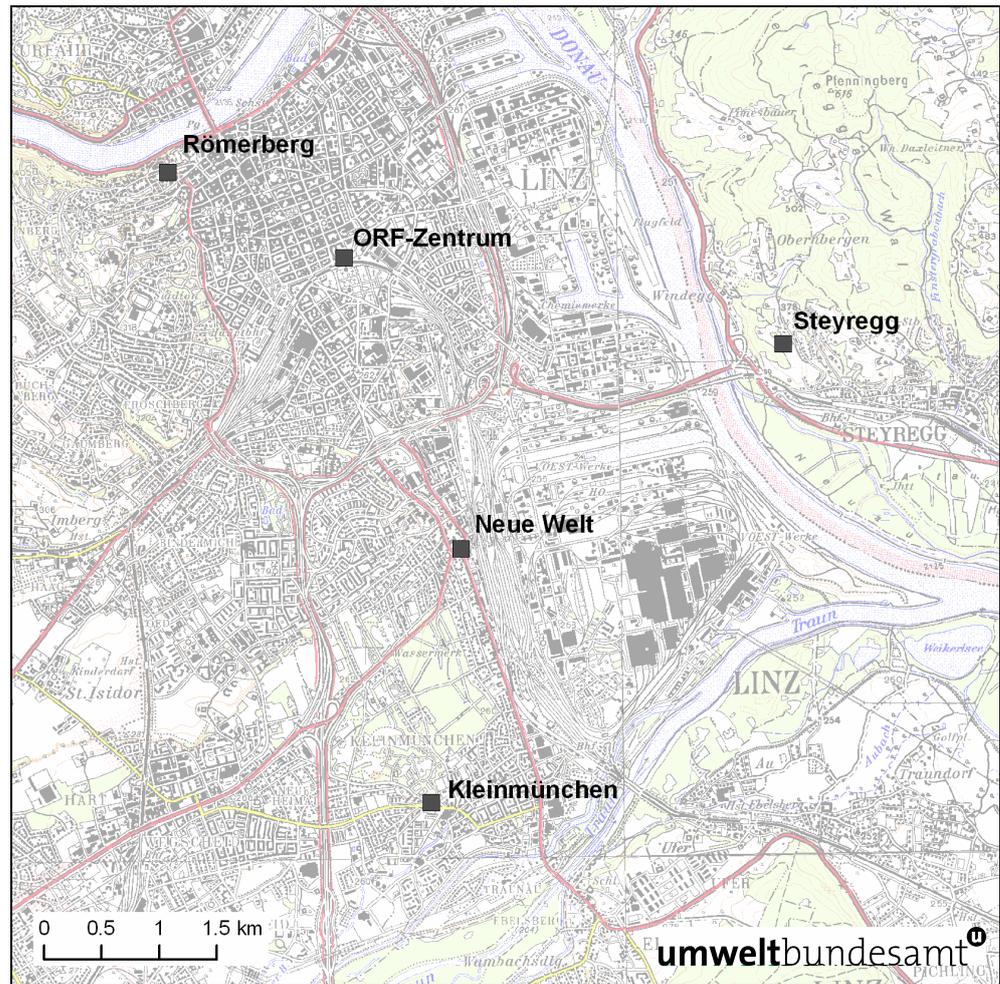


Abbildung 32: PM10-Messstellen im Ballungsraum Linz.

6.2 PM10

6.2.1 Trajektorienstatistiken

Abbildung 33 zeigt die Ergebnisse der Tiefpassmethode für die PM10-Werte von Linz ORF-Zentrum und Neue Welt (2000–2007) (für Trajektorien unter 600 m Seehöhe). Sie zeigt als Hauptquellregion hoch belasteter Luft den Nordosten Österreichs, den natürlich auch die aus Südostpolen, Ungarn, Serbien, Rumänien und Slowenien kommenden Luftmassen überqueren, die hier wahrscheinlich weiteres PM10 bzw. Vorläufer sekundärer Aerosole aufgenommen haben. Zugbahnen hoch belasteter Luft lassen sich weiters über Ostböhmen und Mittelpolen, über Mähren und Südostpolen, über Südwestungarn, Nordserbien und Südrumänien sowie aus Ostslowenien verfolgen.

Die in Abbildung 33 dunkelrot gefärbten Gebiete in Nordostitalien dürften Föhn, also direkte Überströmung der Alpen, repräsentieren, nicht aber Ferntransport.

Die niedrigsten PM10-Konzentrationen sind mit Westströmung verbunden.

Die Perzentilmethode (siehe Abbildung 34) lässt ebenfalls die Zugbahn hoch belasteter Luftmassen über Südrumänien, Nordserbien, Slawonien, Südwestungarn und Nordostungarn sowie aus Slowenien erkennen. Weniger klar kommen allerdings die Quellgebiete erhöhter Belastung in Tschechien und Polen zur Darstellung.

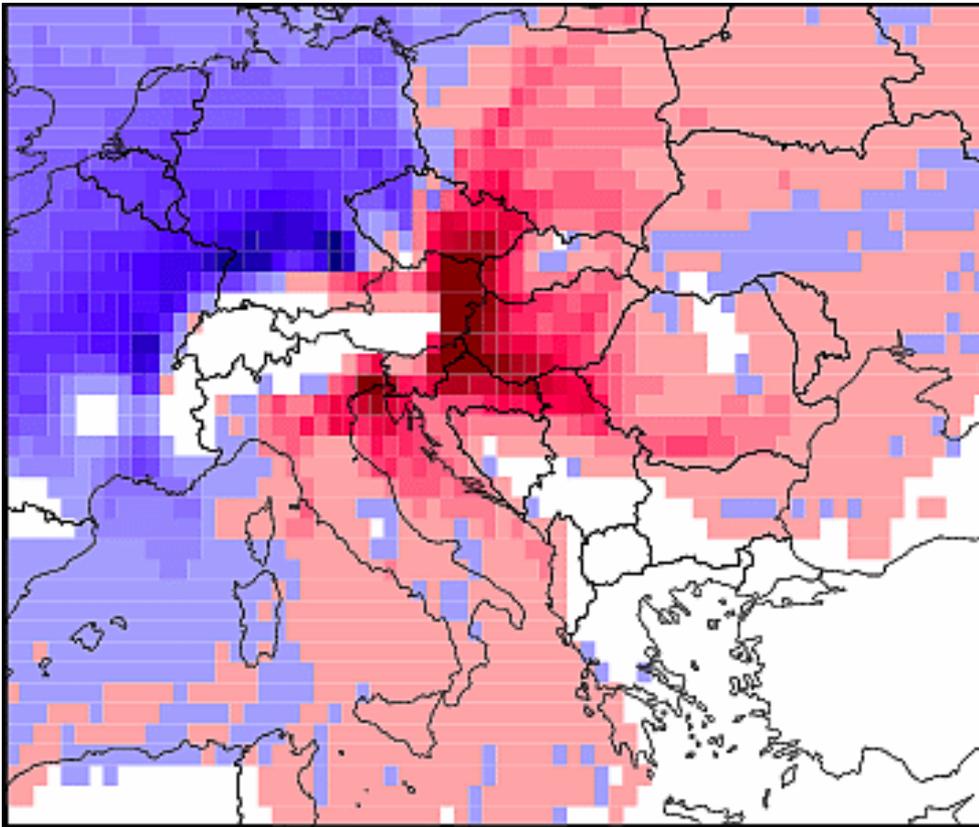


Abbildung 33: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Linz (ORF-Zentrum und Neue Welt), 2000–2007, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

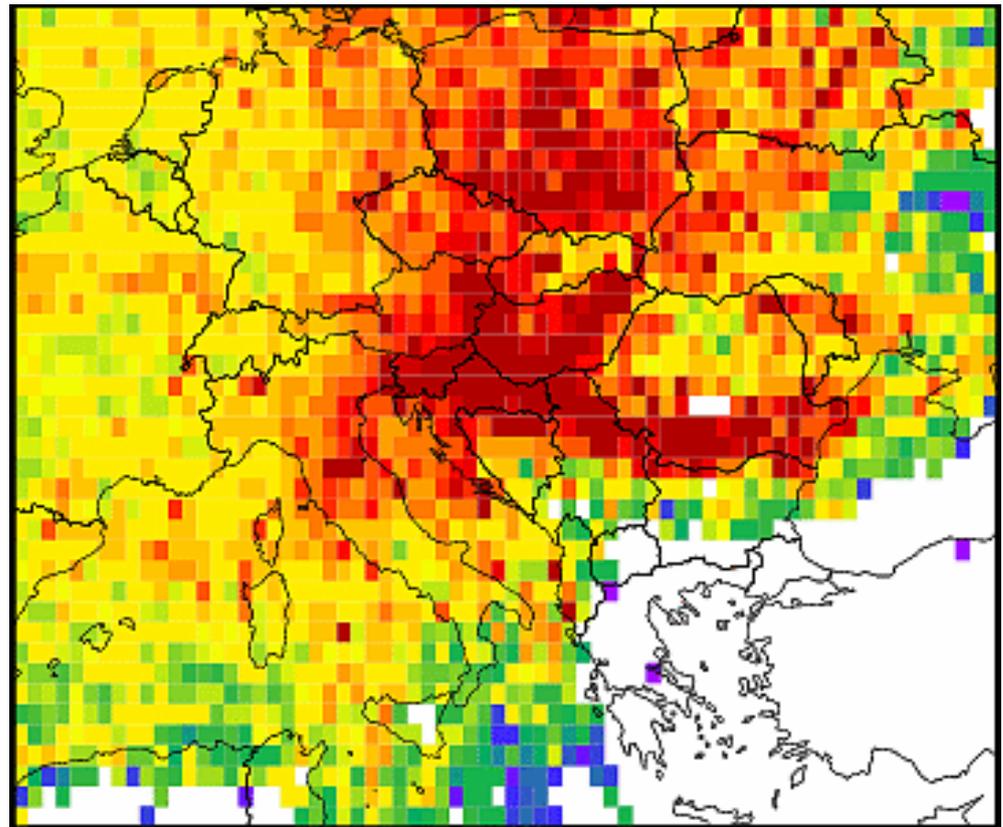


Abbildung 34: Ergebnisse der Perzentilmethode für Linz (ORF-Zentrum und Neue Welt), 2000–2007.

6.2.2 Klassifikation hoch belasteter Tage

Die Linzer Messstellen sind in unterschiedlichem Ausmaß von Emissionen der Industrie und des Straßenverkehrs in der Stadt Linz beeinflusst, wodurch eine Beurteilung der städtischen Hintergrundbelastung etwas erschwert wird. Aufgrund der kurzen Messreihe werden die Daten von Kleinmünchen nicht in die Auswertung einbezogen. Als städtischer Hintergrund wird in der folgenden Auswertung der Mittelwert von Linz Neue Welt und ORF-Zentrum herangezogen, obwohl diese Messstellen unzweifelhaft von Emissionen der voestalpine beeinflusst sind.

Die Abgrenzung des lokalen Beitrags (Straßenverkehr) an der Messstelle Römerberg anhand der Differenz gegenüber Linz ORF-Zentrum und Neuer Welt ist allerdings kaum möglich. Im Mittel weist die Messstelle Römerberg eine um $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere PM10-Konzentration auf, allerdings liegt die Konzentration am Römerberg an 25 % der Tage, an denen an einer der drei Messdaten Messwerte vorliegen, unter dem Mittelwert von ORF-Zentrum und Neuer Welt.

Die Herkunftsuntersuchung der PM10-Belastung in Linz stützt sich daher auf die Messstellen Linz ORF-Zentrum und Neue Welt, an denen ab Oktober 2000 bzw. Jän. 2001 PM10-Daten vorliegen.



Im Zeitraum von Oktober 2000 bis Mai 2007 wurden 514 Tage ausgewertet, an denen an einer der Linzer Messstellen der PM10-Tagesmittelwert über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag. Die Häufigkeit von Ferntransport sowie regionaler Schadstoffakkumulation aus bestimmten Herkunftsregionen nach Klassifizierung der Rückwärtstrajektorien für diese Tage ist in Tabelle 16 (mittlere Spalte) angegeben.

Nahezu 50 % der Tage mit über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entfallen somit auf regionale Schadstoffakkumulation, für welche Emissionen im Oberösterreichischen Alpenvorland sowie im Westlichen Niederösterreichischen Alpenvorland verantwortlich sind.

6 % der Tage werden regionaler Schadstoffakkumulation mit (Fern-) Transport aus Südbayern, d. h. vorwiegend aus der Region München, zugeordnet, insgesamt 11 % der Tage regionaler Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport aus Deutschland, 7 % der Tage regional mit (Fern-)Transport aus Tschechien.

Ferntransport allein bestimmte an 21 % der Tage die erhöhte PM10-Belastung, wovon Ferntransport direkt von Osten aus Ungarn und der Slowakei über Nordostösterreich mit 3 % am häufigsten war.

Gewichtet man die Häufigkeit der einzelnen Klassen mit der PM10-Konzentration, so ist ein etwas größerer Anteil (52 %) der Gesamt-PM10-Belastung regionaler Schadstoffakkumulation zuzuordnen, da diese Situationen mit überdurchschnittlichen PM10-Konzentrationen verbunden sind.

Für die Beurteilung des Beitrags des Ballungsraumes Linz zur PM10-Belastung werden die ländlichen Hintergrundmessstellen Enzenkirchen und Pillersdorf herangezogen; dabei wird bei Transport der Luftmassen von Westen die PM10-Belastung von Enzenkirchen, bei Transport von Osten jene von Pillersdorf als Vorbelastung für den Ballungsraum Linz herangezogen; bei Situationen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation wird der Mittelwert von Enzenkirchen und Pillersdorf zur Beurteilung des regionalen Hintergrundes herangezogen.

Nachdem die PM10-Messung in Pillersdorf im Juni 2003 und in Enzenkirchen im Jänner 2004 begann, stehen für die Auswertung insgesamt 279 Tage zur Verfügung (innerhalb jenes Zeitraumes, an dem mindestens eine Linzer Messstelle einen TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registrierte). Davon werden 17 Tage (6 %) ausgeschieden, an denen die ländlichen Hintergrundmessstellen eine um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere PM10-Konzentration erfassten, als dem Mittelwert von Linz ORF-Zentrum und Neuer Welt entspricht.

An weiteren 28 Tagen (10 %), an denen die ländliche Hintergrundkonzentration zwischen 0 und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über dem städtischen Hintergrund in Linz lag, wird die Differenz zwischen städtischem und ländlichem Hintergrund auf null gesetzt.

Im Mittel über die ausgewerteten 262 Tage (TMW in Linz über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) betrug die städtische Hintergrundkonzentration $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die ländliche Hintergrundkonzentration $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$; der Beitrag des Ballungsraumes Linz beträgt damit mit ca. ein Drittel der städtischen Hintergrundkonzentration.

Die Häufigkeitsverteilung der Herkunftsgebiete von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation für diesen Datensatz ist in Tabelle 16 in der rechten Spalte angegeben.

Gewichtet man die Häufigkeitsverteilung der Herkunftsgebiete der ländlichen Hintergrundbelastung mit der Konzentration, so werden Situationen mit Ferntransport von Osten und Südosten, v. a. aus Serbien oder Rumänien, aufgrund höherer mittlerer Konzentration in Pillersdorf, stärker gewichtet. So beträgt die mittlere Hinter-

grundbelastung bei regionaler Schadstoffakkumulation $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert von Enzenkirchen und Pillersdorf), bei Ferntransport aus Rumänien und Serbien über Wien $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pillersdorf).

Die konzentrationsgewichteten Anteile der einzelnen in Tabelle 16 klassifizierten Trajektorienbahnen lassen sich mit den in Tabelle 6 und Tabelle 7 dargestellten Prozentsätzen näherungsweise bestimmten Herkunftsgebieten von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation zuordnen.

Tabelle 16: Häufigkeit von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation, Linz, 2000–2007, TMW > $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Trajektorienbahnen	2000–2007 (Daten von Linz)	2003–2007 (ländl. Hintergrund verfügbar)
Wien (Nordostösterreich)	1 %	3 %
Süddeutschland	1 %	2 %
Ostdeutschland, Böhmen	1 %	1 %
West- und Mittelböhmern	2 %	2 %
Ostböhmen, Wroclaw	1 %	2 %
Serbien, Wien	2 %	3 %
Serbien, Rumänien, Wien	3 %	3 %
Ungarn, Wien	1 %	1 %
Ungarn, Slowakei, Wien	1 %	2 %
Mittelpolen	1 %	2 %
Oberschlesien, Nordmähren, Wien	3 %	
Regionale Schadstoffakkumulation (Reg)	49 %	56 %
Reg + Wien	4 %	5 %
Reg+ Südbayern (München)	6 %	8 %
Reg + Ostdeutschland	1 %	
Reg + Süd-, Westdeutschland, Benelux, Frankreich	2 %	
Reg + Böhmen, Ostdeutschland	1 %	3 %
Reg + Ostböhmen	1 %	1 %
Reg + Mittel-, Westböhmen	2 %	
Reg + Ostböhmen, Wroclaw	2 %	
Reg + Ostböhmen, Wien	1 %	2 %
Reg + Serbien, Rumänien, Wien	1 %	2 %
Reg + Ungarn, Slowakei, Wien	3 %	2 %
Reg + Mittelpolen	1 %	
Reg + Oberschlesien, Nordmähren	1 %	2 %
Reg + Oberschlesien, Nordmähren, Wien	1 %	
Reg + Sahara	1 %	1 %
Sahara	1 %	

Ein Drittel der städtischen Hintergrundbelastung geht auf Emissionen des Ballungsraumes Linz zurück; von den übrigen 68 % entfällt der größte Teil (ca. 45 %) auf die regionalen Emissionen, d. h. auf das Oberösterreichische und das westliche Niederösterreichische Alpenvorland, ca. 7 % auf Nordostösterreich, d. h. auf

Wien und das östliche Niederösterreich. Jeweils ca. 4 % der städtischen Hintergrundbelastung in Linz sind Emissionen in Serbien, Tschechien und Deutschland zuzuordnen.

Die Emissionen des Ballungsraumes Linz tragen selbst auch zur regionalen Schadstoffakkumulation bei. Die Quantifizierung dieses Beitrags ist allerdings schwierig, da kein (einheitlicher) Emissionskataster für Oberösterreich und Niederösterreich zur Verfügung steht. Die PM10-Emissionen der Stadt Linz machen laut Emissionskataster Oberösterreich ca. 15 %. Unter der Annahme, dass die für die regionale Schadstoffakkumulation relevanten Emissionen an PM10 und Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Aerosole im Oberösterreichischen und im Niederösterreichischen Alpenvorland etwa die gleiche Größe haben wie die Gesamtemissionen Oberösterreichs, lässt sich der Beitrag des Ballungsraumes Linz damit mit ca. 20 % abschätzen.

Abbildung 35 gibt die dementsprechend abgeschätzten Anteile zur PM10-Belastung an den „städtischen Hintergrundstationen“ in Linz an, wobei die ausländischen Beiträge nach Staaten aggregiert wurden.

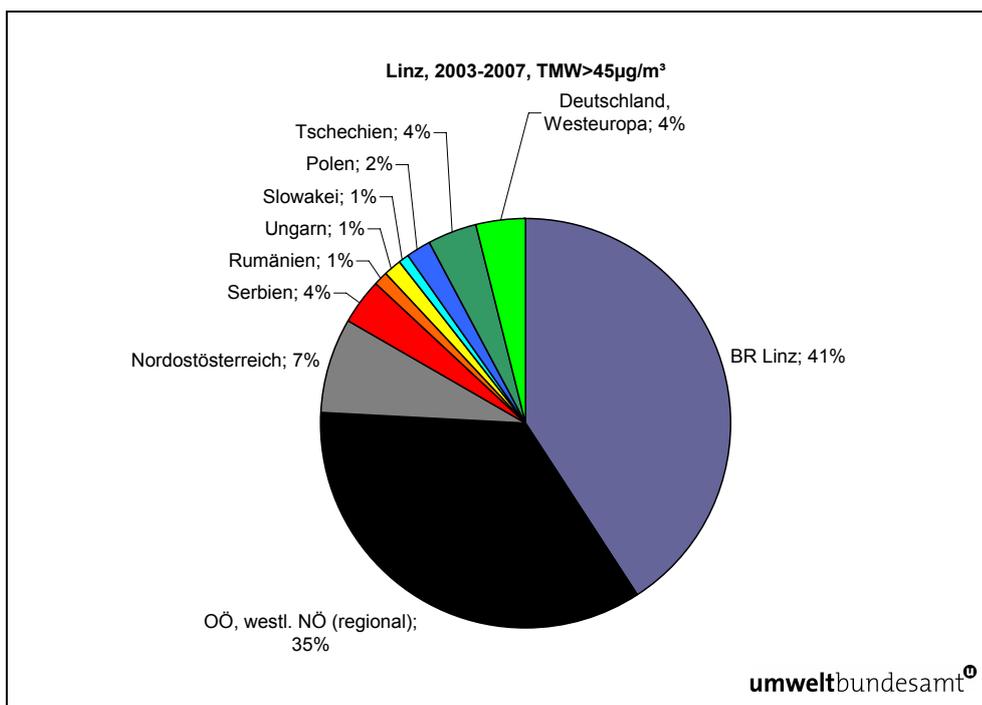


Abbildung 35: Konzentrationsgewichtete Herkunft erhöhter PM10-Belastung in Linz (Mittel Linz Neue Welt und ORF-Zentrum) 2003–2007, TMW > 45 µg/m³.

6.2.3 Repräsentativität der ländlichen Hintergrundmessstellen

Die für die Beurteilung der Vorbelastung des Ballungsraumes Linz verwendeten Hintergrundmessstellen Enzenkirchen und v. a. Pillersdorf liegen relativ weit von Linz entfernt; insbesondere die Messdaten von Pillersdorf sind vermutlich nicht immer repräsentativ für die tatsächliche Vorbelastung von Linz.

In Anhang 4 werden einige Extremfälle diskutiert, bei denen die ländlichen Hintergrundmessstellen Enzenkirchen oder Pillersdorf höhere PM10-Konzentrationen erfassten als der Mittelwert von Linz Neue Welt und ORF-Zentrum. Dies ist unter anderem bei Ferntransport von Osten der Fall.

Verwendet man bei Ferntransport von Osten die PM10-Konzentration von Steyregg anstelle jener von Pillersdorf zur Beurteilung der Vorbelastung, so verändert sich der Mittelwert der regionalen Hintergrundbelastung auf $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (statt $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und damit der Beitrag des Ballungsraums Linz zur städtischen Hintergrundbelastung von 32 auf 35 %. Der konzentrationsgewichtete Beitrag von Ferntransport von Südosten bis Nordosten nimmt dadurch um 3 % ab.

6.3 PM10-Inhaltsstoffe

In Linz liegen PM10-Inhaltsstoffanalysen von folgenden Perioden und Messstellen vor:

- Linz ORF-Zentrum: EC und OC von Oktober 2000 bis September 2001 (AUPHEP).
- Linz Neue Welt und Steyregg: sekundäre anorganische Aerosole (Sulfat, Nitrat, Ammonium) aus dem Jahr 2003.
- Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Steyregg und Enzenkirchen: EC, OC, sekundäre anorganische Aerosole (Sulfat, Nitrat, Ammonium), Silikat, Karbonat und Metalle (sowie eine Reihe weiterer Spurenstoffe) von April 2005 bis Jänner 2006 (AQUELLA).

6.3.1 AQUELLA-Analysen 2005-2006

Vom 1. April 2005 bis 31. Jänner 2006 liegen an den Messstellen Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Steyregg und Enzenkirchen Analysen von EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium an insgesamt 213 Tagen vor. Zusätzliche Analysen von Silikat, Karbonat und zahlreichen Metallen stehen davon an 154 Tagen zur Verfügung. Die Anteile der quantitativ wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe als Mittelwert über die gesamte Probenahmeperiode sind in Abbildung 36 dargestellt.

Die detaillierte Auswertung aller Tage findet sich in Anhang 2.

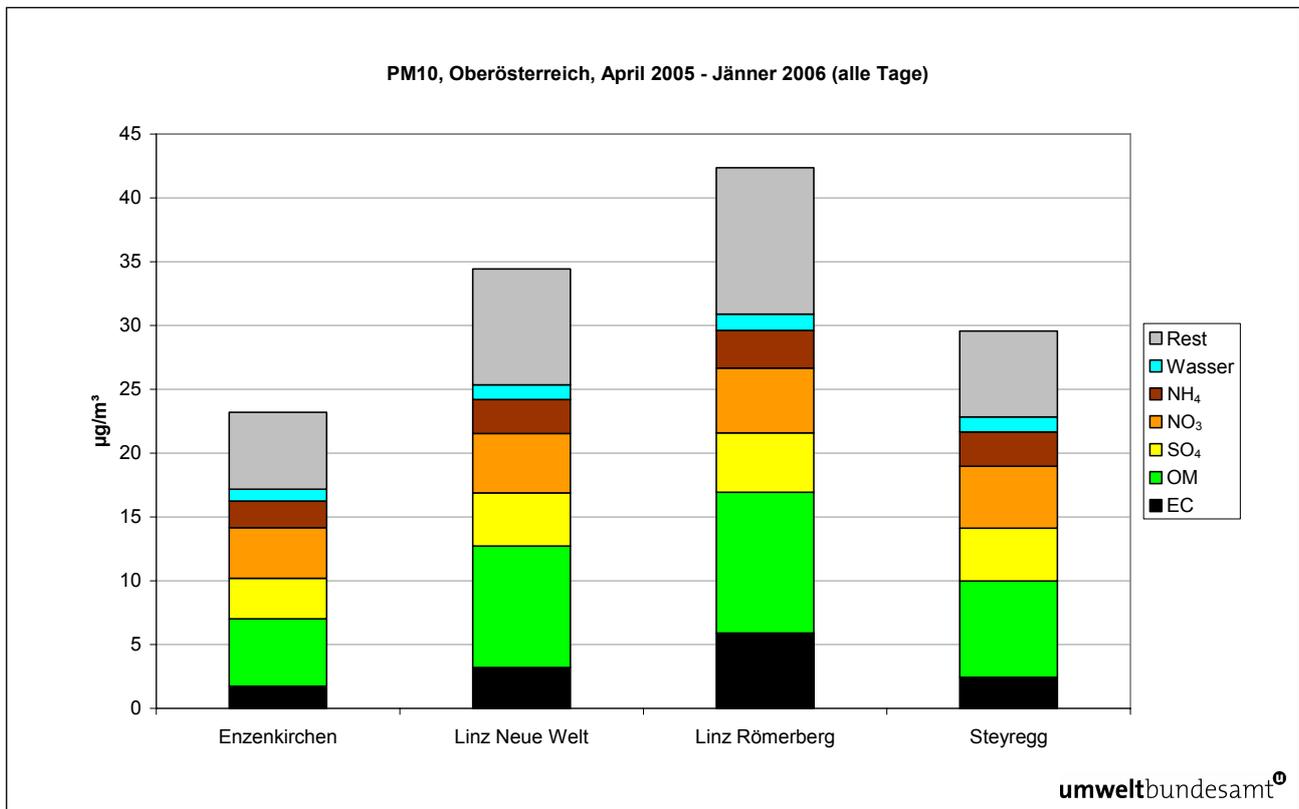


Abbildung 36: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Steyregg und Enzenkirchen, April 2005 bis Jänner 2006.

6.3.1.1 Klassifikation hoch belasteter Tage

Für die Untersuchung der Herkunft der erhöhten PM10-Belastung werden jene 62 Tage herangezogen, an denen mindestens eine Messstelle in Linz einen PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erfasste. Von diesen Tagen werden 37, d. h. 60 %, Strömungslagen mit regionaler Schadstoffakkumulation zugeordnet. Am zweithäufigsten sind mit acht Tagen Situationen mit Ferntransport von Rumänien und Serbien über Wien, gefolgt von regionaler Schadstoffakkumulation mit (Fern-)Transport aus Nordostösterreich sowie mit (Fern-)Transport aus Süddeutschland.

Anhand der Differenz gegenüber den Messstellen Enzenkirchen und Steyregg wird jeweils der Beitrag des Ballungsraumes Linz bzw. lokaler Quellen gegenüber dem regionalen Hintergrund abgegrenzt; dabei werden bei Ferntransport aus östlicher Richtung die Daten von Steyregg, bei Ferntransport von Westen sowie bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation die Daten von Enzenkirchen als regionale Hintergrundkonzentration herangezogen.

In Abbildung 37 wird die Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle **Linz Neue Welt** für Situationen mit unterschiedlicher Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen angegeben. Tabelle 17 stellt die Relativanteile der wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe an allen Tagen, an den Tagen mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an Tagen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation, mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport sowie mit ausschließlichem Ferntransport zusammen.

Die Ergebnisse sind für einzelne Ferntransportsituationen, für die nur ein oder zwei Tage zur Verfügung stehen, nur bedingt aussagekräftig. Daher werden in Tabelle 17 und Tabelle 18 die Tage mit Ferntransport, mit regionaler Schadstoffakkumulation sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport zusammengefasst. Die mittlere PM10-Konzentration für diese drei Klassen ist mit 57 bis 59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sehr einheitlich.

Tabelle 17: Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Linz Neue Welt (ohne Wasser).

	EC	OM	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest
alle Tage	9 %	28 %	12 %	14 %	8 %	26 %
Pm10 > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9 %	26 %	13 %	14 %	7 %	26 %
Reg	8 %	30 %	13 %	18 %	8 %	21 %
Reg + FT	10 %	31 %	13 %	16 %	7 %	20 %
FT	8 %	28 %	14 %	14 %	7 %	26 %

Reg: Regionale Schadstoffakkumulation, FT: Ferntransport.

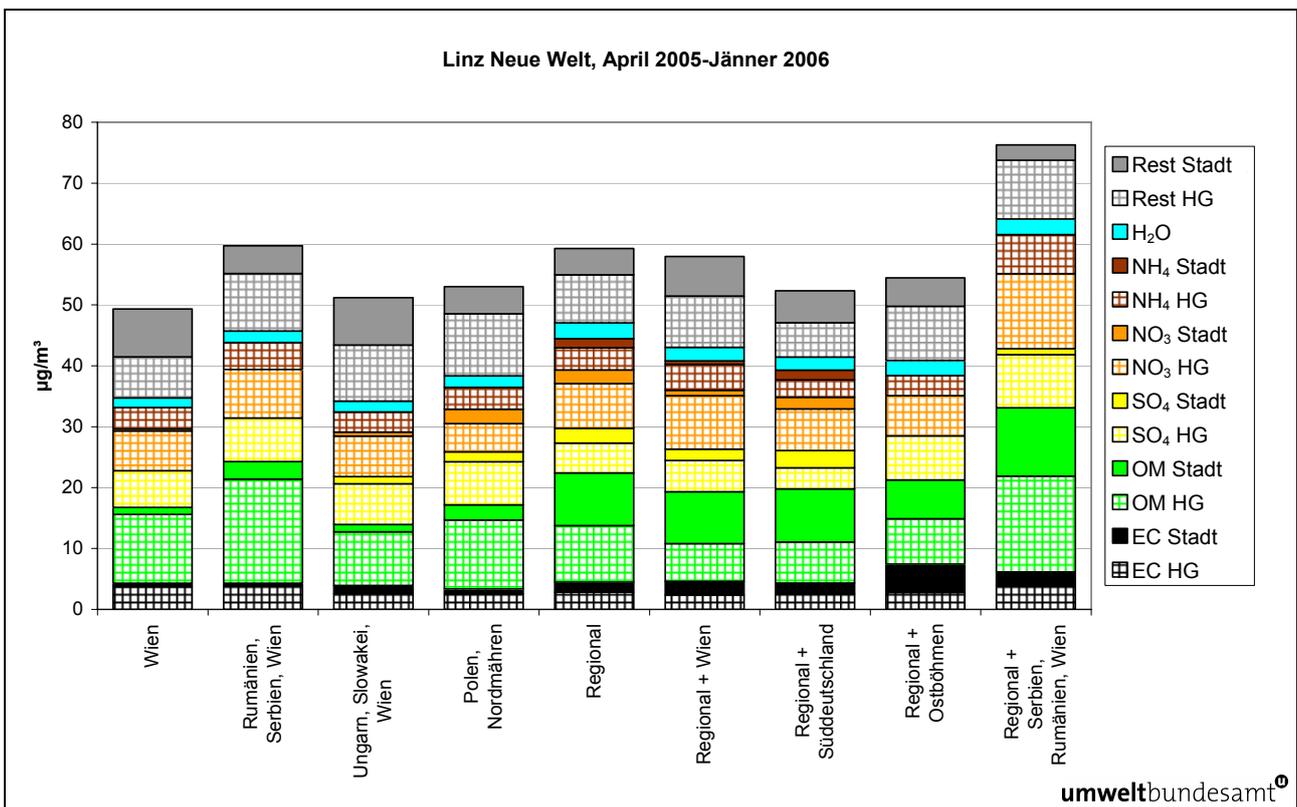


Abbildung 37: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Linz Neue Welt für unterschiedliche Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen, April 2005 bis Jänner 2006, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. (Die besonders hohe mittlere PM10-Konzentration bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Rumänien und Serbien ist auf den 30. Jänner 2006 mit einem PM10-TMW von 91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Linz Neue Welt zurückzuführen.)

Tabelle 18: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Linz Neue Welt für Ferntransport, regionale Schadstoffakkumulation sowie für regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport, April 2005 bis Jänner 2006, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	EC		OM		SO ₄		NO ₃		NH ₄		Rest	
	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S
FT	3	1	14	3	7	1	7	1	4	0	2	9
Reg	3	2	9	9	5	2	7	2	4	1	3	8
Reg + FT	3	2	9	9	6	2	8	0	4	1	2	7

Reg: Regionale Schadstoffakkumulation, FT: Ferntransport, H: ländlicher Hintergrund, S: Städtischer Beitrag.

Der lokale und städtische Beitrag ist mit 19 % bei (ausschließlichem) Ferntransport deutlich geringer als in den Fällen mit regionaler Schadstoffakkumulation (ohne oder mit Ferntransport) mit 35 bzw. 31 %.

Die städtischen und lokalen Beiträge von EC und OM sind bei regionaler Schadstoffakkumulation ohne oder mit Ferntransport deutlich höher als bei ausschließlichem Ferntransport.

Der EC-Anteil des regionalen Hintergrundes macht im Mittel ca. 5 % aus, relativ unabhängig von der Herkunft der Luftmassen. Der städtische und lokale Beitrag zu EC beträgt bei (ausschließlichem) Ferntransport ca. 1 %, bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne oder mit Ferntransport) 3 bis 4 %.

Der OM-Anteil am regionalen Hintergrund ist bei (ausschließlichem) Ferntransport deutlich erhöht (24 %, gegenüber 16 % bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne oder mit Ferntransport)), der städtische und lokale Beitrag hingegen bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne oder mit Ferntransport) mit 15 % ca. drei mal so hoch wie bei (ausschließlichem) Ferntransport (siehe Abbildung 38).

Der Anteil sekundärer anorganischer Aerosole (überwiegend regionaler Hintergrund) ist bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation mit 31 % etwas niedriger als in den beiden anderen Klassen (je 36 %).

Die sekundären anorganischen Aerosole gehören bei allen Strömungslagen überwiegend dem regionalen Hintergrund an, doch macht bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne Ferntransport) sowohl bei Sulfat wie bei Nitrat der städtische Beitrag ca. ein Drittel der sekundären anorganischen Partikel aus, bei Ferntransport dagegen vernachlässigbar wenig.

Der „Rest“ zeigt keine klare Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen.

Der städtische und lokale Beitrag macht bei (ausschließlichem) Ferntransport im Mittel $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus und wird vom „Rest“ dominiert, gefolgt von OM.

Bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation trägt v. a. OM mit $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zum städtischen und lokalen Beitrag ($21 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei, gefolgt vom „Rest“, ähnlich sind die Verhältnisse bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport.

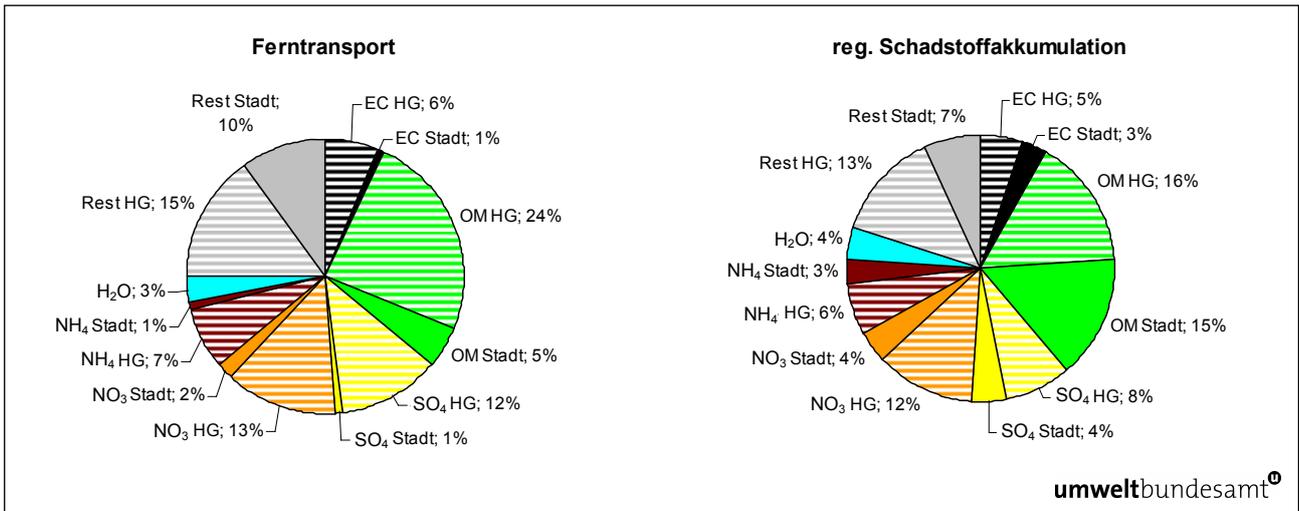


Abbildung 38: Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Linz Neue Welt bei (ausschließlicher) Ferntransport (links) und (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation (rechts), April 2005 bis Jänner 2006. HG = Hintergrund.

Abbildung 39 gibt die Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle **Linz Römerberg** für Situationen mit unterschiedlicher Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen an. Tabelle 19 zeigt die Mittelwerte der Konzentrationen der wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe über alle Tage mit Ferntransport, mit regionaler Schadstoffakkumulation sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation + Ferntransport.

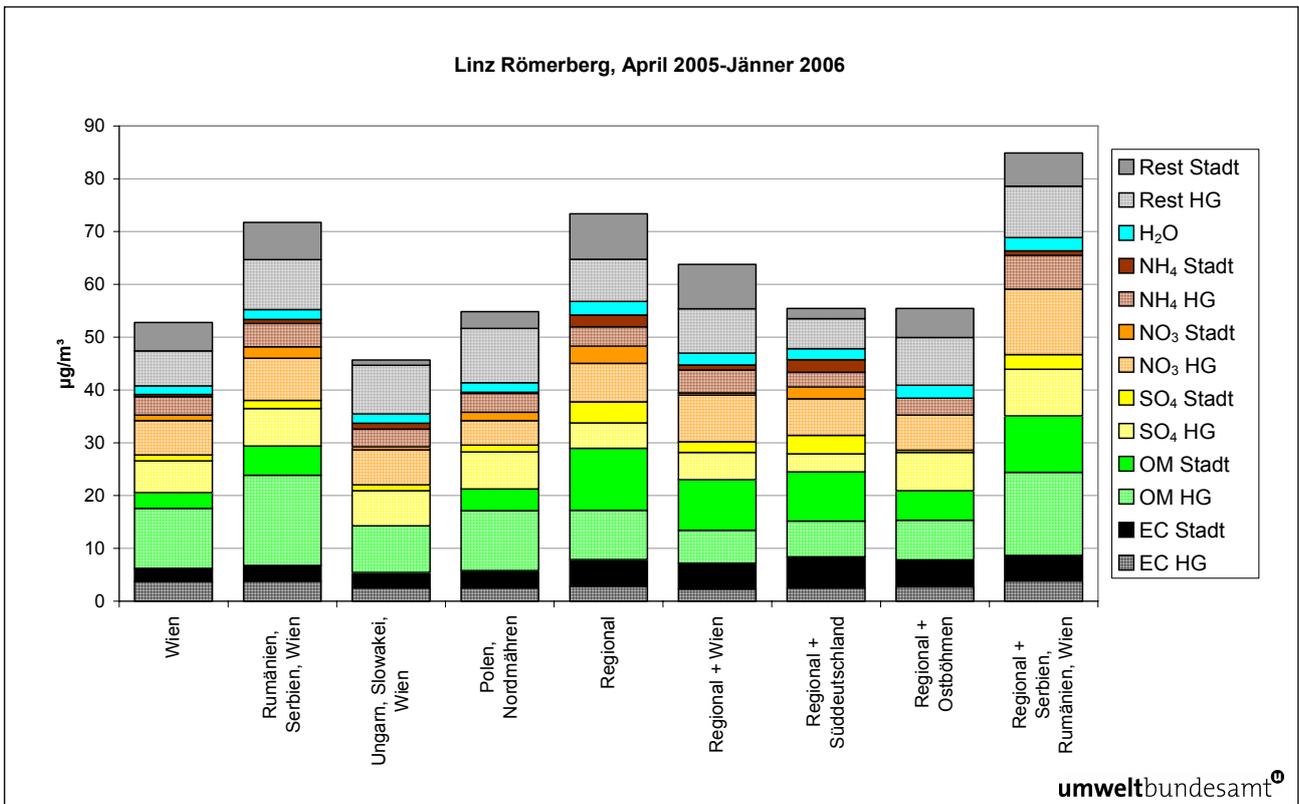


Abbildung 39: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Linz Römerberg für unterschiedliche Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen, April 2005 bis Jänner 2006, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. HG = Hintergrund.

Analog zur Station Linz Neue Welt weist die Klasse „regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Serbien und Rumänien über Wien“ dank des 30. Jänner 2006, der am Römerberg eine PM10-Konzentration von $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufwies, die höchste mittlere PM10-Belastung auf.

Tabelle 19: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Römerberg für Ferntransport, regionale Schadstoffakkumulation sowie für regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport, April 2005 bis Jänner 2006, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	EC		OM		SO ₄		NO ₃		NH ₄		Rest	
	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S
FT	3	3	14	5	7	1	7	1	4	0	9	7
Reg	3	5	9	12	5	4	7	3	4	2	8	9
Reg + FT	3	5	9	9	6	3	8	1	4	2	7	4

Reg: Regionale Schadstoffakkumulation, FT: Ferntransport, H: ländlicher Hintergrund, S: Städtischer Beitrag.

Bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation liegt der Mittelwert der PM10-Konzentration in Linz Römerberg bei $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei den anderen beiden Klassen bei jeweils $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der Anteil der Stadt Linz und lokaler Quellen ist bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation mit 48 % am höchsten, bei ausschließlichem Ferntransport mit 28 % am geringsten, bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport macht er 38 % aus. Dabei zeigt sich, dass die regionale Hintergrundkonzentration absolut gesehen bei ausschließlichem Ferntransport mit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am höchsten ist (regionale Schadstoffakkumulation: $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Der Beitrag der Stadt Linz und lokaler Quellen liegt bei ausschließlichem Ferntransport bei $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, er ist bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation dagegen doppelt so hoch ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$); bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport macht er $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus (siehe Kapitel 6.2).

Der Anteil der sekundären anorganischen Aerosole (inkl. Wasser) variiert nur wenig zwischen 37 % bei ausschließlichem Ferntransport und 40 % bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport.

Der EC-Anteil im regionalen Hintergrund ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 4–5 %) hängt praktisch nicht von der Herkunft der Luftmassen ab; der städtische und lokale Beitrag zu EC ist bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne und mit Ferntransport) deutlich höher als bei ausschließlichem Ferntransport.

Demgegenüber ist die OM-Konzentration im regionalen Hintergrund bei Ferntransport höher als bei regionaler Schadstoffakkumulation, besonders hoch bei Ferntransport aus Serbien und Rumänien über Wien. Umgekehrt ist der städtische und lokale Beitrag zu OM bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation stark erhöht ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 15 %), bei ausschließlichem Ferntransport dagegen nur 7 %.

Der Anteil der sekundären anorganischen Aerosole im regionalen Hintergrund ist bei Ferntransport (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) mit 33 % deutlich höher als bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation (25 %), wobei dieser Unterschied vorwiegend auf Sulfat zurückzuführen ist, während die Nitratkonzentration kaum von der Herkunft der Luftmassen abhängt.

Der städtische Beitrag zu den sekundären anorganischen Aerosolen ist bei ausschließlichem Ferntransport sehr gering (um $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), macht hingegen bei regionaler Schadstoffakkumulation ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14 %) aus (inkl. Wasser).

Die Rest-Anteile zeigen keine Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen; der Beitrag des regionalen Hintergrundes sowie städtischer und lokaler Quellen machen dabei jeweils etwa gleich viel aus.

