



Kurzfassung des Endberichts für das Projekt

"AQUELLA Linz – Oberösterreich" Aerosolquellenanalyse für Linz - Oberösterreich

Erstellt von

N. Jankowski, M. Sageder, H. Bauer, I. Marr, A. Kasper-Giebl,
A. Limbeck, A. Caseiro, M. Handler, B. Klatzer, P. Kotianova,
P. Pouresmaeil, Ch. Schmidl, C. Ramirez-Santa Cruz, A.
Dattler, L. Andrade-Sanchez, H. Puxbaum
und dem AQUELLA - TEAM

Wien, 19.01.2009

Bericht UA/ Kurzbericht AQ OÖ 2008 – 44 Seiten

Technische Universität Wien

Institut für Chemische Technologien und Analytik

Arbeitsgruppe für Umweltanalytik

1060 Wien, Getreidemarkt 9/164 UPA

Inhaltsverzeichnis

1. Projektdaten	1
2. Einführung und Aufgabenstellung	3
2.1. Einführung in die Feinstaubproblematik.....	3
2.2. Aufgabenstellung des gegenständlichen Projektes	4
3. Quellenanalyse mit Tracern	5
4. Modellergebnisse.....	9
4.1. Makrotracermodell	9
4.1.1. Monatsmittelwerte	11
4.1.2. Monatsmittelwerte an Überschreitungstagen	13
4.1.3. Mittelwerte an Überschreitungstagen.....	16
4.1.4. Vergleich Pools \leftrightarrow 50 μ g/m ³	20
4.1.5. Vergleich Sommer/Winter	22
4.2. Ergebnisse des CMB Modells	26
4.2.1. Modellparameter	26
4.2.2. Ergebnisse.....	26
5. Städtevergleich Wien - Graz - Salzburg - St. Pölten - Linz	28
6. Überschreitungen – Einfluss der Vorbelastung	31
7. Analyse von Stadt- und Importanteilen.....	34
8. PM10 und meteorologische Aspekte.....	37
9. Zusammenfassung	41
10. Literatur.....	44

1. Projektdaten

Auftragnehmer:

Technische Universität Wien
Institut für Chemische Technologien und Analytik
Getreidemarkt 9/164 UPA
A-1060 Wien

Titel des Projektes:

AQUELLA Linz – Oberösterreich
Aerosolquellenanalyse für Linz – Oberösterreich

Projektleiter:

Ao Prof. Dr. Hans Puxbaum
+43 1 58801 15170

Koordination:

Dr. Heidi Bauer
+43 1 58801 15177

Berichtsverfassung:

Dipl. Ing. (FH) Nicole Jankowski
+43 1 58801 15173

Analytische Betreuer:

Heidi Bauer (EC/OC, Kohlenstoffspezifizierung)
Anne Kasper-Giebl (Ionenchromatographie, Anhydrozucker, Cellulose)
Andreas Limbeck (ICP-OES, AAS, Pd)
Iain Marr (Qualitätskontrolle)

Wissenschaftliche Mitarbeiter:

Carlos Ramírez-Santa Cruz (Ionenchromatographie, HPLC-E-Chem.Detektion, Anhydrozucker)
Christian Effenberger (Ionenchromatographie)
Yo Abé (Emissionsprofile Kochen, Holzbearbeitung, Tierhaltung)
Alexandre Caseiro (HPLC-E-Chem.Detektion, Anhydrozucker, Cellulose)
Markus Handler (ICP-OES, Filter Transport, Straßenstaubsammlung)

Nicole Jankowski (Straßenstaubprofile, Filter Pooling, Berichtsverfassung)

Barbara Klatzer (TOC, HULIS, Filter Pooling)

Petra Kotianova (GC-MS non-polar)

Parissa Pouresmaeil (Thermographie, EC/OC, Filter Management)

Christoph Puls (AAS – As, Sb, Pb)

Astrid Dattler (GC-MS polar)

Markus Sageder (Meteorologische Analyse)

Christoph Schmidl (Holzrauchprofile)

Johannes Zbiral (RFA – Si, Al, Fe)

Ge Peng (RFA – Si, Al, Fe)

Magdalena Rzaca (HPLC-E-Chem.Detektion)

Externe Beratung / Mitarbeit

Prof. Axel Berner (PM10 Emissionssammler Design, PM10 Ambient sampler Design)

Johannes Frank (Konstruktion von Eigenbau-Geräten)

Prof. James J. Schauer (Externe Beratung, GC-MS Kalibrierung, Auswertung, CMB Beratung)

Weitere Mitarbeiter:

Lorena Andrade Sanchez (Filteraliquotisierung, Thermographie, EC/OC/CC)

Lylían Sampaio Cordeiro Wagner (HULIS)

2. Einführung und Aufgabenstellung

2.1. Einführung in die Feinstaubproblematik

Bis 2004 galt in Österreich als gesetzlich zu erfassende Staubfraktion Gesamtschwebstaub oder auch abgekürzt TSP (für „total suspended particles“). Da feinere Teilchen tiefer in den Atemtrakt gelangen und in epidemiologischen Untersuchungen auch eine höhere Wirkung auf Atemtrakt- und Herz-Kreislaufkrankungen aufzeigen^[i], wurden in den USA bereits vor längerer Zeit Grenzwerte für die feineren Staubfraktionen unter 10 µm („PM10“) und unter 2,5 µm („PM2.5“) eingeführt. Seitens der EU wurde am 22. April 1999 die Richtlinie 1999/30/EG erlassen, in welcher die Grenzwerte für Partikel in der Luft neu behandelt wurden. Als „PM10“ in der erwähnten EU-Richtlinie wird „Particulate Matter mit einem mittleren aerodynamischen Abscheidedurchmesser von 10 µm“ bezeichnet. Als Grenzwert zum Schutz des Menschen ist im Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-Luft) ein Jahresmittelwert von 40 µg/m³ und ein Tagesmittelwert (TMW) von 50 µg/m³, dieser jedoch verknüpft mit Überschreitungskriterien, angegeben. Der PM10 Standard mit einem Grenzwert von 50 µg/m³ als TMW, der pro Jahr 35 Mal überschritten werden darf, wurde mit dem IG-Luft 2001 in Bezug auf die Überschreitungshäufigkeit verschärft in österreichisches Recht übernommen. Ein Grenzwert von 25 µg/m³ im Jahresmittel für PM2.5 wurde erst kürzlich von der EU (24. Mai 2008) erlassen (Richtlinie 2008/50/EG^[ii]). Dieser soll ab 1. Januar 2015 eingehalten werden.

In Linz wurden mehrfach Überschreitungen des PM10 Grenzwertkriteriums beobachtet. In Österreich führt eine Überschreitung eines IG-Luft Grenzwerts zur Stuserhebung mit einer Analyse der Verursacher und zur Einleitung von geeigneten Maßnahmen, um die Überschreitungen in Zukunft vermeiden zu können. Während nun bei gasförmigen Luftschadstoffen auf Basis der Emissionskataster auf Anteile von Verursacherquellen geschlossen werden kann, ist dies bei Partikeln PM10 nicht in gleichartiger Weise möglich. Zum einen, da Partikel aus vielfältigen chemischen Verbindungen bestehen, zum anderen, da diese chemischen Verbindungen jeweils aus verschiedenen Quellen stammen. Außerdem wird ein erheblicher Anteil der Partikel in der Luft sekundär gebildet und scheint in den Emissionskatastern nicht auf. Weiters erfassen die Emissionskataster nicht oder sehr unvollständig fugitive Emissionen, die z.B. durch Straßenabrieb, Bautätigkeit, Erosion von offenen Flächen etc. verursacht werden. Dadurch wird die Erkennung von Quellenbeiträgen zum PM10 Aerosol ein mehrdimensionales Problem, das nicht mehr durch Betrachten der Messwerte selbst gelöst werden kann. Als Lösungsmöglichkeit wurde die Anwendung eines Chemischen Massenbilanzmodells (CMB) vorgeschlagen, welches mit Hilfe eines

statistischen Verfahrens und der Anwendung von gemessenen Quellenprofilen eine Rekonstruktion der Beiträge der wichtigsten, in einer Vorauswahl ermittelten Aerosolquellen ermöglicht. Basierend auf den Erfahrungen mit dem CMB-Modell wurde im Rahmen von AQUELLA ein eigenes Aerosolquellen-Modell, das Makrotracer-Modell entwickelt und erfolgreich angewendet. Das Makrotracer-Modell basiert auf dem CMB Ansatz, wobei die Zahl der Tracerkomponenten auf eine möglichst geringe reduziert wird. Als Tracerkomponenten werden soweit als möglich Makrokomponenten herangezogen, die sich als besonders zuverlässig hinsichtlich der Quellenidentifizierung erwiesen haben.

Für die Schaffung eigener Quellenprofile wurden zwei spezielle Projekte vom BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft („AQUELLIS – Kraftfahrzeuge“ und „AQUELLIS – Industrie, Gewerbe, Landwirtschaft“) sowie eines vom Bundesministerium für Verkehr, Technologie und Innovation (Emissionsprofile der KFZ Flotte im Kaisermühlentunnel) bearbeitet. Profile von Straßenstäuben wurden im Rahmen des gegenständlichen Projektes erstellt. AQUELLA – Projekte wurden bereits für Wien, Graz/Steiermark, Salzburg, Niederösterreich und Klagenfurt/Kärnten durchgeführt.

2.2. Aufgabenstellung des gegenständlichen Projektes

Im Rahmen des gegenständlichen Projektes sollten die Hauptverursacher der PM10 Überschreitungen in der Stadt Linz ermittelt werden. Dafür war die Erstellung eines Aerosolquellenmodells für PM10 in Linz sowie eines geeigneten Tracersatzes notwendig, als Grundlage der Quellenanalyse mit dem Chemischen Massenbilanzmodell. Der Tracersatz war dann in den Quellenproben zu analysieren, daraus resultierten die Quellenprofile. In ausgewählten Immissionsproben wurden dann ebenso die Konzentrationswerte der Tracerkomponenten im Verhältnis zur PM10 Konzentration bestimmt. Mit Hilfe des Makrotracer-Modells und des CMB-Modells wurden letztlich die Anteile der wichtigsten Aerosolquellen ermittelt.

Die Anwendung des Aerosolquellenmodells für Linz sollte insbesondere der Analyse von Situationen dienen, die zur Überschreitung der IG-Luft Grenzwerte von PM10 führen. Durch Einbeziehen einer Vorbelastungsmessstelle war beabsichtigt, den eigentlichen Stadteinfluss als „Urban Impact“ für die Überschreitungsepisoden herauszufiltern.

3. Quellenanalyse mit Tracern

Von den für das Projekt „Aquila Linz - Oberösterreich“ ausgewählten Immissionsmessstellen befinden sich zwei im städtischen Bereich (Messstellen Römerberg und Neue Welt), eine weitere Messstation liegt nahe der Stadtgrenze (Station Steyregg) in einer Prallhangsituation. Als lokal „unbelastete“ Hintergrundmessstelle wurde die Station Enzenkirchen gewählt, die sich etwa 50 km westnordwestlich des Ballungsgebietes Linz befindet. Abbildung 1 zeigt die Lage der Hintergrundmessstelle zur Stadt Linz.

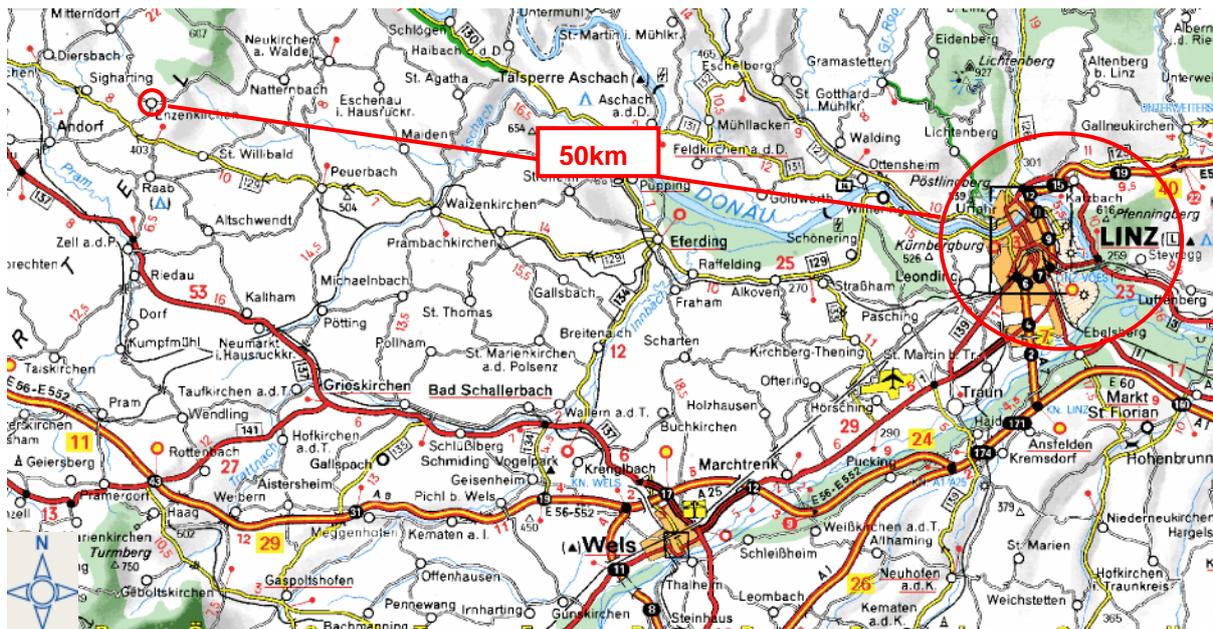


Abbildung 1: Lage der AQUELLA – Messstellen: Hintergrundmessstation (Enzenkirchen) zur Stadt

Abbildung 2 zeigt die Lage der Messstationen in Linz Stadt (Römerberg und Neue Welt), sowie die Station Steyregg.