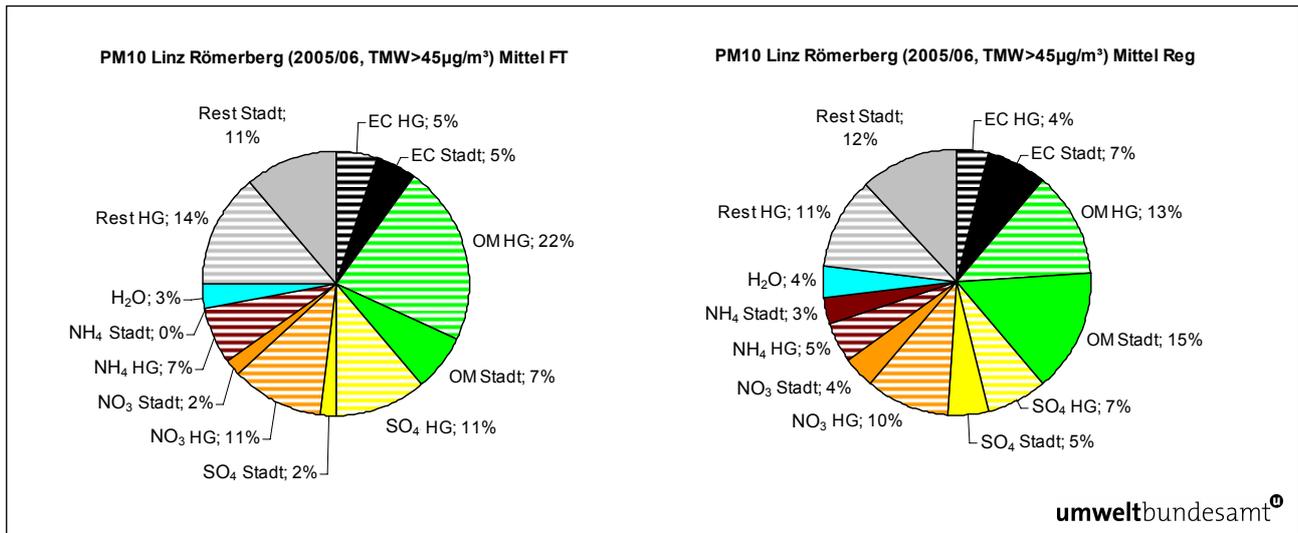


Abbildung 40: Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Linz Römerberg bei (ausschließlichem) Ferntransport (links) und (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation (rechts), April 2005 bis Jänner 2006.

6.3.1.2 Trajektorienstatistiken

Die Ergebnisse der Tiefpassmethode für EC (siehe Abbildung 108, Anhang 3) und OM, gemessen an der Station Linz Neue Welt (April 2005 bis Jänner 2006) unterscheiden sich wenig von der PM10-Gesamtkonzentration. Bei Sulfat (siehe Abbildung 109, Anhang 3) dagegen zeichnen sich Quellregionen in Mittelpolen relativ deutlich ab.

Auf der anderen Seite treten bei Nitrat (siehe Abbildung 110, Anhang 3) Quellregionen in Süddeutschland und Sachsen in Erscheinung, Ferntransport von Osten dagegen kaum.

Auch Karbonart, Silikat sowie Eisen zeigen kein anderes Bild als PM10; die Anteile dieser Inhaltsstoffe am PM10 hängen offensichtlich kaum von der Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen ab.

6.3.2 Sekundäre anorganische Aerosole, Linz Neue Welt und Steyregg

Aus dem Jahr 2003 sowie von April 2005 bis Jänner 2006 liegen von den Messstellen Linz Neue Welt und Steyregg Analyseergebnisse der sekundären anorganischen Aerosole Sulfat, Nitrat und Ammonium vor. Tabelle 20 gibt die Mittlere Konzentration von PM10, Sulfat, Nitrat und Ammonium an diesen beiden Messstellen für verschiedene Herkunftsregionen von Ferntransport bzw. regionale Schadstoffakkumulation für Tage mit PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Abbildung 41 zeigt die Anteile von Sulfat, Nitrat und Ammonium in Steyregg.

Generell weisen Steyregg und Linz Neue Welt sehr ähnliche Absolutkonzentrationen sekundärer anorganischer Aerosole auf, deren Summe macht im Mittel in Steyregg $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Linz Neue Welt $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus. Der relative Anteil der sekundären anorganischen Aerosole ist in Linz Neue Welt wesentlich geringer, d. h. der Beitrag städtischer und lokaler Emissionen zur Belastung an der Messstelle Linz Neue Welt besteht praktisch ausschließlich aus primären Aerosolen.

Tabelle 20: Anzahl der Tage sowie Mittelwerte der Konzentration von PM10, Sulfat, Nitrat und Ammonium an den Messstellen Steyregg und Linz Neue Welt für verschiedene Herkunftsregionen von Ferntransport bzw. regionale Schadstoffakkumulation; 2003 sowie April 2005 bis Jänner 2006, TMW PM10 > $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Tage	Steyregg				Linz Neue Welt			
		PM10	SO ₄	NO ₃	NH ₄	PM10	SO ₄	NO ₃	NH ₄
FT Wien	2	40	6	7	4	51	6	7	3
FT Böhmen, Ostdeutschland	3	48	9	13	6	64	9	15	6
FT Rumänien, Serbien, Wien	9	52	7	8	4	61	7	8	4
FT Ungarn, Slowakei, Wien	6	45	7	7	3	59	8	7	3
FT Polen, Nordmähren	10	38	7	5	4	53	9	7	3
Regional	80	58	9	12	5	66	9	12	5
Regional + Wien	8	47	7	9	6	59	8	10	5
Regional + Süddeutschland	14	51	6	11	4	59	6	11	4
Regional + Ostböhmen	7	58	9	9	5	66	9	10	5
Regional + West-, Mittelböhmen	4	53	8	9	4	62	8	10	4
Regional + Serbien, Rumänien, Wien	2	70	10	10	6	75	10	10	6
Regional + Ungarn, Slowakei, Wien	3	52	7	7	3	67	7	8	3
Regional + Polen, Nordmähren, Wien	7	60	10	12	6	67	11	13	6

Die Gesamtanteile der sekundären anorganischen Aerosole variieren nur wenig in Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen. Sie sind bei ausschließlichem Ferntransport (Steyregg 42 %, Linz Neue Welt 35 %) etwas geringer als bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation (Steyregg 45 %, Linz Neue Welt 39 %).

Die Konzentrationen bzw. die Relativanteile von Sulfat, Nitrat und Ammonium variieren an beiden Messstellen nur geringfügig in Abhängigkeit von der Herkunft der Linz erreichenden Luftmassen. Ferntransport aus Polen und Nordmähren sowie von Osten (Serbien, Rumänien, Ungarn, Slowakei) ist mit durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen, aber unterdurchschnittlichen Nitrat-Konzentrationen verbunden.

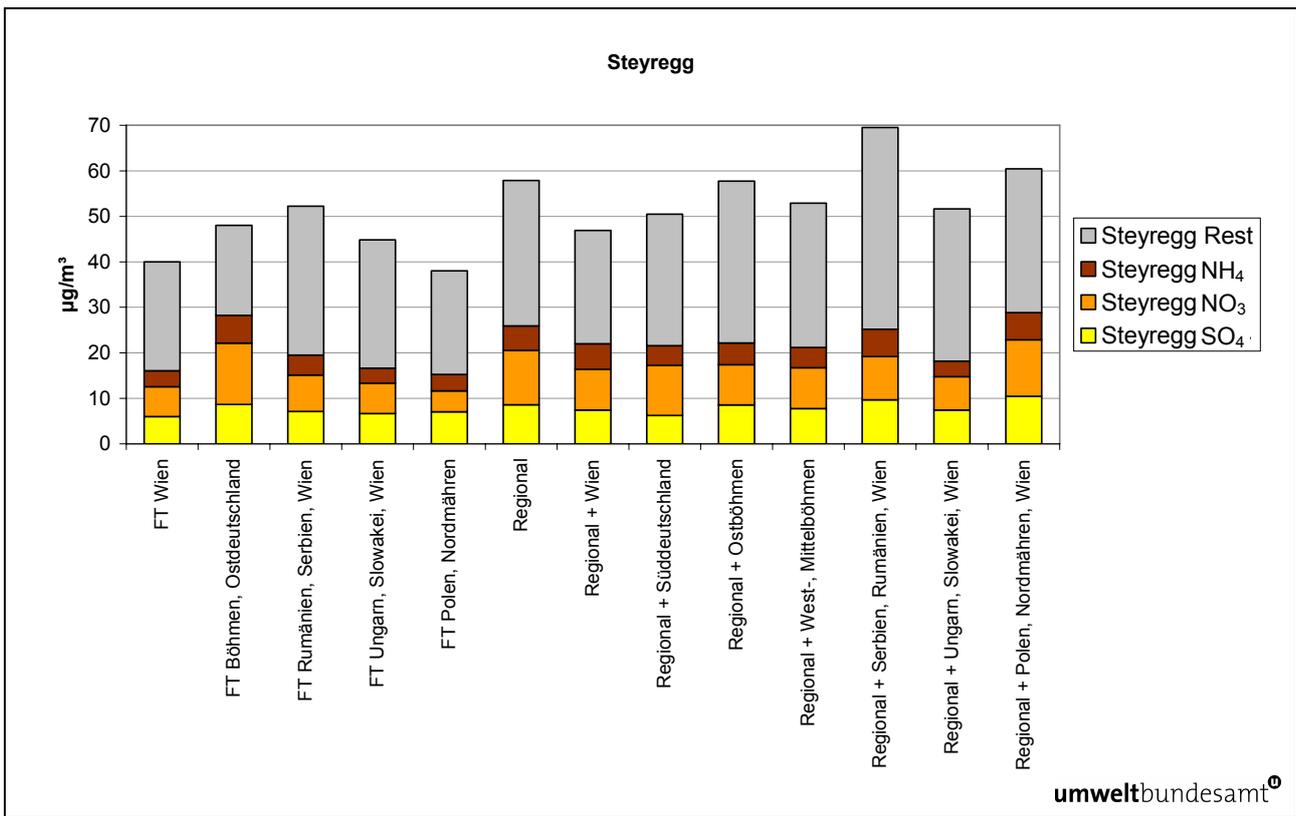


Abbildung 41: Anteile von Sulfat, Nitrat und Ammonium am PM10 in Steyregg für verschiedene Herkunftsregionen von Ferntransport bzw. regionale Schadstoffakkumulation; 2003 sowie April 2005 bis Jänner 2006, in µg/m³.

6.3.3 EC, OM, Linz ORF-Zentrum

Zwischen Oktober 2000 und Oktober 2001 liegen von der Messstelle Linz ORF-Zentrum Analysen von EC und OM aus dem AUPHEP-Projekt vor (insgesamt 26 Tage mit TMW über 45 µg/m³).

Die Anteile von EC am PM10 hängen nur wenig von der Herkunft der Luftmassen ab und liegen für alle ausgewerteten Klassen zwischen 9 und 12 %, wobei (ausschließliche) regionale Schadstoffakkumulation mit den höchsten EC-Anteilen verbunden ist.

Bei OM fallen niedrige Anteile bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Süddeutschland (15 % am PM10) auf, verglichen mit 23 % bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation.

7 WIEN

7.1 Messstellen

Für Wien stehen PM10-Messdaten seit Juni 1999 an einer Reihe von Messstellen zur Verfügung, die allerdings sehr unterschiedliche Zeiträume umfassen. Die Wiener PM10-Messstellen, deren Messreihen spätestens 2005 beginnen und welche für die vorliegende Studie verwendet werden, sind in Tabelle 21 zusammengestellt, zusammen mit jenen ländlichen Messstellen, die zur Beurteilung der Vorbelastung bei Ferntransport herangezogen werden.

Tabelle 21: PM10-Messstellen in Wien sowie für die Auswertung herangezogene ländliche Messstellen.

Messstelle	Beginn	Ende	Standorttyp
Belgradplatz	Jänner 2003		städt. HG
Floridsdorf	Jänner 2004		Städt. HG
Gaudenzdorf	Jänner 2003		Städt. HG
Kendlerstraße	Jänner 2004		Städt. HG
Liesing	Dez. 2001		Stadtrand, industrienah
Lobau	Jänner 2004		Stadtrand, Städt. HG
Rinnböckstraße	Jänner 2003		Stadt, verkehrsnah
Schafbergbad	Dez. 2001		Stadtrand, Städt. HG, erhöht gelegen
Spittelauer Lände	Okt. 1999	Nov. 2000 ¹⁾	Stadt, verkehrsnah
Stadlau	Jänner 2003		Städt. HG
Währinger Gürtel	Juni 1999 Jänner 2005	Mai 2000	Städt. HG
Illmitz	Juni 1999		Ländl. HG
Pillersdorf	Juni 2003		Ländl. HG
Streithofen	Juni 1999	Mai 2000	Ländl. HG

¹⁾ jeder 6. Tag.

Anders als in früheren Studien zur Herkunftsuntersuchung der PM10-Belastung in Wien werden Schafbergbad und Liesing nicht in die Auswertung einbezogen. Schafbergbad liegt aufgrund seiner Höhe (320 m, d. h. ca. 160 m über dem zentralen Stadtgebiet) bei flachen Inversionen häufig über der Inversionsschicht und weist damit eine deutlich geringere PM10-Belastung auf als andere städtische Hintergrundmessstellen in Wien, was zu einer Unterschätzung des städtischen Hintergrundes führt.

In Liesing spielen lokale Emissionen von Industrie- bzw. Gewerbebetrieben eine bedeutende Rolle. Aussagen über die Repräsentativität dieser Messstelle sind schwierig; daher wird sie in den Auswertungen über die Herkunft der PM10-Belastung nur am Rande behandelt.

Die städtische Hintergrundbelastung wird anhand des Mittelwertes der Stationen Währinger Gürtel, Belgradplatz, Gaudenzdorf, Floridsdorf, Kendlerstraße und Stadlau bewertet.

Als ländliche Hintergrundmessstellen zur Abgrenzung der Vorbelastung bei Ferntransport von Süden und Osten werden die Messstellen Illmitz und Lobau herangezogen, bei Ferntransport von Norden und Westen Streithofen und Pillersdorf.

Als Belastungsschwerpunkte in Wien stehen die verkehrsnahen Messstellen Rinnböckstraße und Spittelauer Lände zur Verfügung. Die PM10-Belastung der Station Rinnböckstraße wird vermutlich in bedeutendem Ausmaß von Emissionen der Südosttangente (A23) beeinflusst. Die Spittelauer Lände ist eine verkehrsreiche Straße mit einseitiger Verbauung am Donaukanal.

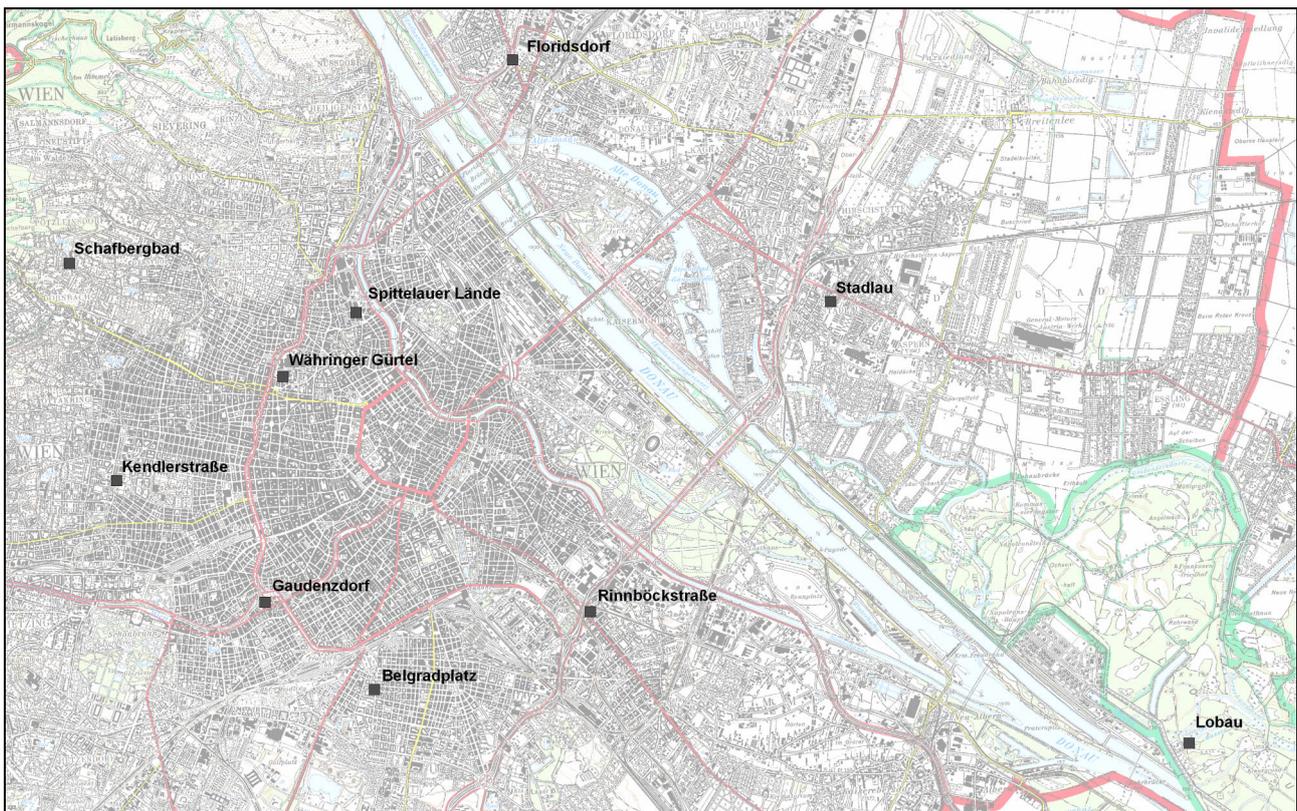


Abbildung 42: PM10-Messstellen in Wien.

7.2 PM10

7.2.1 Trajektorienstatistiken

Die Auswertung der städtischen Hintergrundbelastung in Wien nach der Tiefpassmethode ist in Abbildung 43 dargestellt (Trajektorien unter 600 m Seehöhe). Als Herkunftsregion erhöhter PM10-Belastung ist der Großteil Ungarns zu erkennen, Zughäfen hoch belasteter Luftmassen erreichen Wien über Südrußland und Nordserbien sowie über Südostpolen und Mähren.

Die niedrigsten PM10-Konzentrationen sind mit Westströmung verbunden.

Die Perzentilmethode (siehe Abbildung 44) wird in ihrer Aussagekraft dadurch eingeschränkt, dass verhältnismäßig selten Luftmassen aus dem Osten mit PM10-Konzentrationen unter dem 25-Perzentil verbunden sind. Dennoch zeigt diese Abbildung ein sehr ähnliches Bild wie die Tiefpassmethode, wobei sich als dominierende Herkunftsgebiete erhöhter Belastung Südrumänien, Nordserbien und Nordungarn, hingegen weniger markant Nordmähren und Südpolen abzeichnen.

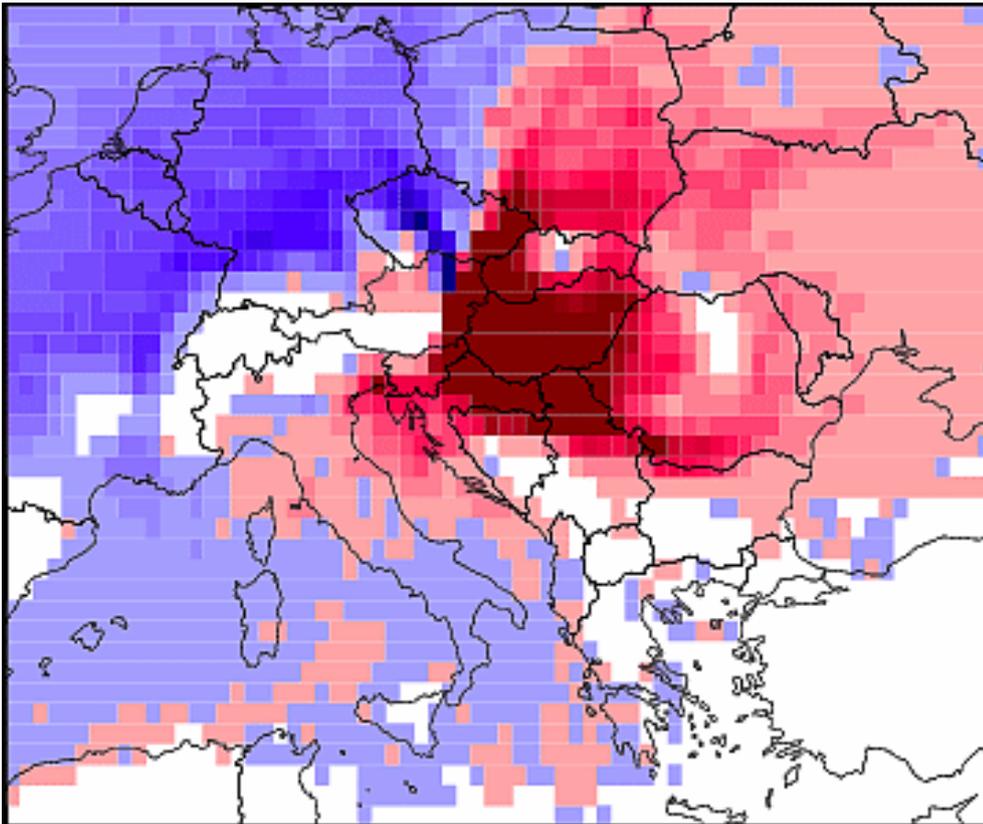


Abbildung 43: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Wien (städtischer Hintergrund), Gesamtzeitraum (1999–2000, 2003–2007), nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

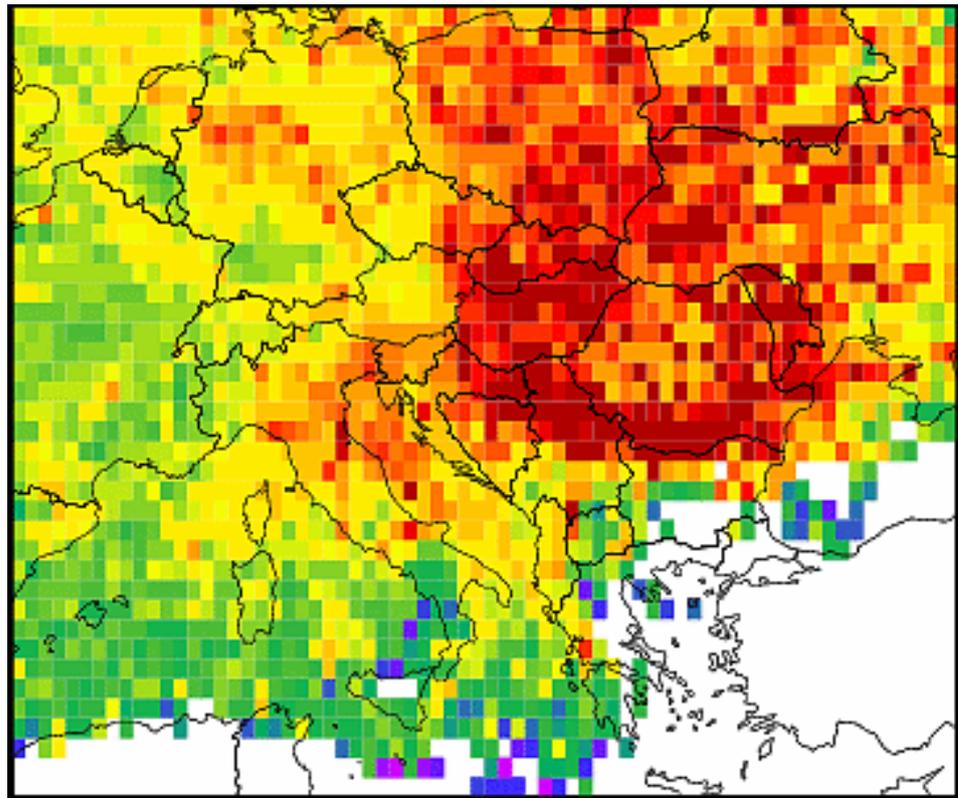


Abbildung 44: Ergebnisse der Perzentilmethode für Wien (städtischer Hintergrund), Gesamtzeitraum.

Die Auswertungen für die Winter 2005/06 und 2006/07 (siehe auch Kapitel 9.1) zeigen die deutlichen Unterschiede in den dominierenden Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung. Im Winter 2005/06 kamen hoch belastete Luftmassen überwiegend aus Südpolen und Nordmähren, aus der Westslowakei und aus Nord- und Mittelungarn, kaum hingegen aus Südrumänien und Nordserbien. 2006/07 zeichnet sich Transport hoch belasteter Luftmassen nur aus Südrumänien und Nordserbien ab, kaum hingegen aus Polen und Nordmähren.

7.2.2 Klassifikation hoch belasteter Tage

7.2.2.1 Städtischer und regionaler Hintergrund

Im folgenden Kapitel wird die Herkunftszuordnung der städtischen Hintergrundbelastung in Wien dargestellt. Diese wird – mit Hilfe der Differenz zur regionalen Hintergrundbelastung – einem Beitrag städtischer Emissionen sowie den Beiträgen regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport zugeordnet.

Die städtische Hintergrundbelastung wird als Mittelwert der Konzentrationen der Messstellen Belgradplatz, Floridsdorf, Gaudenzdorf, Kandlerstraße, Stadlau und Währinger Gürtel berechnet; damit gehen innerhalb des Zeitraums von Juni 1999 bis Mai 2007 unterschiedlich viele Messstellen in die Berechnung der städtischen Hintergrundbelastung ein. Der Mittelwert dieser Messstellen über den gesamten verfügbaren Zeitraum variiert zwischen $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Floridsdorf) und $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Stadlau); Belgradplatz weist einen Mittelwert von $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf, Gaudenzdorf $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Kandlerstraße und Währinger Gürtel je $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Mittelwert der städtischen Hintergrundkonzentration errechnet sich mit $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Die regionale Hintergrundkonzentration wird bei Strömung von Nord bis West anhand der Messdaten von Streithofen bzw. Pillersdorf beurteilt, bei Strömung von Ost bis Süd als Mittelwert der Messwerte von Illmitz und Lobau. Im Mittel über den Gesamtzeitraum beträgt die regionale Hintergrundkonzentration im Norden und Westen von Wien $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, im Süden und Osten $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wobei zu berücksichtigen ist, dass für Streithofen und Pillersdorf nur 1.766 Tage, in Illmitz 2.878 Tage zur Verfügung stehen).

Für die Untersuchung der Herkunft von Ferntransport und regionaler Schadstoffakkumulation werden die Tage mit PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mindestens einer Messstelle in Wien selektiert, wobei nicht für alle diese Tage Rückwärtstrajektorien vorliegen. Für die Auswertung stehen 475 Tage zur Verfügung.

Die regionale Hintergrundbelastung (d. h. Vorbelastung) wird bei Ferntransport aus Deutschland, Tschechien und Polen (ausgenommen Transport aus Südostpolen über die Ostslowakei) anhand der PM10-Konzentration von Streithofen bzw. Pillersdorf bewertet, bei Ferntransport aus Italien, Slowenien, Bosnien, Serbien, Rumänien, Ungarn und der Slowakei anhand der Konzentration von Illmitz bzw. des Mittelwertes von Illmitz und Lobau. Bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation sowie bei Saharastaub-Ferntransport wird der Mittelwert aller vorhandenen Hintergrundmessstellen herangezogen.

Um auch das erste Halbjahr 2003, in dem keine Hintergrundmessstelle nördlich oder westlich von Wien zur Verfügung stand, und in dem hohe interessante PM10-Werte aufgetreten sind, auswerten zu können, werden für diesen Zeitraum auch bei Ferntransport von Norden (nicht bei Ferntransport aus Süddeutschland) die PM10-Daten von Illmitz für die Beurteilung der regionalen Hintergrundkonzentration herangezogen (dies überschätzt die Vorbelastung für Wien leicht).

Die Differenz zwischen der städtischen und der regionalen Hintergrundkonzentration ist an insgesamt 48 Tagen (10 %) negativ. Davon werden zehn Tage, an denen die Differenz unter $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, ausgeschieden, an den anderen Tagen wird die Differenz null gesetzt.

Damit wurden 465 Tage ausgewertet, deren Mittelwert der städtischen Hintergrundbelastung $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt; die regionale Hintergrundkonzentration – bestimmt nach den o. g. Kriterien – macht $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus. Damit ergibt sich der Beitrag der Stadt Wien mit $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 20 % der städtischen Hintergrundbelastung.

Die meisten Tage (32 %) werden ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation zugeordnet, gefolgt von 5 % mit regionaler Schadstoffakkumulation mit direktem Transport über Bratislava, je 3 % entfallen auf direkten Ferntransport aus Ostböhmen und Mittelpolen, Ferntransport aus Nordserbien und Nordbosnien, Ferntransport aus Budapest, Nordostungarn, Ostslowakei, Südostpolen, sowie Ferntransport aus Mittelpolen.

Gewichtet man die Häufigkeit, mit der die Luftmassen aus den einzelnen potenziellen Herkunftsregionen kamen, mit der Konzentration, so ergibt dies vergleichsweise höhere Beiträge aus regionalen Quellen sowie aus Quellen in Südosteuropa (v. a. Serbien und Ungarn) und unterdurchschnittliche Beiträge von Quellen in Deutschland.

In Abbildung 45 ist zunächst die konzentrationsgewichtete Herkunft der regionalen Hintergrundbelastung für Wien dargestellt. Die Zuordnung der Beiträge bestimmter potenzieller Herkunftsgebiete – wobei die Trajektorien in vielen Fällen mehrere Gebiete mit hohen Emissionen an PM10, SO₂ und NO_x überqueren – erfolgt anhand der Abschätzungen in Tabelle 6 bis Tabelle 8.

Zu dem Beitrag von 33 % von ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation kommen die Beiträge jener Fälle, in denen regionale Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport auftrat, so dass regionale Emissionen insgesamt 49 % ausmachen. Von diesen werden 80 % Nordostösterreich und 20 % der Region Bratislava zugeordnet.

Neben diesen regionalen Quellen, die für etwa die Hälfte der regionalen Hintergrundbelastung verantwortlich sind, lässt sich Nordserbien (10 %) als zweitwichtigste Herkunftsregion identifizieren, gefolgt von Mittelpolen – d. h. Großemittenten u. a. in Warschau, Lodz, Konin, Wrocław und Poznan, wobei eine genauere Zuordnung nicht immer leicht ist – mit ca. 5 % sowie direktem (Fern-) Transport aus Bratislava. Die Region Oberschlesien-Nordmähren trägt ca. 6 % bei.

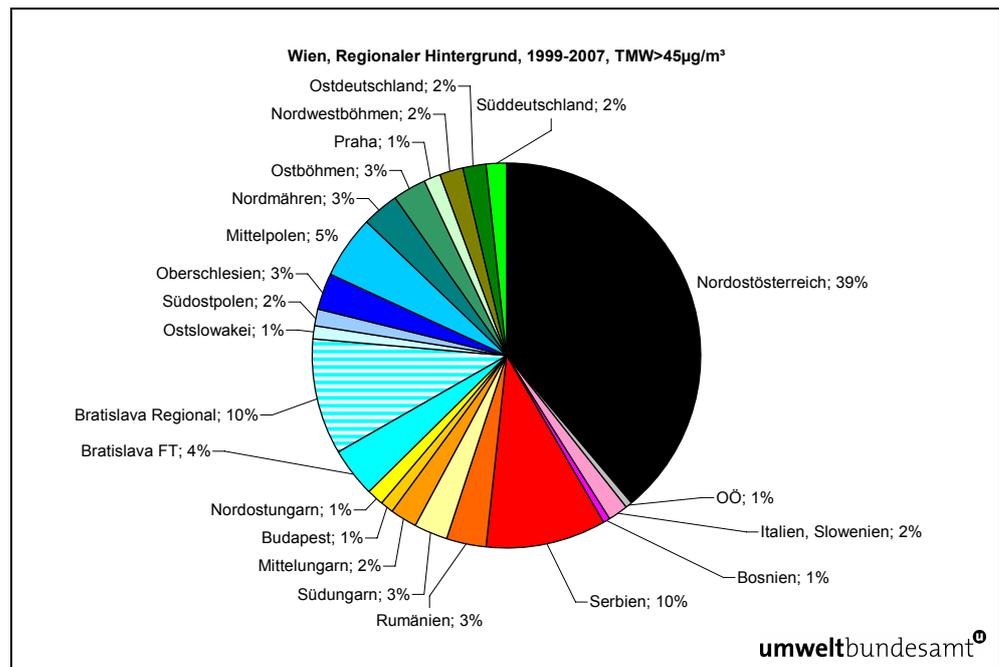


Abbildung 45: Konzentrationsgewichtete Herkunft der regionalen Hintergrundbelastung (Vorbelastung) für Wien, 1999–2007.

Anhand der mittleren Differenz zwischen städtischer und regionaler Hintergrundbelastung ist der Beitrag der Stadt Wien zur städtischen Hintergrundbelastung mit 20 % einzugrenzen.

Der Beitrag der regionalen Emissionen in Nordostösterreich zur regionalen Hintergrundbelastung wird jeweils der Hälfte Wien und Niederösterreich zugeordnet (siehe Kapitel 3.4). Vom Beitrag der regionalen Hintergrundbelastung von 80 % zur städtischen Hintergrundbelastung entfallen somit schätzungsweise je 15 % auf Wien und auf Niederösterreich, d. h. Emissionen in Wien tragen somit ca. 35 % zur städtischen Hintergrundbelastung (Tage über 45 µg/m³) bei.

Abbildung 46 zeigt die Konzentrationsgewichtete Herkunft der städtischen Hintergrundbelastung in Wien, wobei die Herkunftsgebiete von Ferntransport entsprechend den Staaten zusammengefasst wurden. Den größten Teil von ca. einem Drittel tragen Emissionen in Wien bei, etwa die Hälfte stammt insgesamt aus Österreich. Den größten Beitrag aus dem Ausland dürfte die Region Bratislava mit etwas über 10 % beisteuern, gefolgt von Serbien, Polen und Tschechien.

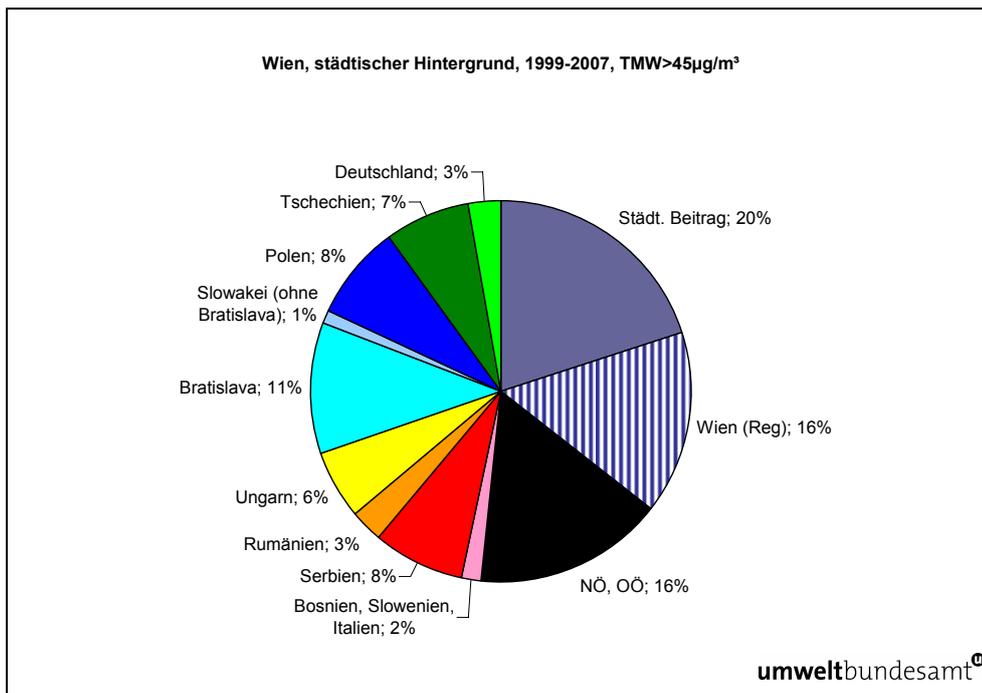


Abbildung 46: Konzentrationsgewichtete Herkunft der städtischen Hintergrundbelastung für Wien, 1999–2007.

Der städtische Beitrag zur städtischen Hintergrundbelastung liegt im Mittel bei $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation bei $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Überdurchschnittliche städtische Beiträge sind auch mit Ferntransport aus Slowenien und Ferntransport aus Bratislava und der Ostslowakei verbunden, sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport aus Oberösterreich, aus Slowenien, aus Ostböhmen sowie aus der Sahara.

Unterdurchschnittliche städtische Beiträge treten bei Ferntransport aus Tschechien sowie von Südosten (Serbien, Rumänien) sowie bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Deutschland auf.

7.2.2.2 Belastungsschwerpunkte

Als Belastungsschwerpunkte werden im Folgenden Rinnböckstraße und Spittelauer Lände ausgewertet, deren PM10-Belastung durch nahe gelegene Emissionen v. a. aus dem Straßenverkehr beeinflusst wird.

An der Rinnböckstraße liegt, bezogen auf den Auswertzeitraum mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mindestens einer Messstelle in Wien, die PM10-Konzentration um $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über der städtischen Hintergrundbelastung, was einem lokalen Beitrag von 19 % entspricht.

Die Differenz zwischen der Rinnböckstraße und dem städtischen Hintergrund ist bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation mit $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durchschnittlich. Besonders hohe lokale Beiträge werden bei Ferntransport aus Nord- und Mittelböhmen und Ostdeutschland sowie bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Nord- und Mittelböhmen und Ostdeutschland beobachtet, d. h. bei Situationen, wo die Rinnböckstraße im Lee der A23, aber auch des Stadtzentrums von Wien liegt. Unterdurchschnittliche lokale Beiträge sind v. a. mit Ferntransport aus der Sahara, aus Slowenien, Ungarn und Rumänien verbunden.

An der Station Spittelauer Lände (1999/2000) stehen 20 Tage zur Auswertung zur Verfügung, an der die PM10-Konzentration mit $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 35 % über der städtischen Hintergrundbelastung lag (die gemittelt über diesen Zeitraum $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausmachte). An Tagen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation beträgt die Differenz gegenüber der städtischen Hintergrundbelastung $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$; überdurchschnittliche lokale Beiträge treten bei Ferntransport aus Slowenien sowie bei regionaler Schadstoffakkumulation mit (Fern-)Transport aus Oberösterreich auf.

Abbildung 47 zeigt nochmals als Balkendiagramm die Beiträge der verschiedenen Herkunftsgebiete zur PM10-Belastung im städtischen Hintergrund, an der Rinnböckstraße und an der Spittelauer Lände, bezogen auf den Mittelwert jener Tage mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 in Wien (siehe Abbildung 46).

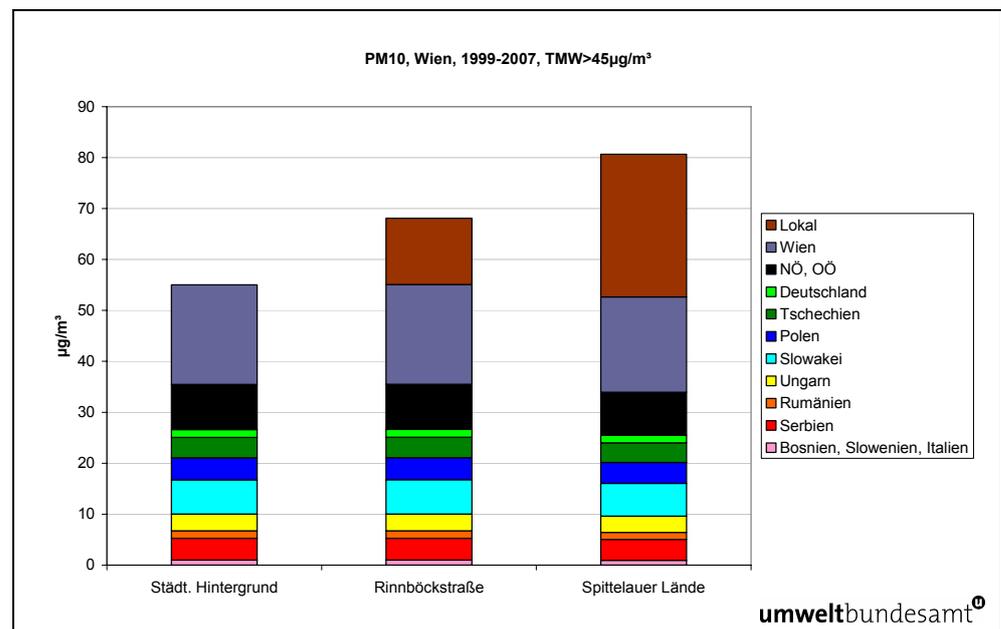


Abbildung 47: Herkunftszuordnung der PM10-Belastung in Wien (städtischer Hintergrund, Rinnböckstraße, Spittelauer Lände), Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10.

7.2.3 Überschreitungstage einzelner Stationen

In Hinblick auf die Einhaltung von Grenzwerten – gemäß RL 99/30/EG bzw. IG-L – ist die Anzahl der PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Jahr an einzelnen Messstellen von Relevanz. Das folgende Kapitel untersucht daher die TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im (hoch belasteten) Jahr 2006 an den Wiener Messstellen, wobei abgeschätzt werden soll, welcher Anteil aus regionalen Quellen und aus Ferntransport stammt bzw. auf Emissionen in Österreich oder im Ausland zurückgeht.

Entsprechend der in den vorigen Kapiteln dargestellten Vorgangsweise wurde der Beitrag innerösterreichischer Emissionen bzw. von Transport aus dem Ausland für jeden einzelnen Tag über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über die Vorbelastung, d. h. die regionale Hintergrundkonzentration abgeschätzt. Dabei wird für Ferntransport von Norden und Westen (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) die PM10-Konzentration von Pillersdorf, bei Ferntransport von Süden und Osten (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) die PM10-Konzentration von Illmitz zur Beurteilung der Vorbelastung herangezogen, bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation der Mittelwert von Illmitz und Pillersdorf.

- Für Tage mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation beträgt der ausländische Beitrag 20 % zur regionalen Hintergrundbelastung (siehe Tabelle 8).
- Für Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport wird der ausländische Beitrag anhand der Schätzungen in Tabelle 7 und Tabelle 8 abgegrenzt.

Tabelle 22 stellt für die Wiener Messstellen die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Jahr 2006 zusammen, sowie die abgeschätzten Anteile der Emissionen in Österreich zum Mittelwert über alle TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Da eine Grenzwertüberschreitung gemäß RL 99/30/EG bei mehr als 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – nach IG-L derzeit bei mehr als 30 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – vorliegt, ist auch die „Herkunftszuordnung“ jener Tage von Interesse, welche diese zulässige Anzahl an Tagen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ übersteigen. Diese sind ebenfalls in Tabelle 22 angeführt.

Tabelle 22: PM10 an den Wiener Messstellen 2006: Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$; abgeschätzter mittlerer Beitrag österreichischer Emissionen zu den TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Beitrag österreichischer Emissionen			
	TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	alle TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	mehr als 35 TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	mehr als 30 TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$
AKH	47	60 %	63 %	60 %
Belgradplatz	57	61 %	56 %	58 %
Floridsdorf	47	56 %	52 %	50 %
Gaudenzdorf	40	52 %	47 %	47 %
Kendlerstr.	47	57 %	62 %	59 %
Liesing	60	61 %	59 %	60 %
Lobau	27	50 %		
Rinnböckstr.	83	61 %	57 %	57 %
Schafbergbad	28	54 %		
Stadlau	76	58 %	54 %	52 %
Taborstr.	106	64 %	61 %	62 %

Die abgeschätzten Beiträge der österreichischen Emissionen an den Tagen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ variieren in einem relativ engen Bereich zwischen 50 % und 64 %, wobei die innerösterreichischen Beiträge tendenziell mit der PM10-Belastung steigen. Dies liegt daran, dass

- die höchsten TMW in der Regel bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation auftreten, bei der der Beitrag der österreichischen Emissionen am höchsten ist, und dass
- die höher belasteten Messstellen natürlich höhere städtische und lokale Beiträge aufweisen.

Reiht man die TMW absteigend nach der Höhe und betrachtet man nur jene Tage ab dem 36-höchsten, so sind die Anteile der österreichischen Emissionen dementsprechend etwas niedriger.

7.3 PM10-Inhaltsstoffe

Analysen von PM10-Inhaltsstoffen stehen an den einzelnen Messstellen für verschiedene Zeiträume und in verschiedenen Zeitintervallen zur Verfügung:

- Im Jahr 2004 liegen die AQUELLA-Analysen von den Messstellen Kendlerstraße, Rinnböckstraße, Lobau und Schafbergbad vor. Die Analysen erfolgten teilweise über mehrtägige Zeiträume (i. d. R. umso länger, je niedriger, d. h. bedeutungsloser die PM10-Belastung war); die Daten wurden über ihre mittleren Anteile an der PM10-Konzentration auf die einzelnen Tage umgelegt. Von diesen Messstellen wird Kendlerstraße als städtischer Hintergrund, Rinnböckstraße als verkehrsbeeinflusster Belastungsschwerpunkt und Lobau zur Beurteilung der Vorbelastung herangezogen.
- In Wien Währinger Gürtel und Streithofen liegen von Juni 1999 bis Mai 2000 aus dem AUPHEP-Projekt jeden zweiten Tag Analysen von EC und OC im PM10 vor. Die sekundären anorganischen Aerosole wurden im PM_{2,5} analysiert; diese Werte wurden mit Hilfe des mittleren PM_{2,5}/PM10-Verhältnisses (70 %) auf PM10 umgerechnet.
- In Wien Spittelauer Lände und Illmitz liegen zwischen Juni 1999 und November 2000 jeden sechsten Tag Analysedaten vor.
- An den Messstellen Belgradplatz, Rinnböckstraße und Stadlau gibt es zudem Analysen an einzelnen Tagen im Jahr 2003.

Die unterschiedlichen Zeiträume und Probenahmeintervalle, teilweise unterschiedliche Analysemethoden sowie die Hochrechnung der Tageswerte der Konzentrationen bei den AQUELLA-Messstellen und der sekundären anorganischen Aerosole bei den AUPEH-Messstellen bedingen eine gewisse Unsicherheit und führen zu einer u. U. eingeschränkten Vergleichbarkeit der Daten.

Abbildung 48 zeigt die mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen in Wien sowie den ländlichen Messstellen Illmitz, Pillersdorf und Streithofen. Neben den an allen Messstellen verfügbaren Konzentrationen von EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium sind an den Messstellen Kendlerstraße, Lobau und Rinnböckstraße auch Karbonat, an den Messstellen Kendlerstraße und Rinnböckstraße auch Silikat angegeben, da diese mineralischen Komponenten dort durchgehend analysiert wurden.

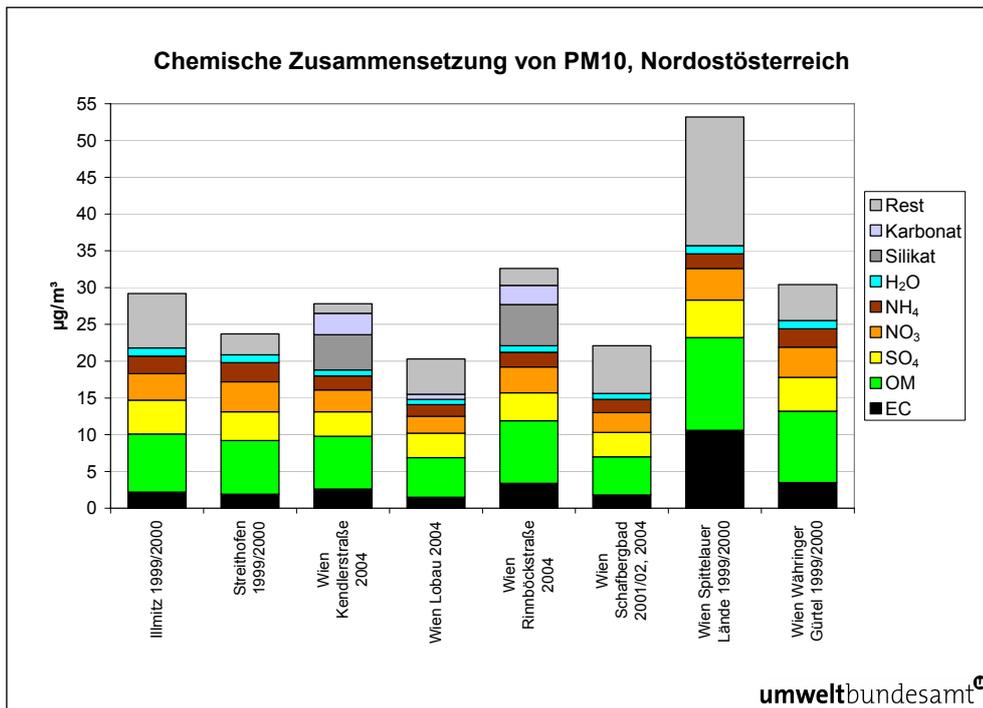


Abbildung 48: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen in Nordostösterreich.

Eine detaillierte Zusammenstellung der chemischen Zusammensetzung von PM10 in Wien findet sich in Anhang 2.

7.3.1 Klassifikation hoch belasteter Tage

Insgesamt stehen 109 Tage mit PM10-Inhaltsstoffanalysen an Tagen mit PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für eine Herkunftsuntersuchung zur Verfügung, allerdings nicht an allen Messstellen gleichzeitig. Die städtische Hintergrundbelastung wird daher aus den jeweils verfügbaren Messstellen (Währinger Gürtel 1999/2000, Kendlerstraße 2004, einzelne Tage Belgradplatz und Stadlau 2003) gebildet. Tabelle 23 gibt die mittlere chemische Zusammensetzung der PM10-Konzentration an der derart ermittelten städtischen Hintergrundbelastung (bezogen auf Tage, an denen mindestens eine Messstelle einen TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufwies) an; Abbildung 49 zeigt die chemische Zusammensetzung für jene Ferntransportsituationen, die mehr als fünf Tage aufweisen und daher relativ aussagekräftig sind.

Ausschließliche regionale Schadstoffakkumulation ist mit 31 % der Tage am häufigsten. Die Relativanteile der einzelnen PM10-Komponenten entsprechen an den Tagen mit regionaler Schadstoffakkumulation nahezu dem Mittel über alle untersuchten Tage.

Tabelle 23: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Wien, städtischer Hintergrund (TMW > 45 µg/m³), aufgeschlüsselt nach Herkunftsgebieten von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation, in µg/m³.

	EC	OM	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest
Mittel	4,9	15,1	8,7	9,4	5,2	10,3
FT Deutschland	4,3	12,9	5,4	10,8	3,9	0
FT Böhmen	3,7	9,8	6,6	10,0	4,8	7,3
FT Italien, Slowenien	5,5	19,0	7,6	11,4	6,5	4,4
FT Serbien, Rumänien	5,4	15,6	13,4	6,7	6,1	7,1
FT Ungarn, Slowakei	3,9	11,3	7,7	4,8	3,9	6,3
FT Mähren, Polen	6,0	16,8	10,5	1,1	5,4	6,6
Regional	5,8	17,8	9,1	11,6	5,7	11,1
Reg+FT Deutschland	4,5	16,3	5,2	9,7	4,4	10,3
Reg+FT Tschechien	3,5	10,9	6,6	6,5	3,6	18,5
Reg+FT Serbien	5,6	17,5	10,2	9,9	6,3	7,9
Reg+FT Ungarn	4,7	13,9	9,2	9,4	5,6	12,2
Reg+FT Slowakei	4,3	12,7	7,9	8,4	5,1	8,4
Reg+FT Polen	6,3	17,6	12,1	11,9	6,5	7,8

Die EC-Konzentrationen (Mittel 9 %) variieren kaum mit der Herkunft der Wien erreichenden Luftmassen.

Hohe OM-Anteile (Mittel 28 %) treten bei Ferntransport aus Deutschland, aus Slowenien und Italien, aus Serbien und Rumänien sowie aus Mähren und Südpolen (35 %) auf. Dagegen sind Ferntransport aus Böhmen sowie regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Böhmen sowie mit Ferntransport aus Ungarn und der Slowakei mit unterdurchschnittlichen OM-Konzentrationen verbunden.

Bei Sulfat zeichnen sich die Situationen mit Ferntransport aus dem Ostsektor – aus den Quellregionen Südrumänien und Nordserbien, Ungarn, Nordmähren und Südpolen – durch deutlich überdurchschnittliche Anteile aus; Ferntransport aus Deutschland ist dagegen mit unterdurchschnittlichen Sulfatkonzentrationen verbunden.

Umgekehrt ist Ferntransport aus Deutschland und aus Böhmen sowie aus Italien und Slowenien mit hohen Nitrat-Anteilen verbunden, Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien, Ungarn, Slowakei, Nordmähren und Südpolen hingegen mit unterdurchschnittlichen Nitrat-Anteilen.

Die Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport zeigen zumeist durchschnittliche Sulfat- und Nitrat-Anteile.

Die Rest-Anteile sind – soweit die Unsicherheit dieser indirekt erfassten Komponente Aussagen erlaubt – bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Tschechien besonders hoch.

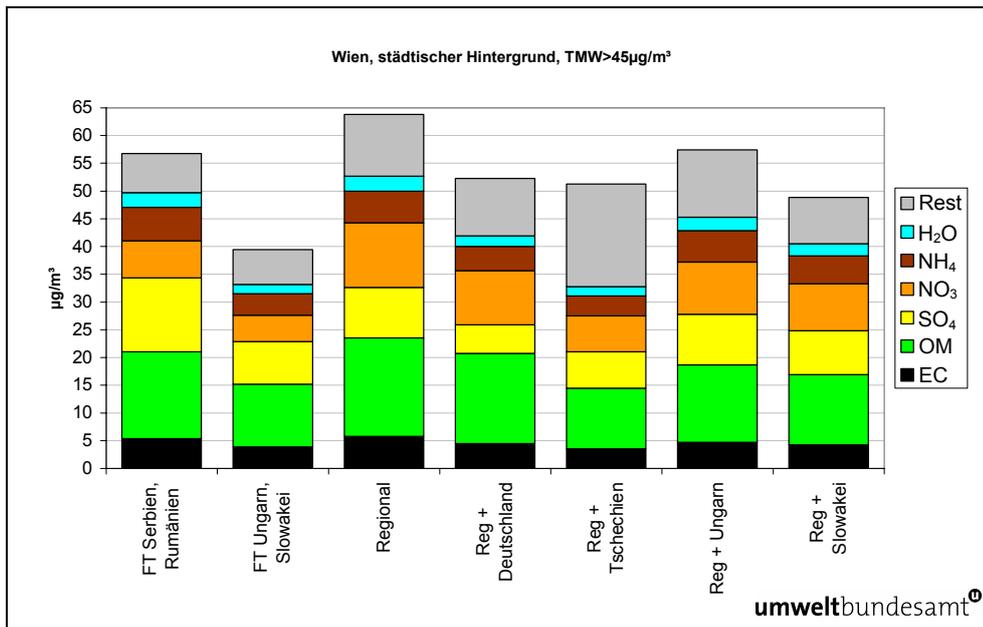


Abbildung 49: Chemische Zusammensetzung von PM₁₀, Wien, städtischer Hintergrund ($TMW > 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) für ausgewählte Herkunftsregionen von Ferntransport.

Für die Messstelle Rinnböckstraße wird in Abbildung 50 die chemische Zusammensetzung für den regionalen Hintergrund, den städtischen und den lokalen Beitrag aufgeschlüsselt.

Die EC-Anteile variieren kaum mit der Herkunft der Wien erreichenden Luftmassen.

Überdurchschnittliche OM-Anteile aus den städtischen und lokalen Quellen treten bei regionaler Schadstoffakkumulation (etwas geringere bei regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport) auf, sehr niedrige lokale Anteile hingegen bei Ferntransport.

Sulfat, Nitrat und Ammonium stammen im Mittel zu etwa einem Drittel aus dem städtischen Beitrag, nicht hingegen aus lokalen Quellen.

Erwartungsgemäß sind die relativen Sulfat-Anteile des regionalen Hintergrundes bei ausschließlicher Ferntransport deutlich höher als bei regionaler Schadstoffakkumulation (ohne und mit Ferntransport). Umgekehrt ist regionale Schadstoffakkumulation (ohne, etwas weniger mit Ferntransport) mit erhöhten Nitrat-Konzentrationen im regionalen Hintergrund verbunden, vor allem aber mit erhöhten städtischen Beiträgen zur Nitratbelastung.

Insgesamt sind die sekundären anorganischen Aerosole im regionalen Hintergrund (im Mittel 28 %) bei Ferntransport aus Südromänien, Nordserbien, Ungarn und der Slowakei – auch mit regionaler Schadstoffakkumulation – etwas erhöht (über 30 %). Die höchsten Anteile der sekundären anorganischen Aerosole zum städtischen Beitrag treten bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation (11 %) auf.

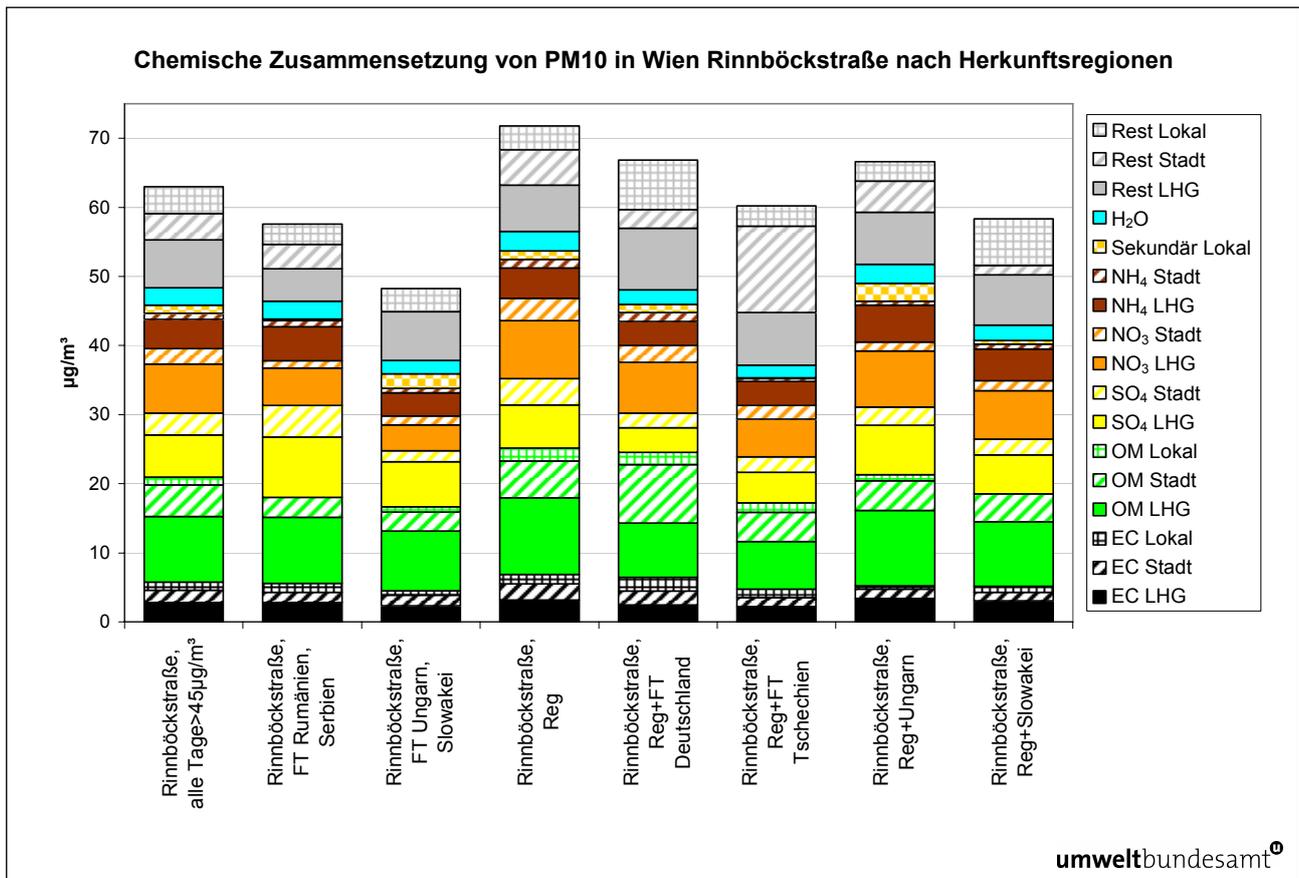


Abbildung 50: Chemische Zusammensetzung und räumliche Zuordnung von PM10, Wien, Rinnböckstraße (TMW > 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) für ausgewählte Herkunftsregionen von Ferntransport. LHG: ländlicher Hintergrund.

7.3.2 Trajektorienstatistiken

Für die Auswertungen der chemischen Zusammensetzung der städtischen Hintergrundbelastung mit der Tiefpassmethode wurden die Analyseergebnisse von Wien Währinger Gürtel (Juni 1999 bis Mai 2000) und Kendlerstraße (2004) zusammengefügt.

Hohe Konzentrationen an EC (siehe Abbildung 111, Anhang 3) und OM erreichen Wien vor allem aus dem Nahbereich sowie von Südosten, als wichtige Quellregionen zeichnen sich Nordostösterreich, Nordserbien und Mittelungarn ab, kaum hingegen Rumänien und Polen.

Bei Sulfat (siehe Abbildung 112, Anhang 3) zeichnen sich neben Mittelungarn und Nordserbien auch Südrumänien, Mähren und Teile Polens als Herkunftsgebiete erhöhter Belastung ab. Die Herkunftsgebiete erhöhter Ammonium-Konzentration decken sich weitgehend mit jenen von Sulfat.

Nitrat (siehe Abbildung 113, Anhang 3) stammt dagegen ganz überwiegend aus dem näheren Umkreis Wiens, jedenfalls nicht aus den „typischen“ Herkunftsgebieten von PM10-Ferntransport in Serbien, Rumänien, Nordmähren und Polen.



Interessanterweise entsprechen die Herkunftsgebiete erhöhter Konzentrationen des „Restes“ (siehe Abbildung 114, Anhang 3) etwa jenen von Sulfat, mit Transportpfaden erhöhter Belastung aus Südrumänien über Nordserbien sowie aus Polen über Mähren. Möglicherweise stellen die Großemittenten von SO_2 – Kraftwerke und Stahlwerke – die für die Bildung hoher Sulfat-Konzentrationen verantwortlich sind, auch bedeutende Quellen mineralischer Aerosole dar.

Auch beim Karbonat (Daten nur für einen Teilzeitraum vorhanden) zeichnen sich Südrumänien und Nordserbien sowie kleine Gebiete in Mitteleuropa als Herkunftsgebiete erhöhter Belastung ab; allerdings zeigt die Auswertung von Karbonat ein vergleichsweise irreguläres Muster mit sehr niedriger Karbonatkonzentration insbesondere bei Nord- und Ostwind. Karbonat dürfte überwiegend aus lokalen Quellen stammen.

Etwas klarer lassen sich Herkunftsgebiete erhöhter Silikatkonzentration eingrenzen (siehe Abbildung 115, Anhang 3); diese stammen ebenfalls aus Nordserbien, kaum hingegen aus Rumänien; dafür zeichnen sich Oberschlesien und Nordmähren sowie Nordostungarn und die Ostslowakei als Herkunftsgebiete erhöhter Silikatbelastungen ab. Möglicherweise deutet auch dies auf hohe Emissionen mineralischen Materials aus Kraftwerken oder Stahlwerken hin.



8 GRAZ

8.1 Messstellen

In Graz liegen gravimetrische PM10-Daten an folgenden Stationen vor:

- Graz Süd Herrgottswiesgasse von Oktober 2000 bis September 2001 (AUPHEP-Projekt).
- Graz Don Bosco und Graz Süd Tiergartenweg ab Dezember 2003.

Die Station Graz Süd Herrgottswiesgasse wurde am 25. April 2003 kleinräumig zum Tiergartenweg verlegt. Die Messungen an diesen beiden Standorten werden als eine Zeitreihe behandelt.

Dieser Datensatz wird durch die kontinuierlichen PM10-Messungen (mit einem Default-Faktor 1,3) in Graz Don Bosco ab 1. Jänner 2003 und in Graz Süd Tiergartenweg ab 26. April 2003 ergänzt.

Zusätzlich werden ab März 2001 die kontinuierlichen PM10-Daten von Graz Mitte in die Auswertung einbezogen.

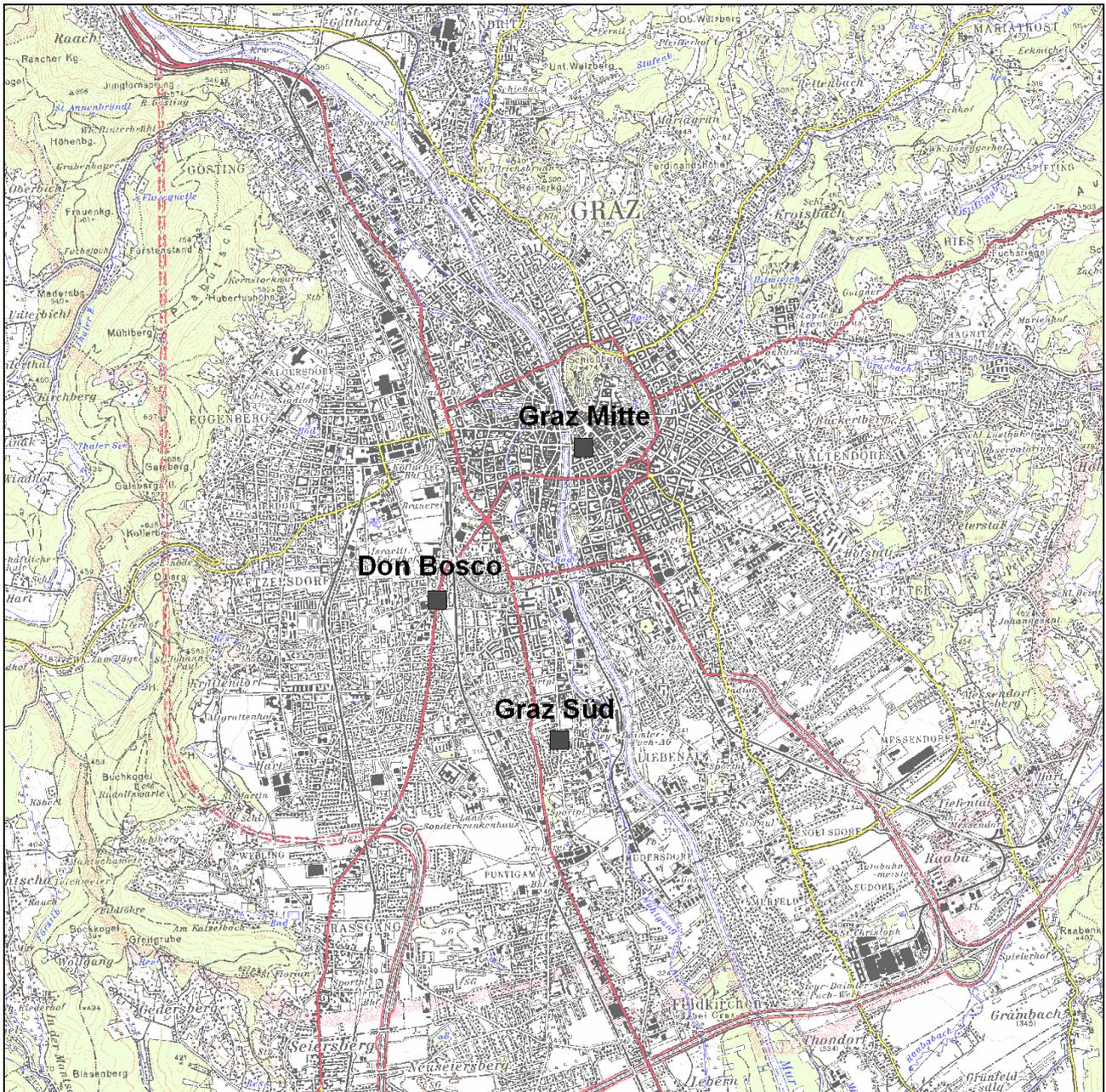


Abbildung 51: PM10-Messstellen in Graz.

8.2 PM10

8.2.1 Trajektorienstatistiken

Die Ergebnisse der Tiefpassmethode für Graz (siehe Abbildung 52) – wobei nur die Trajektorien unter 600 m Seehöhe ausgewertet wurden, um die bei Absinkinversionen aus größeren Höhen über dem Alpengebiet kommenden Trajektorien auszuschließen – zeigt als bedeutendste Zugbahnen hoch belasteter Luft jene aus Süd-rumänien über Nordserbien und Slawonien, aus Ostslowenien sowie aus Friaul

und Venetien. Daneben zeichnet sich Transport höher belasteter Luft aus Ostungarn und Westrumänien sowie von Norden ab, wobei sich diese Zugbahn mit der Advektion besonders niedrig belasteter Luft ozeanischen Ursprungs überlagert.

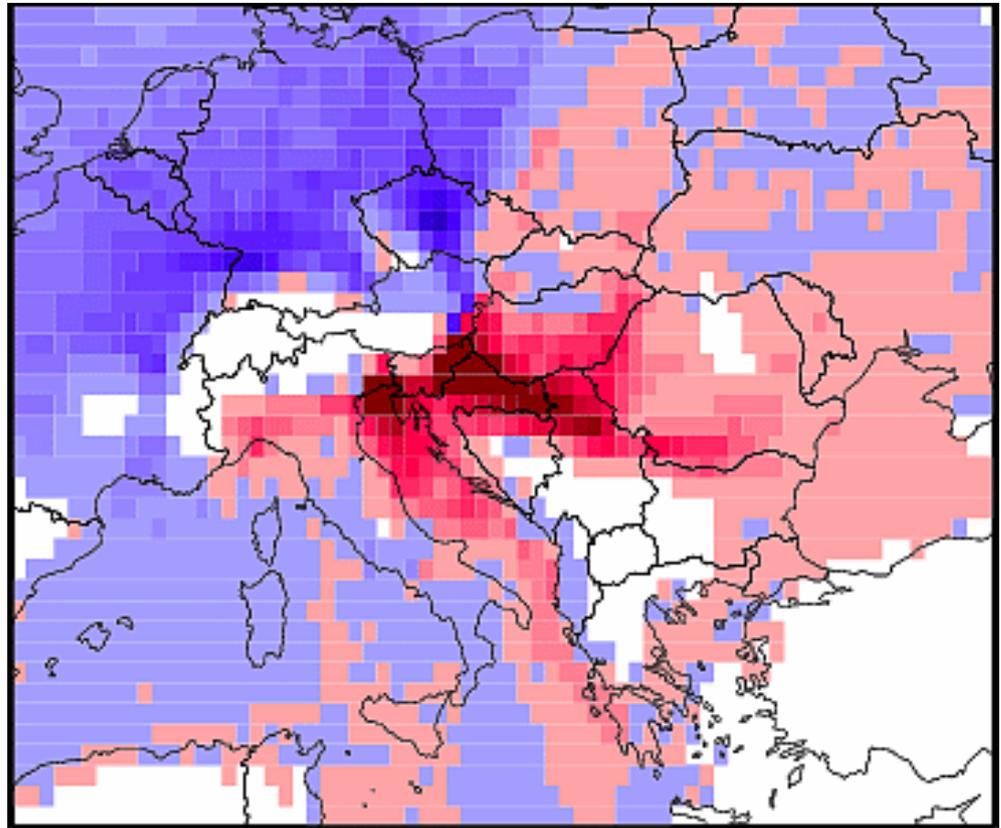


Abbildung 52: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Graz (städtischer Hintergrund), 2001–2007, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

8.2.2 Klassifikation hoch belasteter Tage

In Graz werden die PM10-Messstellen Graz Süd, Graz Mitte und Graz Don Bosco für die Herkunftsuntersuchung herangezogen. Die Station Graz Süd wurde im April 2003 von der Herrgottwiesgasse an den Tiergartenweg verlegt. Hier stehen PM10-Messdaten ab Oktober 2000 zur Verfügung, in Graz Don Bosco ab Jänner 2001, in Graz Mitte ab März 2001.

Die städtische Hintergrundbelastung wird als Mittelwert von Graz Süd und Graz Mitte beurteilt.

Für die regionale Hintergrundbelastung (Vorbelastung) werden die Messstellen Bockberg (2004) ca. 20 km südlich von Graz und Klösch bei Bad Radkersburg (ab Juni 2006) ca. 48 km südöstlich von Graz herangezogen. Diese kurzen Messreihen werden durch die Daten von Oberwart (ab Jänner 2001) ergänzt.

Im Mittel über den gesamten auswertbaren Zeitraum (bis Mai 2007, an den einzelnen Messstellen mit unterschiedlichem Beginn) beträgt die PM10-Konzentration in Graz Don Bosco $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Graz Mitte $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Graz Süd $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Bockberg wies eine mittlere PM10-Konzentration von $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jahr 2004) auf, Klöch ebenfalls $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Juni 2006 bis Mai 2007), Oberwart $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jänner 2001 bis Mai 2007).

Für die Herkunftsauswertung mittels klassifizierter Rückwärtstrajektorien werden jene Tage herangezogen, an denen die PM10-Konzentration an mindestens einer Grazer Messstelle über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag und an denen sowohl eine städtische Hintergrundmessstelle als auch eine ländliche Messstelle verfügbar sind.

Damit stehen 707 Tage zur Verfügung; in diesem Zeitraum liegen von Graz Mitte 644 Tage, von Graz Süd 488 Tage und von Graz Don Bosco 700 Tage vor. Die Hintergrundbelastung wird aus (teilweise überlappenden) Datensätzen von Bockberg (102 Tage), Klöch (100 Tage) und Oberwart (683 Tage) jeweils als Mittelwert der vorhandenen Messstellen berechnet.

Wie Tabelle 24 zeigt, in der die Mittelwerte der PM10-Konzentration an den ausgewerteten Messstellen über diesen Zeitraum angegeben sind, wies Oberwart mit $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (als Mittel über 683 Tage) eine deutlich höhere PM10-Belastung auf als Klöch ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Mittel über 100 Tage 2006/07) und eine etwas höhere Belastung als Bockberg ($36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Mittel über 102 Tage 2004).

Dieser Unterschied ist wesentlich darin begründet, dass in den Gesamtzeitraum die sehr hoch belasteten Winter 2002/03 und 2005/06 fallen, von denen weder aus Klöch noch aus Bockberg Daten vorhanden sind. Gemittelt über jene Zeiträume, in denen nur von Bockberg bzw. nur von Klöch PM10-Daten vorhanden sind, unterscheidet sich die PM10-Konzentration zwischen Bockberg und Oberwart nicht, jene von Klöch und Oberwart um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Betrachtet man jedoch die einzelnen TMW, so variiert die Differenz zwischen Oberwart und Bockberg zwischen -23 und $+49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, das 25-Perzentil liegt bei -6 , das 75-Perzentil bei $+4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Differenz zwischen Oberwart und Klöch variiert zwischen -21 und $+32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, das 25-Perzentil liegt bei $-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, das 75-Perzentil bei $+6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für eine seriöse Beurteilung der regionalen Hintergrundbelastung sollte daher besser eine für den ländlichen Raum der Südsteiermark repräsentative Messstelle wie Klöch herangezogen werden, auch wenn im Mittel die Differenz zu Oberwart gering ist. Da Daten von Klöch nur ab Juni 2006 vorliegen, stützt sich die folgende Auswertung auf den Mittelwert von Oberwart, Bockberg und Klöch, soweit von diesen Messstellen Daten vorhanden sind.

Tabelle 24: Mittelwerte der PM10-Konzentration an allen 707 Tagen mit PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Graz im Zeitraum von Jänner 2001 bis Mai 2007, sowie an jenen Tagen dieses Datensatzes, an denen PM10-Werte in Bockberg und Klöch vorhanden sind, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Graz Don Bosco	Graz Mitte	Graz Süd	Bockberg	Klöch	Oberwart
alle Tage	78	68	67	36	30	38
nur Bockberg	80	71	73	36		36
nur Klöch	69	60	61		30	31

Die Graz erreichenden Trajektorien (an jenen 707 Tagen mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurden nach den in Tabelle 25 angegebenen Herkunftsgebieten klassifiziert. Die Häufigkeit, mit der Luftmassen aus verschiedenen Gebieten Graz erreichten, sowie die mittlere PM10-Konzentration für die einzelnen Bereiche sind in Tabelle 25 zusammengestellt.



Tabelle 25: Häufigkeit von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation sowie mittlere PM10-Konzentration (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) bei unterschiedlichen Herkunftsgebieten der Graz erreichenden Luftmassen, 2001–2007.

	Häufigkeit	Graz Don Bosco	Graz Mitte	Graz Süd	Ländl. HG	Städt. HG – ländl. HG	Graz Don Bosco – städt. HG
FT Slowenien	2 %	71	61	49	34	24	13
FT Norditalien	1 %	55	39	41	20	22	13
FT Nordserbien, Nordbosnien	1 %	65	62	48	44	14	7
FT Nordserbien, Südungarn	1 %	60	63	54	38	22	1
FT Südrumänien, Nordserbien	2 %	72	71	60	58	9	4
FT Südrumänien, Nordserbien, Südungarn	1 %	58	58	44	43	9	6
FT Mittelungarn	1 %	58	55		40	14	4
FT Budapest, Mittel-, Nordostungarn	1 %	56	56	44	34	16	6
FT Bratislava	1 %	64	58		44	14	6
FT Nordmähren	1 %	52	46	41	27	17	7
FT Wien, Ostböhmen	1 %	55	48	47	23	24	8
Regionale Schadstoffakkumulation	61 %	84	73	75	36	38	11
Reg + FT Slowenien, Serbien	1 %	73	66	70	55	13	5
Reg + FT Slowenien, Friaul, Venetien	2 %	64	58	53	38	19	7
Reg + FT Slowenien	3 %	90	80	66	54	24	12
Reg + FT Friaul	6 %	69	64	59	38	25	6
Reg + FT Friaul, Venetien, Po-Ebene	1 %	74	52	58	27	30	19
Reg + FT Südrumänien, Nordserbien, Südungarn	1 %	64	57	53	43	12	9
Reg + FT Nordserbien	1 %	82	74	69	50	19	9
Reg + FT Nordserbien, Südungarn	1 %	68	57	58	50	10	9
Reg + FT Mittel-, Nordostungarn	2 %	69	64	56	48	15	6
Reg + FT Budapest, Nordostungarn	1 %	73	67	52	41	19	10
Reg + FT Bratislava	1 %	72	66	53	56	8	8
Reg + FT Nordmähren, Oberschlesien, Mittelpolen	1 %	68	57	42	33	20	16
Reg + FT Wien, Nordmähren, Oberschlesien	1 %	63	59	49	46	15	1
Reg + Wien	5 %	61	52	50	30	21	10
Reg + FT Ostböhmen	2 %	59	49	49	31	18	11

Mit 61 % der Tage ist (ausschließliche) regionale Schadstoffakkumulation am häufigsten. 29 % der Tage entfallen auf regionale Schadstoffakkumulation gemeinsam mit Ferntransport und 13 % der Tage auf ausschließlichen Ferntransport. Damit ist Graz unter den außerhalb der Alpen gelegenen österreichischen Großstädten am häufigsten von ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation betroffen.

Unter den Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport sind mit 13 % der Tage jene Situationen am häufigsten, bei denen (Fern-)Transport aus Slowenien und Friaul, in selteneren Fällen auch aus Venetien und noch seltener aus der westlichen Po-Ebene und aus Ligurien Graz erreicht.

Bei ausschließlichem Ferntransport ist Advektion von Südosten, d. h. aus Serbien und Rumänien, mit 5 % am häufigsten.



Ferntransport aus Serbien und Rumänien ist im Mittel mit der höchsten ländlichen Hintergrundkonzentration ($58 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verbunden. Überdurchschnittliche ländliche Hintergrundkonzentrationen treten weiters bei regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit (Fern-)Transport aus Slowenien, aus Serbien und Rumänien, aus Ungarn und aus Bratislava auf. Die niedrigsten ländlichen Hintergrundkonzentrationen sind mit Ferntransport aus Italien sowie von Norden aus Wien und Böhmen verbunden. Bei ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation liegt die ländliche Hintergrundkonzentration ($36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nahe dem Mittel.

Regionale Schadstoffakkumulation weist im Mittel die höchste städtische Hintergrundbelastung ($74 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf (bezogen auf den Zeitraum mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Graz). Die niedrigsten Werte der städtischen Hintergrundbelastung sind mit Ferntransport aus Italien sowie von Norden (aus Wien und Tschechien) sowie mit regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Tschechien verbunden.

Bei einer mittleren städtischen Hintergrundbelastung von $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einer ländlichen Hintergrundbelastung von $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lässt sich der Beitrag der Emissionen der Stadt Graz mit $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 46 % abschätzen.

Der städtische Beitrag hängt dabei stark von der Herkunft der Graz erreichenden Luftmassen ab. Regionale Schadstoffakkumulation ist – mit einem städtischen Beitrag von $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – mit dem höchsten Anteil der Stadt Graz verbunden; bei ausschließlichem Ferntransport beträgt dieser mit $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ weniger als die Hälfte, bei regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der Beitrag lokaler Emissionen zur PM10-Konzentration am Belastungsschwerpunkt Don Bosco, abgegrenzt als Differenz gegenüber der städtischen Hintergrundbelastung, beträgt im Mittel $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 13 % der in Graz Don Bosco beobachteten mittleren Konzentration ($78 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Der lokale Beitrag ist bei regionaler Schadstoffakkumulation ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) am höchsten, hängt aber vergleichsweise wenig von der Herkunft der Luftmassen ab (bei Ferntransport $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Abbildung 53 zeigt die Beiträge der ländlichen Hintergrundbelastung, der Stadt Graz sowie lokaler Quellen zur PM10-Belastung in Graz Don Bosco, jeweils gemittelt über Situationen mit ausschließlicher regionaler Schadstoffakkumulation, mit regionaler Schadstoffakkumulation in Kombination mit Ferntransport sowie mit ausschließlichem Ferntransport.

Neben den Ergebnissen für den Gesamtzeitraum von Jänner 2001 bis Mai 2007, für den der ländliche Hintergrund als Mittelwert von Oberwart, Bockberg und Klöch gebildet wurde, sind auch die analogen Auswertungen dargestellt, bei denen der ländliche Hintergrund nur anhand der Daten von Bockberg (Jahr 2004) bzw. Klöch (Juni 2006 bis Mai 2007) bewertet wurde.

Im Jahr 2004, vor allem aber 2006/07 war die PM10-Belastung in Graz deutlich niedriger als im Mittel über den Gesamtzeitraum. Markant sind auch die Unterschiede in den Häufigkeiten von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation. Das Jahr 2004 wies mit 72 % deutlich mehr Tage mit regionaler Schadstoffakkumulation auf als der Gesamtzeitraum (61 %), mit 6 % aber nur halb so oft Ferntransport. Umgekehrt war der Zeitraum Juni 2006 bis Mai 2007 seltener von regionaler Schadstoffakkumulation (55 %) und häufiger von Ferntransport (15 %) gekennzeichnet.

Auffällig ist der vergleichsweise geringe Beitrag des regionalen Hintergrundes bei regionaler Schadstoffakkumulation im Zeitraum 2006/07 von $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2001–2007), der allerdings bei Verwendung von Oberwart statt Klöch auf $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$

steigt. Dies ist sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass (mehr oder weniger) emittentennahe Messstellen, zu denen auch Oberwart zählt, von regionaler Schadstoffakkumulation stärker betroffen sind als emittentenerne Messstellen wie Klöch.

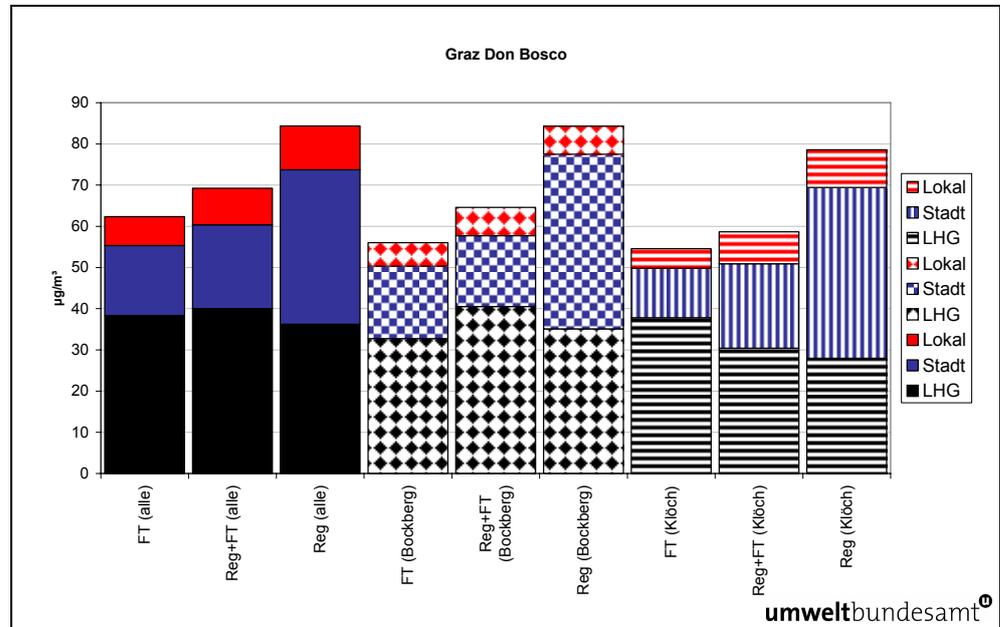


Abbildung 53: Beiträge der ländlichen Hintergrundbelastung, der Stadt Graz sowie lokaler Quellen zur PM10-Belastung an der Messstelle Graz Don Bosco, Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Links: alle Tage (2001–2007), Mitte: Bockberg als ländlicher Hintergrund verwendet (2004), Rechts: Klöch als ländlicher Hintergrund verwendet (2006/07). LHG = ländlicher Hintergrund, Reg = regionale Schadstoffakkumulation, FT = Ferntransport.

Gewichtet man die in Tabelle 25 angegebenen Häufigkeiten von Ferntransport bzw. regionaler Schadstoffakkumulation mit der jeweiligen PM10-Konzentration, so trägt regionale Schadstoffakkumulation überproportional zur PM10-Belastung in Graz bei; ihr Anteil zur städtischen Hintergrundbelastung (bezogen auf Tage über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) macht dann 74 % (bei einer Häufigkeit von 61 %) aus.

Die in Tabelle 6 bis Tabelle 8 abgeschätzten relativen Anteile einzelner Herkunftsregionen von Ferntransport erlauben es, (konzentrationsgewichtet) die ländliche Hintergrundbelastung einzelnen Herkunftsregionen zuzuordnen.

Die konzentrationsgewichtete ländliche Hintergrundbelastung ist zu 58 % regionaler Schadstoffakkumulation zuzuordnen; mit den gemäß Tabelle 7 geschätzten Beiträgen der regionalen Emissionen bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation mit Ferntransport entfallen insgesamt ca. 70 % der ländlichen Hintergrundbelastung auf regionale Emissionen, die ihrerseits im Verhältnis 8:2 auf die Steiermark und Slowenien aufgeteilt werden. Zusammen mit den 5 % Ferntransport aus Slowenien werden diesem somit etwa 20 % der (konzentrationsgewichteten) ländlichen Hintergrundbelastung zugeordnet.

Mit dem anhand der Differenz der städtischen und der ländlichen Hintergrundbelastung abgeschätzten Beitrag städtischer Emissionen zu ersterer von 46 % ergibt sich die in Abbildung 54 dargestellte Zuordnung der städtischen Hintergrundbelastung zu den verschiedenen Quellgebieten von (primärem) PM10 und Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole.

Nachdem fast die Hälfte der städtischen Hintergrundbelastung den städtischen Emissionen zuzuordnen ist, entfallen noch etwa 30 % (aus regionalen Emissionen) auf die Steiermark – einschließlich Graz – und ca. 10 % auf Slowenien (überwiegend Beiträge zur regionalen Schadstoffakkumulation). Daneben tragen Quellen in Norditalien und Südosteuropa etwa insgesamt 10 % zur städtischen Hintergrundbelastung bei.

Die Verwendung der Daten von Klöch zur Beurteilung des ländlichen Hintergrundes würde einen etwas geringeren Beitrag regionaler Emissionen, einen höheren Beitrag städtischer Emissionen (51 statt 47 %) und einen etwas höheren Beitrag von Ferntransport ergeben.

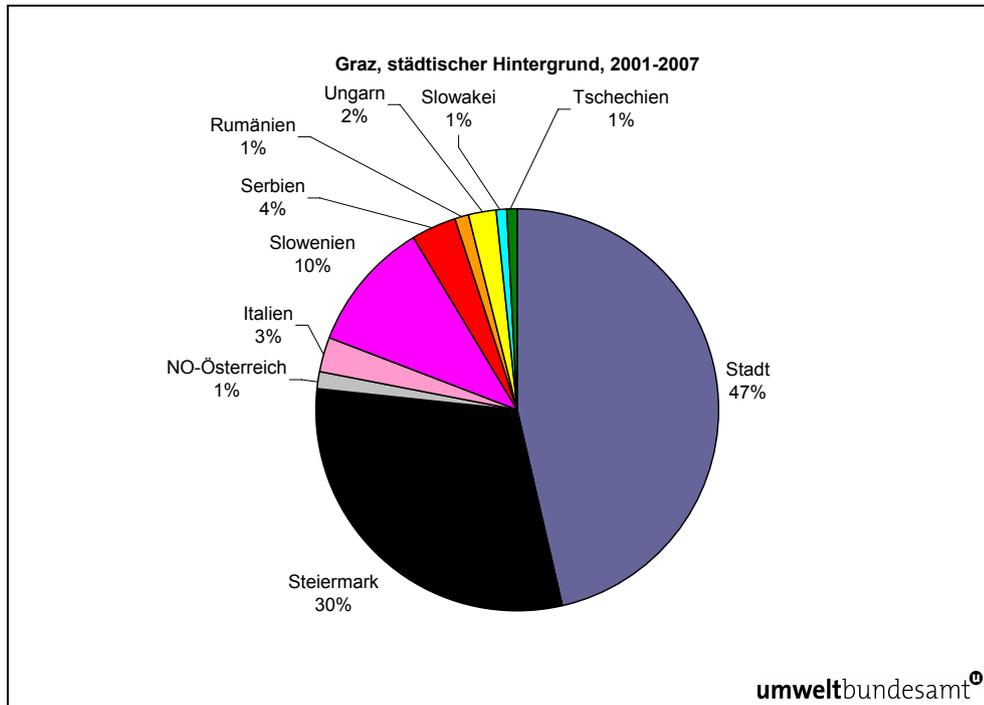


Abbildung 54: Zuordnung der (konzentrationsgewichteten) städtischen Hintergrundbelastung in Graz auf Herkunftsgebiete von regionaler Schadstoffakkumulation und Ferntransport, 2001–2007.