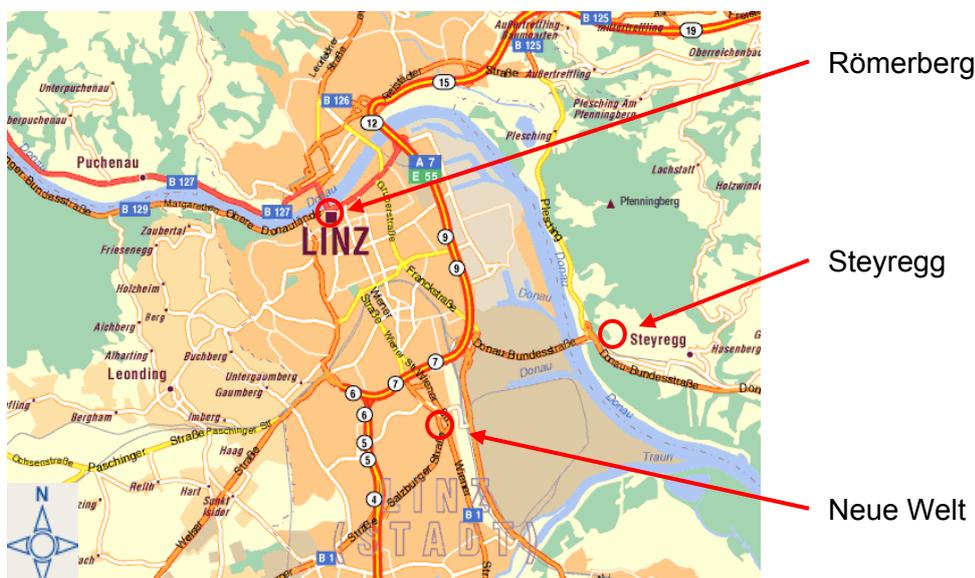
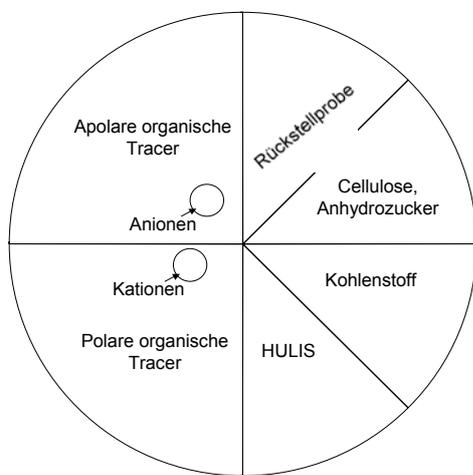


Abbildung 2: Lage der drei Messstellen im Raum von Linz

Die Beprobung von Feinstaub PM10 erfolgte an den 4 Messstellen vom 1. April 2005 bis zum 31. März 2006. Des Weiteren wurden im Raum Linz und bei der Hintergrundstation Enzenkirchen Quellenproben von Straßenstäuben gezogen. Quellenprofile der VOEST Alpine Linz wurden sowohl durch kontinuierliche Sammlung, als auch als Kehrstäuben gezogen. Profile für die Holzverbrennung wurden an der TU Wien für die in Österreich verwendeten Holzarten erstellt.

Die Immissions- und Quellenproben wurden einer umfassenden Analytik unterworfen. Abbildung 3 zeigt die Aufteilung der bis zur Messung bei -20°C aufbewahrten Quarzfaserfilter der Immissionsprobenahme.



- Apolare organische Tracer: PAH, Alkane
- Polare Organische Tracer: Fett- und Harzsäuren
- Anionen: Chlorid, Nitrat, Sulfat
- Kationen: Ammonium, Natrium, Kalium, Kalzium, Magnesium
- Cellulose
- Anhydrozucker: Levoglucosan und verwandte Verbindungen
- Kohlenstoff: TC, EC, OC, teilweise CC
- HULIS: Humic like substances
- Rückstellprobe: für Wiederholungen

Abbildung 3: Aufteilung der Quarzfaserfilter (Pallflex Quartz, 150 mm Durchmesser)

Für die Messung der metallischen Elemente wurden Celluloseacetatfilter verwendet. Diese wurden vorerst der zerstörungsfreien Röntgenfluoreszenzanalyse (Bestimmung von Silizium und Aluminium) unterzogen, anschließend unter Druck in Königswasser aufgeschlossen und mittels optischer Emissionsspektalanalyse und Atomabsorptionsspektrometrie untersucht; bestimmt wurden Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Mangan, Eisen, Vanadium, Nickel, Kalzium, Magnesium, Titan, Barium, Antimon und Arsen.

Um Information auch über Monatsgänge zu gewinnen, konnten nicht immer Tagesproben analysiert werden. Die Proben wurden aus diesem Grunde „gepoolt“. Tabelle 1 zeigt den Analysenplan, Abbildung 4 die Jahresgänge von PM10 an den Messstationen. Als Überschreitungstage wurde die Überschreitung des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstation Römerberg definiert. Monate an denen keine Grenzwertüberschreitung auftrat, wurden für die Quellenanalyse nicht berücksichtigt.

Tabelle 1: Liste der analysierten Pools (Rote Schrift: Überschreitungsperioden , schwarze Schrift: Perioden ohne Grenzwertüberschreitung an der Messstelle Römerberg)

Monat	Römerberg	Neue Welt	Steyregg	Enzenkirchen
April	1.4.-3.4.,6.4.,8.4.- 12.4. 4.-5.,7.4.2005 13.-15.4.2005 16.4.-30.4.	1.4.-3.4.,6.4.,8.4.- 12.4. 4.-5.,7.4.2005 13.-15.4.2005 16.4.-30.4.	1.4.-3.4.,6.4.,8.4.- 12.4. 4.-5.,7.4.2005 13.-15.4.2005 16.4.-30.4.	1.4.-3.4.,6.4.,8.4.- 12.4. 4.-5.,7.4.2005 13.-15.4.2005 16.4.-30.4.
Mai	1.5.,4.5.-15.5. 02.05.2005 03.05.2005 16.5.-27.5.,31.5. 28.05.2005 29.-30.5.2005	1.5.,4.5.-15.5. 02.05.2005 03.05.2005 16.5.-27.5.,31.5. 28.05.2005 29.-30.5.2005	1.5.,4.5.-15.5. 02.05.2005 03.05.2005 16.5.-27.5.,31.5. 28.05.2005 29.-30.5.2005	1.5.,4.5.-15.5. 02.05.2005 03.05.2005 16.5.-27.5.,31.5. 28.05.2005 29.-30.5.2005
Juli	1.7.-14.7. 15.,18.07.2005 16.7.-17.7.,19.7.- 27.7.,30.7.-31.7. 28.-29.07.2005	1.7.-14.7. 15.,18.07.2005 16.7.-17.7.,19.7.- 27.7.,30.7.-31.7. 28.-29.07.2005	1.7.-14.7. 15.,18.07.2005 16.7.-17.7.,19.7.- 27.7.,30.7.-31.7. 28.-29.07.2005	1.7.-14.7. 15.,18.07.2005 16.7.-17.7.,19.7.- 27.7.,30.7.-31.7. 28.-29.07.2005
Oktober	1.10.-12.10. 13.10.,15.10. 14.10. 16.10.-19.10. 20.-21.10. 22.10. 23.10.-24.10.,26.10.- 29.10. 25.10. 30.-31.10.	1.10.-12.10. 13.10.,15.10. 14.10. 16.10.-19.10. 20.-21.10. 22.10. 23.10.-24.10.,26.10.- 29.10. 25.10. 30.-31.10.	1.10.-12.10. 13.10.,15.10. 14.10. 16.10.-19.10. 20.-21.10. 22.10. 23.10.-24.10.,26.10.- 29.10. 25.10. 30.-31.10.	1.10.-12.10. 13.10.,15.10. 14.10. 16.10.-19.10. 20.-21.10. 22.10. 23.10.-24.10.,26.10.- 29.10. 25.10. 30.-31.10.
November	1.11.-4.11. 5.11.-11.11.,15.11.- 16.11. 12.11., 25.11. 13.11.-14.11.,17.11.- 24.11.,26.11.-27.11. 28.11.-30.11.	1.11.-4.11. 5.11.-11.11.,15.11.- 16.11. 12.11., 25.11. 13.11.-14.11.,17.11.- 24.11.,26.11.-27.11. 28.11.-30.11.	1.11.-4.11. 5.11.-11.11.,15.11.- 16.11. 12.11., 25.11. 13.11.-14.11.,17.11.- 24.11.,26.11.-27.11. 28.11.-30.11.	1.11.-4.11. 5.11.-11.11.,15.11.- 16.11. 12.11., 25.11. 13.11.-14.11.,17.11.- 24.11.,26.11.-27.11. 28.11.-30.11.
Dezember	1.12.-3.12.,6.12.- 11.12. 4.12.-5.12. 12.12.-14.12. 15.12.-22.12.,25.12.- 29.12. 30.12.-31.12.	1.12.-3.12.,6.12.- 11.12. 4.12.-5.12. 12.12.-14.12. 15.12.-22.12.,25.12.- 29.12. 30.12.-31.12.	1.12.-3.12.,6.12.- 11.12. 4.12.-5.12. 12.12.-14.12. 15.12.-22.12.,25.12.- 29.12. 30.12.-31.12.	1.12.-3.12.,6.12.- 11.12. 4.12.-5.12. 12.12.-14.12. 15.12.-22.12.,25.12.- 29.12. 30.12.-31.12.
Januar	1.1. 2.1.-8.1. 9.1.,13.1. 10.1.-12.1. 14.1.-15.1.,19.1. 16.1.-17.1. 18.1.,20.1. 21.1.-23.1. 24.1.-30.1. 31.1.	1.1. 2.1.-8.1. 9.1.,13.1. 10.1.-12.1. 14.1.-15.1.,19.1. 16.1.-17.1. 18.1.,20.1. 21.1.-23.1. 24.1.-30.1. 31.1.	1.1. 2.1.-8.1. 9.1.,13.1. 10.1.-12.1. 14.1.-15.1.,19.1. 16.1.-17.1. 18.1.,20.1. 21.1.-23.1. 24.1.-30.1. 31.1.	1.1. 2.1.-8.1. 9.1.,13.1. 10.1.-12.1. 14.1.-15.1.,19.1. 16.1.-17.1. 18.1.,20.1. 21.1.-23.1. 24.1.-30.1. 31.1.
Februar	1.2.-2.2.,4.2.,6.2. 3.2.,5.2. 13.2.,16.2.,28.2. 14.2.-15.2. 20.2.-21.2.,24.2. 7-12, 17-19, 22-23, 25-27.02.06	1.2.-2.2.,4.2.,6.2. 3.2.,5.2. 13.2.,16.2.,28.2. 14.2.-15.2. 20.2.-21.2.,24.2. 7-12, 17-19, 22-23, 25-27.02.06	1.2.-2.2.,4.2.,6.2. 3.2.,5.2. 13.2.,16.2.,28.2. 14.2.-15.2. 20.2.-21.2.,24.2. 7-12, 17-19, 22-23, 25-27.02.06	1.2.-2.2.,4.2.,6.2. 3.2.,5.2. 13.2.,16.2.,28.2. 14.2.-15.2. 20.2.-21.2.,24.2. 7-12, 17-19, 22-23, 25-27.02.06
März	1-15.28-31.3.06 16.3.,20.3.,25.3. 17.3.,21.3.-22.3. 18.3.-19.3.,23.3.-24.3. 26.3.-27.3.	1-15.28-31.3.06 16.3.,20.3.,25.3. 17.3.,21.3.-22.3. 18.3.-19.3.,23.3.-24.3. 26.3.-27.3.	1-15.28-31.3.06 16.3.,20.3.,25.3. 17.3.,21.3.-22.3. 18.3.-19.3.,23.3.-24.3. 26.3.-27.3.	1-15.28-31.3.06 16.3.,20.3.,25.3. 17.3.,21.3.-22.3. 18.3.-19.3.,23.3.-24.3. 26.3.-27.3.