8.3 PM10-Inhaltsstoffe

8.3.1 Alle Tage

Für die Herkunftsuntersuchung von PM10-Inhaltsstoffen dienen die AQUELLA-Analysen aus dem Jahr 2004, die an den Messstellen Bockberg, Graz Süd und Graz Don Bosco durchgeführt wurden. Dabei stehen Analysedaten von EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium von 1. Jänner bis 30. April sowie von 1. Juli bis 12. Dezember zur Verfügung, im Mai und Juni 2004 nur von EC und OM.

Abbildung 55 zeigt die mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Bockberg, Graz Süd und Graz Don Bosco über den Zeitraum 1. Jänner bis 30. April und 1. Juli bis 12. Dezember 2004; da Werte für Silikat und Karbonat nicht an allen Messstellen gleichzeitig über den Gesamtzeitraum vorliegen, können diese Komponenten in der Mittelbildung nicht ausgewertet werden und sind im Rest enthalten.

Eine detaillierte Darstellung der chemischen Zusammensetzung von PM10 in Graz findet sich in Anhang 2.

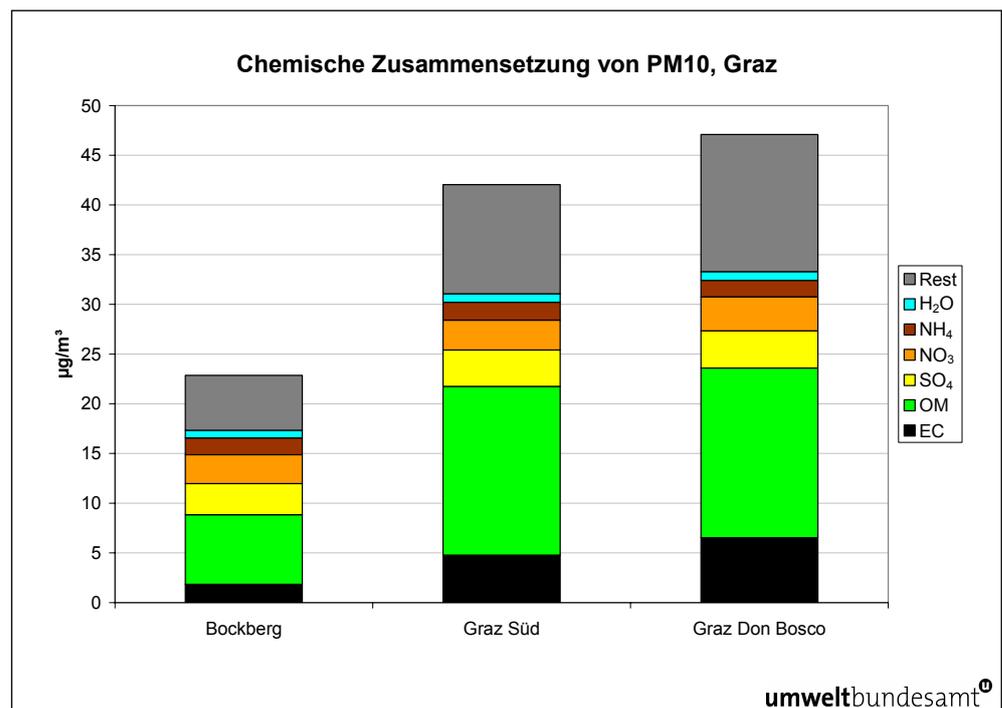


Abbildung 55: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Bockberg, Graz Süd und Graz Don Bosco, 1. Jänner bis 30. April und 1. Juli bis 12. Dezember 2004.

8.3.2 Klassifikation hoch belasteter Tage

Wählt man jene Tage aus, an denen in Graz eine PM10-Konzentration über 45 µg/m³ auftrat, so stehen insgesamt 94 Tage mit Analyseergebnissen von EC, OM, Sulfat, Nitrat und Ammonium an allen drei Messstellen zur Verfügung. Da von

Graz Süd und Bockberg keine gleichzeitigen Si-Analysen vorliegen und von Bockberg Karbonat-Analysen nur über einen Teilzeitraum, ist es leider nicht möglich, die Silikat- und Karbonat-Anteile aller drei Messstellen zu vergleichen und die Beiträge der städtischen und der lokalen Emissionen gegenüber dem regionalen Hintergrund abzugrenzen.

Diese 94 hoch belasteten Tage weisen eine nahezu gleichartige mittlere Zusammensetzung auf wie der Gesamtzeitraum. An den stärker belasteten Tagen sind die Nitrat-Anteile etwas höher, vor allem am Bockberg (18 statt 13 %), im Gegenzug sind die Rest-Anteile etwas geringer.

Abbildung 56 bis Abbildung 58 zeigen die mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Bockberg, Graz Süd und Graz Don Bosco, klassifiziert nach fünf Gruppen von Herkunftsgebieten der Rückwärtstrajektorien: Ferntransport (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) von Norden (Wien, Tschechien); Ferntransport von Osten (Serbien, Rumänien, Ungarn); (ausschließliche) regionale Schadstoffakkumulation; regionale Schadstoffakkumulation mit (Fern-)Transport von Süden (Slowenien, Norditalien) sowie regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport von Osten (Serbien, Rumänien, Ungarn). Ausgewertet wurden 65 Tage, an denen in Graz die PM10-Konzentration über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und an denen an den Messstellen Bockberg und Graz Don Bosco Si-Analysen und an allen Messstellen Karbonat-Analysen vorlagen.

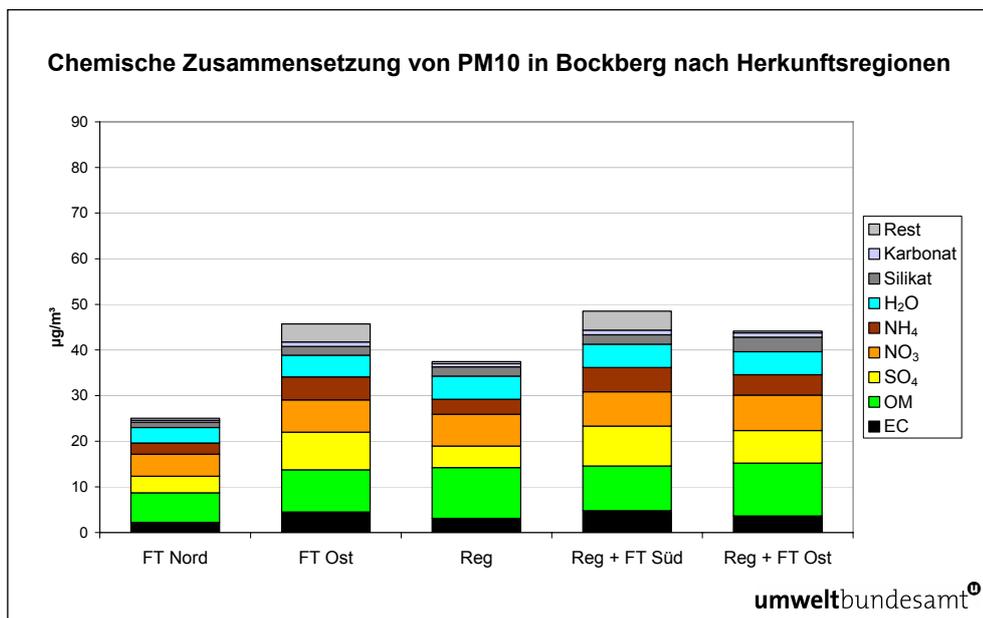


Abbildung 56: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Bockberg bei Ferntransport (FT) bzw. regionaler Schadstoffakkumulation (Reg), 2004, Tage mit Analysen mineralischer Komponenten, TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Graz.

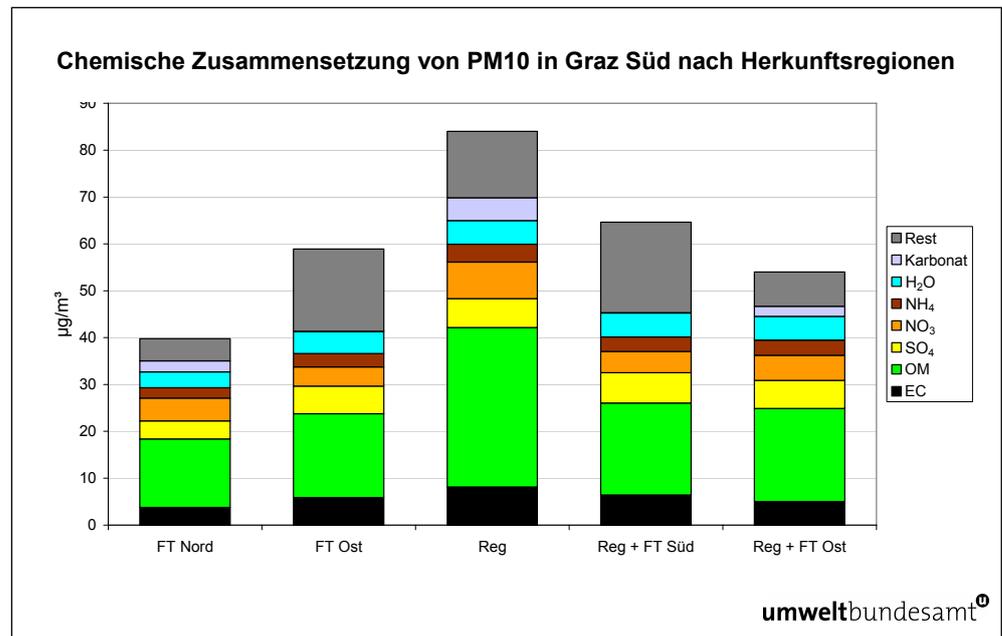


Abbildung 57: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Graz Süd bei Ferntransport (FT) bzw. regionaler Schadstoffakkumulation (Reg), 2004, Tage mit Analysen mineralischer Komponenten, TMW über 45 µg/m³ in Graz.

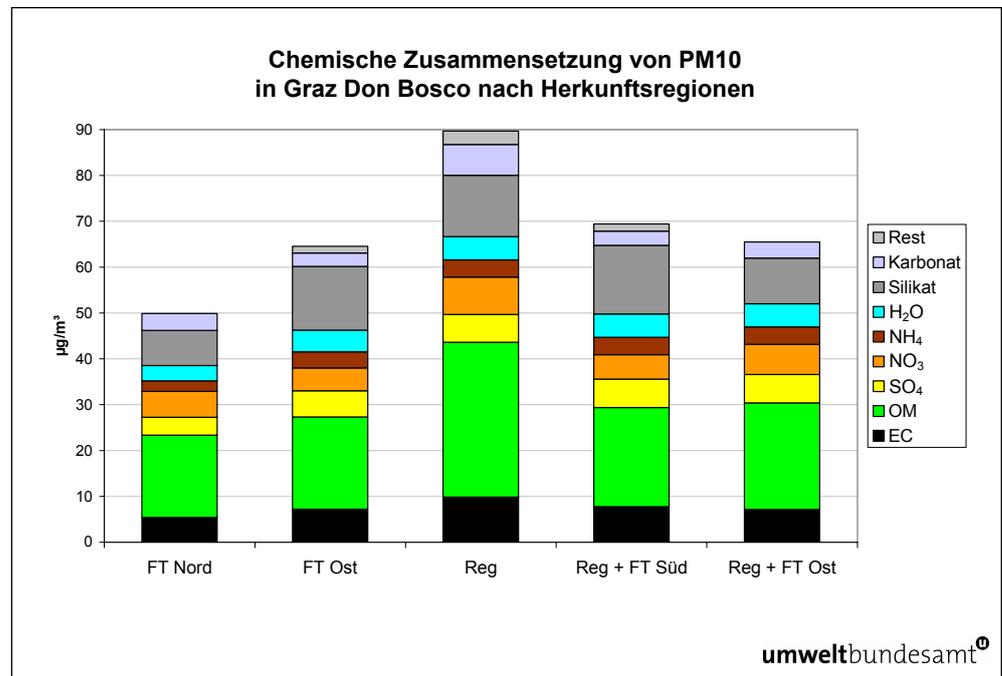


Abbildung 58: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an der Messstelle Graz Don Bosco bei Ferntransport (FT) bzw. regionaler Schadstoffakkumulation (Reg), 2004, Tage mit Analysen mineralischer Komponenten, TMW über 45 µg/m³ in Graz.

Um den Datensatz zu verbreitern, werden in Abbildung 59 alle 94 Tage mit TMW über 45 µg/m³ ausgewertet, wobei auf eine gesonderte Auswertung von Silikat und Karbonat verzichtet wird; Silikat und Karbonat werden dem „Rest“ zugeordnet.

Abbildung 59 zeigt für die PM10-Belastung der Messstelle Graz Don Bosco die Aufschlüsselung der Beiträge des regionalen Hintergrundes, d. h. der Station Bockberg (Ferntransport und regionale Schadstoffakkumulation), der städtischen Beiträge (Differenz von Graz Süd und Bockberg) sowie der lokalen Beiträge (Differenz von Graz Don Bosco und Graz Süd).

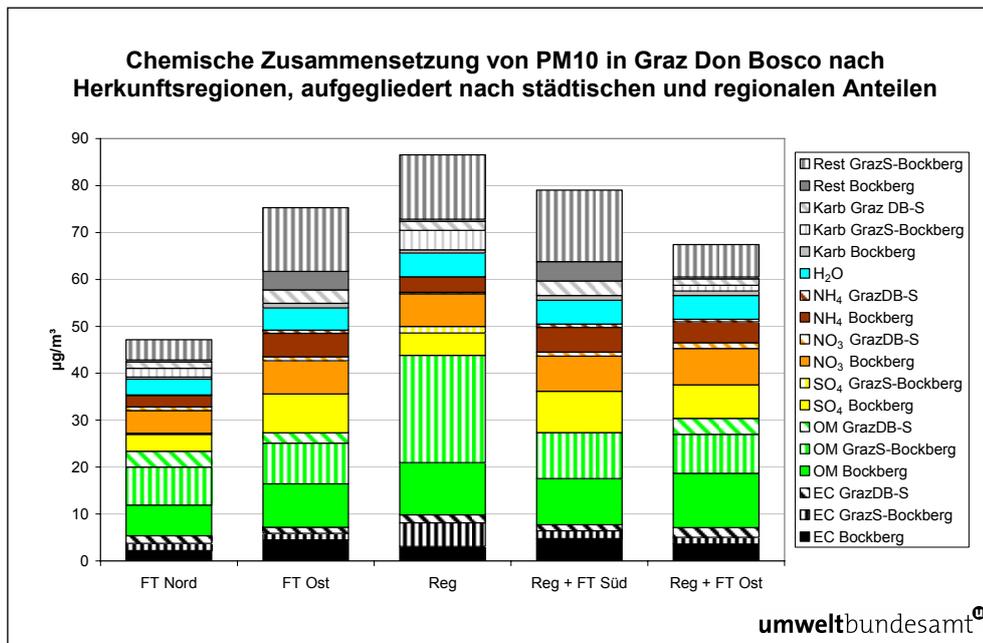


Abbildung 59: Beiträge des regionalen Hintergrundes (Ferntransport, regionale Quellen), städtischer sowie lokaler Emissionen zu den einzelnen PM10-Inhaltsstoffen in Graz Don Bosco, 2004.

Betrachtet man die relativen Anteile der regionalen Vorbelastung an der PM10-Gesamtbelastung der Station Don Bosco, so zeigen Situationen mit Ferntransport von Osten (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) deutlich überdurchschnittliche EC-Beiträge (7 %), regionale Schadstoffakkumulation und FT Nord die niedrigsten (3 %). Der OM-Beitrag des regionalen Hintergrundes hängt relativ wenig von der Herkunft der Luftmassen ab.

Dagegen zeigen die sekundären anorganischen Aerosole in Bockberg eine markante Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen. Ferntransport von Osten (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) weist deutlich überdurchschnittliche Sulfat-Konzentrationen auf, mit $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fast doppelt so viel wie bei regionaler Schadstoffakkumulation. Auch Nitrat zeigt bei Ferntransport von Osten (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) die höchsten Werte, dagegen ist Ferntransport von Norden sowie von Süden (ohne und mit regionaler Schadstoffakkumulation) mit unterdurchschnittlichen Konzentrationen verbunden.

Der rechnerisch als Bilanz von EC, OM, den sekundären anorganischen Aerosolen und Wasser bestimmte Rest ist bei Ferntransport von Osten am höchsten, etwa doppelt so hoch wie bei regionaler Schadstoffakkumulation.

Die Beiträge der Emissionen der Stadt Graz zur PM10-Belastung in Graz Süd sind bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation am höchsten, gefolgt von regionaler Schadstoffakkumulation mit (Fern-)Transport von Süden. Den dominierenden Anteil der städtischen Emissionen steuert OM bei – bei (ausschließlicher)

regionaler Schadstoffakkumulation $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder 27 % der Gesamtbelastung in Graz Don Bosco; bei ausschließlichem Ferntransport liegt der städtische OM-Beitrag um $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Städtische Emissionen steuern ebenfalls bei (ausschließlicher) regionaler Schadstoffakkumulation den höchsten EC-Beitrag ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei, gefolgt von regionaler Schadstoffakkumulation mit (Fern-)Transport von Süden.

Die städtischen wie die lokalen Beiträge zu Sulfat, Nitrat und Ammonium sind nahezu vernachlässigbar und liegen jeweils unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der Beitrag lokaler Emissionen an der Station Graz Don Bosco besteht aus etwa 3 % EC, 5 % OM und 7 % Rest, wobei EC nicht von der Herkunft der Luftmassen abhängt und bei OM der niedrigste lokale Beitrag bei regionaler Schadstoffakkumulation auftritt. Dieses nicht ganz plausible Ergebnis könnte damit zusammenhängen, dass einerseits Graz Süd erheblichen lokalen OM-Quellen ausgesetzt sein könnte, oder dass der einheitliche Faktor von 1,7 zur Berechnung von OM aus OC nicht ausreichend realitätsnah ist.

Selektiert man jene 65 Tage, an denen Si- und Karbonat-Analysen vorliegen, so zeigt sich, dass die Silikat- und Karbonat-Anteile mit jeweils um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur sehr geringe Beiträge zur regionalen Hintergrundbelastung liefern.

Die Differenz der Silikat-Konzentration zwischen Graz Don Bosco und Bockberg ist mit um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dagegen erheblich, wobei nicht zuzuordnen ist, ob diese städtischen oder lokalen Emissionen zuzuordnen ist. Sie zeigt keine klare Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen.

Die Karbonat-Konzentration an der Station Don Bosco geht zum Großteil auf städtische Emissionen (Differenz Graz Süd – Bockberg) zurück. Der städtische und der lokale Beitrag zum Karbonat zeigt allerdings keine klare Abhängigkeit von der Herkunft der Luftmassen.

8.3.3 Trajektorienstatistiken

Mittels der Tiefpassmethode werden die Konzentrationen der PM10-Inhaltsstoffe der Messstelle Bockberg, d. h. des regionalen Hintergrundes, ausgewertet.

Die Tiefpassmethode deutet bei EC (siehe Abbildung 116, Anhang 3), OM und Nitrat auf dominierende Quellen im östlichen Nahbereich von Graz, in Südungarn, Ostslowenien und Friaul hin, weniger hingegen in Serbien und Rumänien.

Sulfat (siehe Abbildung 117, Anhang 3) zeigt ein ähnliches Bild, wobei Nordserbien und Südromänien sowie Slowenien und Nordungarn etwas stärker hervortreten.

Interessant sind die Ergebnisse für Silikat (siehe Abbildung 118, Anhang 3) und Karbonat, die einen Transportpfad von mit mineralischem Material hoch belasteten Luftmassen über die Ostslowakei und Nordostungarn zeigen (siehe Ergebnisse für Wien, Kapitel 7.3.2).

Beim „Rest“ (siehe Abbildung 119, Anhang 3) zeichnet sich ein Transportweg hoch belasteter Luft über die Adria ab. Ob dies tatsächlich Ferntransport (etwa von Saharastaub oder Meersalz) widerspiegelt oder damit zusammenhängt, dass Luftmassentransport direkt von Süden mit höheren Temperaturen verbunden ist und damit andere hochgerechnete PM10-Komponenten (wie das am anorganischen Aerosol adsorbierte Wasser oder OM) zu niedrig eingeschätzt werden, lässt sich nicht sagen.

9 VARIATION VON JAHR ZU JAHR

Die PM10-Belastung wies in den letzten Jahren starke Variationen von Jahr zu Jahr auf. Insbesondere die Häufigkeit der Überschreitungen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als TMW hängt sehr stark von der Belastung in den Wintermonaten ab, welche ihrerseits wesentlich von meteorologischen Faktoren bestimmt wird:

- Häufigkeit von Luftmassentransport *kontinentalen* oder *ozeanischen* Ursprungs, wodurch die Ausbreitungsbedingungen, die Niederschlagshäufigkeit und die Vorbelastung der herantransportierten Luft wesentlich beeinflusst werden;
- Häufigkeit und Andauer von Hochdruckwetterlagen, wobei solche mit Zentrum über Ostmitteleuropa meist mit besonders ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verbunden sind;
- Lokale Ausbreitungsbedingungen;
- Häufigkeit von Luftmassentransport aus verschiedenen Gebieten, die sich durch die Höhe der Emissionen von PM10 und Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel unterscheiden.

9.1 Herkunft von Luftmassen

9.1.1 Häufigkeit von Trajektorien

Dieses und das folgende Kapitel vergleichen die Herkunft von Luftmassen, die Österreich in den Wintern (Dezember bis Februar) verschiedener Jahre erreichten.

9.1.1.1 Salzburg

Abbildung 60 gibt die Häufigkeit an, mit der die Salzburg erreichenden Rückwärtstrajektorien im Winter (Dezember bis Februar) 2003/04 (niedrige Belastung) die einzelnen Rasterfelder überquert haben, Abbildung 61 und Abbildung 62 zeigen die analoge Darstellung für die Winter 2005/06 (hohe Belastung) und 2006/07 (niedrige Belastung).

Die niedrig belasteten Winter 2003/04 und 2006/07 zeigen wesentlich häufiger Westströmung als der höher belastete Winter 2005/06, anders als dieser aber kaum Luftmassentransport von Osten.

Im Winter 2005/06 überquerten Trajektorien mit einer Häufigkeit von mehr als 10 % den Ostalpenraum, Süddeutschland und das Elsass. Eine sehr häufige Zugbahn von Luftmassen bei Nordwind umströmt die Böhmisches Masse im Westen. Föhn mit einer Zugbahn der Luftmassen aus Nordostitalien zeichnet sich ebenfalls mit über 10 % Häufigkeit ab. Transportwege hoch belasteter Luftmassen aus Ostmitteleuropa traten mit Häufigkeiten zwischen 3 und 6 % auf, so über Mittelpolen und Ostböhmen, über Mähren, sowie seltener aus Nordserbien.

Demgegenüber kamen in den Wintern 2003/04 und 2006/07 nie Luftmassen aus dem Großteil Ostmitteleuropas nach Salzburg. Keine Rasterfelder östlich von Ams-tetten und Prag wurden mit mehr als 5 % Häufigkeit von den Salzburg erreichenden Luftmassen überquert, Gebiete östlich von Wien mit weniger als 1 %. Westströmung dagegen überproportional häufig. Luftmassen aus Nordeuropa erreichten Salzburg vergleichsweise oft direkt von Norden über Böhmen.

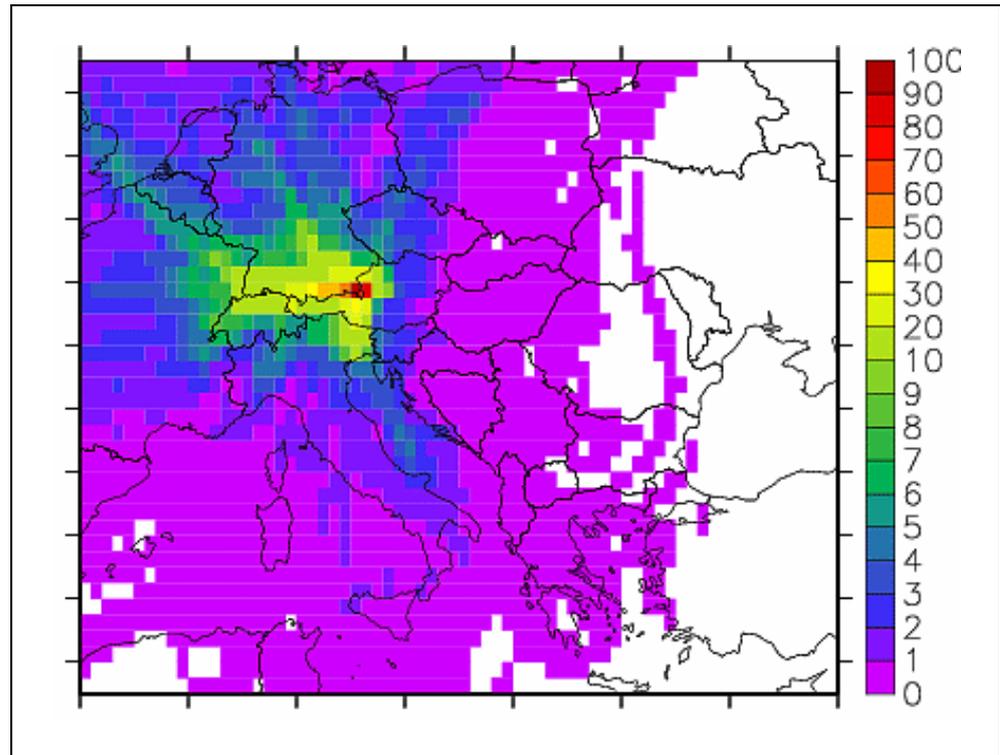


Abbildung 60: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Salzburg, Winter 2003/04. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

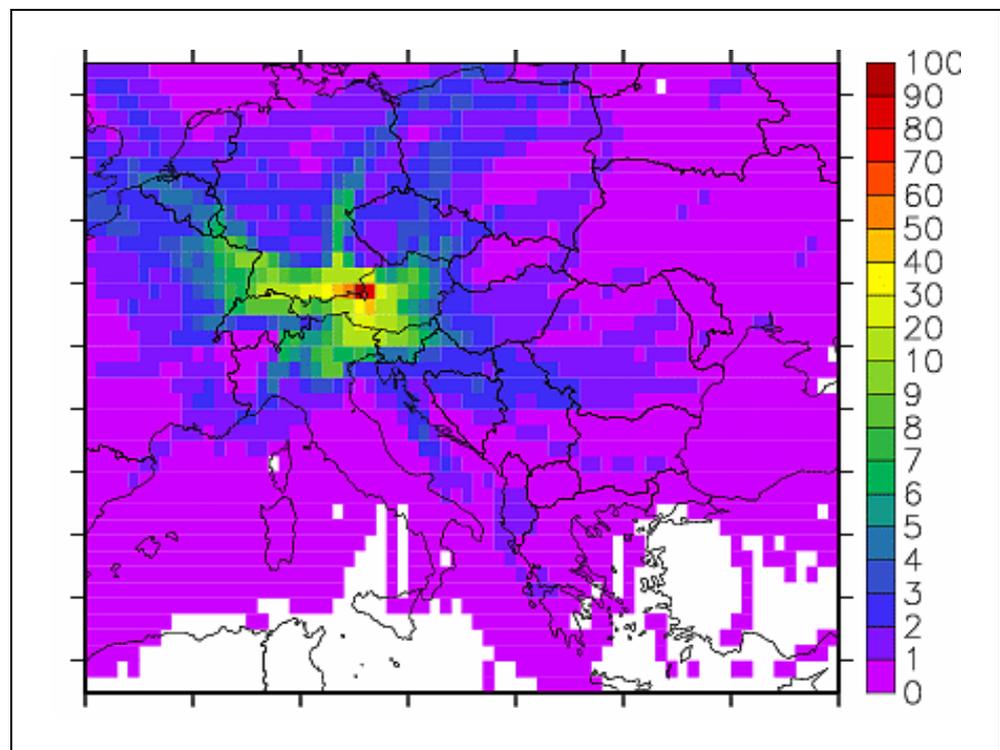


Abbildung 61: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Salzburg, Winter 2005/06. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

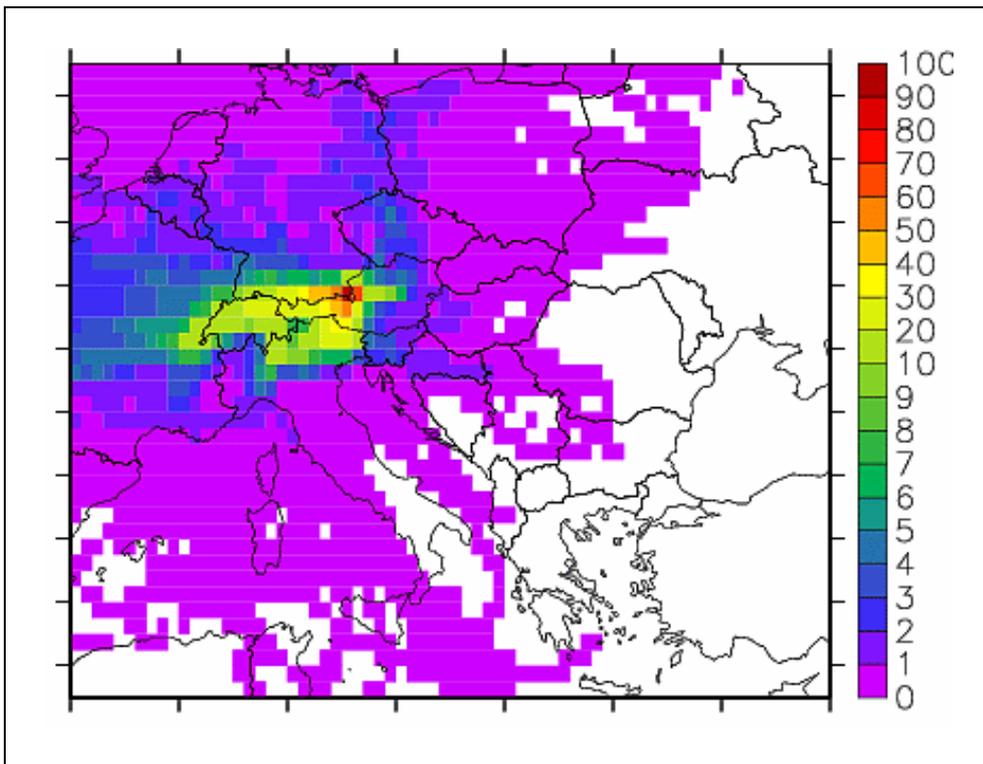


Abbildung 62: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Salzburg, Winter 2006/07. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

9.1.1.2 Illmitz

Abbildung 63 zeigt die Häufigkeit, mit der die Illmitz im Winter 2002/03 (hohe Belastung) erreichenden Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterelemente überquert haben, die Abbildung 64, Abbildung 65 und Abbildung 66 die analoge Häufigkeitsverteilung für die Winter 2003/04 (niedrige Belastung), 2005/06 (hohe Belastung) und 2006/07 (niedrige Belastung).

Als wesentlicher Unterschied zwischen beiden hoch bzw. niedrig belasteten Winterperioden ist die deutlich größere Häufigkeit von Westströmung in den Wintern 2003/04 und 2006/07 zu erkennen. Trajektorien aus dem Sektor Nordost bis Ost erreichten Illmitz in den Wintern 2003/04 und 2006/07 fast nicht, relativ häufig war allerdings die „typische“ Zugbahn hoch belasteter Luftmassen über Südrumänien und Nordserbien. Am Winter 2006/06 fällt das fast völlige Fehlen von Luftmassentransport über Südost- und Mittelpolen und Nordmähren sowie aus dem östlichen Ungarn nach Illmitz auf.

Der sehr hoch belastete und von massivem Ferntransport betroffene Winter 2002/03 zeigt – noch stärker als 2005/06 – sehr häufigen Transport von Luftmassen von Osten. Zugbahnen von Norden über Mittelpolen sowie über Südostpolen und Mähren, von Osten über Südostpolen, die Ostslowakei und Ungarn sowie von Südosten über Nordserbien, Süd- und Westungarn weisen Häufigkeiten über 10 % auf. Insgesamt war Luftmassentransport aus dem gesamten Ostsektor häufiger als aus dem gesamten Westsektor.

Der ebenfalls hoch belastete Winter 2005/06 zeigt eine richtungsmäßig gleichmäßigere Verteilung der Trajektorien, die Illmitz erreichten. Wesentlich häufiger als 2003/04 und 2006/07 gab es Anströmung aus Tschechien, Polen, der Slowakei und Ungarn, aber auch aus dem östlichen Deutschland. Häufiger als 2002/04 erfolgte Transport aus Böhmen, Slowenien und Nordostitalien nach Illmitz, seltener dagegen sowohl aus Südostpolen und Nordmähren als auch aus Südrumänien und Nordserbien.

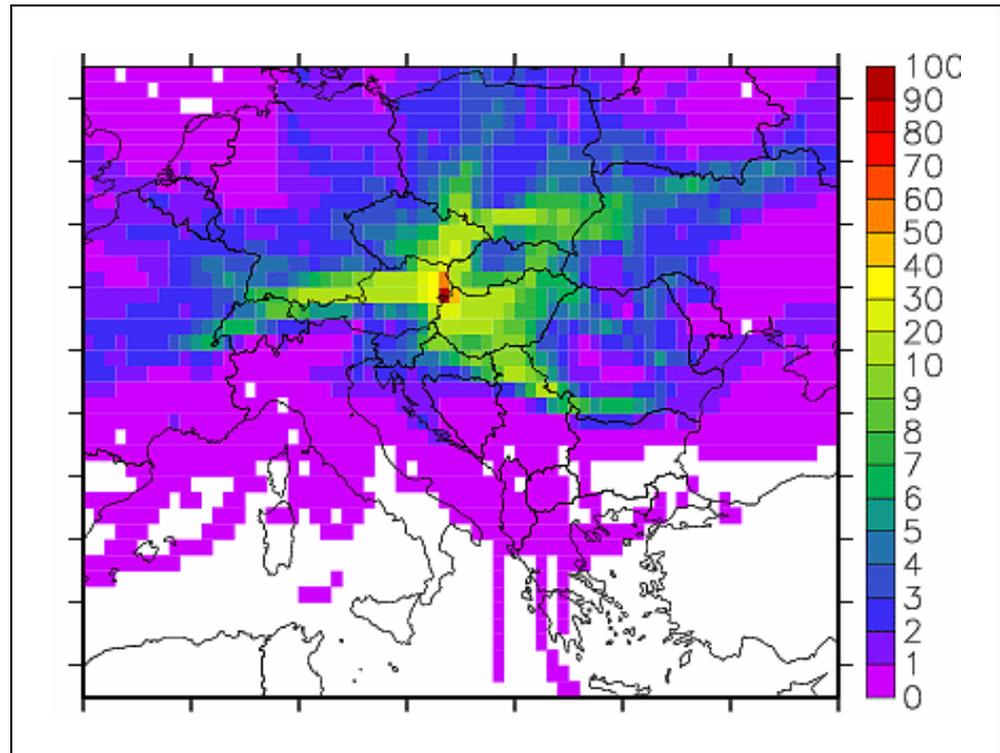


Abbildung 63: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Illmitz, Winter 2002/03. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

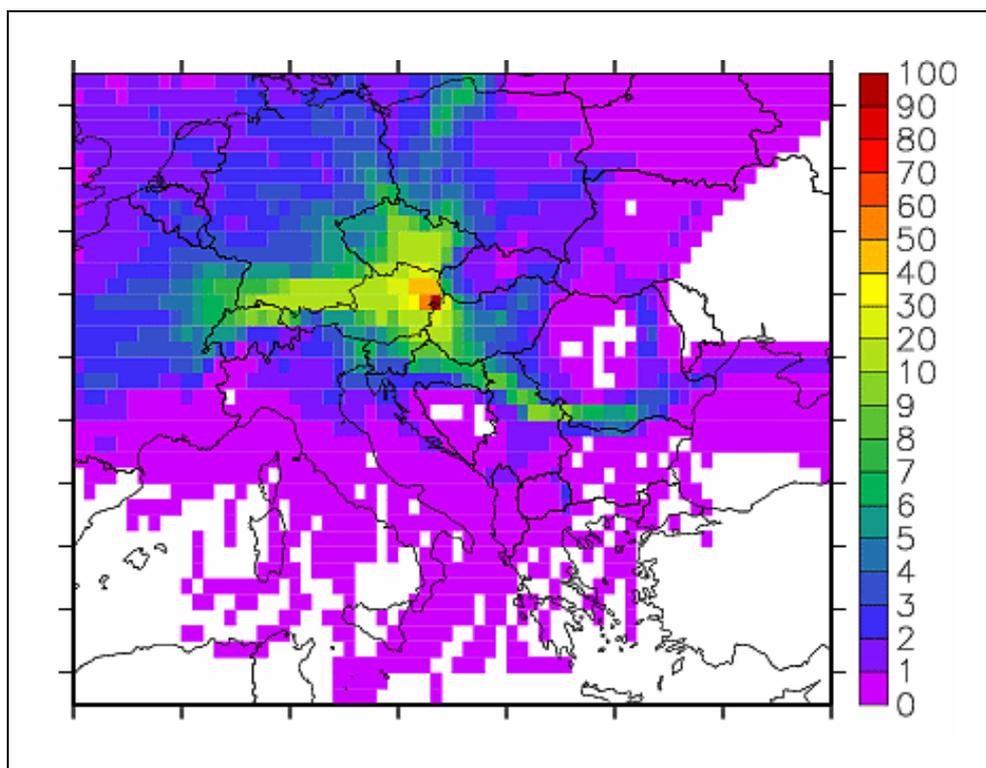


Abbildung 64: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Illmitz, Winter 2003/04. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

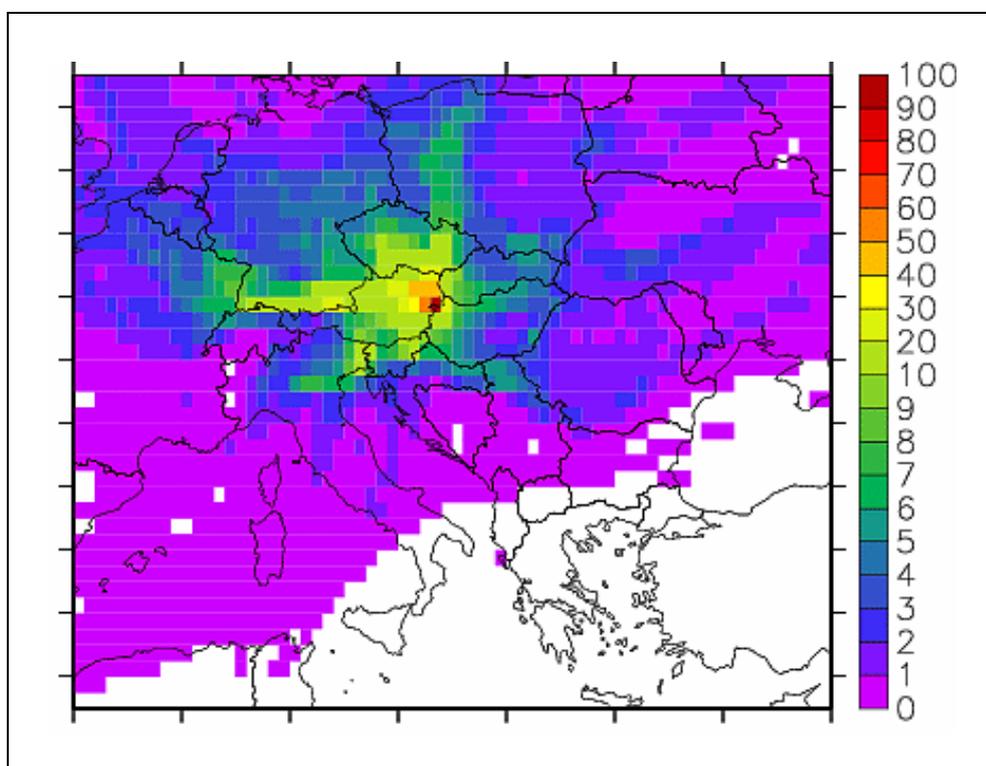


Abbildung 65: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Illmitz, Winter 2005/06. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

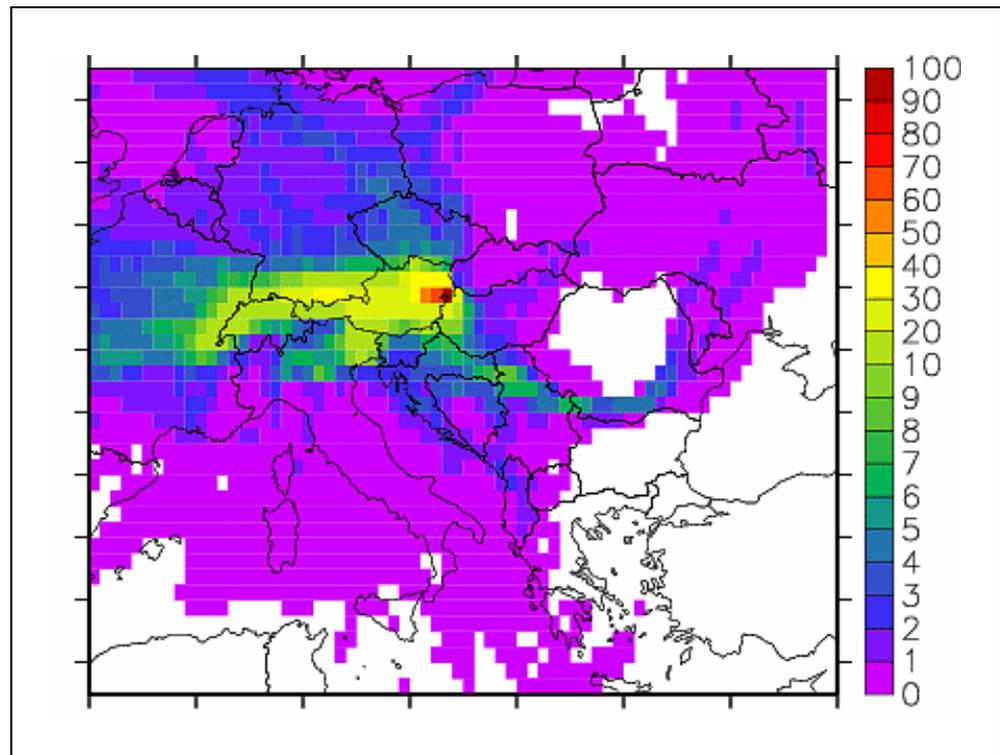


Abbildung 66: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Illmitz, Winter 2006/07. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

9.1.1.3 Graz

Abbildung 67, Abbildung 68 und Abbildung 69 zeigen die analogen Auswertungen für Graz für die Winter 2003/04 (niedrige Belastung), 2005/06 (hohe Belastung) bzw. 2006/07 (niedrige Belastung). Die Unterschiede zwischen diesen Winterperioden sind nicht so markant wie nördlich der Alpen, doch war auch in Graz der Winter 2006/07 von deutlich häufigeren Westströmungen gekennzeichnet als 2005/06, der Winter 2003/04 wies ebenfalls überdurchschnittlich häufig Westströmung auf.

Auch lassen sich deutlich Unterschiede in der Häufigkeit von Advektion aus Ostmitteleuropa erkennen. Die mit PM10-Ferntransport verbundenen „typischen“ Zugbahnen hoch belasteter Luftmassen aus Mittelpolen und Ostböhmen, aus Südostpolen und Mähren, aus Nordungarn sowie aus Südrumänien, Nordserbien, Slowenien und Südungarn zeigen 2005/06 Häufigkeiten über 5 % pro Rasterfeld. Im Winter 2006/07 wiesen diese Regionen zumeist Aufenthaltshäufigkeiten der Trajektorien unter 1 % auf, lediglich die „Zugbahn“ über Südrumänien und Nordserbien einige Prozent. Im Winter 2003/04 kamen Luftmassen etwas häufiger aus östlichen Gebieten, doch wurden alle Rasterfelder östlich von Westpolen, Tschechien, Österreich und Slowenien seltener als 5 % überquert. 2003/04 kamen praktisch nie Luftmassen über die Slowakei, Südrumänien und Nordserbien nach Graz, nur äußerst selten aus Ungarn und Südostpolen.

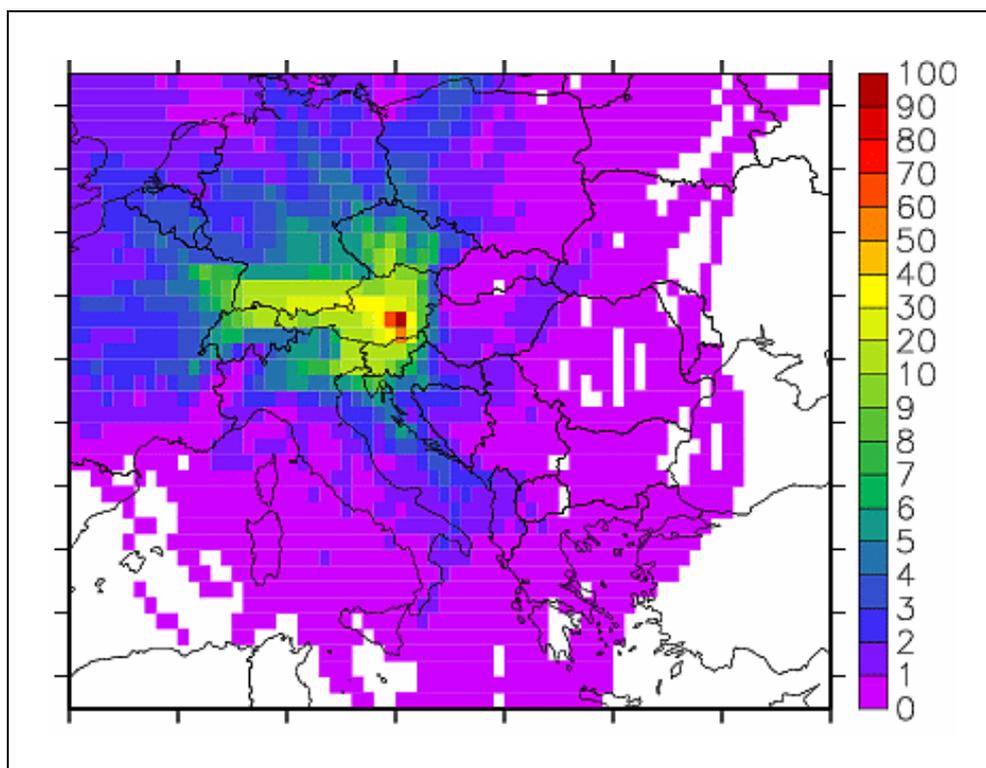


Abbildung 67: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Graz, Winter 2003/04. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

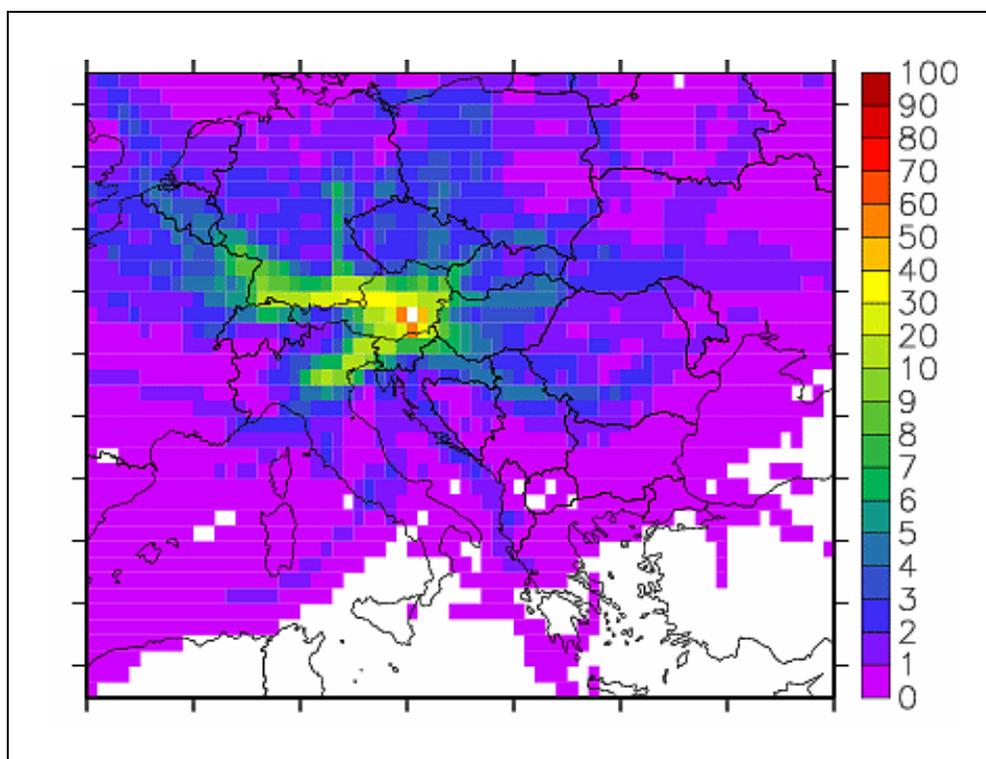


Abbildung 68: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Graz, Winter 2005/06. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

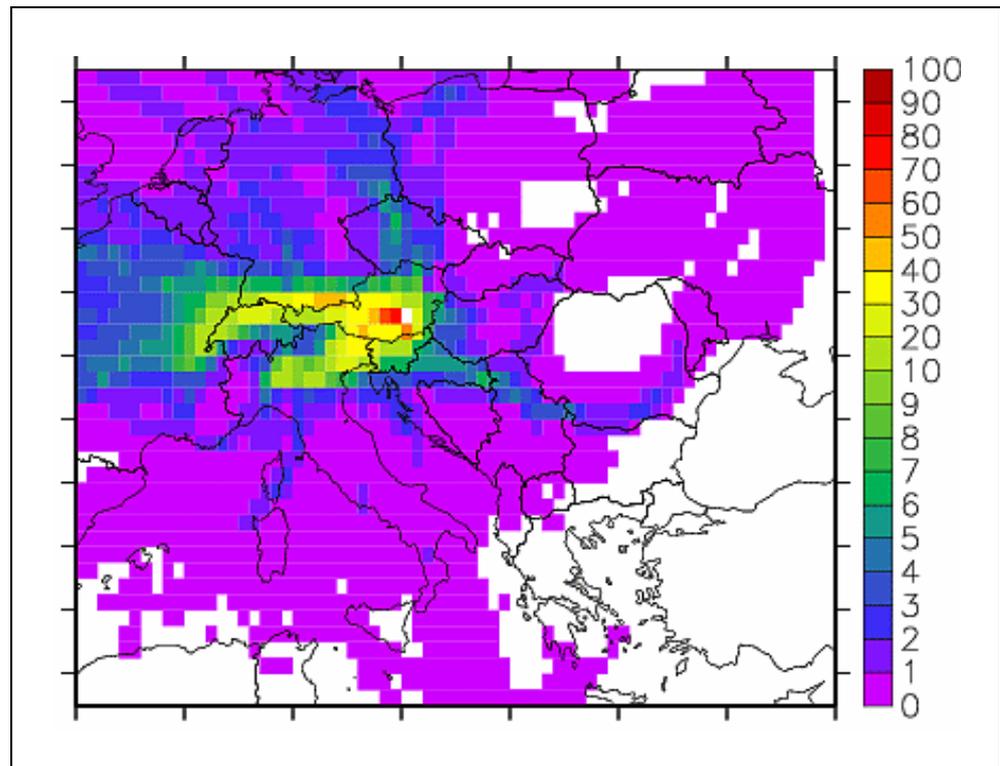


Abbildung 69: Häufigkeitsverteilung der Rückwärtstrajektorien für Graz, Winter 2006/07. Die Farbskalierung gibt die Häufigkeit in Prozent an, mit der die Rückwärtstrajektorien die einzelnen Rasterfelder überquert haben.

9.1.2 Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung, Illmitz

Die folgenden Abbildungen stellen für jedes Rasterfelder die konzentrationsgewichtete Häufigkeit, mit der die Illmitz erreichenden Trajektorien dieses überquert haben, für die einzelnen Winter von 2000/01 bis 2006/07 dar. Ausgewertet wurden nur jene Rasterfelder, die von mindestens 50 Trajektorien überquert wurden, um seltene, wenig repräsentative Fälle auszuschließen (bei Verwendung aller Trajektorien scheinen weit entfernte Gebiete in Osteuropa als Herkunftsgebiete hoher PM10-Belastung auf, die nur sehr selten von Luftmassen überquert wurden, aber mit hohen PM10-Konzentrationen verbunden sind; dabei haben diese Luftmassen aber ziemlich sicher erst in größerer Nähe zu Österreich höhere PM10-Konzentrationen aufgenommen.)

Die Auswertungen geben Auskunft darüber, wie hoch die PM10-Belastung in Illmitz im jeweiligen Winter war und aus welchen Regionen hoch belastete Luftmassen kamen.

Die Einfärbung der einzelnen Rasterfelder in den folgenden Abbildungen ergibt sich aus der aufsummierten Verweilzeit der Trajektorien über dem jeweiligen Rasterfeld multipliziert mit der Konzentration am Zielpunkt.

Abbildung 70 zeigt, dass im Winter 2000/01 mit unterdurchschnittlicher PM10-Belastung (Mittelwert Dezember bis Februar $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$) relativ häufig hoch belastete Luftmassen aus Südrumänien und Nordserbien kamen, gefolgt von Ostböhmen und Westpolen, dass aber praktisch nie Ferntransport aus Nordmähren und Südpolen sowie aus der Ostslowakei und Ostungarn stattfand.

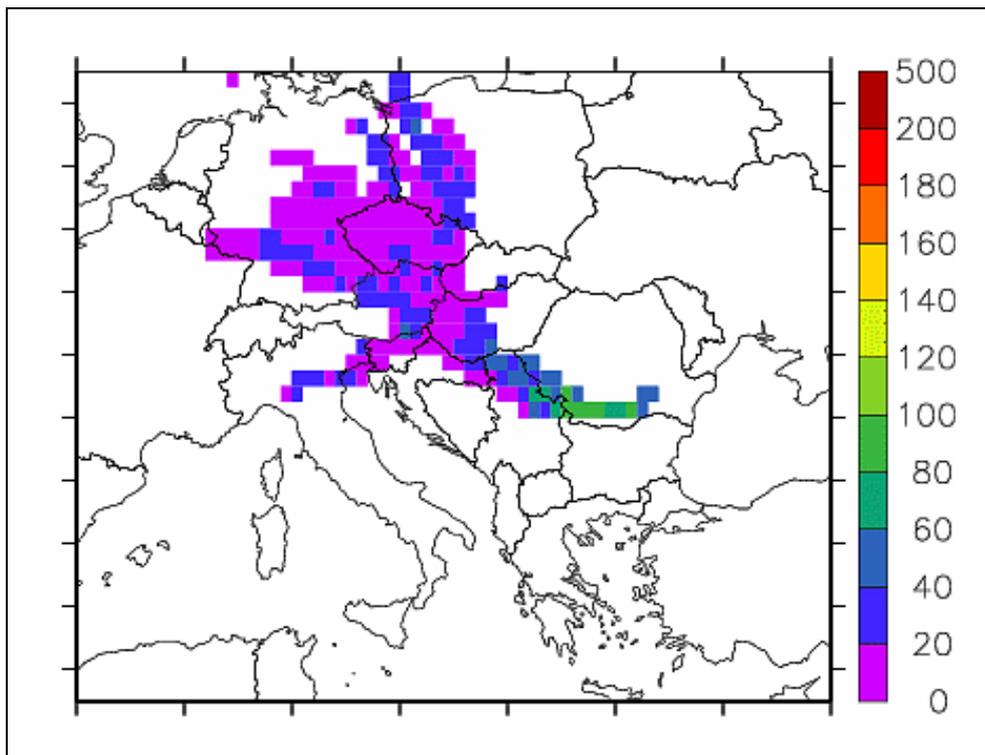


Abbildung 70: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2000/01. Die Einfärbung der einzelnen Rasterfelder in den folgenden Abbildungen ergibt sich aus der aufsummierten Verweilzeit der Trajektorien über dem jeweiligen Rasterfeld multipliziert mit der Konzentration am Zielpunkt.

Im durchschnittlich belasteten Winter 2001/02 (Mittelwert $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) kamen hoch belastete Luftmassen vorwiegend über Südpolen und Mähren, aus der Westslowakei sowie über Nordungarn nach Illmitz, daneben aus Böhmen, Slowenien und Friaul, fast nie dagegen aus Rumänien und Nordserbien.

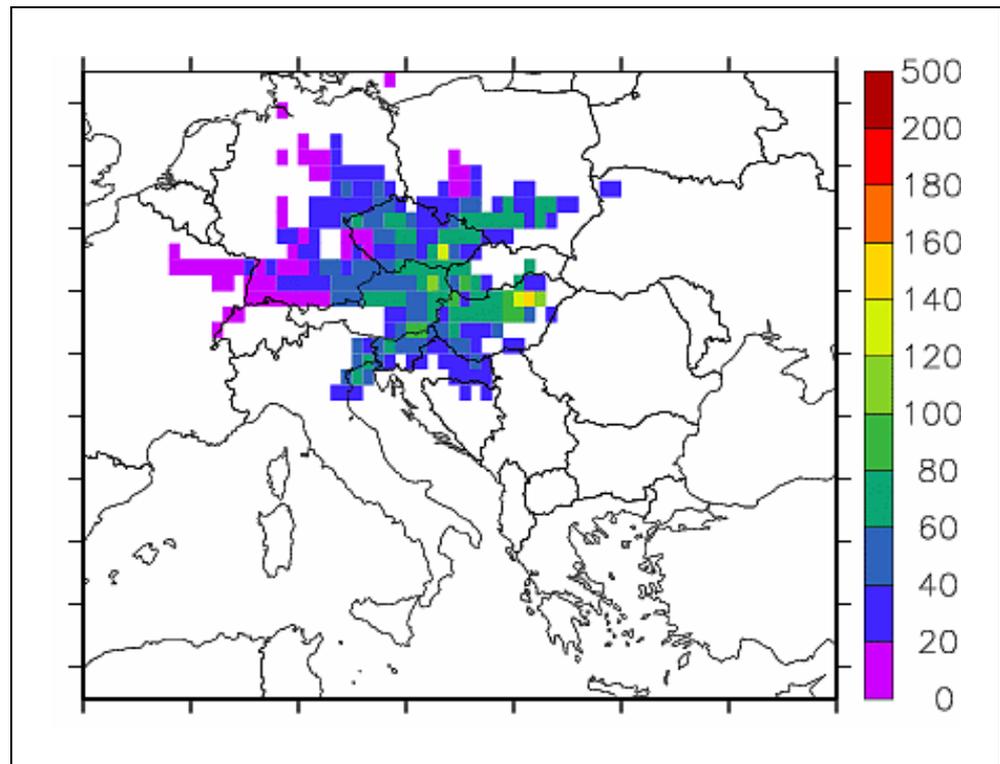


Abbildung 71: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2001/02.

Der extrem hoch belastete Winter 2002/03 (Mittel $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) war besonders häufig von Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien, aus Ungarn, aus der Slowakei sowie aus der Westukraine, Südpolen und Mähren betroffen, wobei sich Nordserbien markant als Herkunftsgebiet sehr hoher PM10-Belastung abzeichnet. Dagegen kam nur selten hoch belastete Luft aus Böhmen und Deutschland nach Illmitz, was mit der vergleichsweise geringen Häufigkeit von Westströmung im Winter 2002/03 korrespondiert.

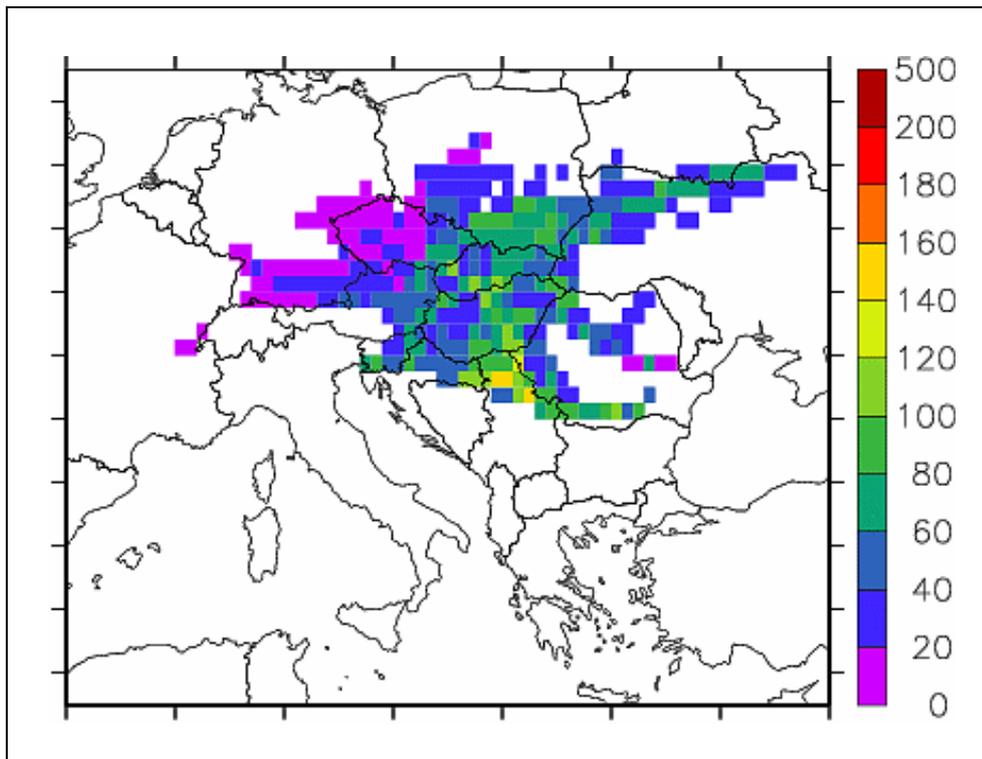


Abbildung 72: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2002/03.

Der unterdurchschnittlich belastete Winter 2003/04 (Mittel $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lässt u. a. Südrumänien und Nordserbien, Wien und Ostböhmen als Herkunftsregionen erhöhter PM10-Belastung in Illmitz erkennen. Allerdings gab es fast nie Ferntransport aus Südpolen und Nordmähren sowie aus der Ostslowakei und nur selten aus Ungarn.

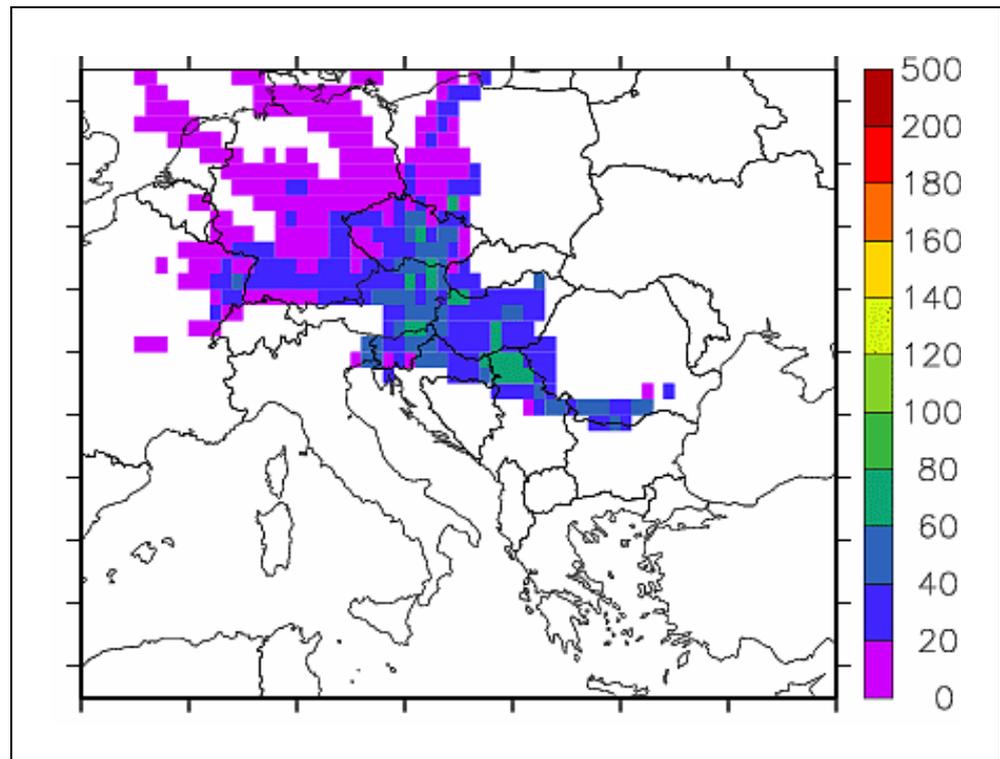


Abbildung 73: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2003/04.

Der mit einem Mittel von $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durchschnittliche Winter 2004/05 wies sehr häufig Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien, aber auch aus Slowenien auf. Relativ häufig kamen auch hoch belastete Luftmassen aus Böhmen und Ostdeutschland nach Illmitz. Fast nie gab es dagegen Ferntransport aus Südpolen und Mähren sowie aus der Slowakei.

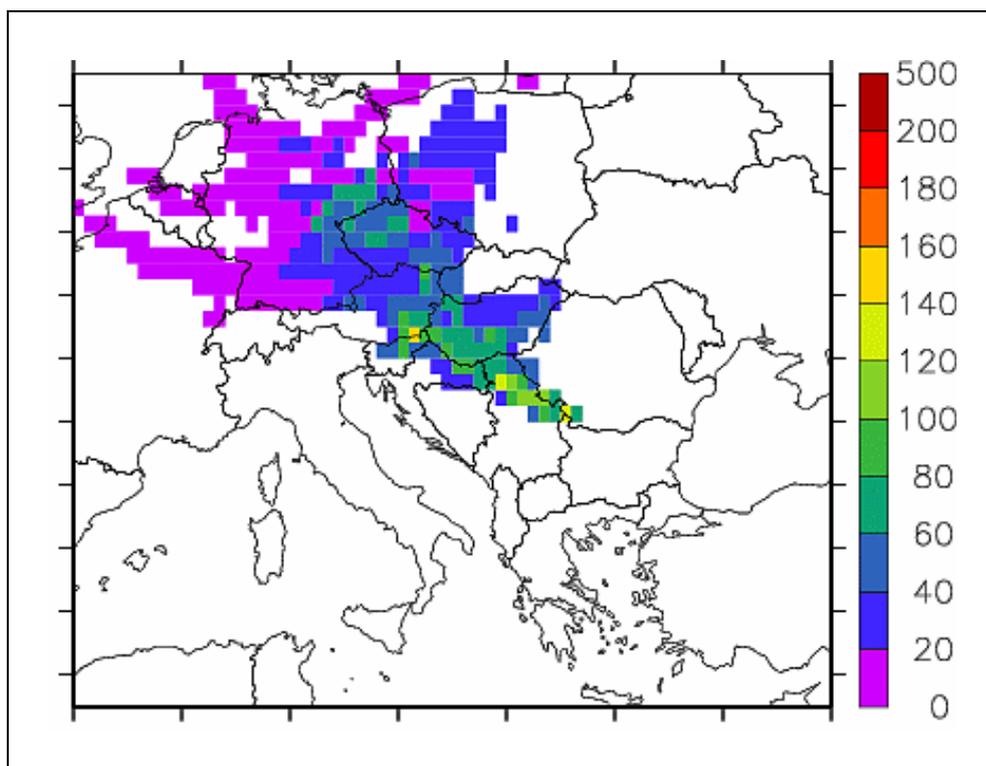


Abbildung 74: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2004/05.

Bei sehr ähnlicher mittlerer PM10-Belastung ($37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) war der folgende Winter 2005/06 von einem völlig anderen Muster von Luftmassentransport geprägt. Abbildung 75 zeigt das wesentlich häufigere Auftreten windschwacher Wetterlagen und damit von regionaler Schadstoffakkumulation. Ferntransport aus Südrumänien trat kaum auf, aus Nordserbien nur selten; unter den Herkunftsgebieten von Ferntransport heben sich Südpolen und Mähren, Nordungarn sowie Friaul hervor. Die größten konzentrationsgewichteten Häufigkeiten treten aber im näheren Umkreis von Illmitz auf und deuten auf einen überdurchschnittlich hohen Beitrag regionaler Emissionen hin.

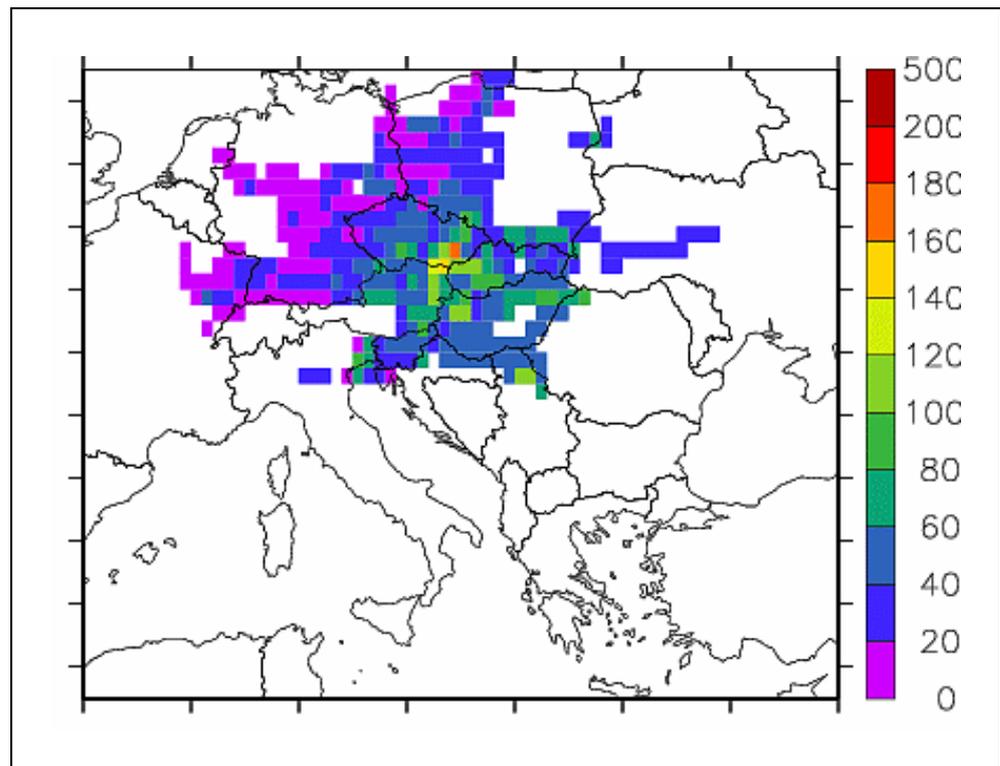


Abbildung 75: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2005/06.

Mit einer mittleren PM10-Konzentration von $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wies der Winter 2006/07 die bisher niedrigste Belastung in Illmitz auf. Verantwortlich dafür war die besonders große Häufigkeit von Westwetterlagen und nur seltener Ferntransport aus Ostmitteleuropa, der sich auf Nordserbien, gefolgt von Nordbosnien und Friaul, beschränkte.

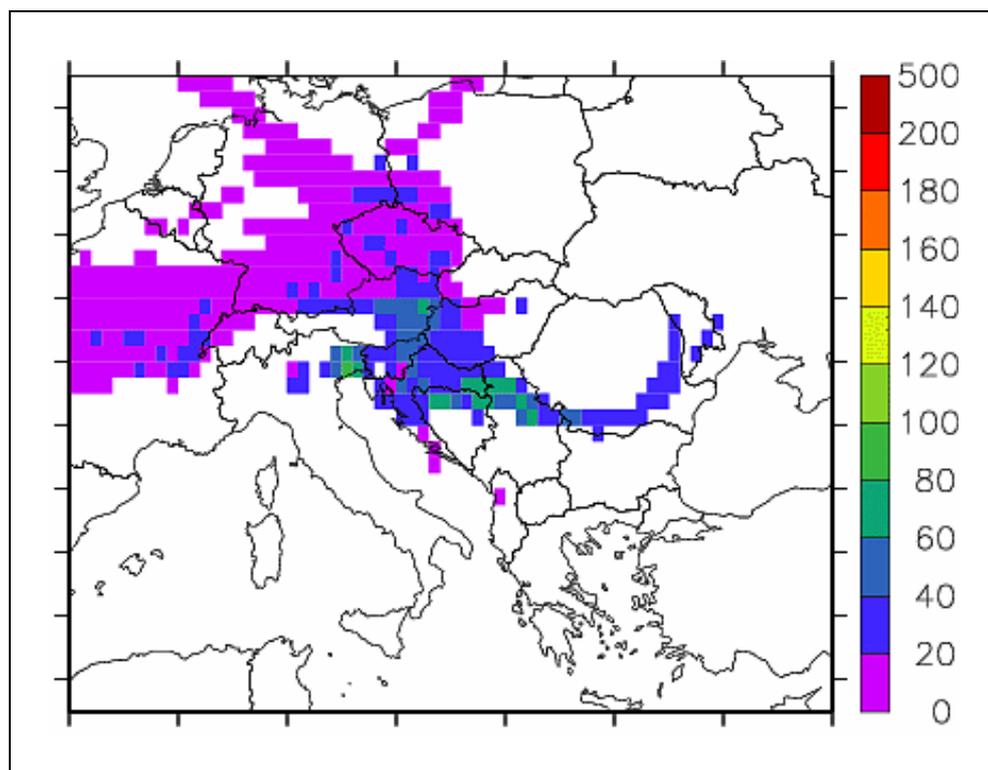


Abbildung 76: Konzentrationsgewichtete Häufigkeitsverteilung der Illmitz erreichenden Trajektorien, Winter 2006/07.

9.2 Temperaturgradienten im Raum Wien

Zur Untersuchung der lokalen Ausbreitungsbedingungen wurden von der ZAMG vertikale Temperaturgradienten im Bereich Wien anhand der Temperaturdifferenz der Messstelle Großenzersdorf gegenüber den Temperaturmesswerten der Radiosonde von Wien Hohe Warte untersucht. Es wurden jeweils die Wintermonate (Dezember bis Februar) ausgewertet, wobei aus den Radiosondendaten die Temperaturen für 500 m, 750 m und 1.000 m Seehöhe verwendet wurden; entsprechend der Höhe von Großenzersdorf entspricht dies Höhenbereichen von 343 m, 593 m und 843 m über Boden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 77 dargestellt. Negative Gradienten bedeuten Temperaturabnahme mit der Höhe, die Einheit ist $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$.

Abbildung 78 zeigt neben dem Temperaturgradienten zwischen 500 m Seehöhe und Großenzersdorf – relevant für Bodeninversionen – die Temperaturgradienten im Höhenbereich zwischen 500 und 1.000 m.

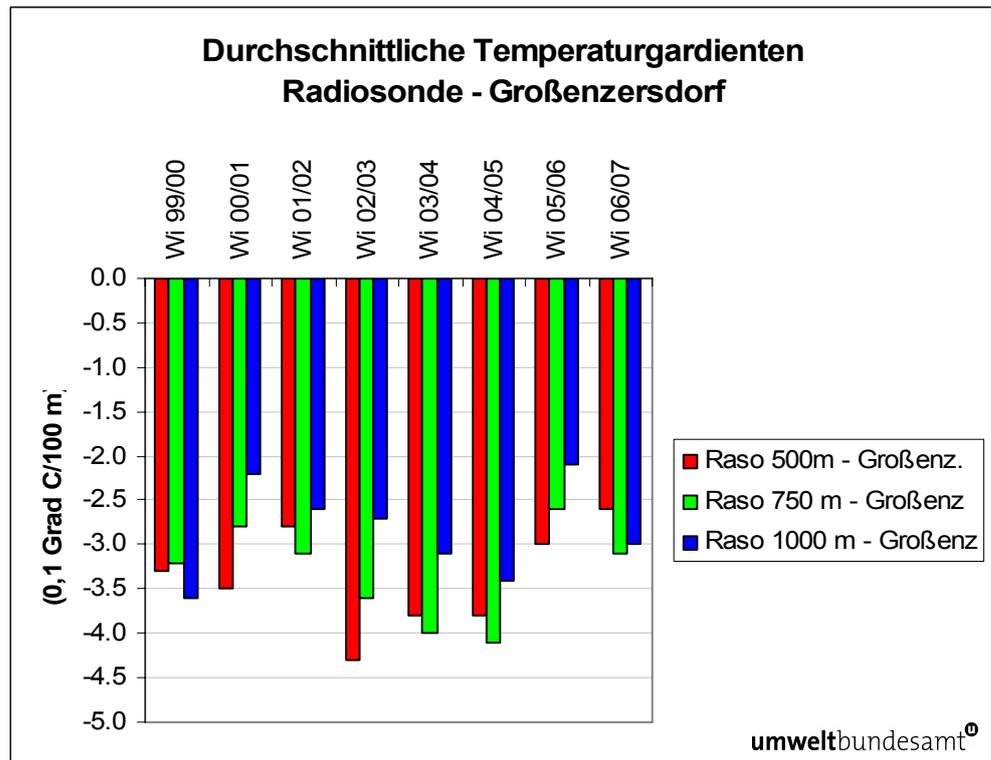


Abbildung 77: Temperaturgradienten im Bereich Wien (Differenz der Temperaturmesswerte der Radiosonde Schwechat gegenüber Bodenmessungen in Großenzersdorf), Wintermonate, 1999 bis 2007.

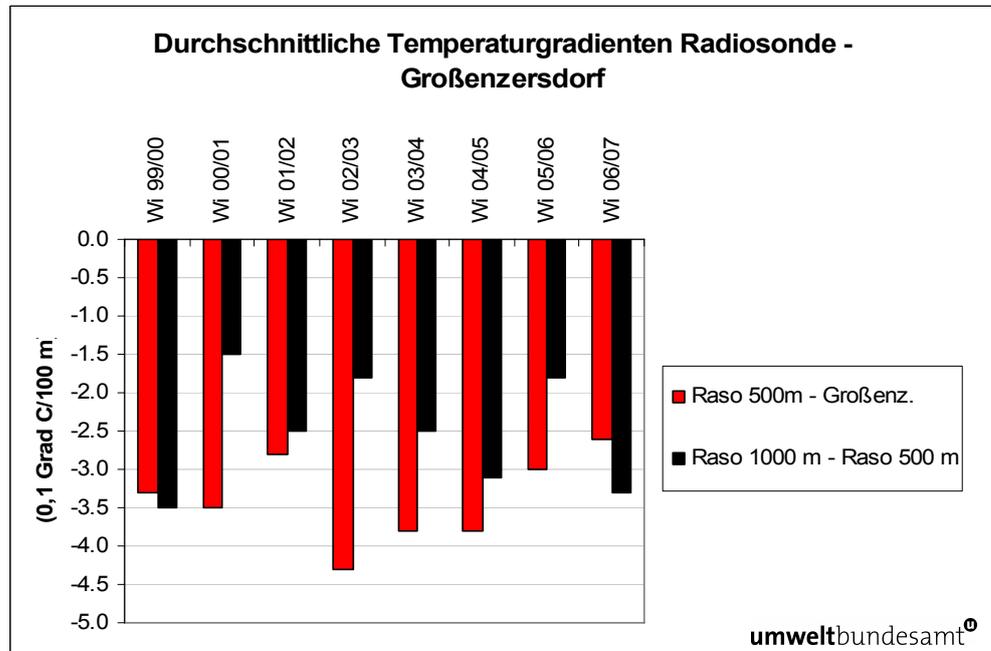


Abbildung 78: Temperaturgradienten im Bereich Wien (Differenz der Temperaturmesswerte der Radiosonde Schwechat und der Bodenmessungen in Großenzersdorf), Wintermonate, 1999 bis 2007.



Der unterste Höhenbereich (rote Balken) sollte vor allem für bodennah freigesetzte, lokal wirksame Schadstoffe relevant sein.

Vergleichsweise günstige bodennahe Ausbreitungsbedingungen wiesen die Winter 2002/03, 2003/04 und 2004/05 auf, relativ ungünstige 2001/02, 2005/06 und 2006/07. Die bodennahen Temperaturgradienten korrespondieren somit wenig mit der beobachteten mittleren PM10-Belastung – der extrem hoch belastete Winter 2002/03 (Mittelwert in Illmitz $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wies in der bodennahen Schicht (bis Radiosonde 500 m Seehöhe) sogar die günstigste Temperaturschichtung auf.

Ein differenziertes Bild ergibt sich, wenn man die Temperaturgradienten über größere Höhenbereiche (Großenzersdorf–Radiosonde in 1.000 m Seehöhe) bzw. die Temperaturdifferenz der Radiosondenmessungen zwischen 500 und 1.000 m betrachtet. In diesem Höhenbereich wies der Winter 2002/03 (nach 2000/01) die ungünstigste Temperaturschichtung auf, gefolgt vom ebenfalls hoch belasteten Winter 2005/06.

Der größte Höhenbereich (blaue Balken) sollte für lokal wirksame, bodennah freigesetzte Schadstoffe nicht mehr so relevant sein, dafür aber kann dieser Bereich für Transporte über größere Entfernungen von Bedeutung sein. Hier ist der hoch belastete Winter 2005/06 relativ schlecht durchmischt (ähnlich schlecht wie der Winter 2000/01 – offensichtlich Auswirkungen häufiger Hochnebel). Der Winter 2006/07 ist eher besser durchmischt; die Winter 1999/00, 2003/04 und 2004/05 sind in diesem Höhenbereich allerdings besser durchmischt als der Winter 2006/07.

In den größeren Höhenbereichen sind vor allem die Winter 2002/03 (mit einem Mittel von $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz eine sehr hohe PM10-Belastung), 2003/04 und 2004/05 relativ gut durchmischt, wobei der (durchschnittlich belastete) Winter 2004/05 in allen untersuchten Höhenbereichen relativ gute Durchmischung zeigt.

Unter den untersuchten Temperaturgradienten zeigt die Temperaturdifferenz der Radiosonde in 500 und 1.000 m Seehöhe – als Maß für abgehobene Inversionen – den stärksten Zusammenhang mit der in Illmitz gemessenen mittleren PM10-Konzentration. Allerdings weist die entsprechende Regression nur ein Bestimmtheitsmaß von 0,3 auf (wofür v. a. der Winter 2000/01 als Ausreißer verantwortlich ist, der bei sehr ungünstiger Schichtung in diesem Höhenbereich eine nur mäßige PM10-Belastung von $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufwies).

10 EMPFEHLUNGEN

10.1 PM10-Messung

In **Salzburg** stehen geeignete Messstellen an einem Belastungsschwerpunkt (Rudolfplatz) und im städtischen Hintergrund (Lehen) zur Verfügung.

Die Abschätzung der regionalen Hintergrundbelastung ist problematisch, da Anthering im Salzachtal (2004 in Betrieb) relativ nahe an der Stadt Salzburg liegt und daher möglicherweise von dessen Emissionen beeinflusst wird. Die regionale Hintergrundmessstelle Enzenkirchen im Oberösterreichischen Alpenvorland ist dagegen u. U. nicht (immer) für die Stadt Salzburg repräsentativ, da Enzenkirchen Luftmassentransport von Osten ausgesetzt ist, gegen den die Stadt Salzburg durch die Berge des Flachgaus (Haunsberg bis über 800 m) abgeschirmt ist. Für die Beurteilung der Vorbelastung von Salzburg wäre daher u. U. eine ländliche Messstelle im südöstlichen Bayerischen Alpenvorland besser geeignet.

Die derzeit bestehenden PM10-Messstellen erlauben keine repräsentative Beurteilung der städtischen Hintergrundbelastung in **Linz**, da Linz ORF-Zentrum (im Dezember 2007 aufgelassen) und Linz Neue Welt in vermutlich erheblichem Ausmaß von industriellen Emissionen beeinflusst werden. Eine städtische Hintergrundmessstelle sollte im industriefernen nördlichen oder westlichen Teil der Stadt Linz errichtet werden.

Die „verkehrsnahe“ Messstelle Römerberg stellt vermutlich nur einen mäßig belasteten verkehrsbeeinflussten Standort, aber keinen Belastungsschwerpunkt dar, da die Kapuzinerstraße, an der sich die Messstelle befindet, nur einen DTV von ca. 17.000 Kfz aufweist.

Die regionale Hintergrundbelastung (Vorbelastung) kann bei westlicher Strömung gut anhand der Messdaten von Enzenkirchen beurteilt werden. Bei östlicher Strömung wurde in der vorliegenden Studie die Messstelle Pillersdorf verwendet, die aufgrund der großen Entfernung von 130 km für Linz aber u. U. nur beschränkt repräsentativ ist. Zwischen Pillersdorf und dem Raum Linz dürfte die PM10-Hintergrundbelastung einen Ost-West-Gradienten aufweisen, so dass die Daten von Pillersdorf bei Ostströmung die Vorbelastung von Linz oft überschätzen.

Steyregg dürfte bei zügigem Ostwind meist relativ gut zur Beurteilung der Vorbelastung von Linz geeignet sein, definitiv nicht aber in Fällen mit schwachem (auch östlichem) Wind, bei dem Steyregg von Emissionen in Linz beeinflusst wird. Andererseits dürfte Steyregg in vielen Fällen bereits im oberen Bereich einer flachen Bodeninversion liegen und damit die Vorbelastung unterschätzen.

Entscheidend für die möglichst präzise Beurteilung der Vorbelastung von Linz bei östlichem Wind ist die Kenntnis der Hintergrundbelastung im östlichen Oberösterreichischen und im Westlichen Niederösterreichischen Alpenvorland. Diese Frage kann nur durch (temporäre) gravimetrische Messungen an einem ländlichen Standort im östlichen Oberösterreichischen und im Westlichen Niederösterreichischen Alpenvorland geklärt werden.

In **Wien** stehen mit Belgradplatz, Gaudenzdorf, Floridsdorf, Kendlerstraße, Stadlau und Währinger Gürtel einige städtische Hintergrundmessstellen zur Verfügung. Im Fall von Stadlau, das eine etwas höhere mittlere PM10-Belastung aufweist als die übrigen Hintergrundmessstellen, sollte versucht werden, mögliche lokale PM10-Quellen zu identifizieren, die sich bis jetzt einer genauen Kenntnis entziehen.



Die Messstelle Schafbergbad liegt aufgrund ihrer Höhe häufig oberhalb einer Bodeninversion und weist dann eine deutlich niedrigere PM10-Belastung auf als die anderen städtischen Hintergrundmessstellen. Sie wird daher nicht in die Berechnung der städtischen Hintergrundbelastung einbezogen.

Die Vorbelastung von Wien bei Anströmung aus Ost bis Süd wird anhand der Messdaten von Illmitz und Lobau beurteilt, wobei die Messstelle Lobau vielfach allerdings eine niedrigere PM10-Belastung aufweist als Illmitz. Es wäre daher zu untersuchen, ob diese Unterschiede mit dem dichten Wald in der Umgebung der Messstelle Lobau, der als lokale PM10-Senke wirken könnte, zusammenhängen (siehe FREIMAN et al. 2006) oder mit einem Gradienten der Hintergrundkonzentration zwischen Illmitz und Wien – was bedeuten würde, dass Illmitz die Vorbelastung von Wien überschätzt. Diese Frage sollte durch zusätzliche (temporäre) gravimetrische PM10-Messungen zwischen Illmitz und Wien geklärt werden.

In **Graz** sind eine ausreichende Anzahl an städtischen Hintergrundmessstellen und mit Graz Don Bosco ein verkehrsnaher Belastungsschwerpunkt vorhanden. Mit der ab Juni 2006 betriebenen PM10-Messstelle Klöch steht auch eine Hintergrundmessstelle zur Verfügung, die eher als Bockberg (nahe der A9 und den Kraftwerken Werndorf und Mellach) für den großräumigen Hintergrund repräsentativ ist.

10.2 Chemische Zusammensetzung von PM10

Die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung ist essenziell für die Zuordnung der PM10-Belastung zu Emittenten von primären Partikeln sowie der gasförmigen Vorläufersubstanzen sekundärer, v. a. anorganischer Partikel. Die bisher vorliegenden Auswertungen der chemischen Zusammensetzung von PM10 zeigen deutliche Unterschiede v. a. bei den sekundären anorganischen Aerosolen in Abhängigkeit von der jeweiligen Messstelle und von der Herkunftsregion.

Längere Messreihen der chemischen Zusammensetzung liegen derzeit aus Illmitz und Wien Spittelauer Lände (jeder sechste Tag, 1999/2000), vom AUPHEP-Projekt (1999 bis 2001) in Wien, Graz und Linz sowie vom AQUELLA-Projekt (2004 bis 2006) in Linz, Enzenkirchen, Wien, Graz, Bockberg, Anthering und Salzburg vor.

Einzelne weitere Analysen konnten von Pillersdorf und einigen nicht von AQUELLA abgedeckten Wiener Messstellen genutzt werden. Darüber hinaus liegen Messreihen einzelner PM10-Inhaltsstoffe (EC/OM bzw. sekundäre anorganische Aerosole) vor, die aber quantitativ nur einen beschränkten Teil der PM10-Gesamtmasse umfassten.

Unbefriedigende Datensätze über PM10-Inhaltsstoffe liegen aus Illmitz und Pillersdorf vor. Hier wären ergänzende Analysen – gleichzeitig mit solchen in Wien – sehr wünschenswert.

10.3 Modellierung

Die Herkunftszuordnung von PM10-Ferntransport, die auf der Klassifikation von Trajektorien basiert, erfordert – in jenen Fällen, in denen die Trajektorien mehrere potenzielle Herkunftsgebiete überqueren – eine Abschätzung der Beiträge der einzelnen potenziellen Herkunftsgebiete, bzw. die Trennung des Beitrags regionaler Quellen vom Ferntransport. Die Abschätzung dieser Beiträge (siehe Kapitel 3.4) stützt sich einerseits auf die räumliche Verteilung der Emissionen von primärem PM10 und von SO₂ (NO₂ bzw. Nitrat spielen bei Ferntransport eine geringe Rolle) anhand des EMEP-Emissionskatasters, andererseits auf die Modellierung von Ferntransport (EMEP 2003, UMWELTBUNDESAMT 2007b).

Die Modellierung von PM10 (bzw. PM_{2,5}) ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden; das EMEP-Modell unterschätzt z. B. die in Illmitz gemessene Konzentration um etwa die Hälfte. Die Modellierungen der Beiträge einzelner weit entfernter Großemittenten zur PM10- und SO₂-Belastung in Österreich (UMWELTBUNDESAMT 2007b) sind vermutlich mit noch größeren Unsicherheiten verbunden. Insofern sind auch die in Tabelle 6 bis Tabelle 8 angegebenen Relativanteile verschiedener potenzieller Quellgebiete nur als grobe Schätzungen anzusehen.

Quantitativ besser abgesicherte Aussagen über die Beiträge verschiedener Quellgebiete zur PM10-Belastung in Österreich erfordern eine realitätsnähere Modellierung von Transport und Bildung von PM10 auf einer Skala von einigen 100 bis maximal 1.000 km im Umkreis von Österreich.