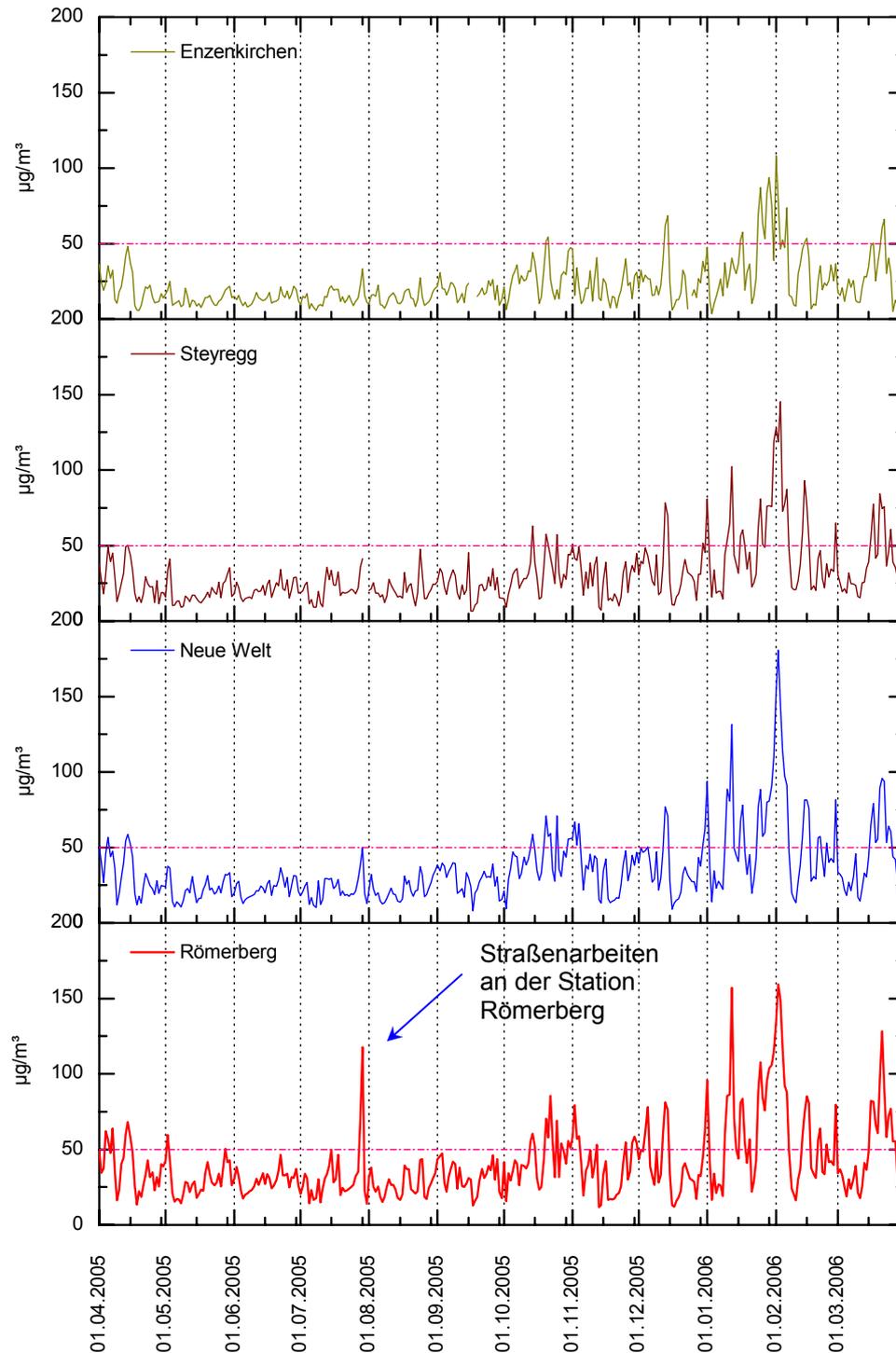


Abbildung 4: Jahresverlauf der PM₁₀ Tagesmittelwerte an den Messstellen Enzenkirchen, Steyregg, Römerberg und Neue Welt. April 2005 – März 2006

Wie aus Abbildung 4 zu entnehmen, traten Überschreitungen im Beobachtungszeitraum vor allem im Halbjahr zwischen Oktober und März auf. Einzelne Aktivitäten wie etwa die Straßenarbeiten an der Messstelle Römerberg können jedoch auch in der warmen Jahreszeit zu Überschreitungen führen. Der Einfluss solcher Emissionsquellen ist jedoch meist lokal begrenzt.

4. Modellergebnisse

4.1. Makrotracermodell

Tracermodelle basieren auf der Anwendung chemischer Verbindungen, die für bestimmte Quellengruppen charakteristisch sind. Diese Tracer sind oft nur in sehr geringen Konzentrationen in den Stäuben von bestimmten Quellen enthalten. Makrotracer sind nun Tracer, die in höheren Konzentrationen in den Quellenproben auftreten – zu mindestens 1%, eine Eigenschaft, die sich bei der Quantifizierung der Quellenbeiträge vorteilhaft auswirkt. Das an der TU Wien entwickelte Modell beruht auf den Tracern Ruß (EC) für Deselemissionen und Holzrauch. Die EC-Anteile für Holzrauch werden aus der Analyse für Levoglucosan abgeleitet. Die Differenz bildet den EC aus Deselemissionen. Aus diesem werden anschließend der OC der Motoremissionen sowie der Anteil von sonstigem Brems- und Reifenabrieb und „Straßenabrieb“ über Emissionsfaktoren abgeleitet. Im gegenständlichen Modell wird der Non-Exhaust Anteil von Reifen- und Bremsabrieb separat dargestellt („organischer Abrieb“). Die mineralischen Bestandteile des Straßenabriebs finden sich im Quellenanteil Mineralstaub.

Für die organischen Anteile des Reifen- und Bremsabriebs wurde als Rechengröße das 0.3 fache des Abgasanteils angenommen. Dies stellt nach eigenen Messungen (Kaisermühlentunnel) eine Untergrenze dar, beim Kaisermühlentunnel mit täglichen Staus lag der organische non-exhaust Anteil im groben Bereich (PM_{10-2,5}) beim 0.6 fachen des Exhaust-Anteilsⁱⁱⁱ; ohne Stau lag der Anteil bei 0,1^{iv}. Da in Tunnels der Anteil des wieder aufgewirbelten Materials höher anzunehmen ist, als in offenen Straßen, wurde der Faktor 0.3 angewendet. Der mineralische Anteil von Abrieb und Wiederaufwirbelung ist im Quellenanteil von Mineralstaub enthalten. Arsen gilt als Tracer für die Kohleverbrennung, da der Faktor großen Schwankungen unterliegt, konnte diese Quelle nicht eindeutig quantifiziert werden und wurde daher aufgrund der geringen Kohleanteile bei der Raumwärme in Österreich nicht berücksichtigt. Mineralstaub wurde aus dem Silizium- und Kalziumanteil berechnet – für Silizium wurde der Faktor 2.7 angewendet (entsprechend dem Vorkommen von Silizium in der Erdkruste, Kalzium wurde als Karbonat (CaCO₃, stöchiometrischer Faktor 2.5) berechnet. Die Quantifizierung der Quelle „Streusalz“ erfolgte aus dem Anteil von Natrium und Chlorid. Für die Ableitung des anorganisch sekundären Anteils wurden die Komponenten Ammonium, Nitrat und Sulfat verwendet. Bei diesen ist ein Feuchte-Anteil von etwa 10% einzubeziehen.

Für die Eisen/Stahlproduktion und –verarbeitung (ESPV) wurde von dem in den Immissionsproben gefundenem Eisen ein geogener Anteil abgezogen (abgeleitet vom geogenen Anteil von Silizium), und der anthropogene Anteil als Fe₂O₃ berechnet. Neueste Studien^v von Emissionen eines Stahlwerks in Deutschland zeigten, dass ein Faktor 2 von

diesem anthropogenen Anteil Fe_2O_3 auf die Gesamtemission der ESPV schließen lässt. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Makrotracer sowie deren Quellen und fasst die im Modell verwendeten Faktoren zusammen.

Tabelle 2: Makrotracer und abgeleitete Quellen im Makrotracer-Modell

Makrotracer	Umrechnungsfaktoren	Abgeleitete Quelle	Referenz
Ruß (EC)	$EC_D = EC - EC_H$ $DA = EC_D + (EC_D * 0,33)$ (DA: Diesel-Abgas) $EC_H = M_H * 0,15$ $EC_C = M_C * 0,4$	EC aus Diesel Diesel Emission KFZ+off road EC aus Holzrauch EC aus Kohleverbrennung*	Tunnelmessungen Eigene Daten EPA SPECIATE
As	$M_C = As * f_C \text{ §}$	Kohlefeuerung Haushalte*	EPA SPECIATE
Levoglucosan	$M_H = Levo * 10,7$	Holzrauch Haushalte	Eigene Daten
Cellulose	Cellulose*2	Pflanzen-Debris	Puxbaum&Tenze-Kunit 2003
HULIS	1x	Organisch Sekundär	Limbeck et al. 2005
Arabitol	$Pilz-C = Arabitol * 10,8$ $Pilzsporen = Arabitol * 27,5$	Bio-Aerosol (Pilze)	Bauer et al. 2002
NaCl	> 1% von PM10	Auftausalz	-
Si, Ca	$(Si * 2,7) + (Ca * 2,5)$	Mineralstaub	Geogene Verhältnisse
Ammonium, Sulfat, Nitrat	$(NH_4 + SO_4 + NO_3) * 1,1$ (für 10% Wasser)	Anorganisches Sekundäraerosol	-
Fe	$[(Fe - Si * 0,18) * 1,43] * 2$	ESPV – Eisen/ Stahlproduktion und - verarbeitung	Geogene Verhältnisse/ berechnet/Literatur
Nicht identifiziert	-	v.a. sekundär organisch, unbekannte Bioaerosole	-

§... Bereich von $f_C = 300 - 1000$

* Der Einfluss der Kohlefeuerung von Haushalten wurde nicht ermittelt

Da eine der zentralen Fragen im Projekt AQUELLA jene nach den Ursachen der Überschreitungen war, wurden detaillierte chemische Analysen des Feinstaubes an Stadt- und Hintergrundmessstellen durchgeführt, um aus dieser Zusammensetzung und der

Differentialdiagnose zwischen den Messstellen auf Quelleneinflüsse schließen zu können. Überschreitungstage wurden nach der Überschreitung des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Römerberg definiert.

4.1.1. Monatsmittelwerte

In den folgenden Abbildungen 3 bis 6 werden die Quellzuordnungen als Monatsmittelwerte dargestellt. Für Juni, August und September liegen keine Analysenwerte und somit keine Zuordnung vor, da es in diesen Monaten keine Grenzwertüberschreitungen gab. In Abbildung 5 sowie den folgenden sind jedoch die PM10 Mittelwerte dieser Monate zum Vergleich dargestellt (benannt als Rest PM10).

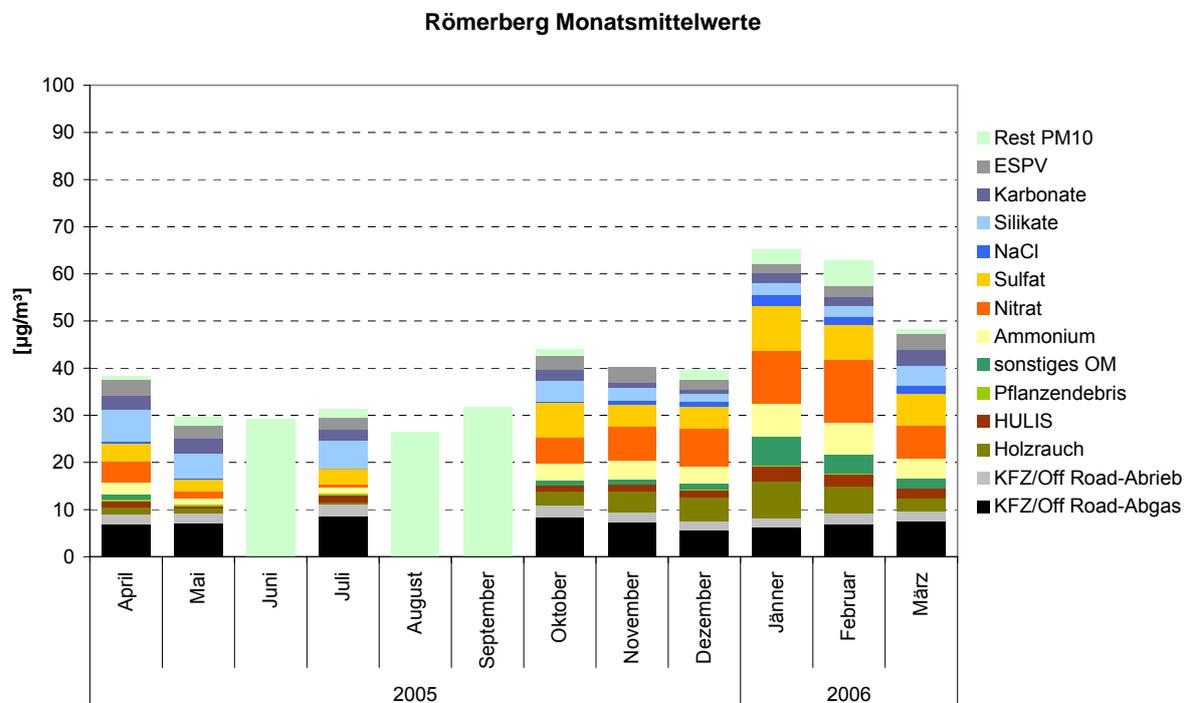
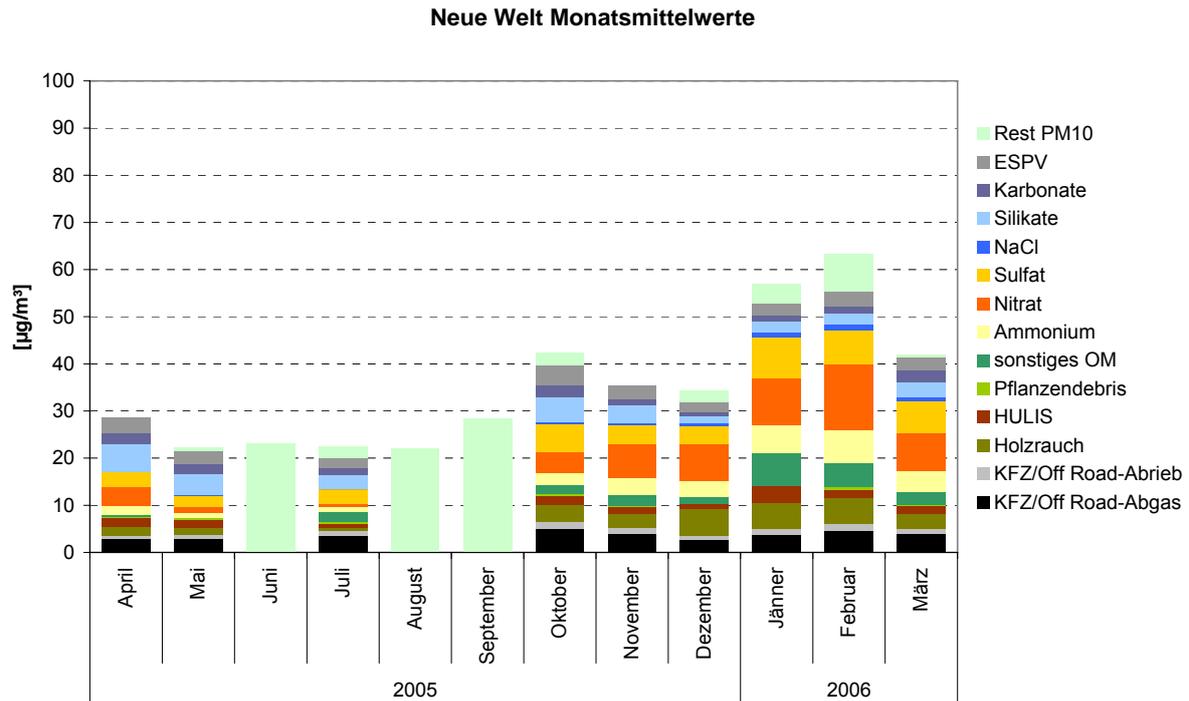
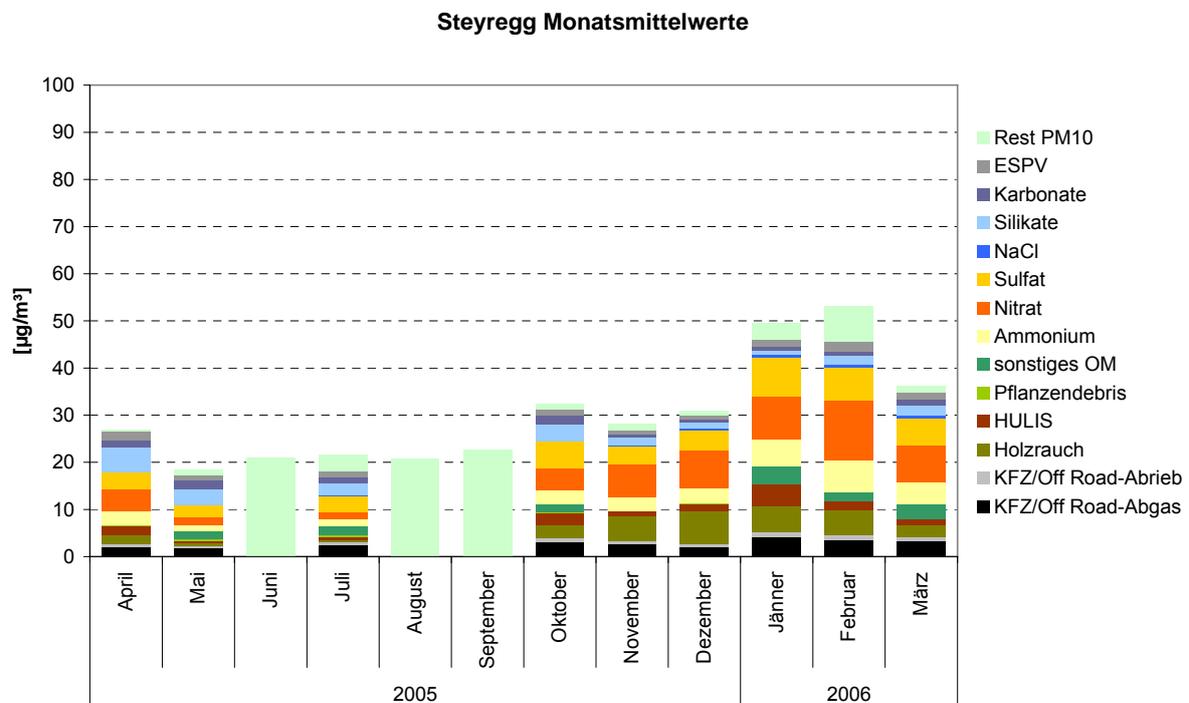