Das EURAD-Modell (<http://www.eurad.uni-koeln.de/>) wird derzeit für die Anwendung auf das Gebiet Österreich adaptiert und könnte helfen, die o. g. Fragestellungen präziser zu beantworten. Eine Validierung der Modellergebnisse für Österreich ist 2008 geplant. Allerdings bestehen nach wie vor Probleme hinsichtlich der Emissionsdaten (teilweise EMEP-Daten), die keine hinreichende räumliche Auflösung aufweisen.



11 LITERATUR

- ACID RAIN (2004): Barret, M.: Atmospheric Emissions from Large Point Sources in Europe. Air Pollution and Climate Series No. 17. Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden.
- ASHBAUGH, L. L., MALM W. C. & SADEH W. Z. (1985): A residence time probability analysis of sulfur concentrations at Grand Canyon National Park. *Atmospheric Environment* 19 (8). pp. 1263–1270.
- AUPHEP – Austrian Project on Health Effects of Particulates (2004): Endbericht. GZ 14 4440/45-I/4/98. Kommission für Reinhaltung der Luft, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- BAUER, H.; MARR, I. & PUXBAUM, H. (2005): 3. Zwischenbericht für das Projekt „AQUELLA“ Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, GZ: FA17C 72.002-2/03-59. Bericht UA/AQ Graz 2005. Technische Universität Wien.
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, H. & PUXBAUM, H. (2007): Endbericht für das Projekt „AQUELLA“ Steiermark. Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben. Technische Universität Wien.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, BMVIT – Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie & UMWELTBUNDESAMT (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 2.1, Wien. <http://www.umweltbundesamt.at/hbefa/>, <http://www.hbefa.net/>.
- ECMWF – European Centre for Medium-Range Weather Forecast (1995): User Guide to ECMWF Products 2.1. Meteorological Bulletin M3.2, ECMWF, Reading, UK.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2003): Status Report 1/03 Part III „Transboundary acidification and eutrophication and ground level ozone in Europe: Source-Receptor relationships“. EMEP/MS-CW Report.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2004): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Austria. MS-CW.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2005): Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe 2003. Status report 1/2005. CCC&CIAM&MS-CW.
- EMEP – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (2006): Transboundary particulate matter in Europe. Status report 4/2006. CCC&CIAM&MS-CW.
- EMEP/CORINAIR – Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe/Coordination of information on the environment (2003): Atmospheric Emission Inventory Guidebook B770-1, August 2003.
- EMIKAT – Emissionskatalog Wien (2004): Emissionsberechnungssystem „emikat.at“ der MA22. Erstellt von ARC Seibersdorf research, vorläufige Version vom Oktober 2004.
- FREIMAN, T.H.; HIRSCHL, N. & BRODAY, D.M. (2006): Urban-scale variability of ambient particulate matter attributes. *Atmospheric Environment* 40. pp. 5670–5684.

<http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht, laufend publiziert.

- JANKOWSKI, N.; BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURMESMAEL, P.; SCHMIDL, CH. & PUXBAUM, H. (2007): 3. Zwischenbericht für das Projekt „AQUELLA Linz – Oberösterreich“. Aerosolquellenanalyse für Linz – Oberösterreich. Technische Universität Wien.
- KAISER, A. & SCHEIFINGER, H. (2003): Analyse der Herkunft von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und PM10 an den Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes mittels Trajektorien. Auftraggeber: Umweltbundesamt, Bericht der ZAMG, ZI.: 3044/20-U und 4500/02-U.
- KAISER, A.; SCHEIFINGER, H.; WEISS, A.; GILGE, S.; RIES, L.; CEMAS, D. & JESENOVEC, B. (2007): Transport of nitrogen oxides, carbon monoxide and ozone to the Alpine Global Atmosphere Watch stations Jungfraujoch (Switzerland), Zugspitze and Hohenpeißenberg (Germany), Sonnblick (Austria) and Mt. Krvavec (Slovenia). *Atmospheric Environment* 41, 9273-9287, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.027.
- ORTHOFFER, R.; LOIBL, M. & KÖSTL, M (2002): Räumliche Disaggregation der österreichischen Luftschadstoffinventur für 1990, 1995 und 2000 auf das EMEP 50 x 50 km² Raster. ARC Seibersdorf research Report, ARCS-0166. 66 pp.
- PONGRATZ, T. (2007): PM10 Datenanalyse. Grobschätzung des PM10-Anteils von Verkehrs- und Hausbrandemissionen an Grazer Luftgütemessstationen. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Bericht Nr. 1-2007. Graz.
- PUXBAUM, H. (2004): 2. Zwischenbericht 2004 über das Projekt „AQUELLA – Aerosolanalyse für Wien; Methodenentwicklung – Quellprofile – Aerosolmissionsanalyse – Aerosolbilanzmodell“, MA22 – 3869/03. Technische Universität Wien.
- PUXBAUM, H. & TENZE-KUNIT, M. (2003): Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose. *Atmospheric Environment* 37. pp. 3693–3699.
- SCHEIFINGER, H. & KAISER, A. (2007): Validation of trajectory statistical methods. *Atmospheric Environment* 41, 8846-8856, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.08.034.
- SEIBERT, P.; KROMP-KOLB, H.; BALTENSPERGER, U.; JOST, D. T.; SCHWIKOWSKI, M.; KASPER, A. & PUXBAUM, H. (1994): Trajectory Analysis of Aerosol Measurements at High Alpine Sites. A contribution to subproject ALPTRAC. The Proceedings of EUROTRAC Symposium 94. pp. 689–693.
- SHMU – Slovak Hydrometeorologskí Ústav (2003): Air Pollution in the Slovak Republic 2002. Slovak Hydrometeorological Institute, Ministry of Environment of the Slovak Republic.
- STOHL, A. (1996): Trajectory statistics – a new method to establish source-receptor relationships of air pollutants and its application to the transport of particulate sulfate in Europe. *Atmos. Environ.* 30. pp. 579–587.
- STOHL, A. (1998): Computation, accuracy and applications of trajectories – a review and bibliography. *Atmos. Environ.* 32. pp 947–966.
- STOHL, A. (1999): The FLEXTRA Trajectory Model Version 3.0. User Guide. Uni München, Lehrstuhl für Bioklimatologie und Immissionsforschung.
- TURPIN, B. J.; SAXENA, P. & ANDREWS, E. (2000): Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects, *Atmospheric Environment* 34. pp. 2983–3013.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Schneider, J. & Lorbeer, G.: Inhaltsstoffe von PM10 und PM2,5 an zwei Messstationen. Umweltbundesamt, Wien.



- UMWELTBUNDESAMT (2003a): Anderl, M.; Gager, M.; Gugele, B.; Huttunen, K.; Hrabal, A.; Lichtblau, G.; Ortner, R.; Poupa, S.; Ritter, M.; Wappel, D. & Wieser, M.: Luftschadstofftrends in Österreich 1980–2001. Diverse Publikationen, Bd. DP-098. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2003b): Spangl, W. & Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002. Diverse Publikationen, Bd. DP-104. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Medienübergreifende Umweltkontrolle an ausgewählten Standorten. Monographie, Bd. M-168. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Spangl, W.; Nagl, C. & Schneider, J.: Fachgrundlagen für eine Stuserhebung zur PM10-Belastung in Wien – Grenzwertüberschreitungen an den Messstellen Belgradplatz, Gaudenzdorf, Liesing, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Stadlau in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Wiener Landesregierung, MA 22 – Umweltschutz. MA22-246/2005.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Umweltsituation in Österreich – Siebenter Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004d): Spangl, W.; Nagl, C. & Schneider, J.: Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM10 an den Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt im Jahr 2002. Erstellt im Auftrag des Amtes der Burgenländischen Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2004e): Stuserhebung betreffend Überschreitungen der IG-L-Grenzwerte für PM10 und Schwebstaub, Blei und Cadmium im Staubniederschlag im Inntal, 2002; erstellt im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2005a): Nagl, C.; Schneider, J.; Spangl, W.; Fröhlich, M.; Baumann, R.; Lorbeer, G.; Trimbacher, C.; Placer, K.; Ortner, R.; Kurzweil, A.; Lichtblau, G.; Szednyj, I.; Böhmer, S.; Pölz, W.; Wiesenberger, H.; Winter, B.; Zethner, G. & Fohringer, J.: Schwebstaub in Österreich – Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebstaubbelastung. Berichte, Bd. BE-277. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005b): Nagl, C.; Schneider, J.; Spangl, W.; Fröhlich, M.; Baumann, R.; Lorbeer, G.; Trimbacher, C.; Placer, K.; Ortner, R.; Kurzweil, A.; Lichtblau, G.; Szednyj, I.; Böhmer, S.; Pölz, W.; Wiesenberger, H.; Winter, B.; Zethner, G. & Fohringer, J.: Schwebstaub in Österreich. Kurzfassung – Fachgrundlagen für eine kohärente Strategie zur Verminderung der PM10-Belastung, Bericht im Auftrag des BMLFUW. Bericht BE-277. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005c): Spangl, W.; Nagl, C. & Schneider, J.: Untersuchung der PM10-Immissionssituation an den Luftgütemessstellen in Niederösterreich in den Jahren 2002 und 2003 Stuserhebung mit vorläufiger Emissionsbetrachtung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM10 in den Jahren 2002 und 2003. Erstellt im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2005d): Spangl, W. & Nagl, C.: Stuserhebung betreffend PM10 Grenzwertüberschreitungen in Wolfsberg im Jahr 2003. Im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2005e): Spangl, W. & Nagl, C.: Stuserhebung zur PM10-Belastung in Imst. PM10-Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Imst-Imsterau im Jahr 2003. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.

- UMWELTBUNDESAMT (2006a): Schneider, J.; Spangl, W.; Placer, K. & Moosmann, L.: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebestaub in Österreich. Im Auftrag des BMLFUW. Reports, Bd. REP-0020. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006b): Spangl, W.; Nagl, C.; Schneider, J. & Kaiser, A.: Herkunftsanalyse der PM10-Belastung in Österreich. Ferntransport und regionale Beiträge Im Auftrag des BMLFUW. Reports, Bd. REP-0034. Umweltbundesamt, Wien
- UMWELTBUNDESAMT (2007a): Spangl, W.; Nagl, C. & Moosmann, L.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2006. Reports, Bd. REP-0104. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007b): Einfluss von Punktquellen auf die Luftqualität in Nordost-Österreich – Endbericht. Im Auftrag der OMV AG. Reports, Bd. REP-0105. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007c): Anderl, M.; Gangl, M.; Poupa, S; Pazdernik, K.; Schodl, B.: Bundesländer Luftschadstoff-Inventur in Österreich 1990–2005. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (Datenstand 2007). Reports, Bd. REP-0107. Umweltbundesamt, Wien.
- VAN DEN HOUT, D.; BAARS, H.P. & DUIJIM, N.J. (1989): Effects of buildings and trees on air pollution by road traffic. 8th World Clean Air Congress.
- VESTRENG, V. (2003): Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP. MWC-W Status Report 2003.
- WINIWARTER, W.; TRENKER, C. & HÖFLINGER, W. (2001): Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC-S-0151.
- WINIWARTER, W. ET AL. (2005): Emissionskataster des Landes Oberösterreich. Vorläufiger Endbericht. Neuerstellung des Oberösterreichischen Emissionskatasters für das Basisjahr 2002. Austrian Research Centres, Land Oberösterreich.

Rechtsnormen

1. Tochterrichtlinie (1. TRL, RL 1999/30/EG): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. ABl. Nr. L 163/41.
- Emissionshöchstmengenrichtlinie (NEC-RL; RL 2001/81/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. ABl. Nr. L 309/22.
- Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L; BGBl. I 115/1997 i.d.g.F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
- Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie (RRL, RL 96/62/EG): Richtlinie des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. ABl. Nr. L 296.
- Messkonzept-Verordnung (BGBl. II Nr. 358/1998 i.d.g.F.): 358. Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über das Messkonzept zum Immissionsschutzgesetz-Luft.



Umweltrechtsanpassungsgesetz 2005 (BGBl. 34/2006): 34. Bundesgesetz, mit dem das Personenkraftwagen-Verbraucherinformationsgesetz, das Abfallwirtschaftsgesetz 2002, das Emissionszertifikatengesetz und das Immissionsschutzgesetz-Luft geändert werden.

Verordnung zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation (BGBl. II Nr. 298/2001): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation.

ANHANG 1: TRAJEKTORIEN

Beispiele für die Rückwärtstrajektorien jeweils eines Tages (alle drei Stunden) für Wetterlagen mit Ferntransport aus unterschiedlichen Regionen bzw. regionale Schadstoffakkumulation.

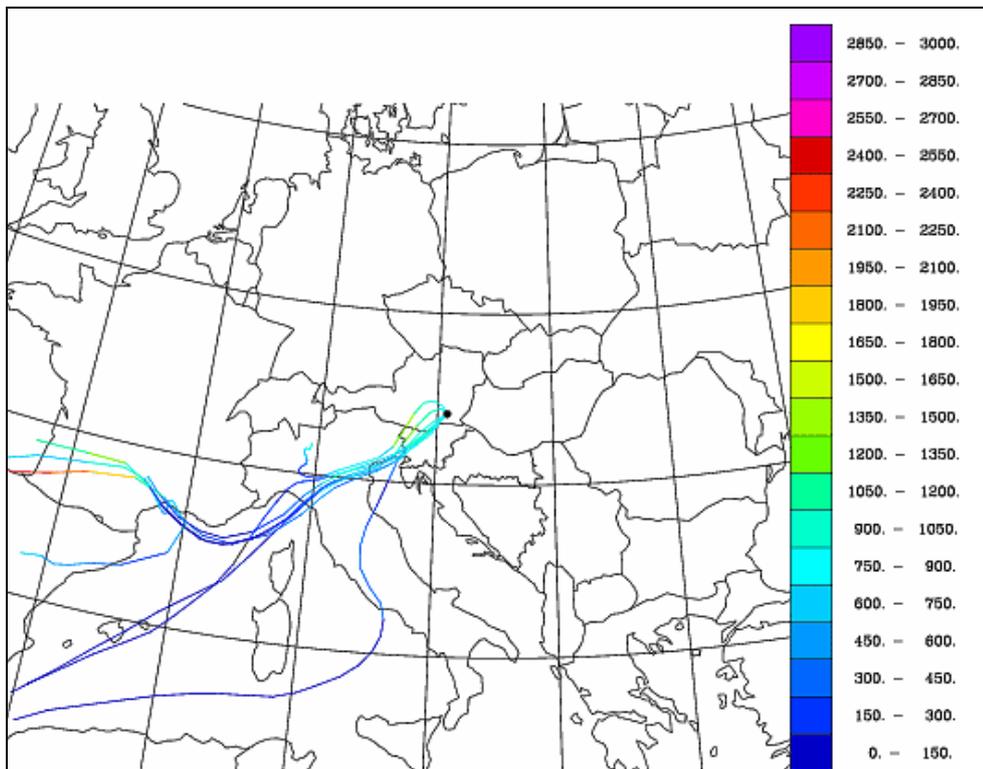


Abbildung 79: Ferntransport aus Norditalien nach Graz (27. Jänner 2001). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

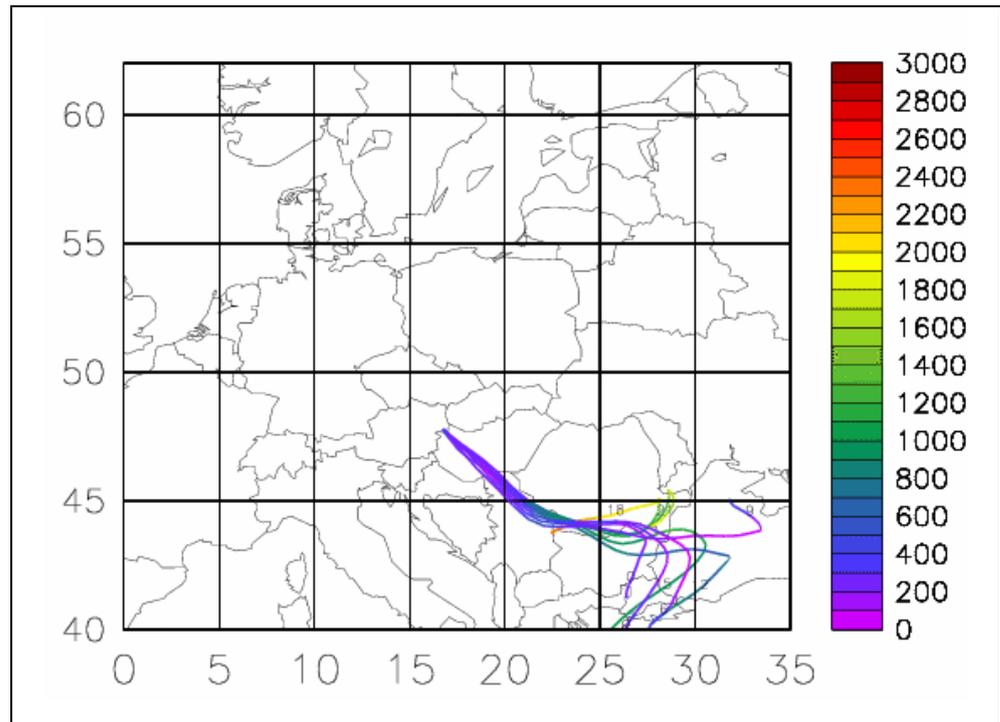


Abbildung 80: Ferntransport aus Südrumänien und Nordserbien nach Illmitz (15. Jänner 2000). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

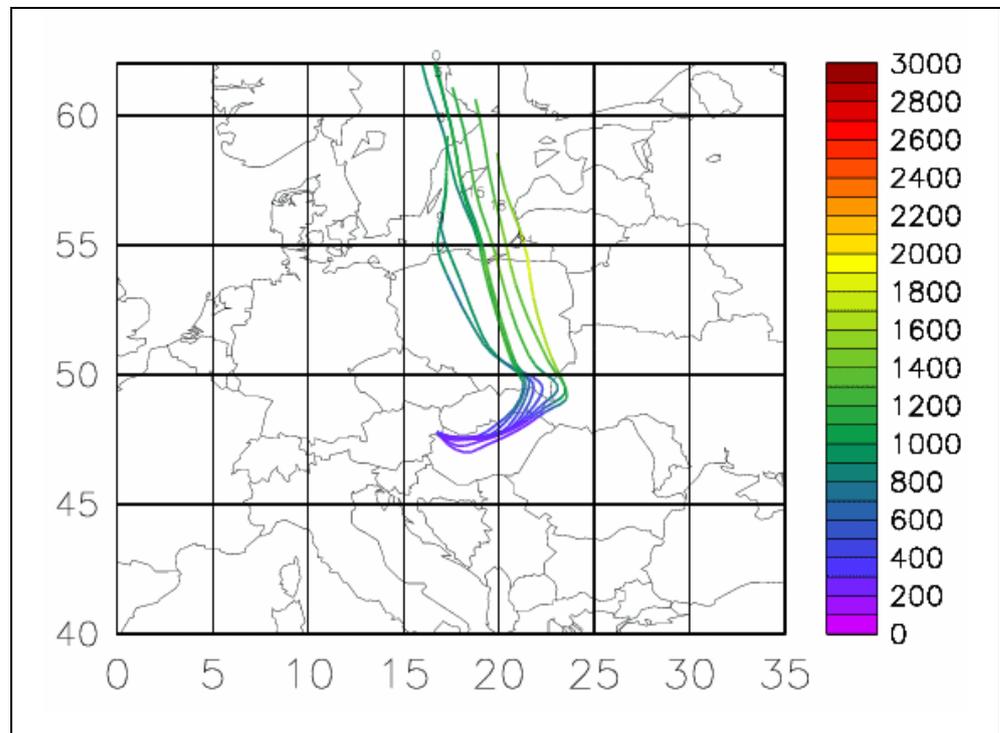


Abbildung 81: Ferntransport aus der Ostslowakei und Nordungarn nach Illmitz (16. Jänner 2001). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

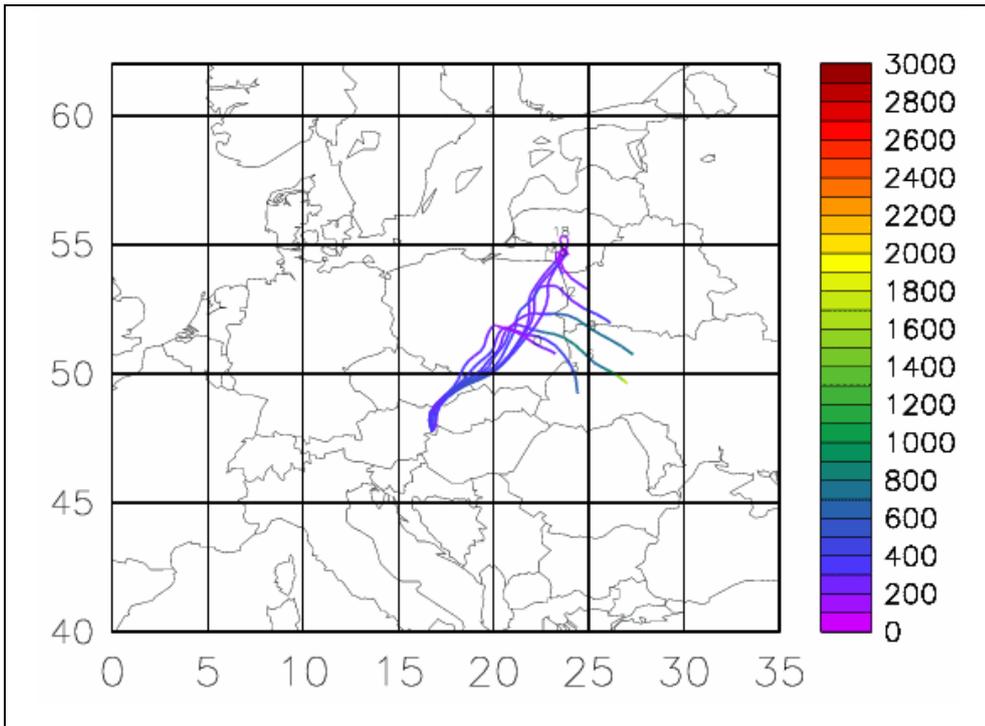


Abbildung 82: Ferntransport aus Ostpolen, Oberschlesien und Nordmähren nach Illmitz (24. August 2001). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

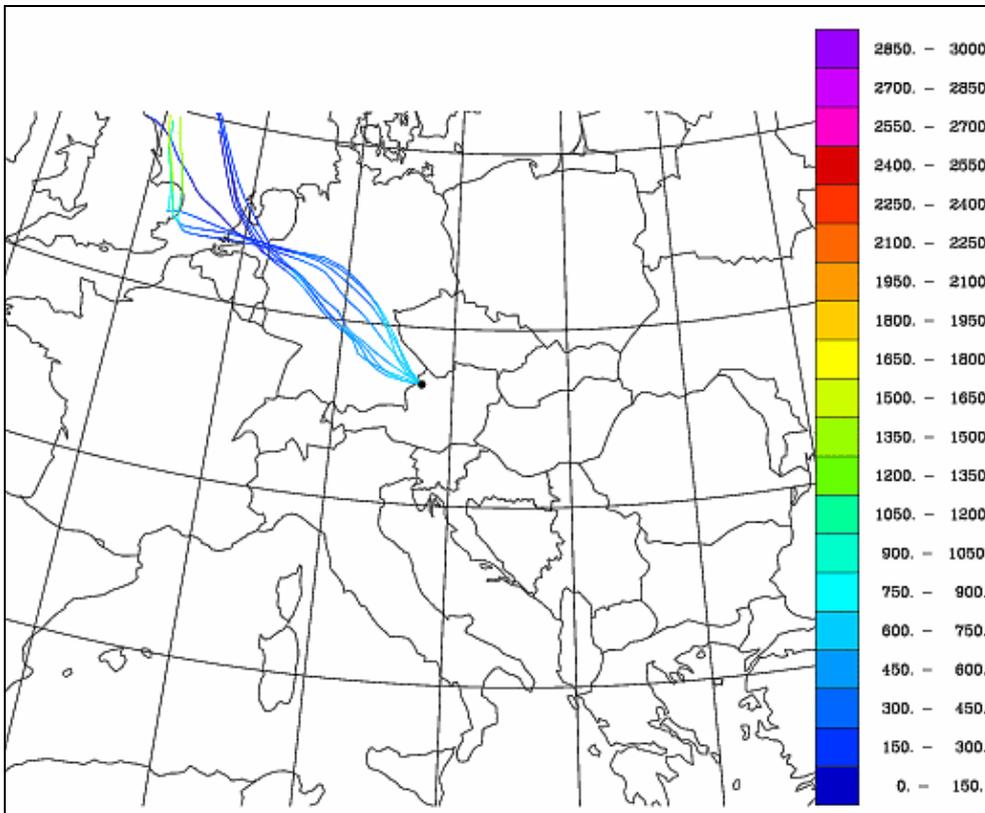


Abbildung 83: Ferntransport aus den Niederlanden und Mitteldeutschland nach Enzenkirchen (15. Februar 2004). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

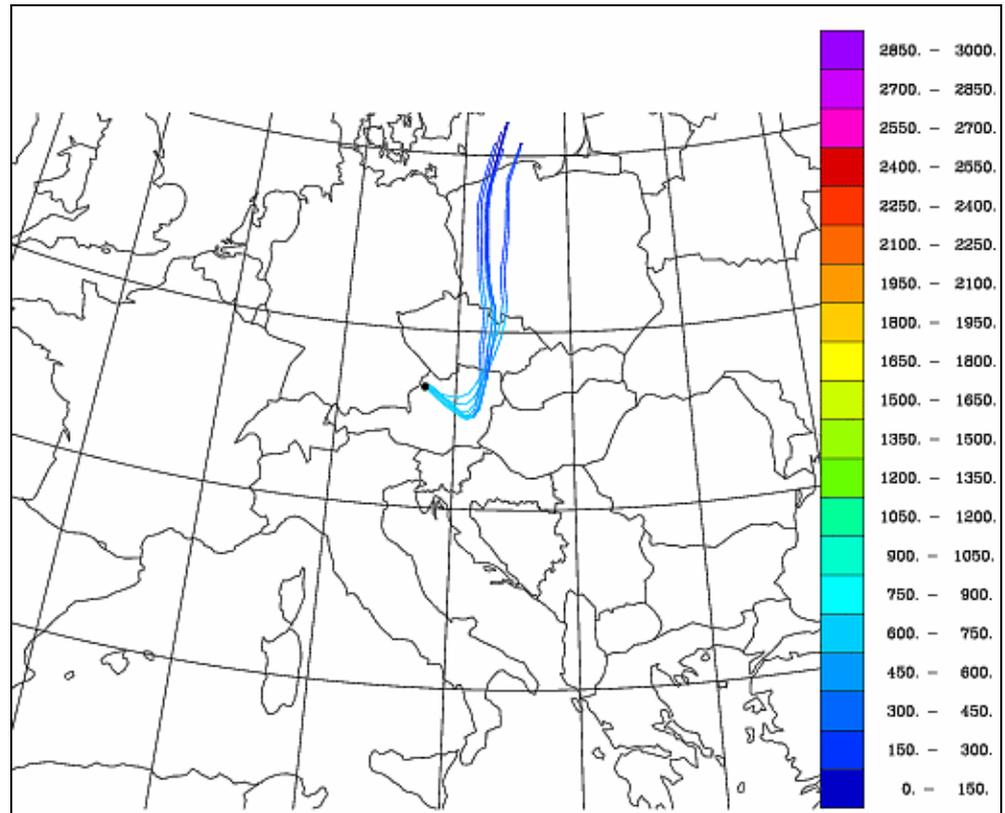


Abbildung 84: Ferntransport aus Westpolen, Ostböhmen und Wien nach Enzenkirchen (6. März 2004). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

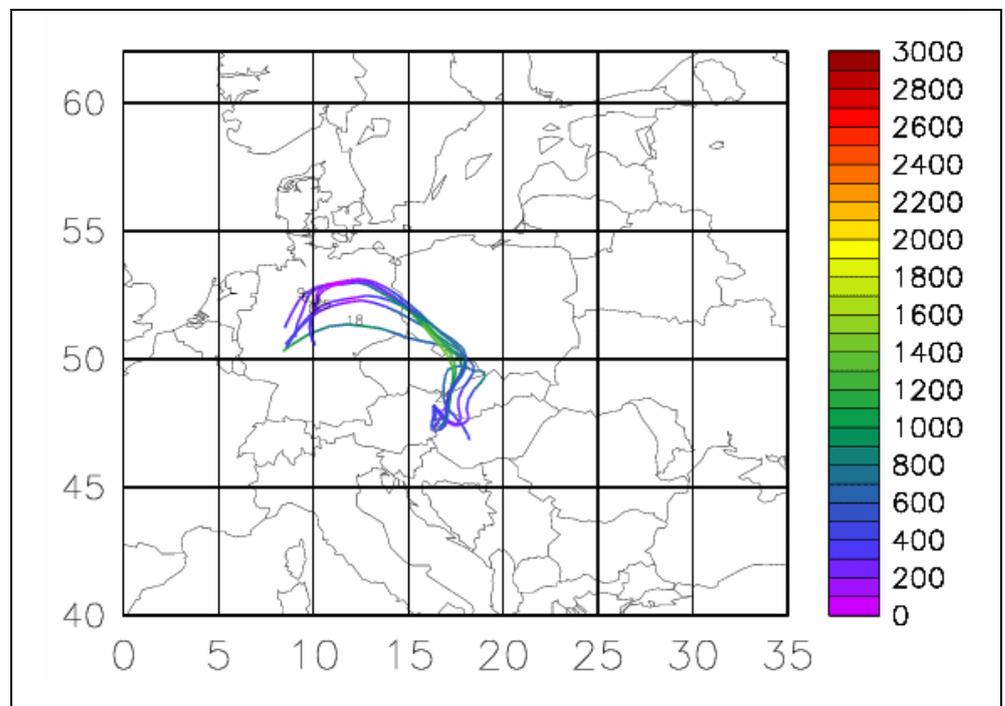


Abbildung 85: Regionale Schadstoffakkumulation mit Ferntransport aus Ostdeutschland und Nordmähren nach Wien (8. September 2002). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

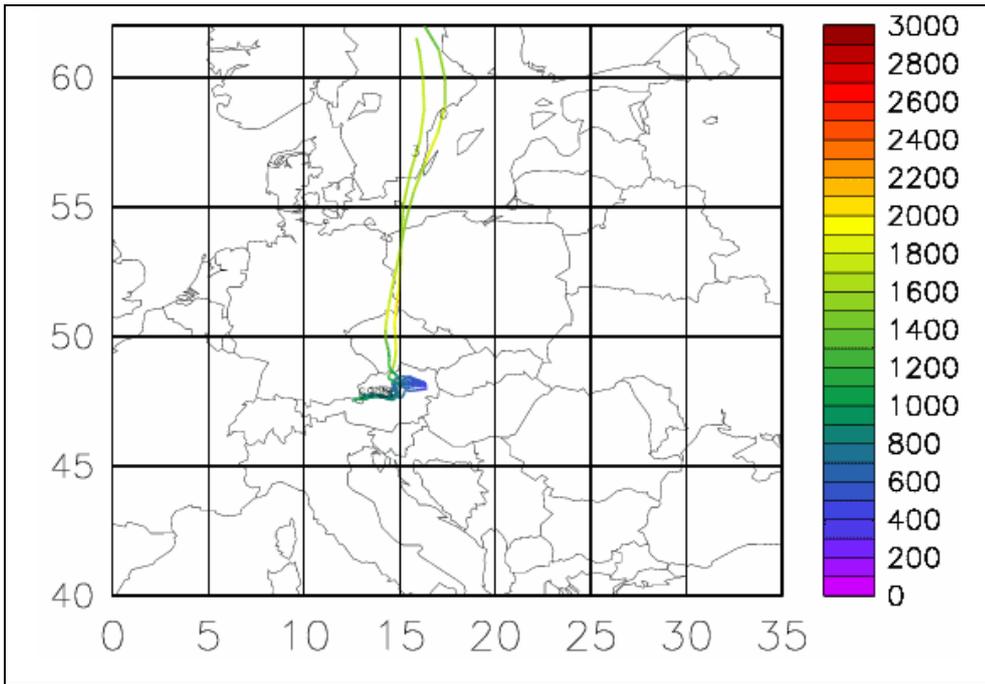


Abbildung 86: Regionale Schadstoffakkumulation um Wien (10. Jänner 2002). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

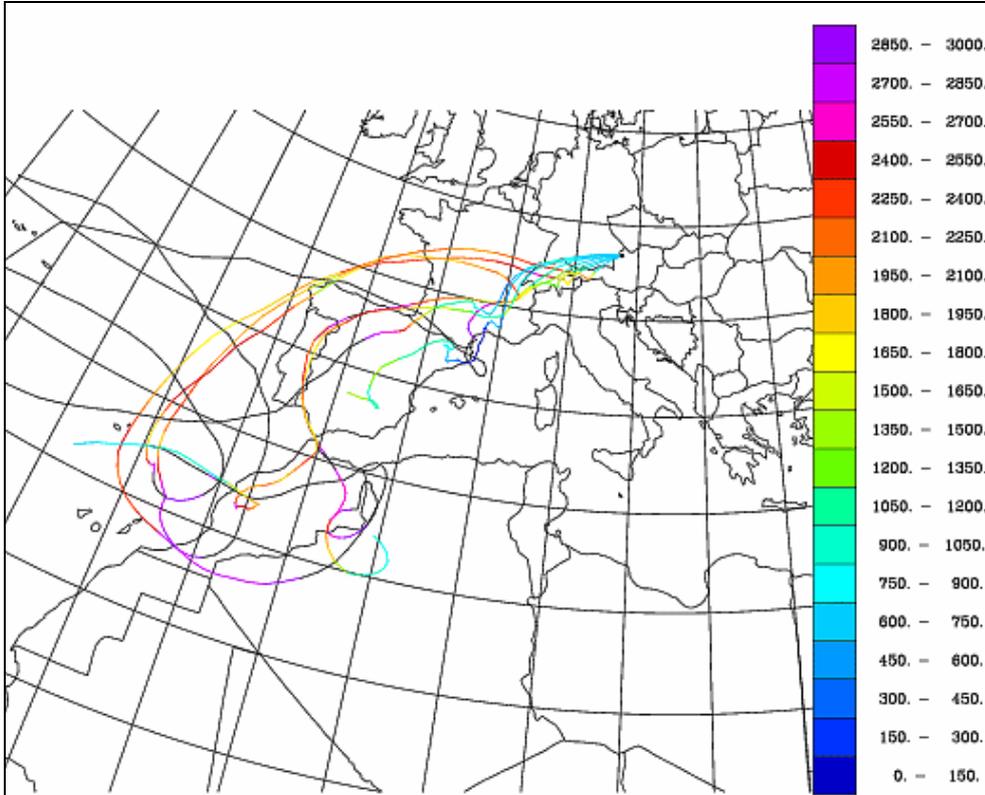


Abbildung 87: Transport von Sahara-Staub aus Nordwestafrika nach Enzenkirchen (7. Februar 2004). Die Einfärbung der Trajektorie gibt die Höhe über NN an.

ANHANG 2: PM10-INHALTSSTOFFE

Salzburg

Die Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe sind für die Stationen Rudolfsplatz, Salzburg Lehen/Freisaalweg und Anthering in den folgenden drei Abbildungen dargestellt. Nachdem in Lehen/Freisaalweg und Anthering nur über einen Teilzeitraum Silikat-Analysen vorliegen, werden hier Karbonat, Silikat und der Rest gemeinsam dargestellt.

Im Mittel über alle verfügbaren Tage des Jahres 2004 (wobei nicht an allen Tagen gleichzeitig an den drei Messstellen Rudolfsplatz, Lehen/Freisaalweg und Anthering Analysen vorliegen) betrug die PM10-Konzentration am Rudolfsplatz $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Lehen/Freisaalweg (d. h. im städtischen Hintergrund) $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Anthering $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die quantitativ dominierenden Komponenten sind am Rudolfsplatz OM und EC; sekundäre anorganische Ionen (inkl. Wasser) machen 22 % aus, mineralisches Material (Silikat, Karbonat) und Rest zusammen 33 %. Im städtischen Hintergrund (Lehen/Freisaalweg) dominieren OM und der Rest, sekundäre anorganische Ionen (inkl. Wasser) machen 29 % aus, mineralisches Material und Rest 31 %. In Anthering dominieren ebenfalls OM und Rest, sekundäre anorganische Ionen (inkl. Wasser) machen 37 % aus, mineralisches Material und Rest 29 %.

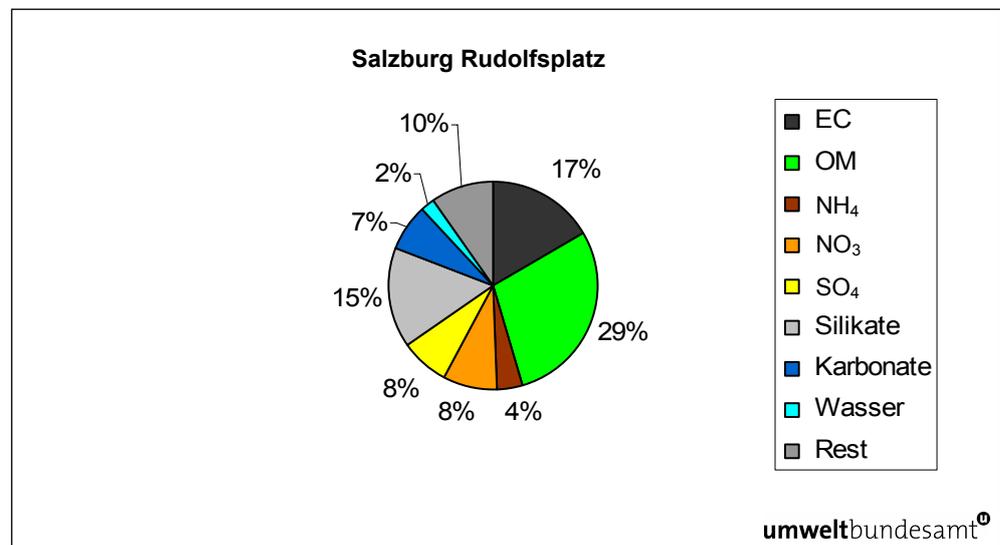


Abbildung 88: Anteile der PM10-Zusammensetzung in Salzburg Rudolfsplatz, 2004.

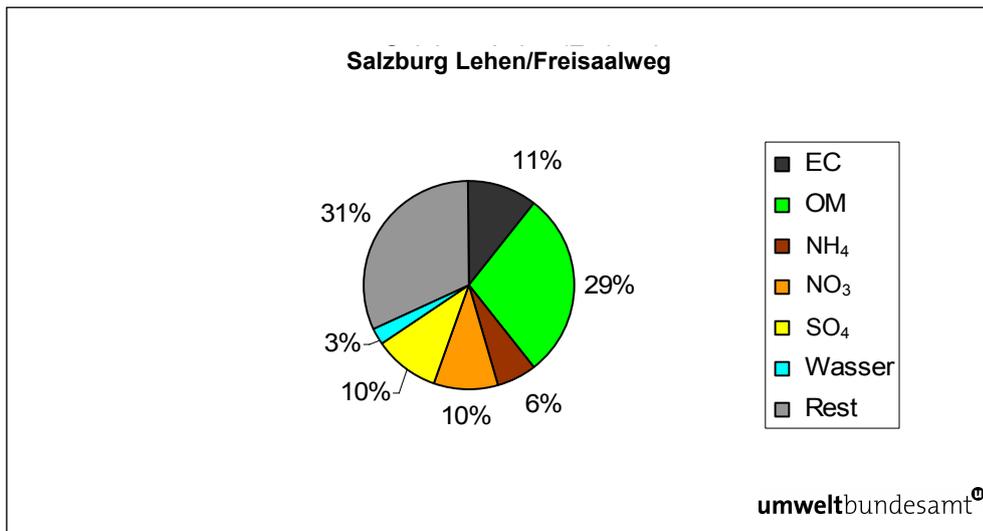


Abbildung 89: Anteile der PM10-Zusammensetzung in Salzburg Lehen/Freisaalweg, 2004.

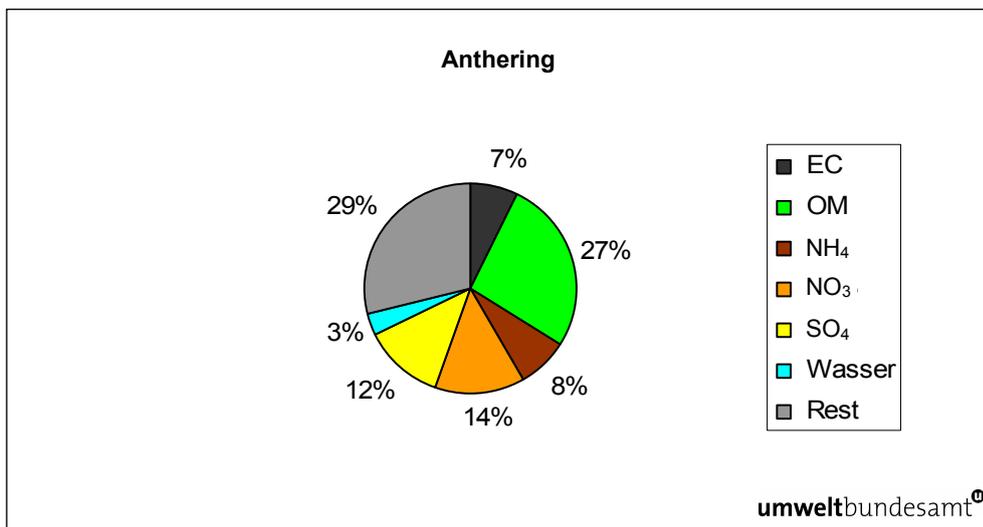


Abbildung 90: Anteile der PM10-Zusammensetzung in Anthering, 2004.

An 225 Tagen des Jahres 2004 liegen an den drei Messstellen Rudolfsplatz, Lehen/Freisaalweg und Anthering gleichzeitig PM10-Analysen vor. Diese Daten erlauben es, die einzelnen PM10-Inhaltsstoffe räumlich auf die drei Anteile

- regionaler Hintergrund – Anthering,
- Beitrag der Stadt Salzburg – Differenz von Lehen/Freisaalweg gegenüber Anthering,
- Lokaler Beitrag am Rudolfsplatz – Differenz von Rudolfsplatz gegenüber Lehen/Freisaalweg

aufzuteilen. Da in Lehen/Freisaalweg und Anthering nur über Teilzeiträume Silikat-Analysen vorliegen, wird für die Differenzbildung der gesamte „mineralische Rest“ als Summe von Silikat, Karbonat und Rest herangezogen.

Insgesamt lässt sich die mittlere PM10-Konzentration am Rudolfsplatz von 32 µg/m³ auf einen regionalen Hintergrund (Anthering) von 16 µg/m³ (50 %), einen städtischen Beitrag von 6 µg/m³ und einen lokalen Beitrag von 10 µg/m³ zurückführen.

Die räumliche Herkunftszuordnung der wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe für den Belastungsschwerpunkt Salzburg Rudolfsplatz ist in Abbildung 91 dargestellt.

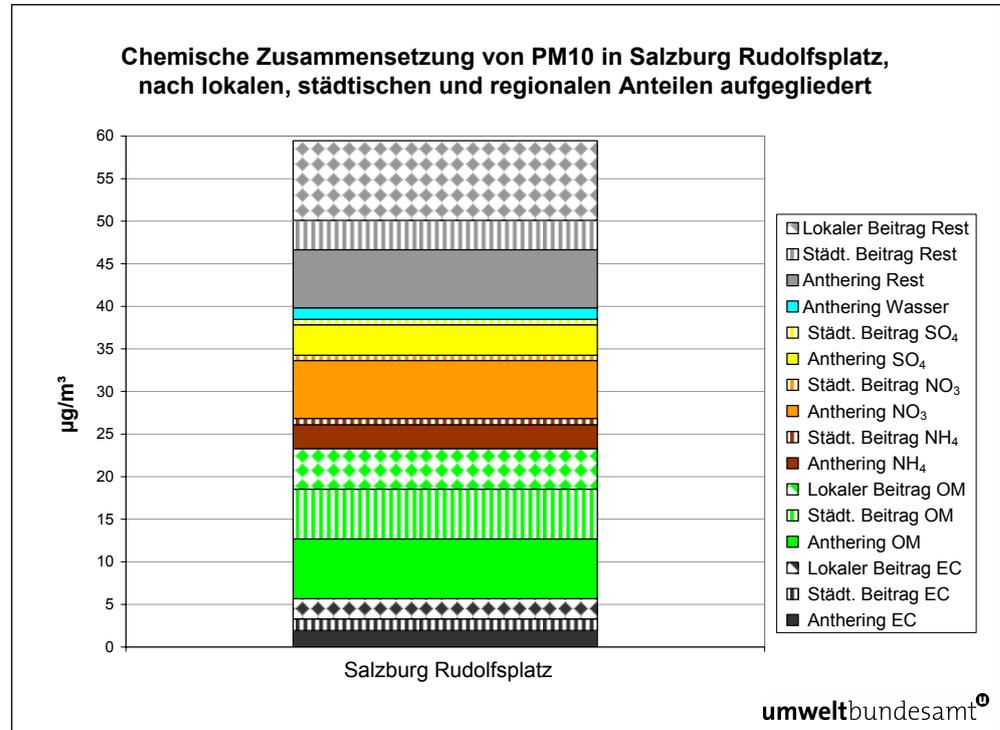


Abbildung 91: Räumliche Herkunftszuordnung der PM10-Inhaltstoffe in Salzburg Rudolfsplatz, 2004.