Abbildung 5: Monatsmittelwerte Römerberg

Die PM10 Monatsmittelwerte treten im Jänner und Februar am stärksten hervor. In diesen Monaten ist ein Anstieg der sekundären anorganischen Komponenten Ammonium, Sulfat und Nitrat zu beobachten. Auch Holzrauch und HULIS sind im Vergleich in beiden Monaten gegenüber dem Rest des Jahres erhöht. Zusätzliches organisches Material, das wahrscheinlich ebenfalls aus Verbrennungsquellen stammt, trägt zu einer erhöhten Gesamtbelastung bei. Der Einfluss der Quelle Eisen/Stahlproduktion und -verarbeitung bleibt hingegen über das Jahr hinweg relativ konstant.



Gegenüber der Station Römerberg treten an den Messstationen Neue Welt, Steyregg und Enzenkirchen KFZ/Off Road Abgase in den Hintergrund (siehe Abbildung 6 - Abbildung 8).



Erstaunlich ist der relativ gleichbleibende Anteil von Holzrauch und HULIS im Vergleich an den Stadtstationen sowie der Hintergrundstation.

Die sekundären anorganischen Komponenten Ammonium, Nitrat und Sulfat sind im städtischen Bereich gegenüber der Hintergrundstation leicht erhöht, wobei hier vor allem Nitrat und Sulfat hervortreten. Ein nennenswerter Anteil der Quellgruppe ESPV konnte nur in der Stadt sowie der stadtnahen Station Steyregg nachgewiesen werden, ebenso Streusalz, das in den kälteren Monaten zu Auftauzwecken seine Anwendung findet (Oktober bis April).

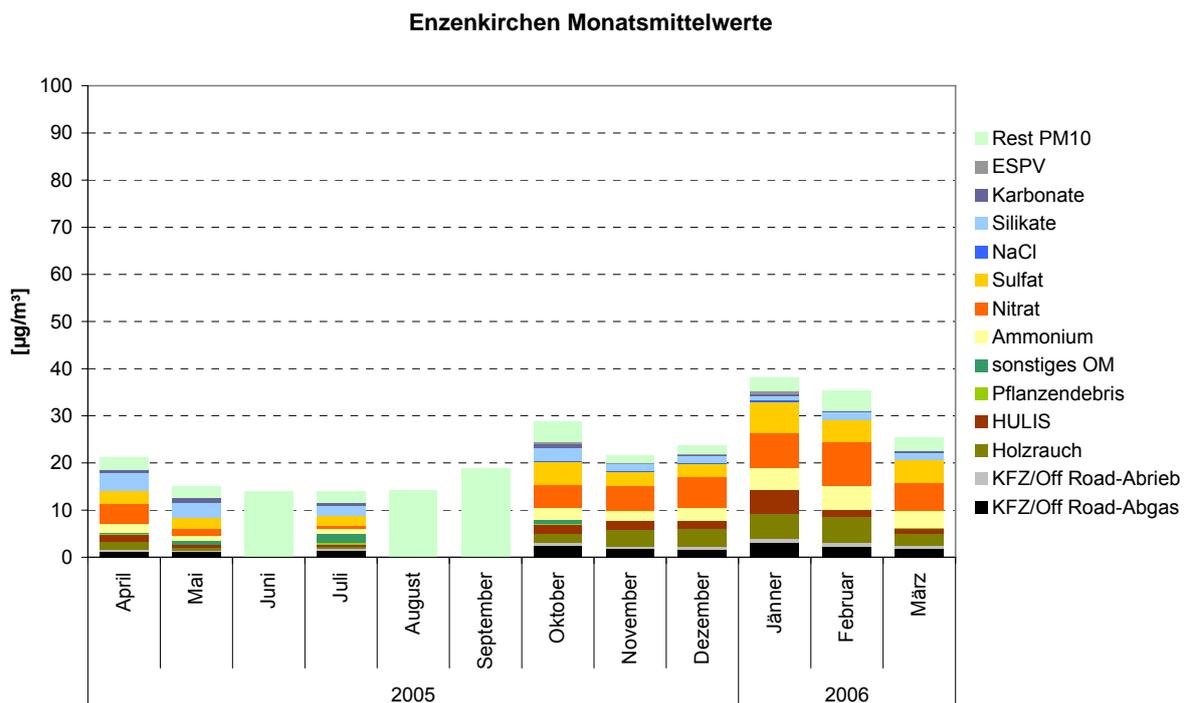


Abbildung 8: Monatsmittelwerte Enzenkirchen

Der Anteil an Silikaten an der PM10-Immission zeigt ein relativ ähnliches zeitliches Muster an allen Stationen, wenngleich, der Anteil im urbanen sowie stadtnahen Bereich erhöht ist. Silikate sind ein Bestandteil des Straßenabriebs, treten aber auch bei Baustellen, unbefestigten Wegen z.B. im landwirtschaftlichen Bereich sowie infolge natürlicher Erosionsvorgänge auf.

4.1.2. Monatsmittelwerte an Überschreitungstagen

In Abbildung 9 - Abbildung 12 sind die ermittelten Quellenanteile der untersuchten Pools an Überschreitungstagen dargestellt. An Überschreitungstagen fallen vor allem im Frühjahr (März bis Mai) und Sommer (Juli) erhöhte Silikat und Karbonatwerte auf (Abbildung 9 - Abbildung 12) Ein Grund könnte die Splittstreuung sein, die während des Winters erfolgt – in Linz wird für diesen Zweck hauptsächlich Dolomit, ein Kalzium-Magnesiumkarbonat,

verwendet. Während des Winters wird dieser durch Frost und die passierende Fahrzeugflotte zerkleinert. Solange die Straßen jedoch feucht sind, kommt es zu keiner Aufwirbelung. Bei trockeneren Bedingungen kann dieses feine Material auf Straßen jedoch vermehrt resuspendiert werden, und trägt im Spätwinter bzw. beginnenden Frühling zur Immissionsbelastung bei. Silikatisches Material, das einen parallelen Trend über das Jahr zeigt, stammt einerseits von Straßenabrieb und den Winterdienst-Einflüssen, andererseits weisen die Anstiege im Frühjahr im Hintergrund auch auf mögliche Einflüsse der Landwirtschaft hin, da Böden ebenfalls häufig silikathaltig sind. Die höheren Silikat- und Karbonatwerte samt Natriumchlorid an der Messstelle Römerberg im März könnten auch im Zusammenhang mit dem in diesem Monat üblichen Einkehren der Winterdienst-Rückstände stehen. Auch in anderen Städten wurde diese Häufung von Silikat-Karbonat-Salz im März beobachtet. Der Einfluss von Bauarbeiten wird im Juli an der Messstelle Römerberg eindrucksvoll durch stark erhöhte Silikatanteile erkennbar.

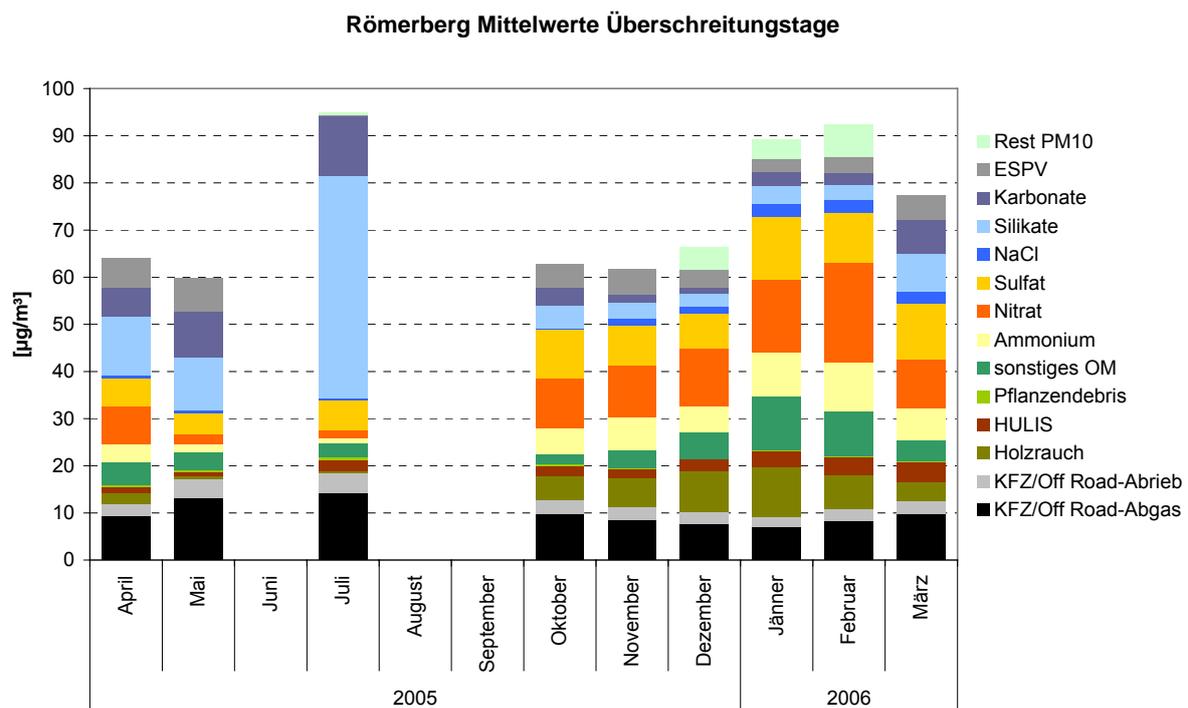


Abbildung 9: Monatsmittelwerte Überschreitungstage Römerberg

Holzrauch und HULIS treten vor allem in den kalten Monaten verstärkt als Quellen auf. Es ist eindeutig erkennbar, dass die Hauptquellen dieser Komponenten im ländlichen Bereich liegen, da die Werte in der Stadt beinahe gleich sind, wie an der Hintergrundmessstelle. Im städtischen Bereich wird ebenso verstärkt im Winter auftretendes nicht zuordenbares organisches Material beobachtet, das möglicherweise aus Feuerungen von Feststoffen stammt. Dieses nicht zuordenbare Material wurde auch in anderen Städten in der kalten

Jahreszeit in ähnlicher Konzentration beobachtet, sodass die industriellen Quellen als Verursacher ausgeschlossen werden können.

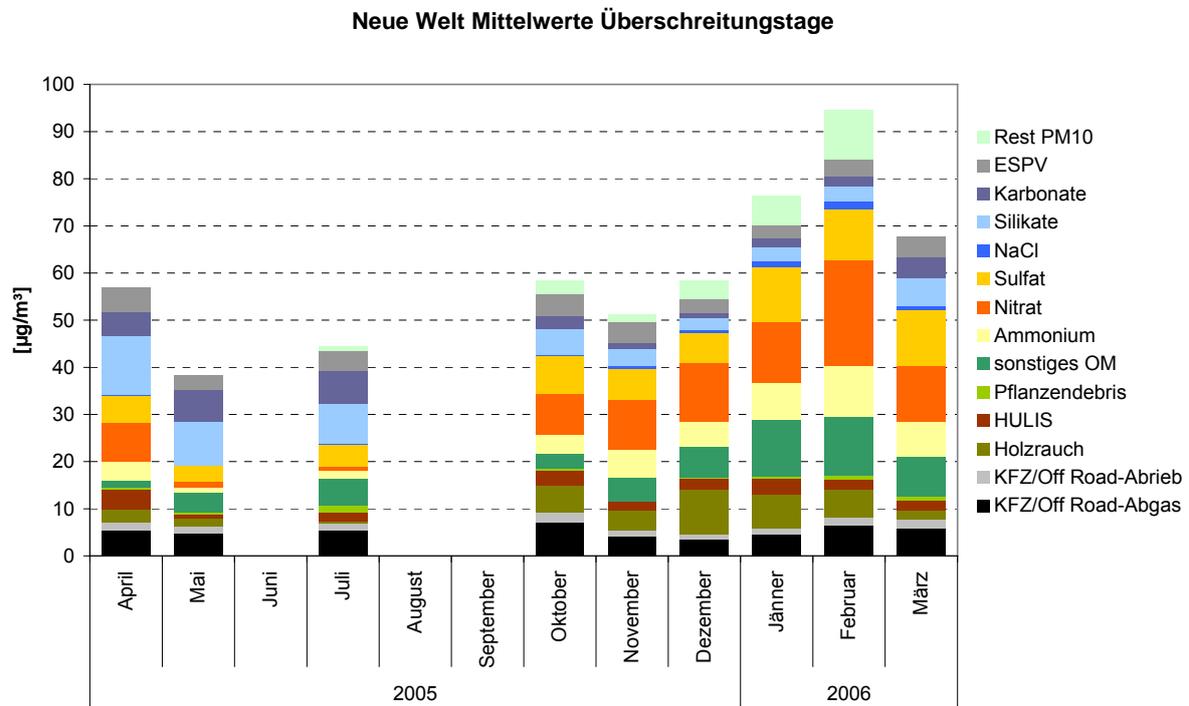


Abbildung 10: Monatsmittelwerte Überschreitungstage Neue Welt

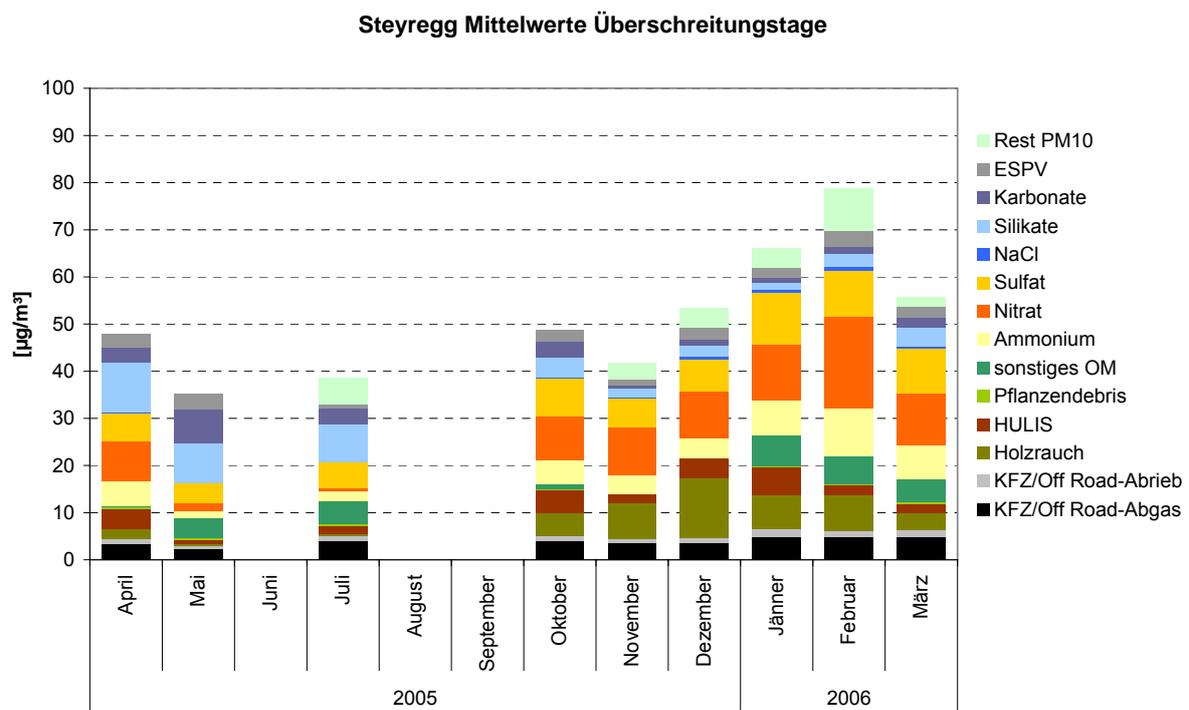


Abbildung 11: Monatsmittelwerte Überschreitungstage Steyregg

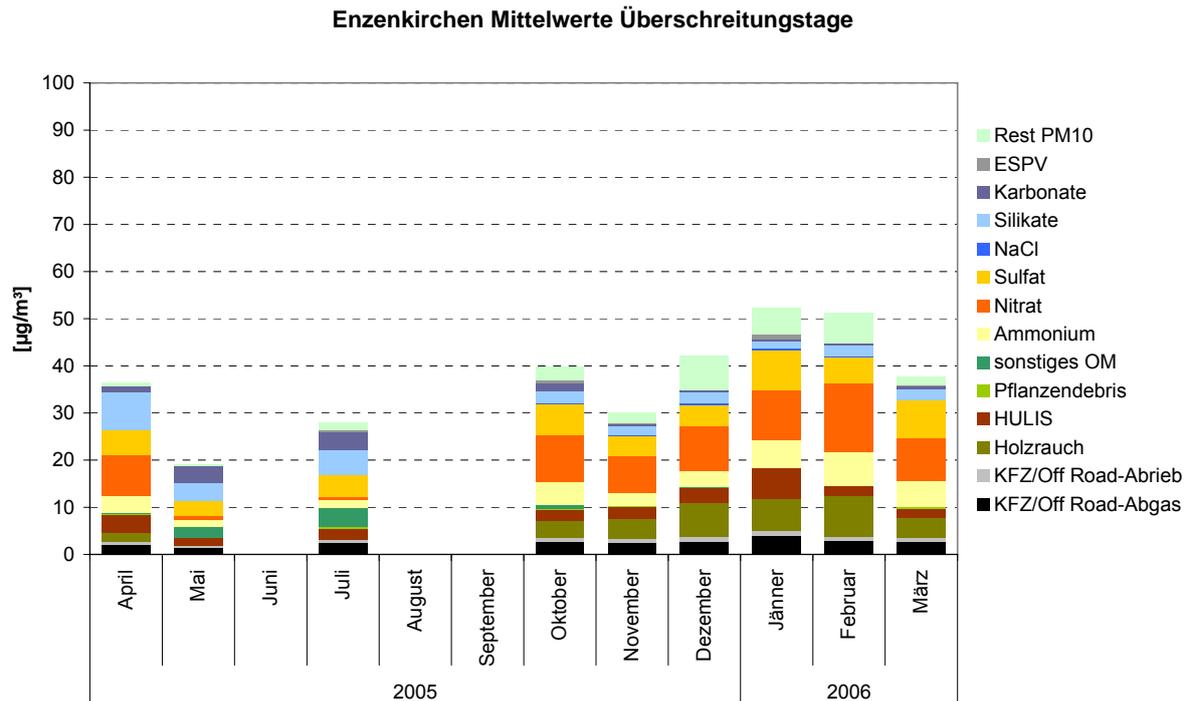


Abbildung 12: Monatsmittelwerte Überschreitungstage Enzenkirchen

An der Messstelle Enzenkirchen zeigt sich, dass die erhöhte Feinstaubbelastung in der kalten Jahreszeit überwiegend zwei Ursachen hat: Die hohen Sekundäraerosol-Anteile von Ammoniumnitrat und Ammonium, wobei der Anstieg des Nitrats im Winter besonders markant ist; und die hohen Holzrauch-Anteile, die zusammen mit der Komponente HULIS (Huminstoffartige Substanzen), die als Sekundärkomponente im Zusammenhang mit der Holzrauchemission steht, bis zu 25% des PM10 Anteils in Enzenkirchen betragen.

4.1.3. Mittelwerte an Überschreitungstagen

In Abbildung 13 sind die Mittelwerte der Quellenanteile für die Überschreitungstage in der Beobachtungsperiode April 2005-März 2006 für die vier Messstellen in Linz und Umgebung als Absolutwerte, in Abbildung 14 als Relativwerte dargestellt. Dabei zeigt sich die vom Hintergrund über Steyregg, Neue Welt und Römerberg zunehmende Konzentration von PM10 an den Überschreitungstagen. An der Hintergrundstation werden allerdings bereits 55% der Konzentration am Römerberg beobachtet. Keine oder nur geringe Zunahmen verzeichnen Holzrauch und HULIS, Sulfat Nitrat und Ammonium. Hohe Zunahmen verzeichnen die Emissionen des Kfz-Verkehrs, Mineralstaub, Salz (NaCl), nicht zugeordnete organische Komponenten und mit nicht sehr hohem Konzentrationswerten die Emissionen aus Eisen/Stahl Produktion und Verarbeitung (ESPV).

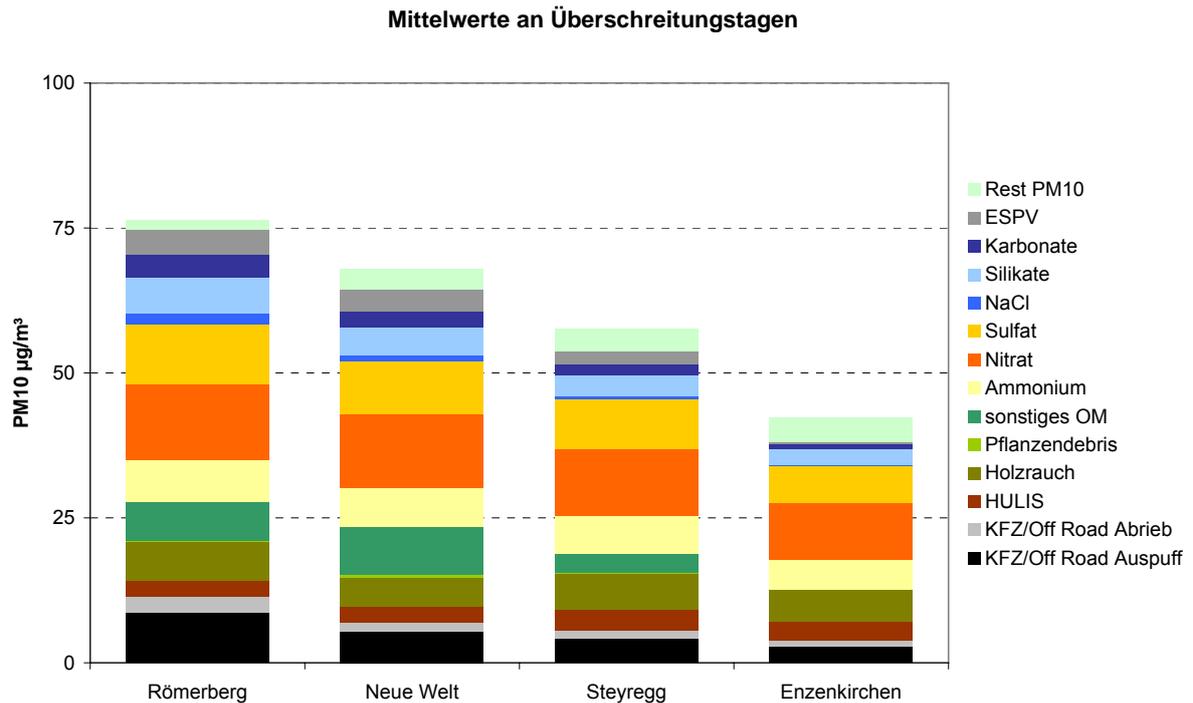


Abbildung 13: Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse an Überschreitungstagen an den AQUELLA
 Oberösterreich – Messstellen