Für die Beurteilung der PM10-Herkunft in Hinblick auf Grenzwertüberschreitungen sind die hoch belasteten Tage von besonderem Interesse. Die Auswertung der Tage, an denen am Rudolfsplatz ein TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde, ist in Abbildung 92 dargestellt.

Gegenüber dem Mittel über alle Tage fallen einige deutliche Unterschiede auf:

- der EC-Anteil ist am Rudolfsplatz viel geringer (10 %) als über alle Tage gemittelt (19 %),
- der Anteil sekundärer anorganischer Aerosole ist mit 27 % etwas höher (gegenüber 22 %) – wobei dieser Unterschied auf Ammonium und Nitrat zurückgeht, nicht auf Sulfat – ebenso der Anteil von mineralischem Material und Rest (33 %).

Sowohl Lehen/Freisaalweg als auch Anthering zeigen an den hoch belasteten Tagen deutlich höhere Anteile sekundärer anorganischer Aerosole als im Mittel: im städtischen Hintergrund 37 % (alle Tage: 28 %), in Anthering 45 % (alle Tage: 38 %). Dabei sind an den hoch belasteten Tagen vor allem die Nitrat-Anteile erhöht, während die Sulfat-Anteile etwas niedriger sind als im Durchschnitt.

Die Anteile des Restes (inkl. mineralischen Materials) sind an den städtischen Hintergrundmessstellen und in Anthering an den hoch belasteten Tagen deutlich niedriger als im Durchschnitt.

Etwa dem Durchschnitt entsprechen an den hoch belasteten Tagen die OM-Anteile an allen Messstellen.

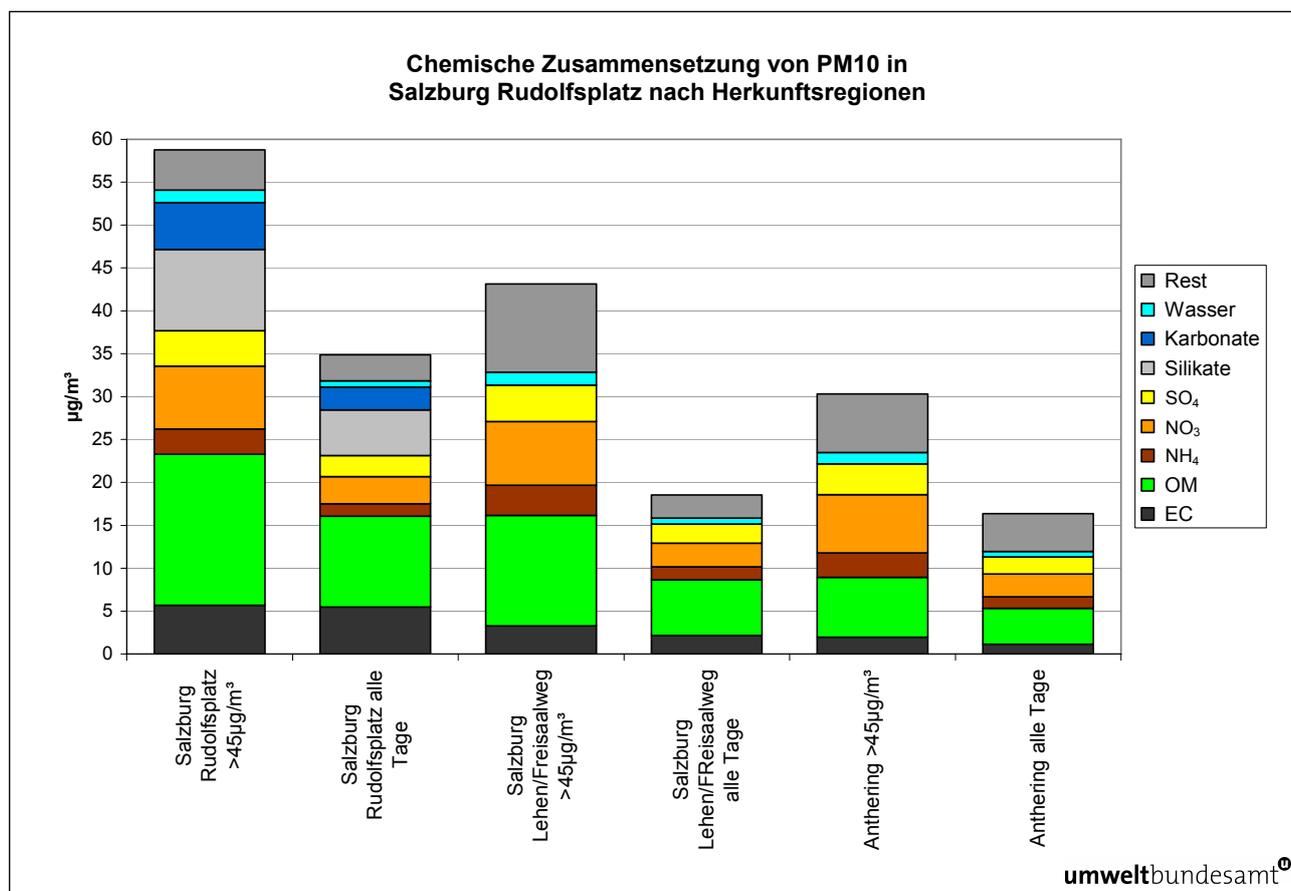


Abbildung 92: Zusammensetzung von PM10 in Salzburg, Tage mit TMW über 45 µg/m³ in Salzburg Rudolfsplatz, 2004.

Linz

Die Anteile der quantitativ wichtigsten PM10-Inhaltsstoffe als Mittelwert über die gesamte Probenahmeperiode sind in Tabelle 26 dargestellt. Im Mittel über die gesamte Probenahmeperiode betrug die PM10-Konzentration in Linz Neue Welt 32 µg/m³, in Linz Römerberg 37 µg/m³, in Steyregg 27 µg/m³ und in Enzenkirchen 21 µg/m³.

Relativ ähnlich sind die Konzentrationen der sekundären anorganischen Aerosole an allen vier Messstellen.

Linz Römerberg weist die höchsten EC-Konzentrationen auf, ca. doppelt so viel wie in Linz Neue Welt und dreimal so viel wie in Enzenkirchen und Steyregg. Auch bei OM sowie beim „Rest“ – rechnerisch als Differenz der PM10-Gesamtkonzentration zu den analysierten Komponenten gebildet – wurden an der Messstelle Römerberg die höchsten Konzentrationen erfasst, die etwa doppelt so hoch sind wie in Enzenkirchen.

Prozentuell machen OM und der Rest an allen Messstellen den höchsten Anteil (jeweils 23–28 %) aus. Die sekundären anorganischen Aerosole weisen in Enzenkirchen mit 40 % den höchsten, am Römerberg mit 30 % den niedrigsten Anteil auf. EC zeigt erwartungsgemäß in Linz Römerberg mit 14 % den höchsten, in Enzenkirchen mit 7 % den niedrigsten Anteil.

In Abbildung 93 wird auch der Gehalt an Eisen ausgewiesen, das an den Linzer Messstellen im österreichweiten Vergleich relativ hohe Anteile (2 % in Steyregg, 4 % in Linz Neue Welt) aufweist. Der „Rest“ besteht demzufolge zu einem nennenswerten Anteil aus Silikat, das zwischen 11 und 13 % der PM10-Konzentration ausmacht, Karbonat hingegen an allen Messstellen ca. 1 %.

Tabelle 26: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Steyregg und Enzenkirchen, April 2005 bis Jänner 2006: jeweils linke Spalte alle 213 Tage, rechte Spalte: 154 Tage mit Analysen von Silikat und Eisen (Si, Fe), in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Linz Neue Welt		Linz Römerberg		Steyregg		Enzenkirchen	
	alle	Si, Fe	alle	Si, Fe	alle	Si, Fe	alle	Si, Fe
EC	3	3	6	6	2	2	2	2
OM	9	9	11	11	8	8	5	5
SO ₄	4	4	5	5	4	4	3	3
NO ₃	5	4	5	4	5	4	4	3
NH ₄	3	2	3	3	3	3	2	2
H ₂ O	1	1	1	1	1	1	1	1
Karbonat		< 1		1		< 1		< 1
Silikat		4		5		3		2
Fe		1		1		1		< 1
Rest	9	5	11	6	7	4	6	4

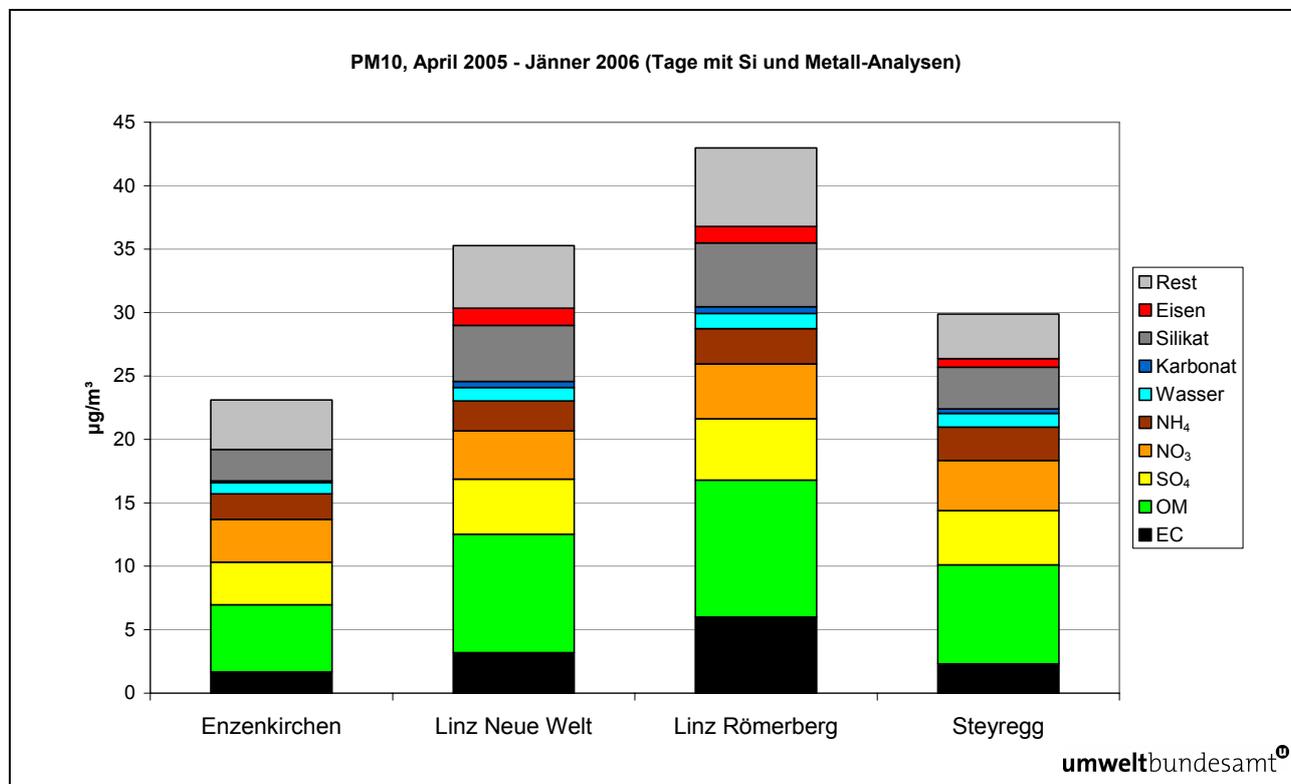


Abbildung 93: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an den Messstellen Linz Neue Welt, Linz Römerberg, Steyregg und Enzenkirchen, April 2005 bis Jänner 2006, Tage mit Analysen von Si und Fe.

Wien

Analysen von PM10-Inhaltsstoffen stehen an den einzelnen Messstellen für verschiedene Zeiträume und in verschiedenen Zeitintervallen zur Verfügung:

- Im Jahr 2004 liegen die AQUELLA-Analysen von den Messstellen Kendlerstraße, Rinnböckstraße, Lobau und Schafbergbad vor.
- In Wien Währinger Gürtel und Streithofen liegen von Juni 1999 bis Mai 2000 aus dem AUPHEP-Projekt Analysen von EC und OC im PM10 vor. Die sekundären anorganischen Aerosole wurden im PM2,5 analysiert; diese Werte wurden mit Hilfe des mittleren PM2,5/PM10-Verhältnisses (70 %) auf PM10 umgerechnet.
- In Wien Spittelauer Lände und Illmitz liegen zwischen Juni 1999 und November 2000 Analysedaten vor.

Abbildung 94 zeigt die PM10-Zusammensetzung an den Messstellen Kendlerstraße und Rinnböckstraße (AQUELLA, PUXBAUM 2004), die sehr ähnlich sind, obwohl Rinnböckstraße eine um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere PM10-Belastung aufwies.

Die absolut wie relativ höchsten Anteile an EC weist die verkehrsnahen Messstelle Spittelauer Lände ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei einem PM10-Mittelwert von $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, gefolgt von Rinnböckstraße und Währinger Gürtel (zwischen 3 und $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$)³.

Bei OM weist ebenfalls Spittelauer Lände ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) die höchste Konzentration auf, gefolgt von Rinnböckstraße ($9 \mu\text{g}/\text{m}^3$); die übrigen Messstellen in Wien, aber auch Streithofen und Illmitz weisen relativ einheitliche OM-Konzentrationen zwischen 7 und $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Lobau dagegen zeigt noch deutlich geringere OM-Konzentrationen.

Die Konzentrationen der sekundären anorganischen Aerosole sind insgesamt relativ einheitlich, an den städtischen Messstellen treten aber etwas höhere Nitrat-Konzentrationen auf als an den ländlichen.

Die Rest-Anteile werden als Differenz zwischen der PM10-Gesamtkonzentration und den analysierten Komponenten errechnet und sind daher mit u. U. erheblichen Unsicherheiten verbunden. Absolut gesehen wies Spittelauer Lände den höchsten Rest ($18 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf, gefolgt von Rinnböckstraße und Kendlerstraße; die Relativanteile des Restes sind gleichmäßiger verteilt und machen an den Messstellen Kendlerstraße, Lobau, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Spittelauer Lände jeweils um 30 % aus. Die an einigen AQUELLA-Messstellen verfügbaren Analysen der mineralischen Komponenten zeigen, dass der Rest an der Kendlerstraße und der Rinnböckstraße etwa zur Hälfte aus Silikat und etwa 30 % aus Karbonat besteht. In der Lobau, wo nur Karbonat analysiert wurde, ist dessen Anteil sehr gering.

³ Analysen an den Messstellen Spittelauer Lände und Illmitz durch das Umweltbundesamt, an den anderen Messstellen durch die TU Wien (siehe Kapitel 1.5).

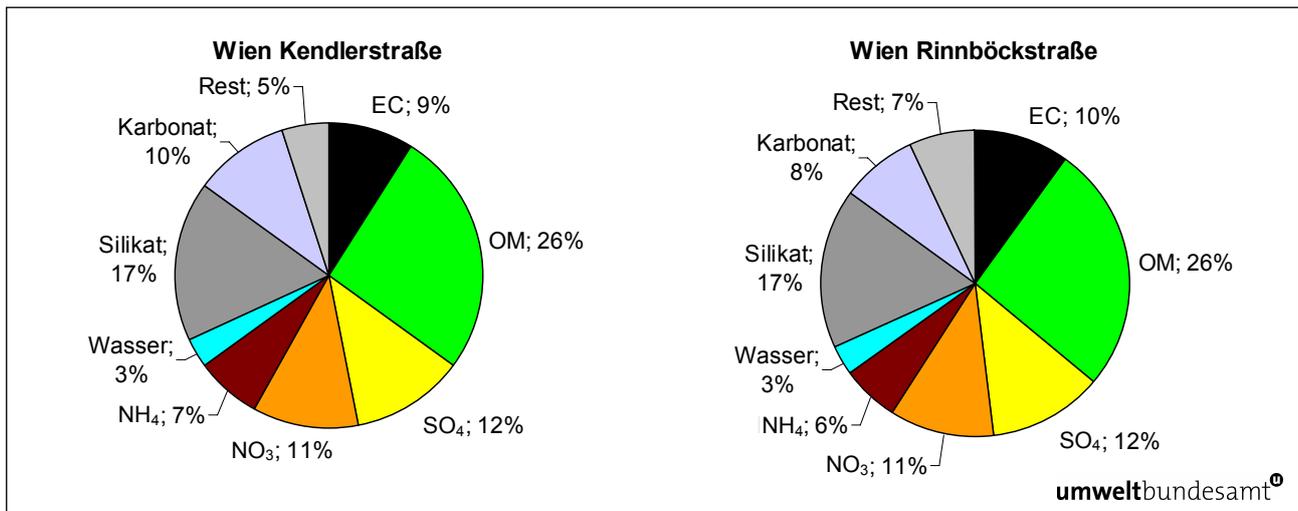


Abbildung 94: Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe in Wien Kendlerstraße (links) und Rinnböckstraße (rechts), 2004.

Die Auswertung der PM10-Inhaltsstoffe anhand der Klassifikation der Rückwärts-trajektorien stützt sich auf jene Tage, an denen mindestens eine Hintergrundmess-stelle in Wien einen PM10-TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erfasst hat.

Tabelle 27 stellt die Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe an den Messstellen Kendlerstraße, Rinnböckstraße, Währinger Gürtel und Spittelauer Lände an allen Tagen jenen an den hoch belasteten Tagen (TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mindestens einer Wiener Messstelle) gegenüber. Die mittlere PM10-Konzentration ist an den selektierten hoch belasteten Tagen an der Kendlerstraße ($54 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und an der Rinnböckstraße ($66 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nahezu doppelt so hoch wie im Mittel, am Währinger Gürtel ($51 \mu\text{g}/\text{m}^3$) um 70 % höher.

Ungeachtet dessen unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung an den hoch belasteten Tagen an den AQUELLA-Messstellen (Kendlerstraße und Rinnböckstraße) kaum vom Gesamtzeitraum. Die einzigen deutlichen Unterschiede zeigen sich bei Nitrat, das an den hoch belasteten Tagen um einige Prozent mehr an der PM10-Konzentration ausmacht; im Gegenzug ist der relative Anteil von Silikat an den hoch belasteten Tagen niedriger.

Ein anderes Bild zeigen die Analysen von Währinger Gürtel und Spittelauer Lände. Am Währinger Gürtel zeichnen sich die hoch belasteten Tage durch wesentlich höhere Anteile sekundärer anorganischer Aerosole – auf Kosten v. a. von OM, aber auch des Restes – ab. Die Spittelauer Lände weist ebenfalls an den hoch belasteten Tagen überdurchschnittliche Anteile sekundärer anorganischer Aerosole, v. a. von Nitrat, aber auch erhöhte Anteile von OM auf – auf Kosten des Restes, der an den hoch belasteten Tagen nur noch 6 % ausmacht (33 % im Mittel).

Tabelle 27: Relativanteile der PM10-Inhaltsstoffe in Wien Kandlerstraße, Rinnböckstraße, Währinger Gürtel und Spittelauer Lände, alle Tage sowie hoch belastete Tage (TMW > 45 µg/m³).

		EC	OM	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Silikat	Karb.	Rest
Kandlerstr.		9 %	26 %	12 %	11 %	7 %	17 %	10 %	5 %
	> 45 µg/m ³	8 %	25 %	11 %	14 %	7 %	12 %	11 %	8 %
Rinnböckstr.	alle	10 %	26 %	12 %	11 %	6 %	17 %	8 %	7 %
	> 45 µg/m ³	9 %	24 %	12 %	14 %	7 %	11 %	6 %	13 %
Währinger Gürtel	alle	12 %	32 %	15 %	13 %	8 %		16 %	
	> 45 µg/m ³	10 %	21 %	21 %	20 %	12 %		12 %	
Spittelauer Lände	alle	20 %	24 %	10 %	8 %	4 %		33 %	
	> 45 µg/m ³	23 %	33 %	14 %	15 %	6 %		6 %	

Regionaler, städtischer und lokaler Anteil

Die Messstellen an Belastungsschwerpunkten (Spittelauer Lände, Rinnböckstraße), städtischen Hintergrundstandorten (Währinger Gürtel, Kandlerstraße) und (mehr oder weniger) ländlichen Standorten (Streithofen, Illmitz, Lobau, Pillersdorf) erlauben eine Aufteilung der an den Belastungsschwerpunkten gemessenen PM10-Konzentration sowie der einzelnen Inhaltsstoffe auf den regionalen Hintergrund (Ferntransport und regionale Emissionen), den städtischen Beitrag sowie den lokalen Beitrag.

Abbildung 95 gibt die Anteile der einzelnen PM10-Inhaltsstoffe des regionalen Hintergrundes (Reg. HG), der Stadt sowie der lokalen Emissionen zur PM10-Konzentration an den Messstellen Rinnböckstraße (2004) und Spittelauer Lände (Juni 1999 bis November 2000) an. Der städtische Hintergrund wurde für die Rinnböckstraße anhand der Daten der Kandlerstraße, der ländliche Hintergrund anhand der Daten der Messstelle Lobau beurteilt; für Spittelauer Lände wurden dafür die Messstellen Währinger Gürtel und Illmitz herangezogen.

Der regionale Beitrag macht an der Rinnböckstraße 60 % aus, davon etwa die Hälfte sekundäre anorganische Aerosole. Der städtische Beitrag von 23 % wird von OM und Rest dominiert, der lokale Anteil ebenso. Im städtischen Anteil finden sich einige Prozent Nitrat, aber kein Sulfat.

An der Spittelauer Lände macht der regionale Anteil bei Verwendung von Illmitz als Hintergrundmessstelle 53 % aus, davon ebenfalls ca. die Hälfte sekundäre anorganische Aerosole. Beurteilt man den ländlichen Hintergrund anhand der Daten von Streithofen, ergeben sich 42 %. Der städtische Beitrag ergibt sich mit 7 %, wenn als regionaler Hintergrund Illmitz herangezogen wird, hingegen mit 13 % bei Verwendung von Streithofen. Tatsächlich sollte bei Strömung von West bis Nord Streithofen, bei Strömung von Süd bis Ost Illmitz zur Beurteilung der Vorbelastung herangezogen werden, was bei der Auswertung der Tage über 45 µg/m³ berücksichtigt wird.

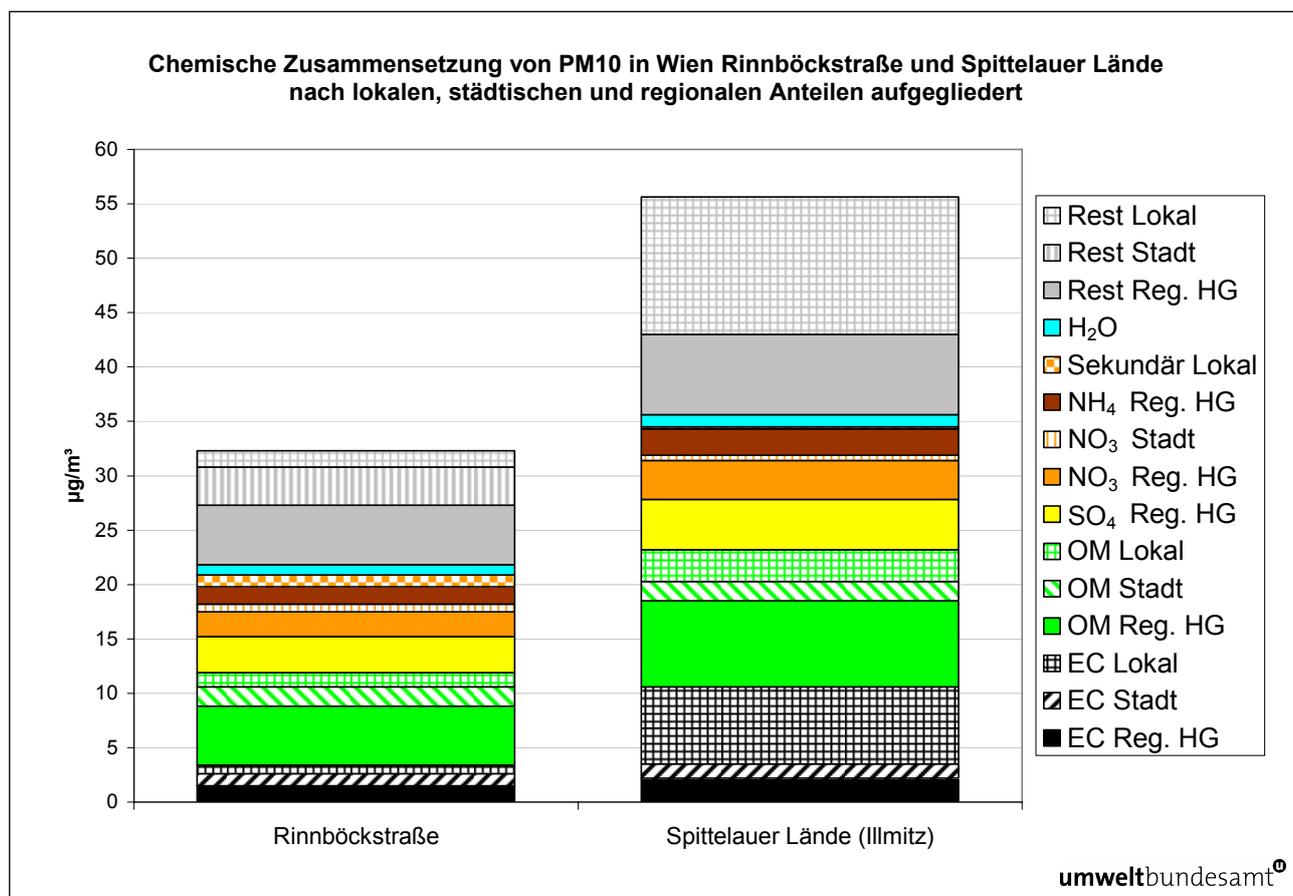


Abbildung 95: Regionaler, städtischer und lokaler Anteil zur Konzentration von EC, OM, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Wasser und „Rest“ an den Messstellen Rinnböckstraße und Spittelauer Lände.

Graz

Im österreichweiten Vergleich weisen Messstellen in Graz nicht nur eine überdurchschnittliche PM10-Belastung auf, sondern auch überdurchschnittliche Anteile von EC und OM, im Gegenzug unterdurchschnittliche Anteile sekundärer anorganischer Aerosole. Bezogen auf den Gesamtzeitraum macht EC am Bockberg 8 % am PM10 aus, in Graz Süd 12 % und in Graz Don Bosco 14 %. Die sekundären anorganischen Aerosole ergeben in Summe am Bockberg 34 %, in Graz Süd und in Graz Don Bosco je 20 %.

Die sekundären anorganischen Aerosole weisen an allen drei Messstellen nahezu idente Absolutbeträge auf, d. h. der Beitrag der Stadt Graz zur Konzentration von Sulfat, Nitrat und Ammonium ist sehr gering.

Der städtische Beitrag – als Differenz zwischen Graz Süd und Bockberg abgeschätzt – besteht v. a. aus OM (10 µg/m³) und mineralischen Komponenten, die sich etwa gleich auf Silikat, Karbonat und den Rest aufteilen, sowie EC (3 µg/m³).

Der Beitrag lokaler Emissionen an der Station Graz Don Bosco – als Differenz gegenüber Graz Süd abgeschätzt – besteht hauptsächlich aus Rest und EC, wobei die Aufschlüsselung der mineralischen Komponenten aufgrund der unterschiedlichen Analysezeiträume von Silikat und Karbonat kaum möglich ist.

ANHANG 3: AUSWERTUNGEN DER PM10- INHALTSSTOFFE MITTELS TIEFPASSMETHODE

Enzenkirchen

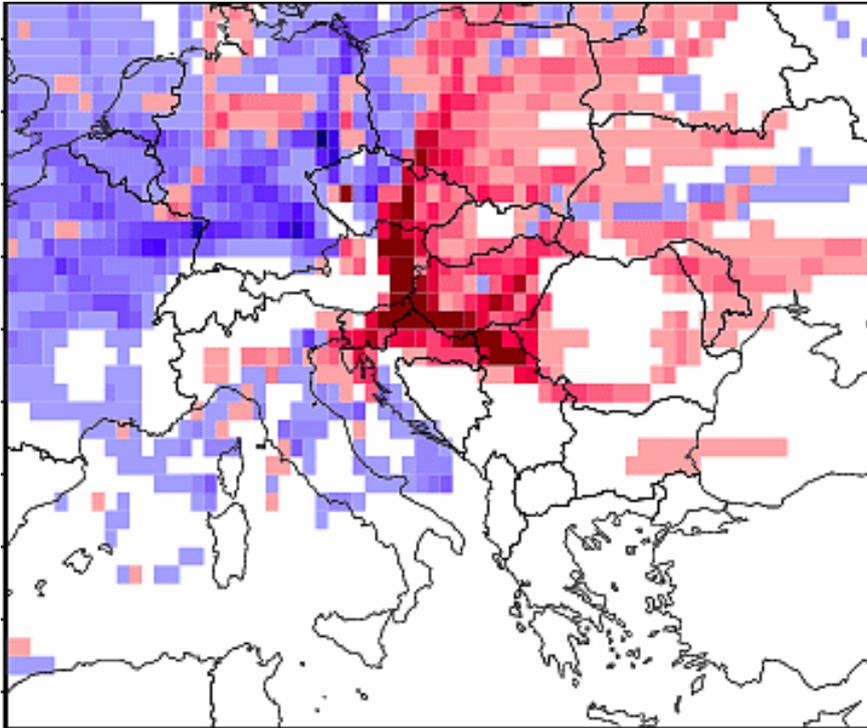


Abbildung 96: Verweilzeitstatistik für EC in Enzenkirchen (April 2005 bis Jänner 2006) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

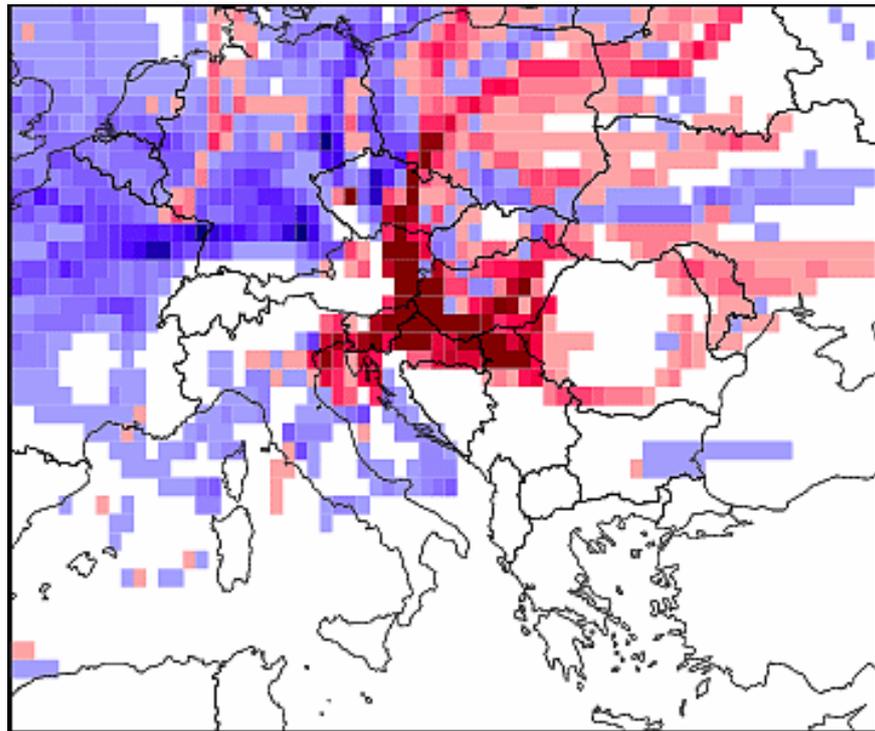


Abbildung 97: Verweilzeitstatistik für OM in Enzenkirchen (April 2005 bis Jänner 2006) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

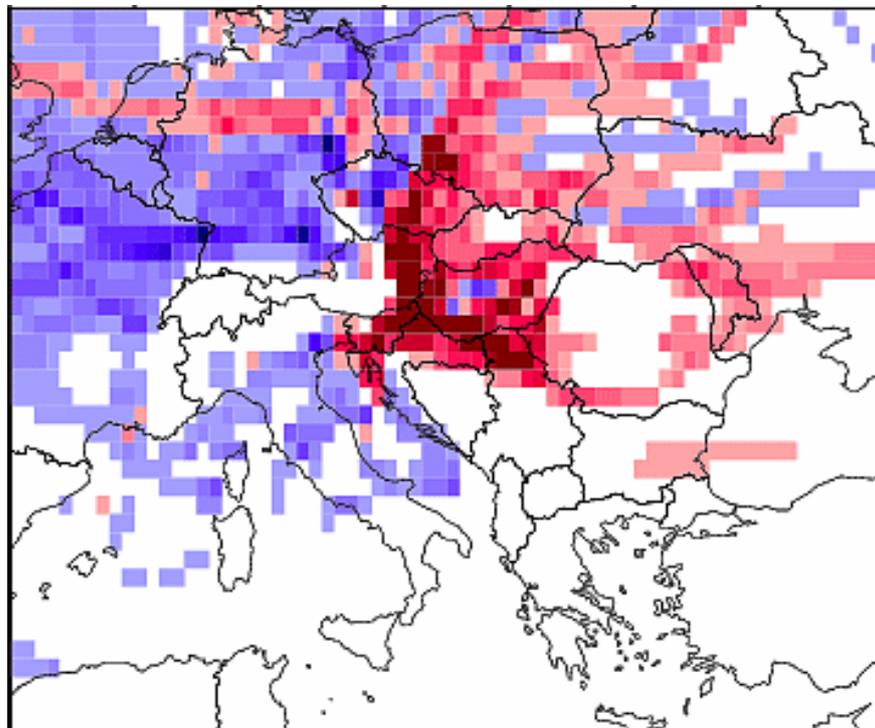


Abbildung 98: Verweilzeitstatistik für SO₄ in Enzenkirchen (April 2005 bis Jänner 2006) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

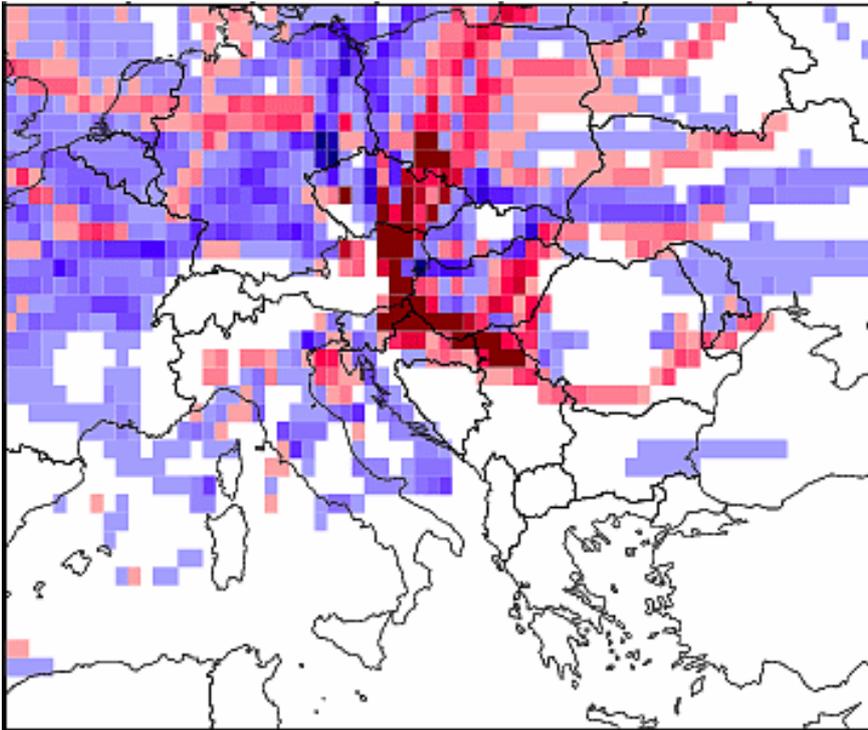


Abbildung 99: Verweilzeitstatistik für NO_3 in Enzenkirchen (April 2005 bis Jänner 2006) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

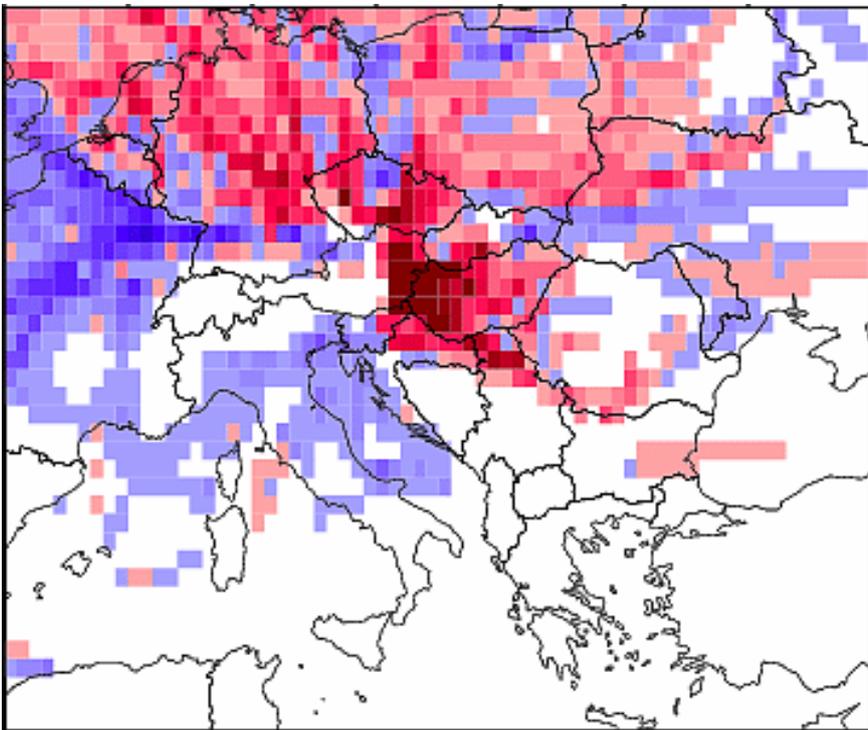


Abbildung 100: Verweilzeitstatistik für den „Rest“ in Enzenkirchen (April 2005 bis Jänner 2006) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Illmitz

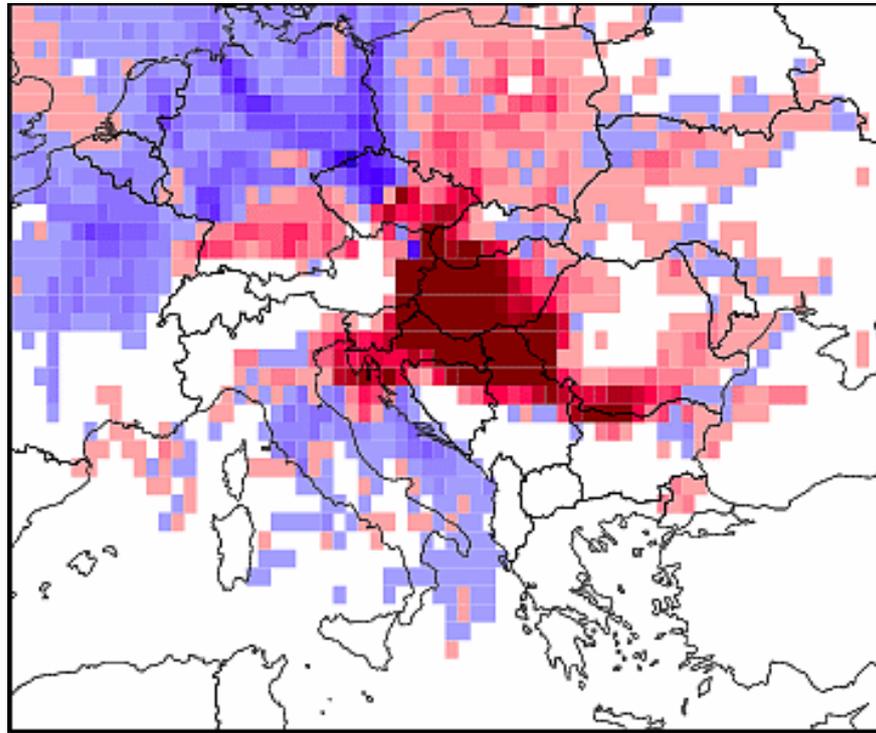


Abbildung 101: Verweilzeitstatistik für EC in Illmitz nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

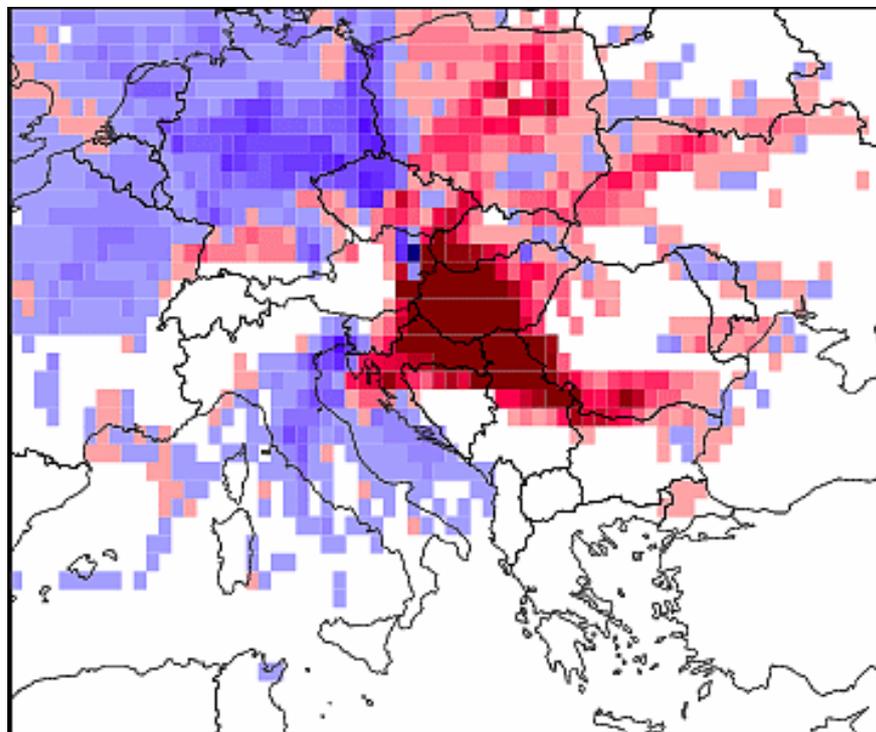


Abbildung 102: Verweilzeitstatistik für OM in Illmitz nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

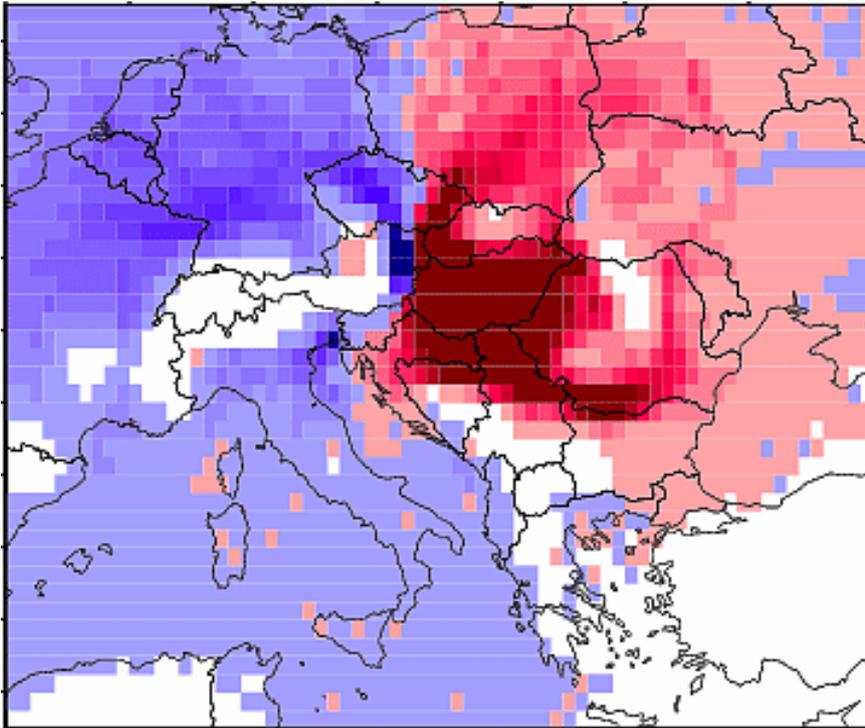


Abbildung 103: Verweilzeitstatistik für Sulfat in Illmitz nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

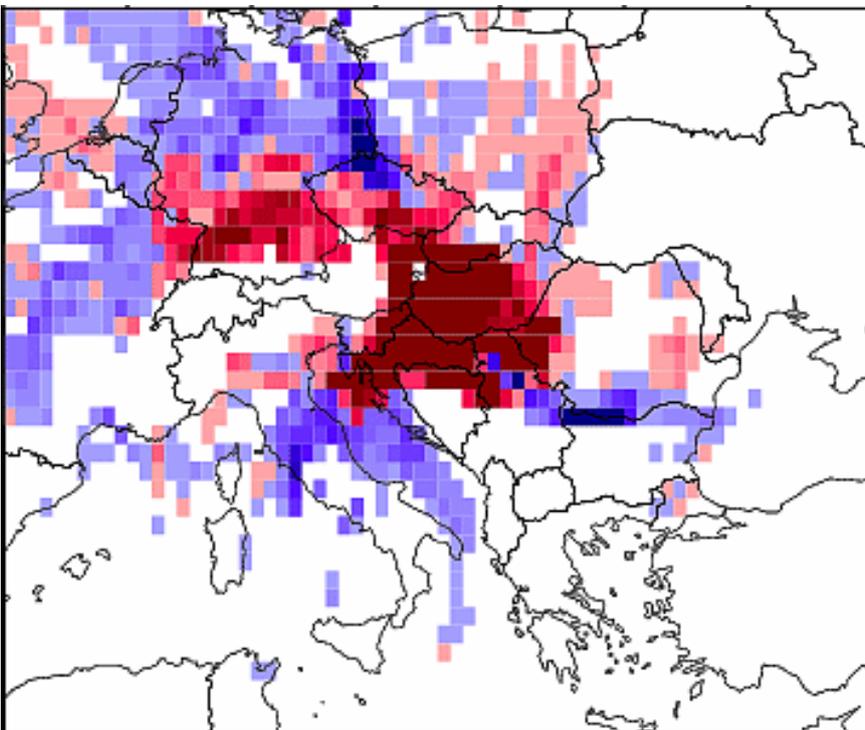


Abbildung 104: Verweilzeitstatistik für Nitrat in Illmitz nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

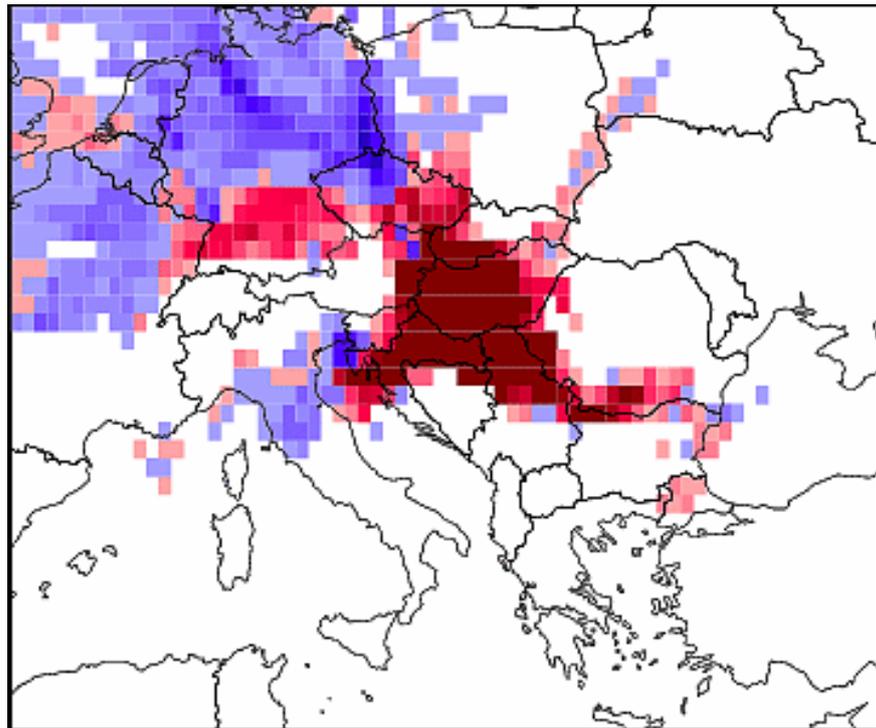


Abbildung 105: Verweilzeitstatistik für Ammonium in Illmitz nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Salzburg, Anthering

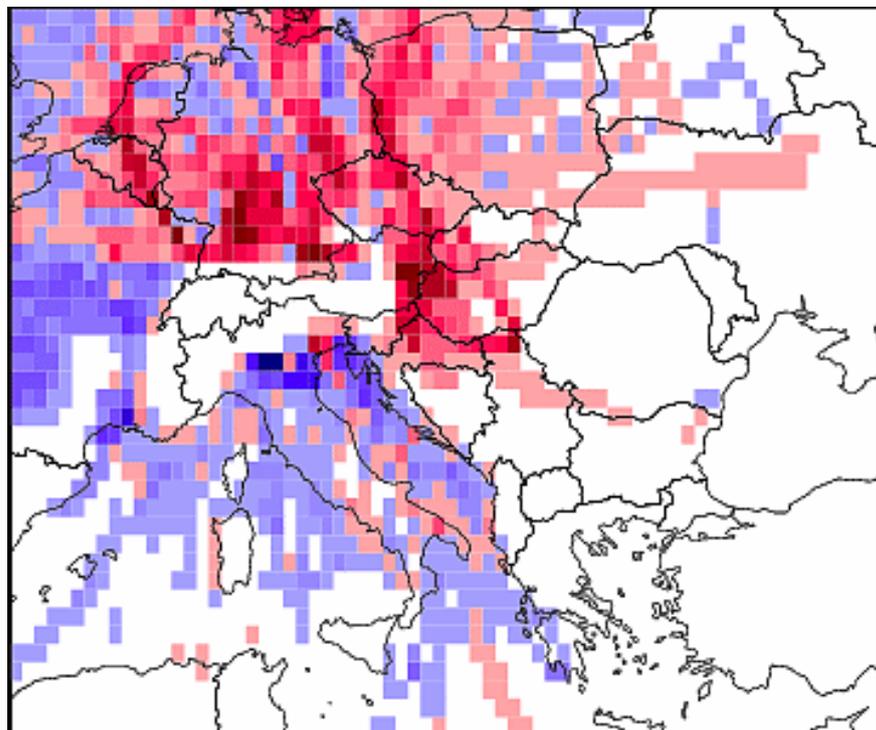


Abbildung 106: Verweilzeitstatistik für SO₄ im PM10 in Anthering (2004) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

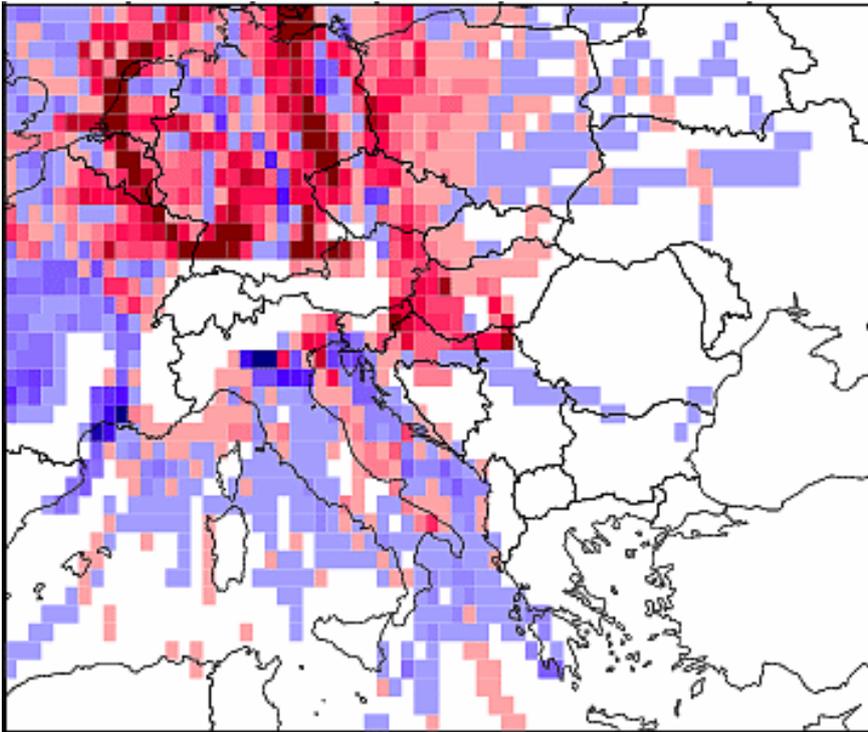


Abbildung 107: Verweilzeitstatistik für NO_3 im PM_{10} in Anthering (2004) nach der Tiefpassmethode, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Linz Neue Welt

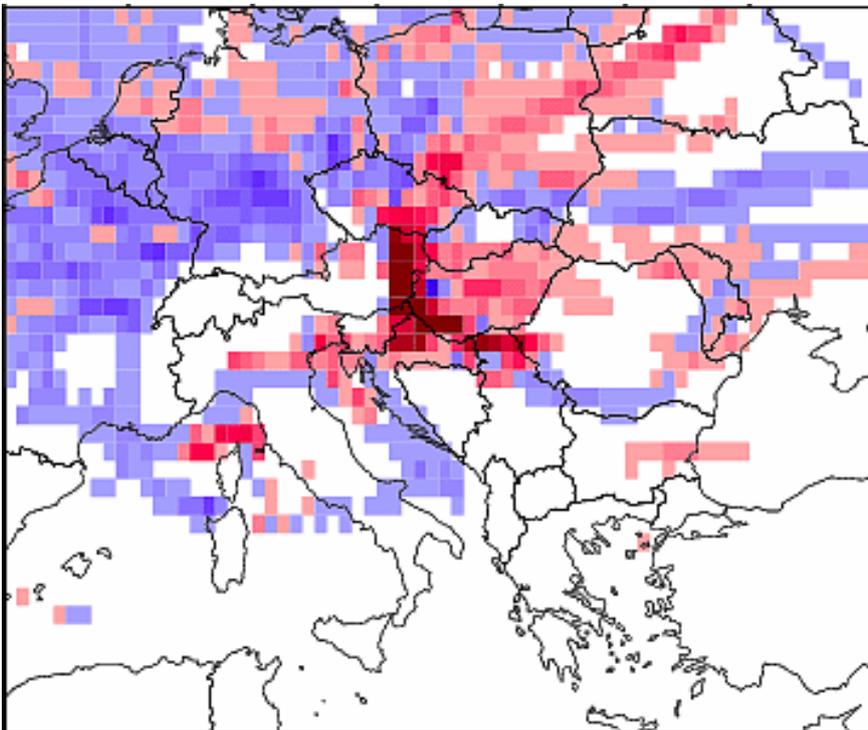


Abbildung 108: Ergebnisse der Tiefpassmethode für EC an der Station Linz Neue Welt, April 2005 bis Jänner 2006, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

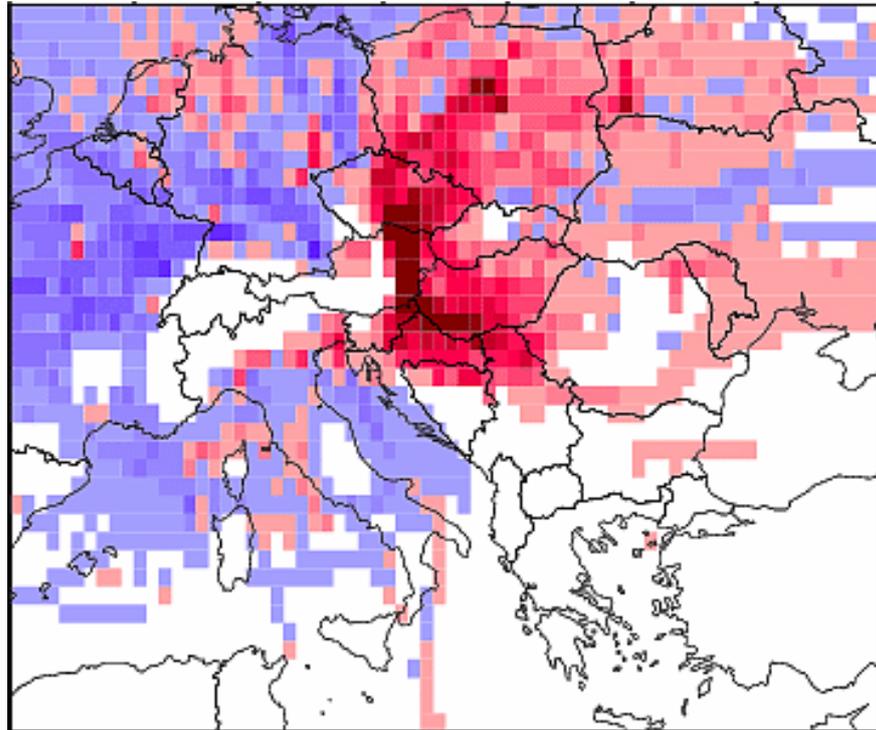


Abbildung 109: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Sulfat an der Station Linz Neue Welt, April 2005 bis Jänner 2006, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

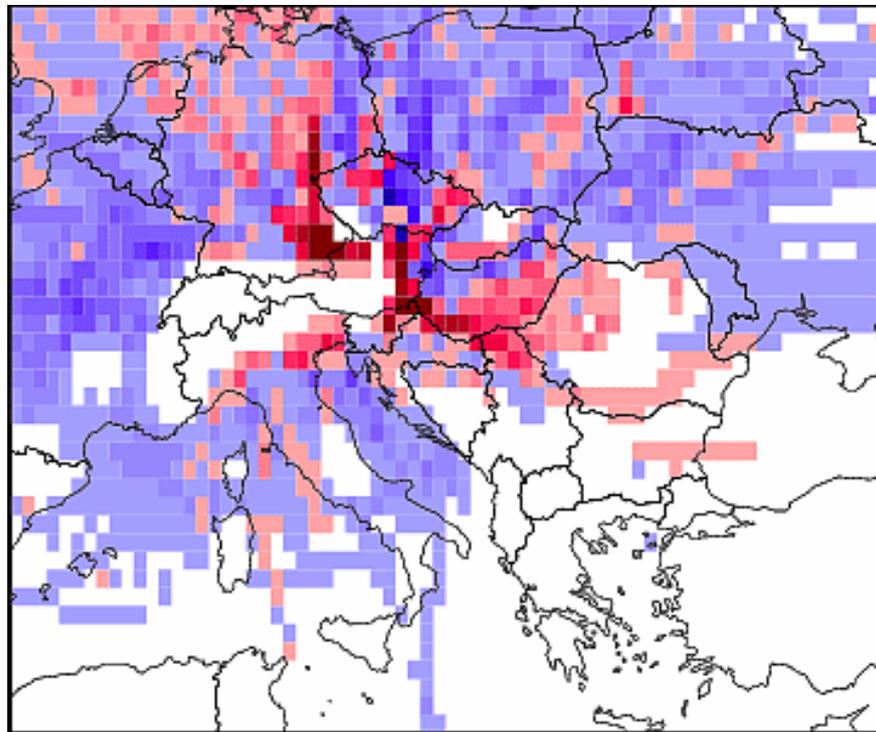


Abbildung 110: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Nitrat an der Station Linz Neue Welt, April 2005 bis Jänner 2006, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Wien

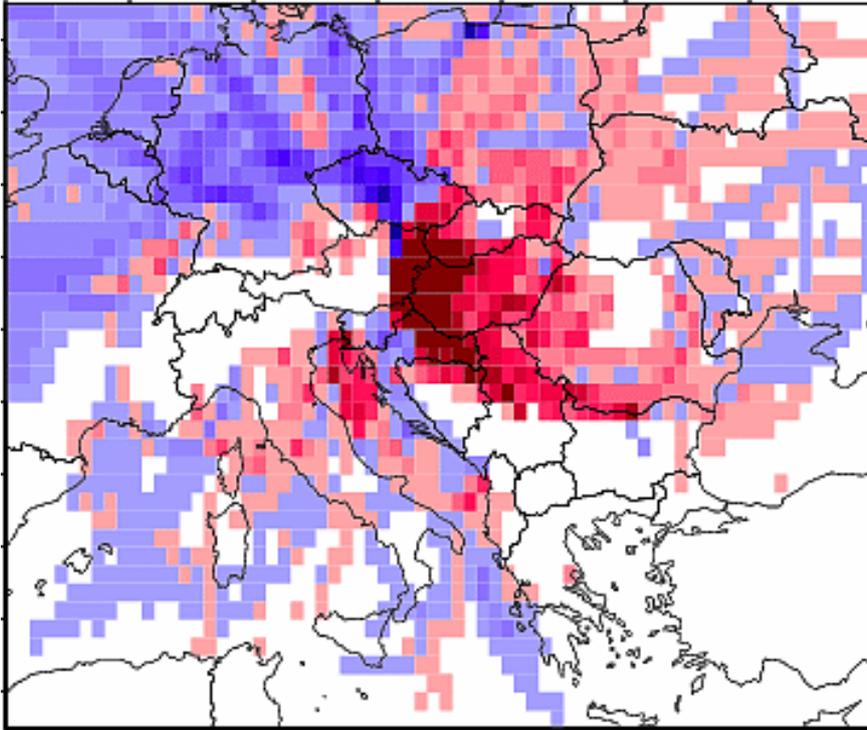


Abbildung 111: Ergebnisse der Tiefpassmethode für EC in Wien Währinger Gürtel und Kendlerstraße (städtischer Hintergrund), 1999/2000 und 2004, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

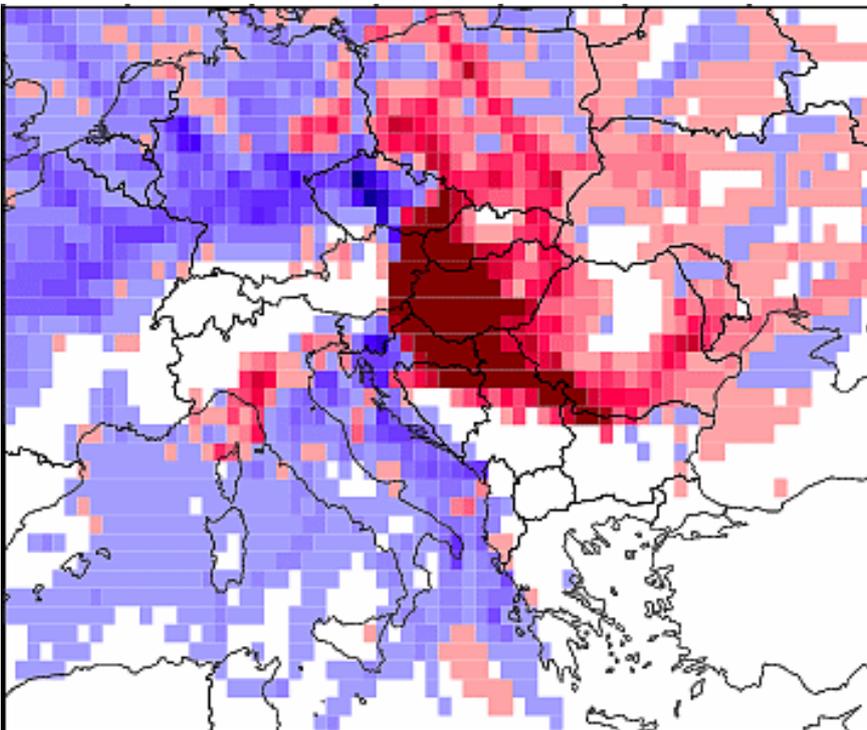


Abbildung 112: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Sulfat in Wien Währinger Gürtel und Kendlerstraße (städtischer Hintergrund), 1999/2000 und 2004, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

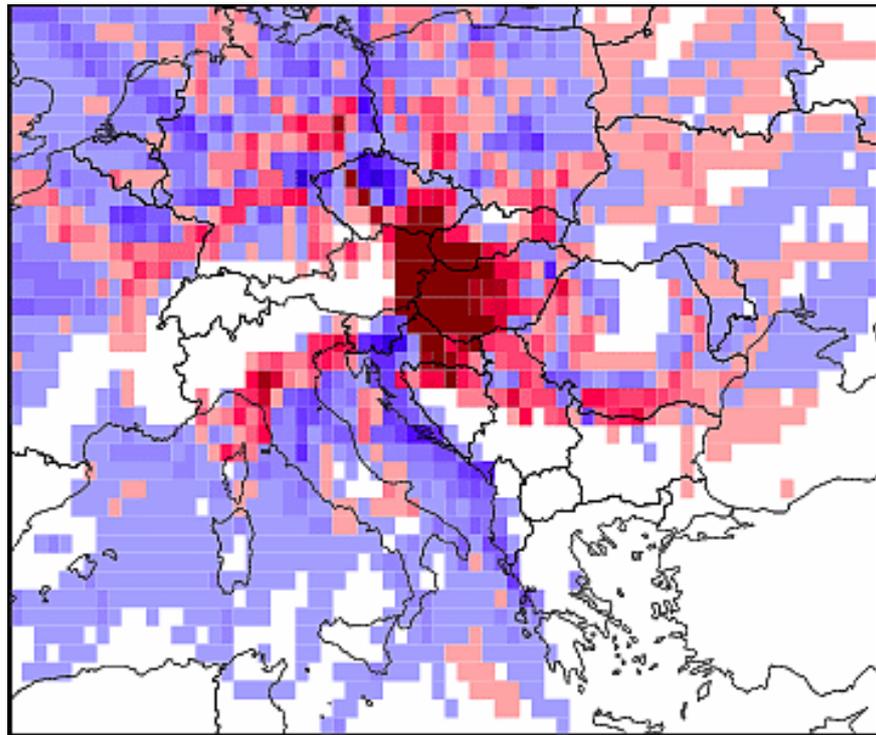


Abbildung 113: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Nitrat in Wien Währinger Gürtel und Kenderstraße (städtischer Hintergrund), 1999/2000 und 2004, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

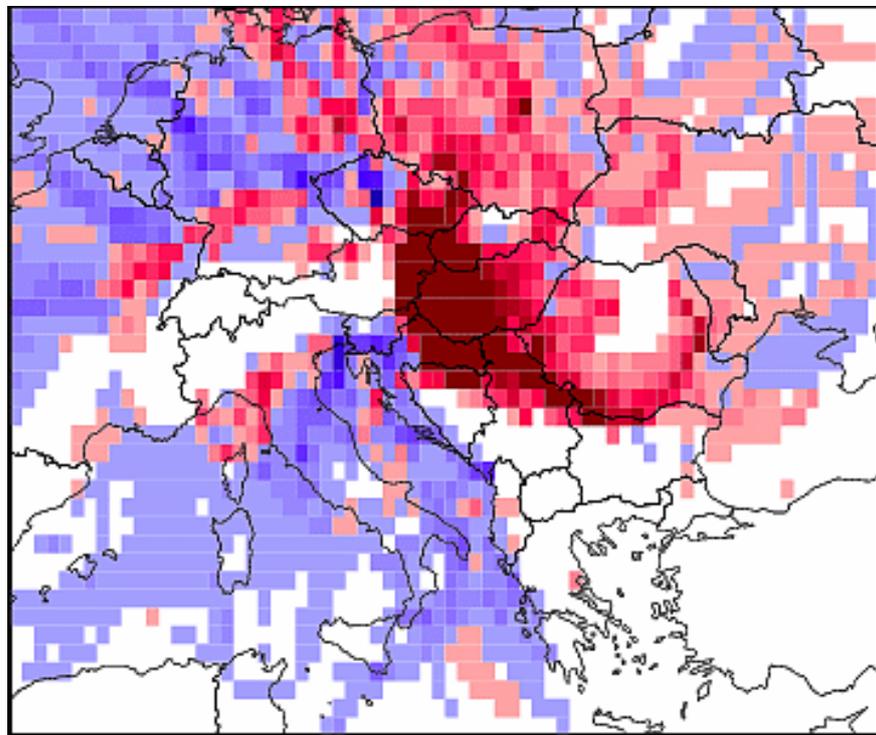


Abbildung 114: Ergebnisse der Tiefpassmethode für den „Rest“ in Wien Währinger Gürtel und Kenderstraße (städtischer Hintergrund), 1999/2000 und 2004, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

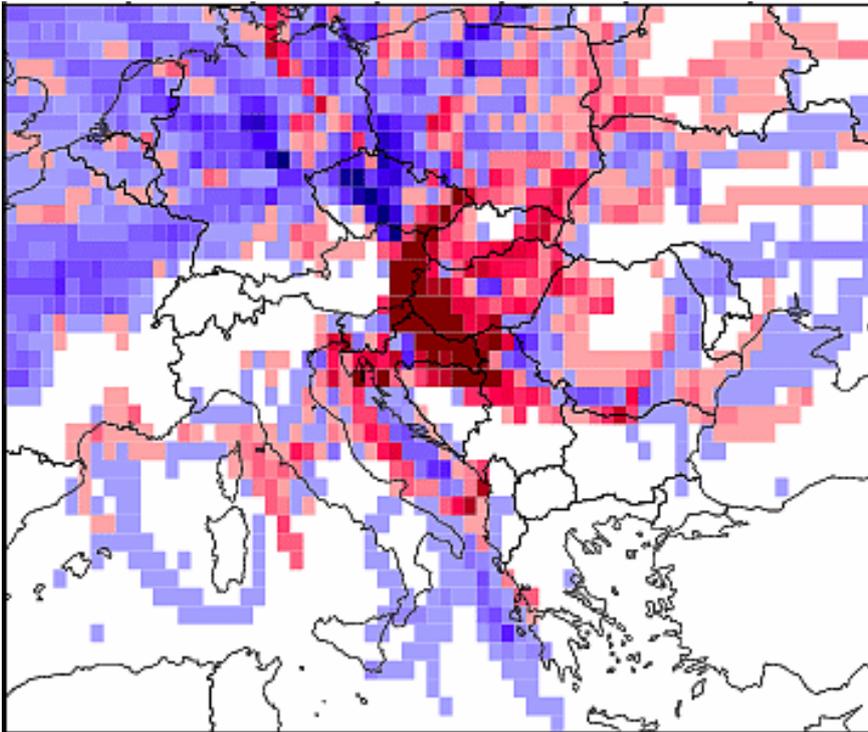


Abbildung 115: Ergebnisse der Tiefpassmethode von Silikat in Wien Währinger Gürtel und Kendlersstraße (städtischer Hintergrund), 1999/2000 und 2004, Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

Graz/Bockberg

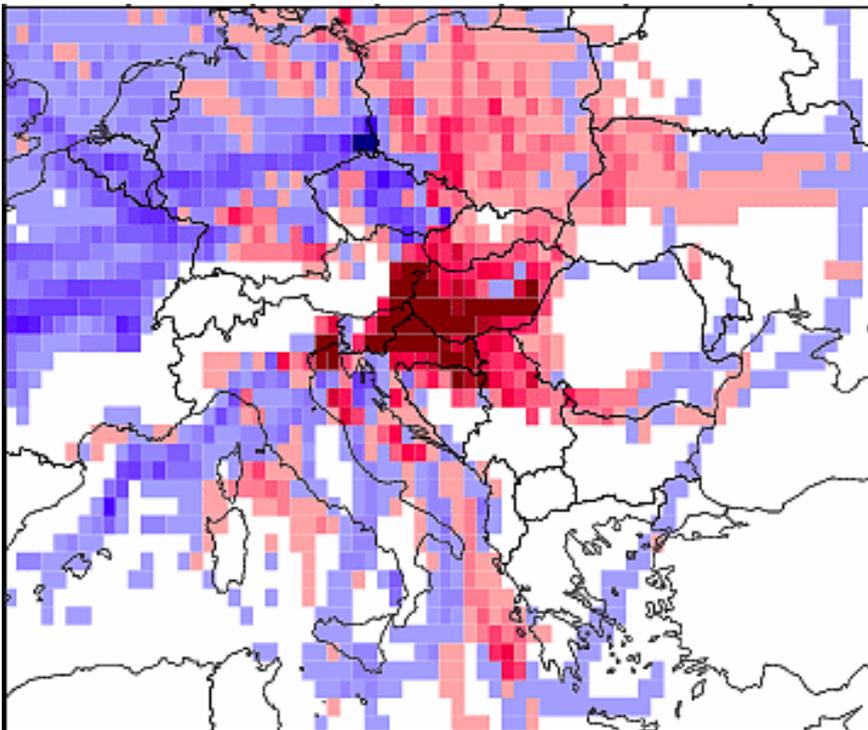


Abbildung 116: Ergebnisse der Tiefpassmethode für EC in Bockberg 2004, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

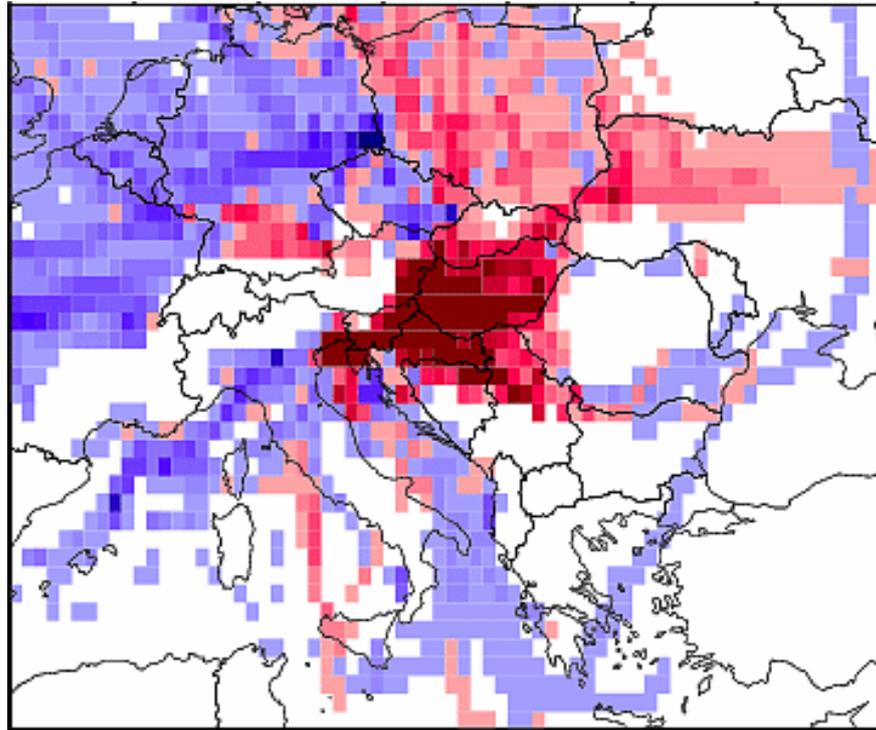


Abbildung 117: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Sulfat in Bockberg 2004, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

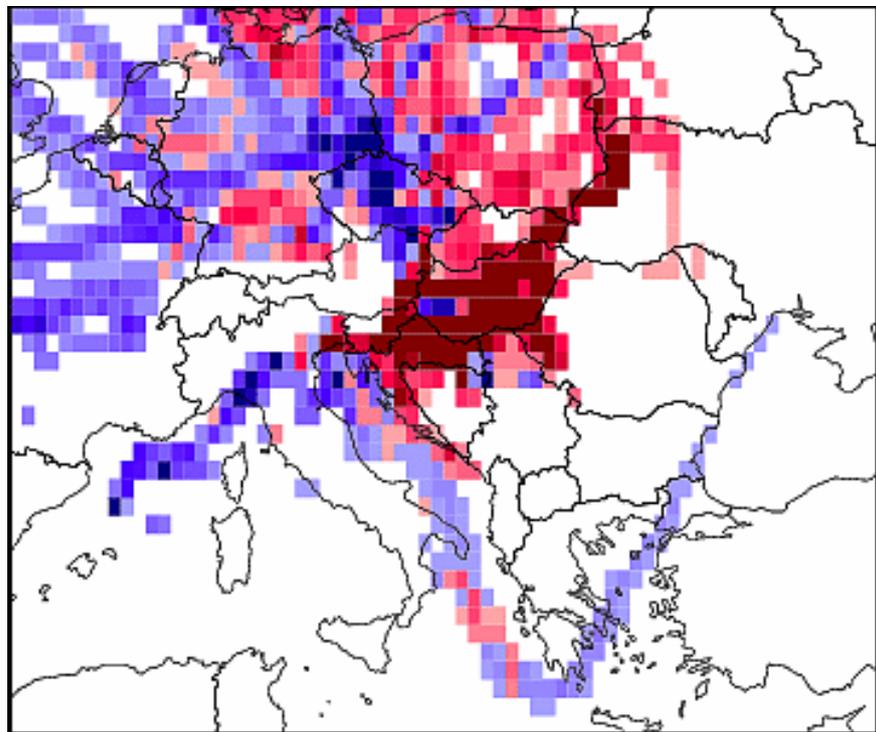


Abbildung 118: Ergebnisse der Tiefpassmethode für Silikat in Bockberg 2004, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

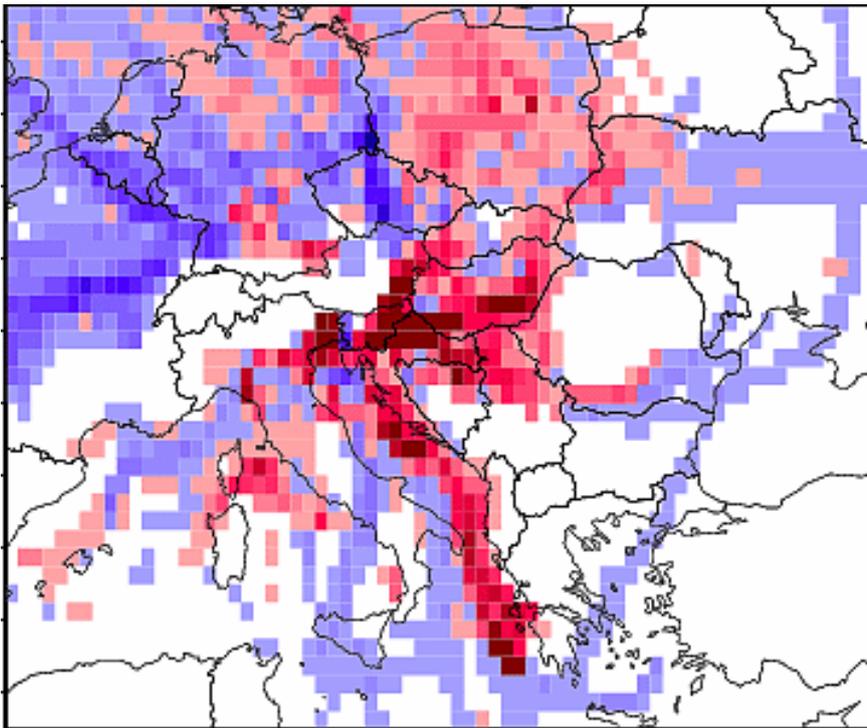


Abbildung 119: Ergebnisse der Tiefpassmethode für den „Rest“ in Bockberg 2004, nur Trajektorien unter 600 m Seehöhe.

ANHANG 4: BEURTEILUNG DER VORBELASTUNG VON LINZ

Die für die Beurteilung der Vorbelastung des Ballungsraumes Linz verwendeten Hintergrundmessstellen Enzenkirchen und v. a. Pillersdorf liegen relativ weit von Linz entfernt; insbesondere die Messdaten von Pillersdorf sind vermutlich nicht immer repräsentativ für die tatsächliche Vorbelastung von Linz.

Dieses Kapitel diskutiert einige Extremfälle, bei denen die ländlichen Hintergrundmessstellen Enzenkirchen oder Pillersdorf höhere PM10-Konzentrationen erfassen als der Mittelwert von Linz Neue Welt und ORF-Zentrum. Eine höhere PM10-Konzentration an einer ländlichen Hintergrundmessstelle als im Zentrum von Linz lässt sich auf drei mögliche Ursachen (bzw. deren Zusammenwirken) zurückführen:

- Ein räumlich sehr heterogenes Konzentrationsmuster im nördlichen Österreich, das durch die großräumigen meteorologischen Verhältnisse (bzw. großräumigen Luftmassentransport, wie er von den Rückwärtstrajektorien auf Basis von ECMWF-Winddaten abgebildet wird) nicht erklärt werden kann. In diesen Fällen ist es ohne genaue Kenntnis der lokalen meteorologischen Bedingungen praktisch nicht möglich, eine regionale und eine städtische Hintergrundkonzentration zu identifizieren.
- Ferntransport von Südosten (Serbien) bis Nordosten (Oberschlesien) führt in Pillersdorf zu höheren PM10-Konzentrationen als in Linz, da Linz von den jeweiligen Quellregionen weiter entfernt ist.
- Pillersdorf liegt bei Situationen mit regionaler Schadstoffakkumulation in Linz in einer anderen Luftmasse als Linz und repräsentiert somit keine regionale Hintergrundkonzentration für Linz.

Folgende Tage wurden untersucht:

Am 15. November 2003 (regionale Schadstoffakkumulation in Linz) war Pillersdorf offenkundig nicht repräsentativ für die regionale Hintergrundbelastung in Linz. Während in Oberösterreich (TMW in Linz ORF-Zentrum $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Neue Welt $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$) extrem niedrige Windgeschwindigkeiten (Transport tendenziell aus Süddeutschland) herrschten, wurde Pillersdorf (TMW $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$) von Luftmassen aus Serbien über Wien erreicht.

Der 29. Februar 2004 wies generell nördliche Strömung bei niedriger Windgeschwindigkeit auf; der PM10-TMW betrug in Enzenkirchen $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Pillersdorf $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Linz variierte die Konzentration zwischen $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am ORF-Zentrum und $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Steyregg; insgesamt war die PM10-Belastung sehr heterogen; in Wels wurden $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Salzburg Rudolfsplatz $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Warum gerade im zentralen Stadtgebiet von Linz die niedrigsten PM10-Konzentrationen gemessen wurden, müsste anhand einer detaillierten Analyse der meteorologischen Verhältnisse untersucht werden.

Der 4. März 2004 wies ebenfalls extreme Konzentrationsunterschiede in Oberösterreich auf, die sich einer raschen Erklärung entziehen. Bei Ferntransport von Nordwesten (Benelux, Westdeutschland) wurde in Enzenkirchen ein PM10-TMW von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, in Wels von $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Linz Neue Welt von $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Linz ORF-Zentrum von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Auch der 6. Februar 2005 (Transport von Nordosten über Wien) war von einem sehr heterogenen Konzentrationsfeld gekennzeichnet, mit $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Linz Neue Welt, $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Linz Römerberg, $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Pillersdorf und $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Illmitz. Möglicherweise erreichte der Ferntransport aus Polen Linz nur noch abgeschwächt.

Am 14. Oktober 2006 erreichte die Luft Linz von Ungarn und der Slowakei über Wien, während die Rückwärtstrajektorien nach Pillersdorf aus Nordmähren und Oberschlesien kamen. In Pillersdorf wurde ein TMW von $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, in Linz ORF-Zentrum von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Steyregg nur von $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Da Pillersdorf relativ weit von Linz entfernt ist, könnte u. U. Steyregg, unmittelbar östlich von Linz gelegen, für die Beurteilung der regionalen Hintergrundbelastung bei östlicher Strömung herangezogen werden. Bei westlicher Strömung und regionaler Schadstoffakkumulation eignet sich der Standort aufgrund seiner Nähe zur voestalpine jedenfalls nicht zur Beurteilung einer Hintergrundbelastung.

In Tabelle 28 ist die mittlere Differenz der PM10-Belastung zwischen Steyregg und Pillersdorf (für Tage mit TMW über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Linz) für verschiedene Herkunftsregionen von Trajektorien zusammengestellt. Die Auswertung zeigt das durchaus plausible Ergebnis, dass bei regionaler Schadstoffakkumulation sowie bei dieser in Zusammenwirken mit Transport von Westen Steyregg um 12 bzw. $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höhere PM10-Belastung als Pillersdorf aufweist, bei alleinigem Transport von Westen um $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; hingegen liegt bei Ferntransport von Osten die PM10-Konzentration in Steyregg unter jener von Pillersdorf, was mit der Beobachtung korrespondiert, dass Pillersdorf aufgrund seiner größeren Nähe zu den Quellgebieten stärker von derartigem Ferntransport betroffen ist.

Tabelle 28: PM10-Konzentration von Steyregg (als mittlere Differenz der PM10-Konzentration von Steyregg–Pillersdorf) nach Herkunftsregionen von Rückwärtstrajektorien.

Ferntransport von Westen und Nordwesten	$7 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Ferntransport von Südosten bis Nordosten	$-6 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Regionale Akkumulation	$12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Reg + Ferntransport von Westen und Nordwesten	$11 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Reg + Ferntransport von Südosten bis Nordosten	$4 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Eine Auswertung einzelner Tage (siehe Tabelle 29) mit hohen negativen Differenzen zwischen Steyregg und Pillersdorf zeigt, dass Pillersdorf meist eine relativ ähnliche Belastung aufwies wie Linz, Steyregg aber eine deutlich geringere. Steyr zeigt häufig eine ähnliche Konzentration wie Steyregg, was die Annahme unterstützt, dass Steyregg oder Steyr annähernd eine regionale Hintergrundbelastung bei östlicher Strömung erfassen; allerdings lassen sich auch mehrere Fälle identifizieren, in denen Steyregg eine deutlich niedrigere Konzentration nicht nur als Linz, sondern auch als Steyr aufwies, in denen vermutlich Steyregg oberhalb einer flachen Bodeninversion lag. In der Mehrheit der Fälle mit Ferntransport von Osten dürfte Steyregg besser für die Beurteilung der regionalen Vorbelastung für Linz geeignet sein als Pillersdorf.

Tabelle 29: PM10-Konzentration in Pillersdorf, Linz (mit Angabe der jeweils am niedrigsten belasteten städtischen Messstelle), Steyregg und Steyr an Tagen mit Ferntransport von Osten, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Pillersdorf	Linz	Steyregg	Steyr
06.10.2005	60	57 (ORF-Zentrum)	33	70
07.10.2005	60	57 (ORF-Zentrum)	35	33
12.10.2005	51	47 (ORF-Zentrum)	31	41
28.10.2005	47	48 (Neue Welt)	31	31
09.01.2006	58	53 (ORF-Zentrum)	44	43
24.02.2006	59	53 (Neue Welt)	38	36
16.03.2006	79	76 (ORF-Zentrum) 82 (Römerberg)	55	56
06.05.2006	59	62 (ORF-Zentrum)	42	40

Verwendet man bei Ferntransport von Osten die PM10-Konzentration von Steyregg anstelle jener von Pillersdorf zur Beurteilung der Vorbelastung, so verändert sich der Mittelwert der regionalen Hintergrundbelastung auf $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (statt $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und damit der Beitrag des Ballungsraums Linz zur städtischen Hintergrundbelastung von 32 auf 35 %. Der konzentrationsgewichtete Beitrag von Ferntransport von Südosten bis Nordosten nimmt dadurch um 3 % ab.

ANHANG 5: UNTERSCHIEDE ZU AUSSAGEN FRÜHERER UNTERSUCHUNGEN

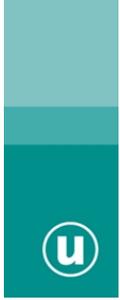
Die vorliegende Studie setzt frühere Untersuchungen fort, deren Ergebnisse v. a. in UMWELTBUNDESAMT (2006b, Daten bis Ende 2004) publiziert worden sind. Demgegenüber wurde der ausgewertete Datensatz um nahezu zweieinhalb Jahre (bis Mai 2007) erweitert. Dieser zusätzliche Zeitraum umfasst den sehr hoch belasteten Winter 2005/06, der im Osten Österreichs im Vergleich zu früheren Jahren überdurchschnittlich häufig von regionaler Schadstoffakkumulation und weniger von Ferntransport betroffen war, sowie den sehr niedrig belasteten Winter 2006/07 mit besonders häufiger Advektion maritimer Luftmassen.

Zudem wurde sowohl die Methodik für die Auswertung von Rückwärtstrajektorien als auch für die Klassifikation der Trajektorienbahnen verfeinert.

Während die auf dem Datensatz von 1999 bis Mai 2007 basierenden Auswertungen der Herkunftszuordnung erhöhter PM10-Belastung an den ländlichen Hintergrundmessstellen relativ ähnliche Ergebnisse zur Umweltbundesamt-Studie (UMWELTBUNDESAMT 2006b) liefern, fallen vor allem bei Wien und Graz deutlich veränderte Anteile auf.

Für Wien wurde ein Beitrag der städtischen Emissionen zur städtischen Hintergrundbelastung von knapp über 20 % abgeschätzt, der Beitrag von Ferntransport dagegen mit ca. 45 %, von Emissionen im Ausland im regionalen Umkreis mit fast 15 %. Die grundsätzlich inkonsistenten Daten, die derzeit zu den PM10-Emissionen in Wien und dessen regionalem Umfeld vorliegen (Emissionskataster Wien, Bundesländeremissionsinventur, EMEP-Emissionsdaten) erschweren eine Abschätzung des Beitrags der Stadt Wien zur hier gemessenen Hintergrundbelastung, doch scheint es gerechtfertigt, die PM10-Emissionen Wiens höher anzusetzen als in der genannten Umweltbundesamt-Studie, den Beitrag Bratislavas geringer einzuschätzen und jenen Südmährens und Nordwestungarns zu vernachlässigen.

In Graz wird der Beitrag von Ferntransport zur städtischen Hintergrundbelastung im vorliegenden Bericht mit ca. 15 % deutlich geringer angesetzt als in UMWELTBUNDESAMT (2006b) mit ca. 30 %; dies ist einerseits auf eine verfeinerte Klassifikation der Trajektorien, andererseits auf das weitgehende Überwiegen regionaler Schadstoffakkumulation im Jahr 2006 zurückzuführen. Umgekehrt wird der Beitrag der städtischen Emissionen höher abgeschätzt.



Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Feinstaubpartikel können über mehrere hundert Kilometer transportiert werden und dadurch auch fernab ihres Entstehungsortes zu einer erhöhten Belastung führen. Der außeralpine Bereich Österreichs – untersucht wurden die Städte Wien, Linz, Salzburg und Graz – wird von Fernverfrachtung von Staub aus Großemittenten und Städten in Ostmitteleuropa erreicht. Daneben spielt regionale Schadstoffakkumulation eine wesentliche Rolle.

Der Beitrag von Ferntransport an der städtischen Hintergrundbelastung von Feinstaub liegt in den außeralpinen Städten Österreichs ca. zwischen 15 und 45 %, jener regionaler Akkumulation zwischen 30 und 45 %.

Die wichtigsten Herkunftsregionen sind Rumänien, Nordserbien, Ungarn, die Slowakei, Polen, Tschechien und Slowenien.