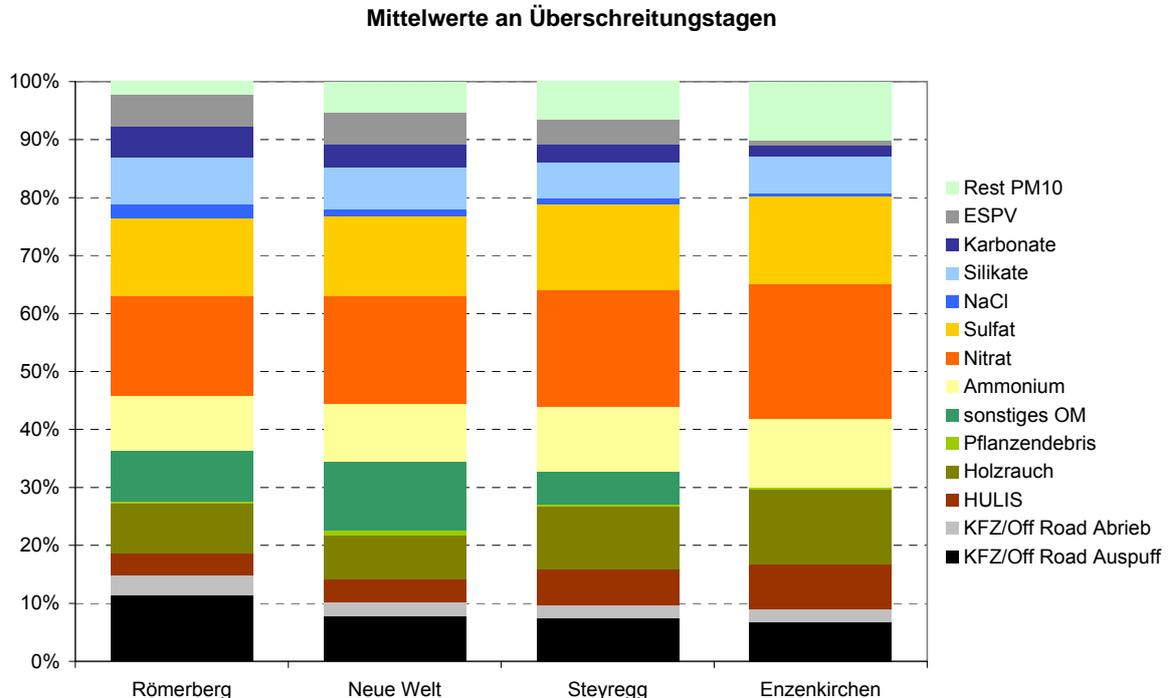


Abbildung 14: Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse an Überschreitungstagen an den AQUELLA
 Oberösterreich – Messstellen, relative Darstellung

Aus der relativen Darstellung ist die ähnliche Zusammensetzung der an den Messstellen gesammelten Proben ersichtlich. Auch die Hintergrundmessstelle Enzenkirchen, obwohl etwa 50 km von Linz entfernt, zeigt Parallelitäten zu den Messstellen im städtischen Gebiet. Deutlich unterscheiden sich jedoch Holzrauch und HULIS, die bei der Hintergrundmessstelle in der relativen Darstellung deutlich hervortreten. Umgekehrt ist im städtischen Gebiet nicht aufgeschlüsseltes organisches Material zu finden, das bislang nicht zugeordnet werden konnte. Wahrscheinlich ist dieses unterschiedlichen Verbrennungsquellen zuzuordnen. Der Einfluss von ESPV und Streusalz tritt im Stadtgebiet gegenüber der Hintergrundmessstelle ebenfalls hervor.

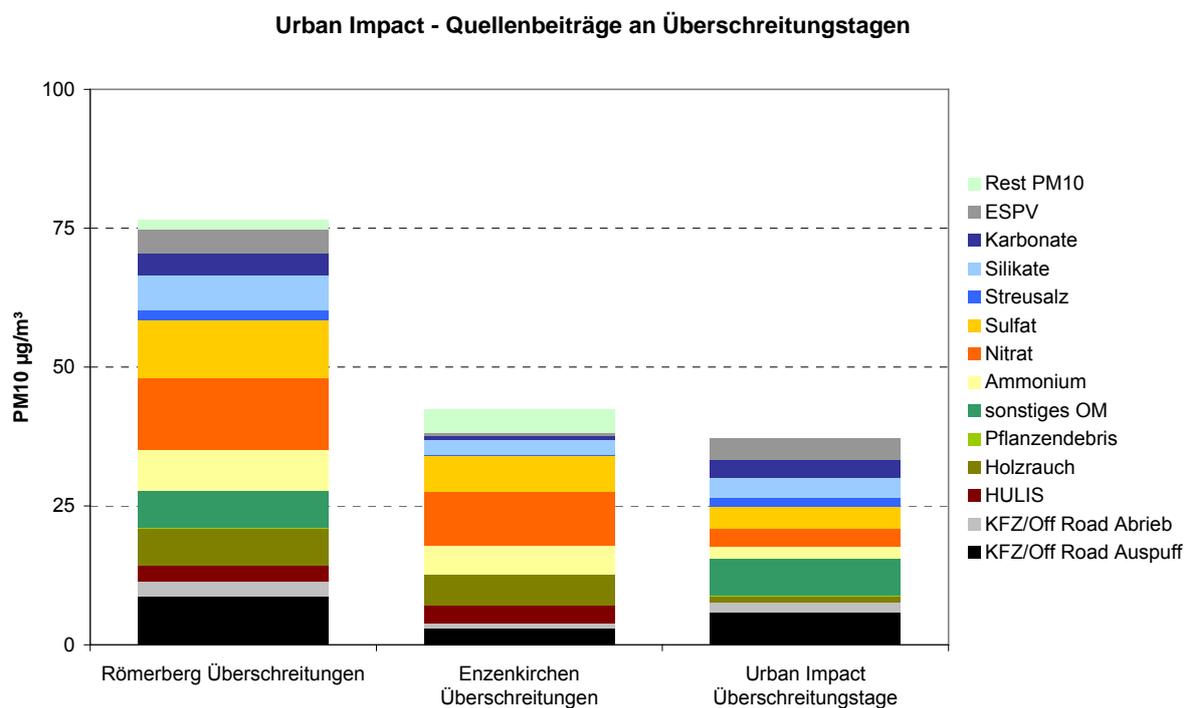


Abbildung 15: Mittelwerte an Überschreitungstagen an der Messstelle Römerberg und Enzenkirchen, sowie der „Urban Impact“

Der Einfluss der Stadtquellen, der so genannte „Urban Impact“ wird durch Differenz der Konzentrationswerte an den Stadtmessstellen und der Hintergrundmessstelle gebildet – in Abbildung 16 für Römerberg dargestellt. Die in der Stadt überwiegend wirkenden Quellen bestanden an Überschreitungstagen zum größten Teil aus sekundären anorganischen Komponenten (Nitrat, Sulfat und Ammonium) - 27% des Weiteren aus Mineralstaub (24% Karbonate und Silikate sowie Streusalz), aus Kfz-Verkehr-Emissionen und verwandten Quellen zu 21%, aus nicht aufgeschlüsseltem organischem Material (19%), und zu 11% aus ESPV-Quellen. Zur PM10-Belastung an der Messstelle Römerturm tragen diese Quellenanteile jedoch nur etwa zur Hälfte bei, da die andere Hälfte (55%) durch die Hintergrundbelastung zustande kommt.

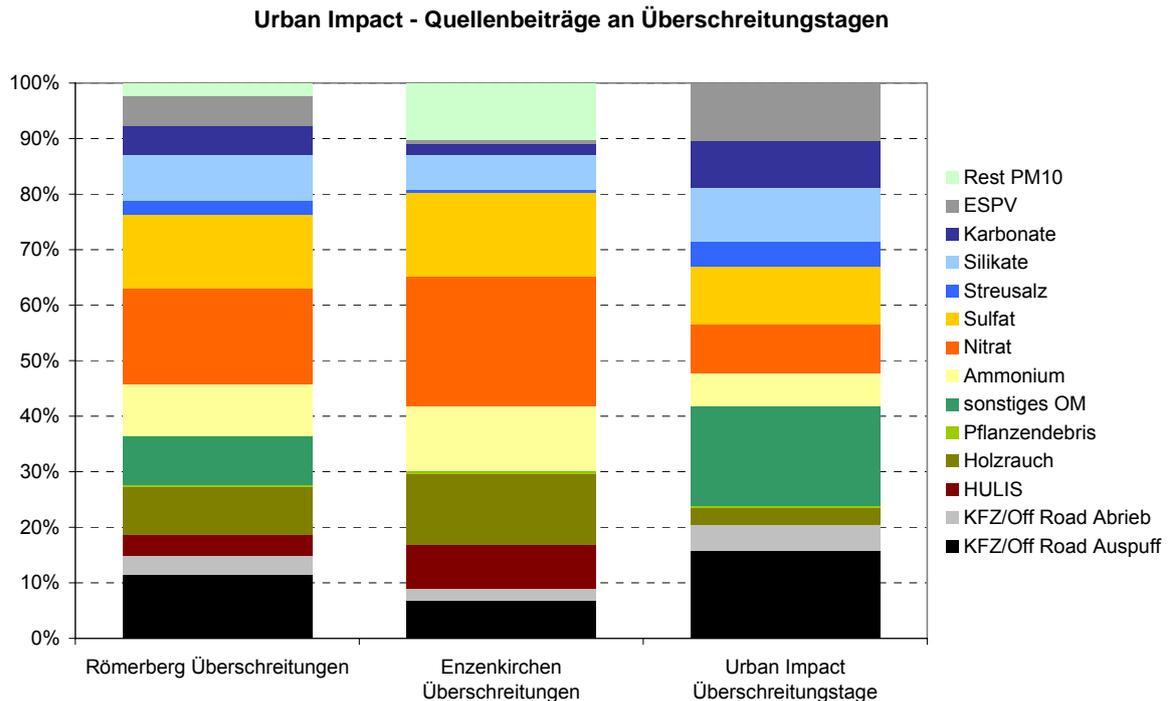


Abbildung 16: Mittelwerte an Überschreitungstagen an der Messstelle Römerberg und Enzenkirchen, sowie der „Urban Impact“

Tabelle 3: Relative Anteile der Quellen an Überschreitungstagen an den Messstellen Römerberg und Enzenkirchen und im Urban Impact (Mittelwert aller Überschreitungstage im Messzeitraum); relative Anteile bezogen auf die jeweilige Zusammensetzung von Römerberg, Enzenkirchen und des „Urban Impact“

Quellengruppe	%		
	Römerberg (100%)	Enzenkirchen (100%)	Urban Impact (100%)
KFZ/Off- Road Abgas	11	7	17
KFZ/Off- Road Abrieb	3	2	5
Holzrauch	9	13	3
HULIS	4	8	0
Pflanzendebris	0.4	0.4	0.3
Sonstiges OM	9	0	19
Ammonium	10	12	7
Nitrat	17	23	10
Sulfat	13	15	11
Streusalz	2	1	5
Silikate	8	6	11
Karbonate	5	2	9
ESPV	6	1	11
Rest PM10	5	10	0

Der Anteil HULIS ist an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen höher als an der verkehrsnahen Station Römerberg, daher würde sich für den „Urban Impact“ ein negativer Wert ergeben; der Urban Impact wird daher in diesem Fall als 0 angegeben.

Tabelle 4: Mittelwerte aller Überschreitungstage in der Messperiode 2005/2006 der Messstelle Römerberg und Enzenkirchen, sowie der Urban Impact

	Mittelwert der Überschreitungstage PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Relativer Beitrag an Überschreitungstagen PM10 [%]
Römerberg	76	100
Enzenkirchen	42	55
Urban Impact	34	45

Die Vorbelastung an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen führt im Mittel über die Überschreitungstage im Beobachtungszeitraum bereits zu einem Anteil von 55% des Mittelwerts an der Messstation Römerberg (Tabelle 4). Dies bedeutet, dass zur Einhaltung des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel nur ein relativ geringer Anteil des Aerosols als „Urbanes Inkrement“ zum Hintergrund addiert werden darf, um unterhalb des Grenzwertes zu verbleiben.

4.1.4. Vergleich Pools $\leftrightarrow 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Die unterschiedlichen Zusammensetzungen an den AQUELLA Messstellen an Tagen mit $>$ und $< 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind in den folgenden Abbildungen dargestellt. Aus der relativen Darstellung ergibt sich für v.a. für die Stadtstationen ein ähnliches Bild: der organische Anteil nimmt an Perioden $< 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab, der KFZ/ Off Road Abgas- und Abriebsanteil zu.

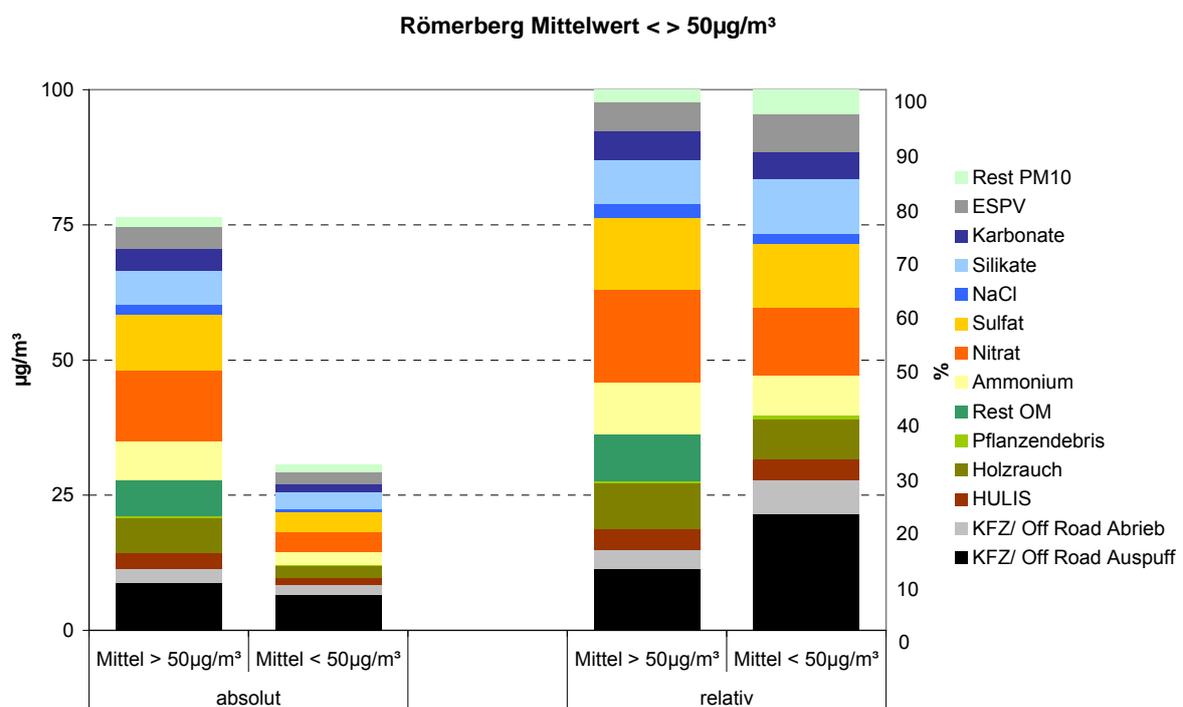


Abbildung 17: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Tagen über und unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Römerberg, sowie relative Anteile

Die sekundären anorganischen Komponenten Ammonium, Nitrat und Sulfat liegen an Tagen mit hoher Feinstaubbelastung ($>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) etwas höher als an den Tagen $<50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

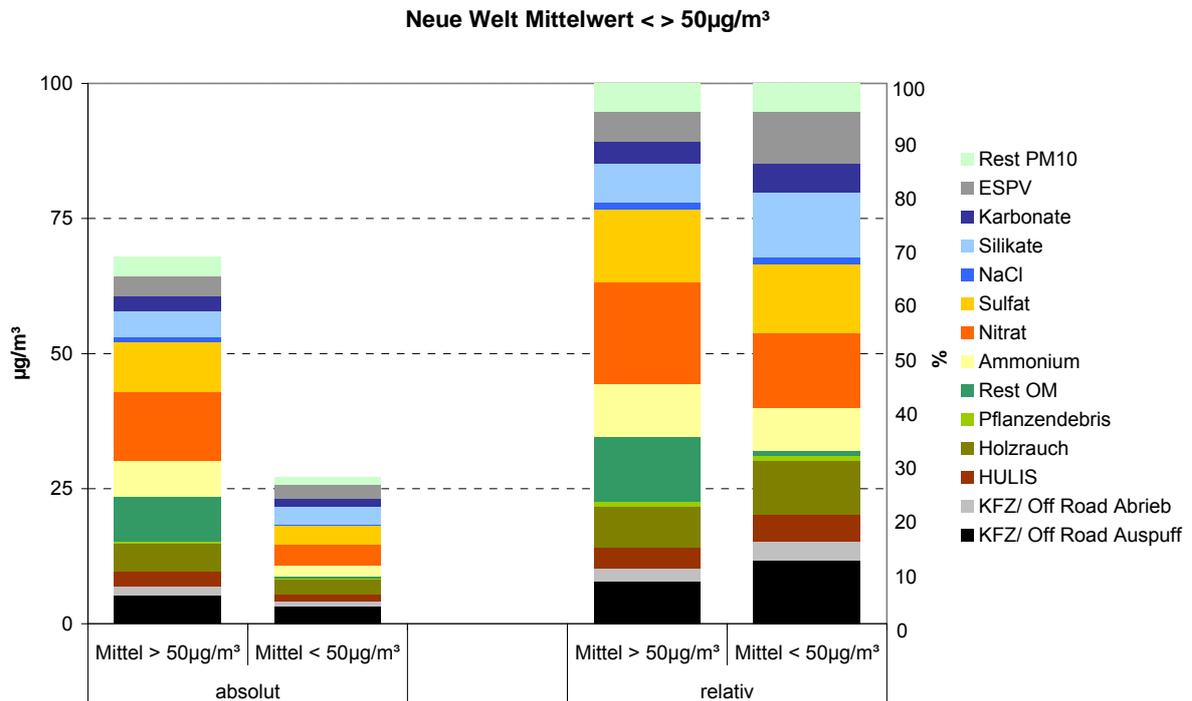


Abbildung 18: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Tagen über und unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Neue Welt, sowie relative Anteile

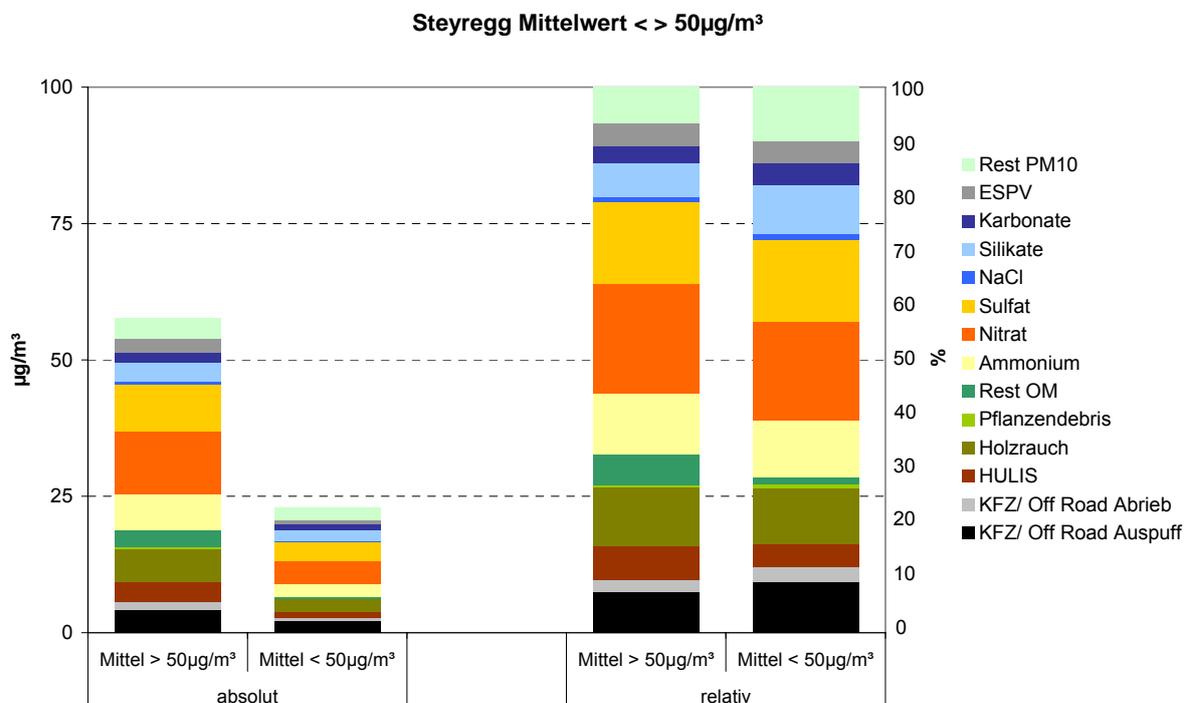


Abbildung 19: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Tagen über und unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Messstelle Steyregg, sowie relative Anteile

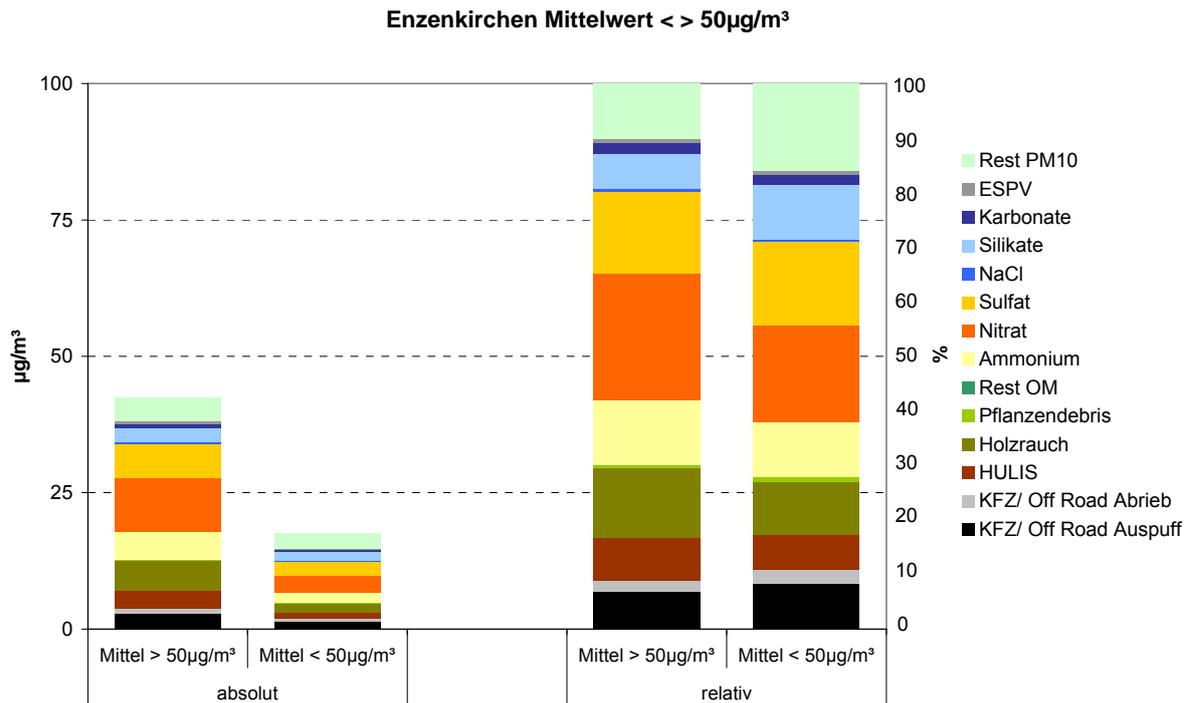


Abbildung 20: Vergleich der PM10 Zusammensetzung an Tagen über und unter 50 µg/m³ an der Messstelle Enzenkirchen, sowie relative Anteile

An der Hintergrundmessstelle steigt an den Überschreitungstagen Holzrauch und HULIS sowie Nitrat an während der Mineralstaubanteil (Silikat) sinkt.

4.1.5. Vergleich Sommer/Winter

Die Überschreitungen des Tagesmittel- Grenzwertes von 50 µg/m³ traten im Messzeitraum von April 2005 bis März 2006 an der Messstelle Römerberg mit wenigen Ausnahmen nur im Winterhalbjahr auf. Ein Schlüssel zur Erklärung, warum es weitgehend nur während der kalten Periode zu Überschreitungen kommt, liegt in der Frage, welche Quellen sich im Winter stärker als im Sommer auswirken, d.h. ob es spezielle „Winterquellen“ in Linz und Umgebung gibt, die im Sommer nicht oder nur wenig zum Feinstaub beitragen. In den folgenden Abbildungen sind die Quellenbeiträge der Linzer AQUELLA Messstellen für Jänner und Juli gegenübergestellt. Dabei wurden die Abgas- und Abriebsemissionen summiert. Mineralstaub bezeichnet die Summe aus Silikaten und Karbonaten. Mit der Fraktion „Anorganisch Sekundär“ werden die Komponenten Ammonium, Sulfat und Nitrat dargestellt. Der „Zuwachs“ von Juli zu Jänner beträgt für die Messstelle Römerberg 34, für die Station Neue Welt 35 µg/m³. Diesen Zuwächsen stehen 28 µg/m³ an der Messstation Steyregg und 25 µg/m³ an der Hintergrundmessstation Enzenkirchen gegenüber. Berechnet man die Quellen für den Römerberg als Monatsmittelwert Juli ohne die Baustelle am 28. und

29. des Monats, so verändert sich der Mineralstaub von etwa $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und die Zunahme steigt auf $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

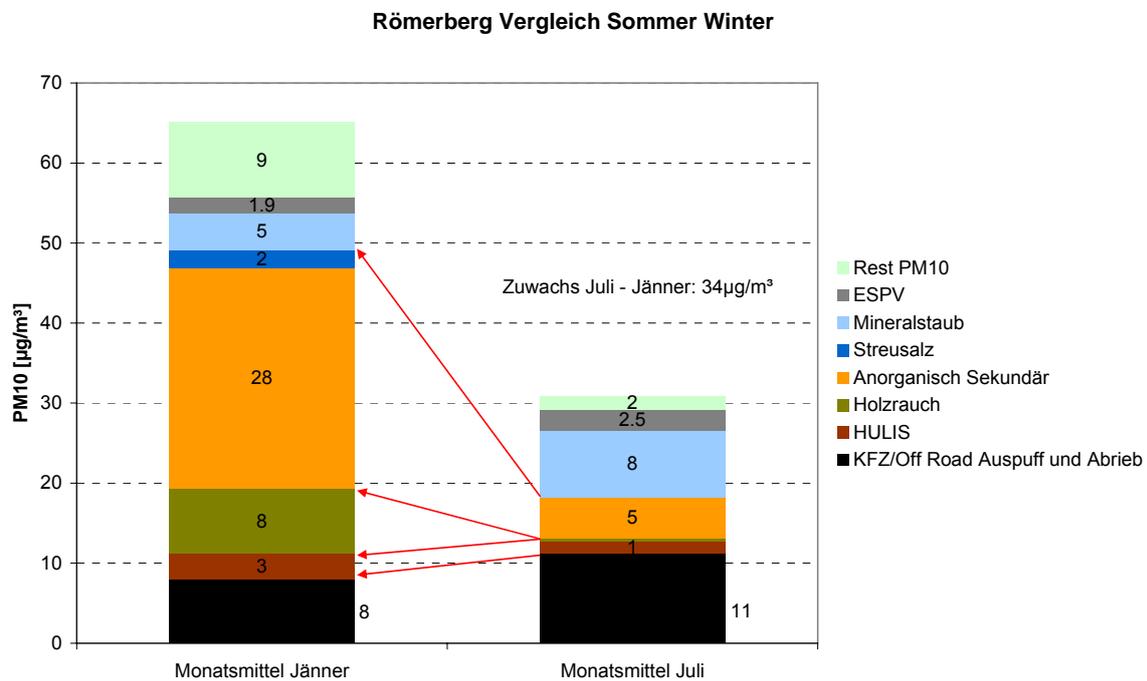


Abbildung 21: Vergleich Sommer/ Winter (Jänner/ Juli Monatsmittelwerte) Römerberg einschließlich Tage mit Bautätigkeit

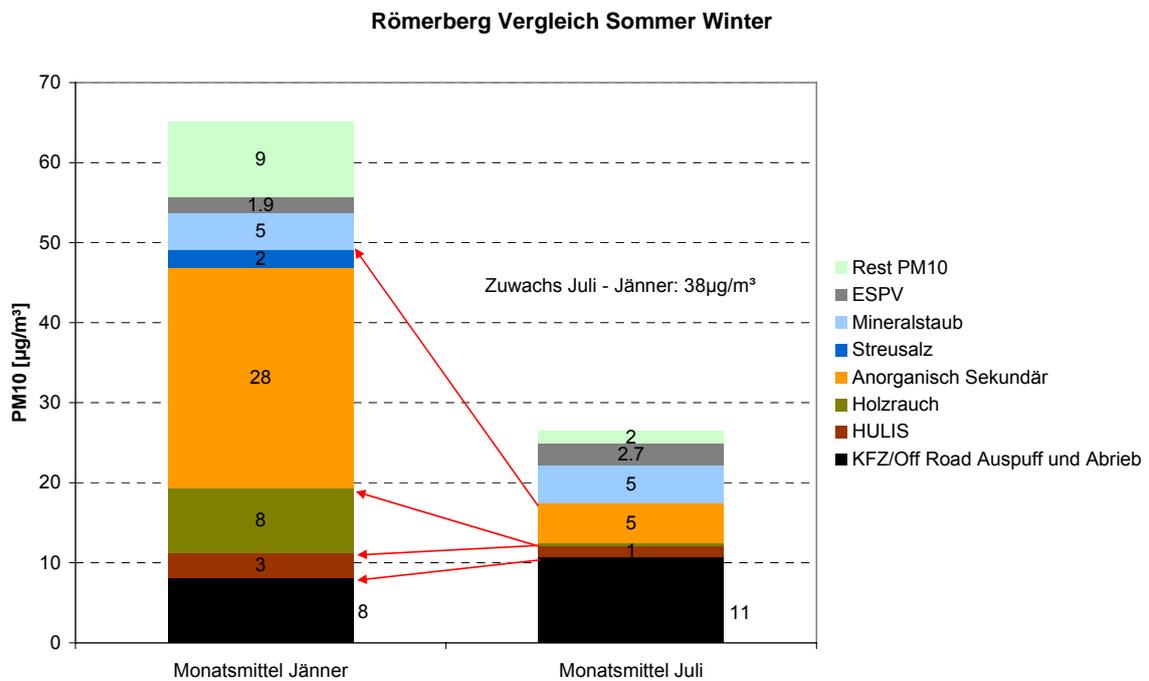


Abbildung 22: Vergleich Sommer/ Winter (Jänner/ Juli Monatsmittelwerte) Römerberg, Straßenarbeiten nicht berücksichtigt

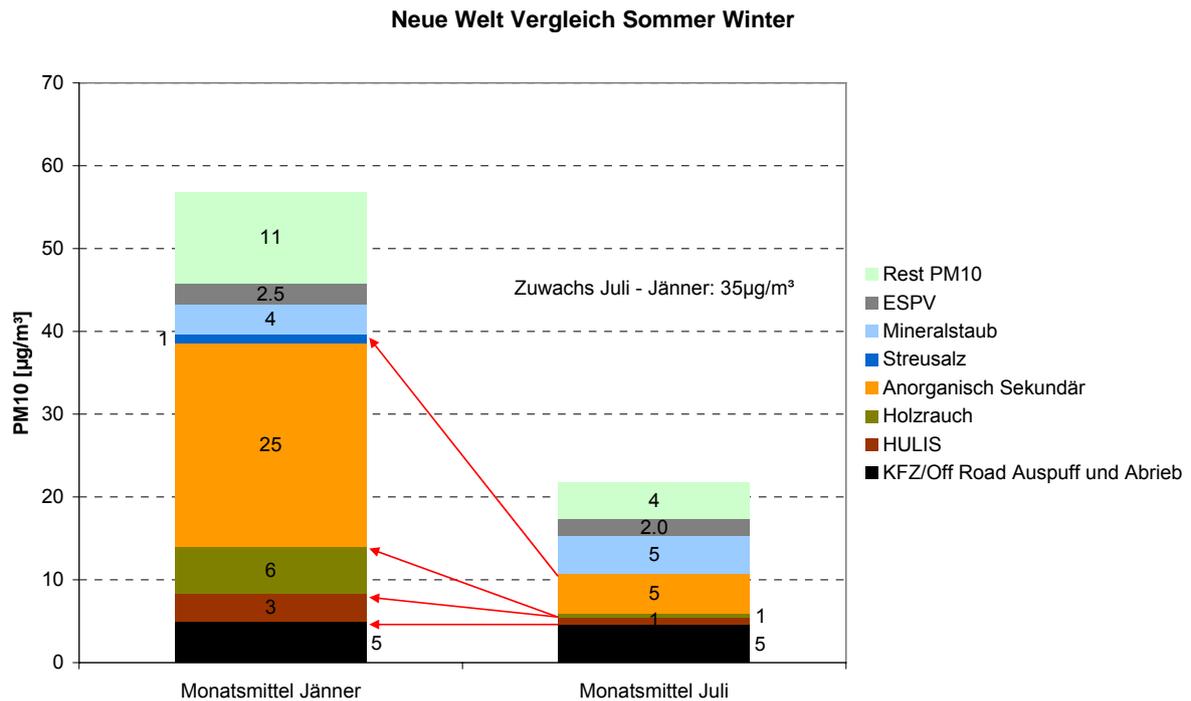


Abbildung 23: Vergleich Sommer/ Winter (Jänner/ Juli Monatsmittelwerte) Neue Welt

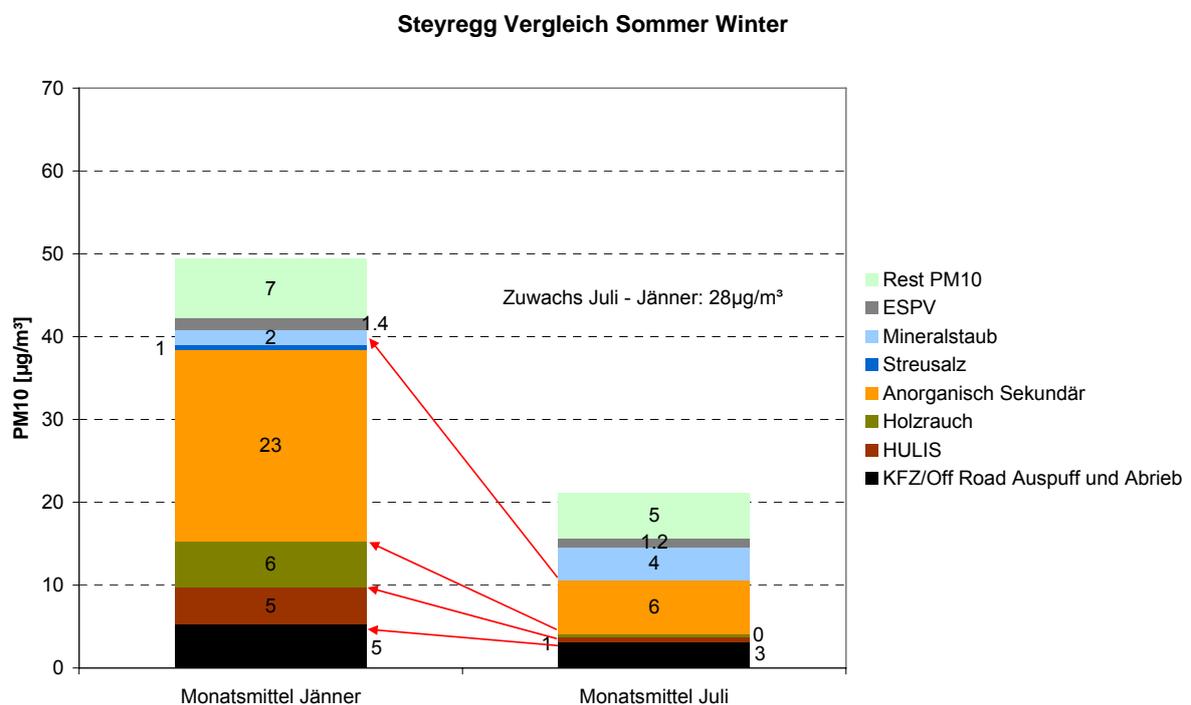


Abbildung 24: Vergleich Sommer/ Winter (Jänner/ Juli Monatsmittelwerte) Steyregg

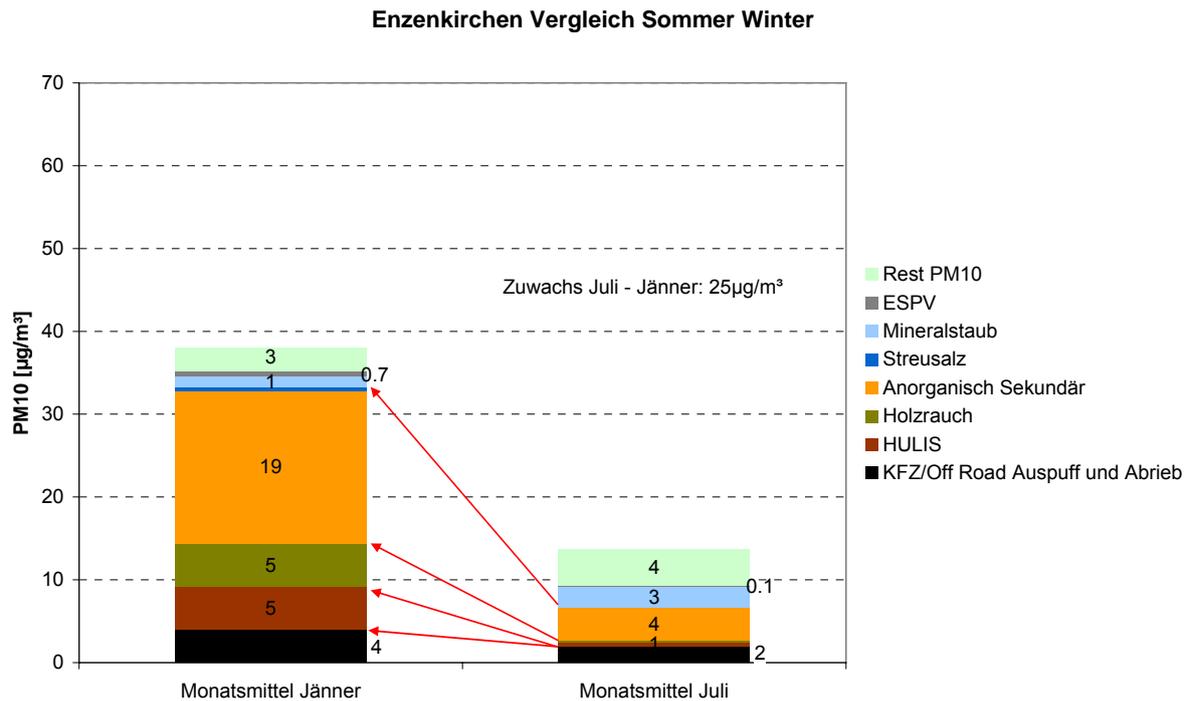


Abbildung 25: Vergleich Sommer/ Winter (Jänner/ Juli Monatsmittelwerte) Enzenkirchen

Betrachtet man Abbildung 21 - Abbildung 25, so kann man bei allen Messstationen im Vergleich von Juli und Jänner eine Zunahme des Holzrauchs und Folgekomponenten (HULIS) sowie der anorganischen sekundären Komponenten (v.a. Ammonium und Nitrat, geringerer Zuwachs bei Sulfat) im Wintermonat erkennen. Auch der Einsatz von Streusalz ist ersichtlich. Die Fraktion Mineralstaub ändert sich absolut nur unmerklich, ebenso bleibt der Einfluss der Quelle ESPV relativ konstant.

Der Zuwachs von Sulfaten und Nitraten hat zweierlei Ursachen:

- 1.) Der Ferntransport vor allem von Sulfat und begleitenden Komponenten ist im Winter über einer kalten Schneedecke bei Hochdruckwetter begünstigt. Ferntransportsituationen mit hohen Werten sekundär gebildeter Substanzen (v.a. Ammoniumsulfat u. -nitrat) kommen häufiger im Winterhalbjahr vor. In der meist stabilen Grenzschicht werden durch lebhaftere Winde Luftmassen aus anderen Ländern nach Oberösterreich advehiert.
- 2.) Die Bildung von Ammoniumnitrat ist stark temperaturabhängig - bei tiefen Temperaturen ist das Salz stabil, bei höheren Temperaturen liegt das Gleichgewicht auf der Seite der gasförmigen Komponenten (NH_3 , HNO_3) entsprechend Glg. 1^[vi, vii]:



4.2. Ergebnisse des CMB Modells

4.2.1. Modellparameter

Rezeptormodelle verwenden chemische und/oder physikalische Eigenschaften von Gasen und Partikeln an einer Quelle sowie am sog. „Rezeptor“ (Ort an dem die Immission gemessen wird), um den Beitrag der Emissionsquelle zu quantifizieren.

Rezeptormodelle unterscheiden sich daher stark von sog. Dispersionsmodellen, die für die Schätzung des Einflusses einer Quelle zur Immission Emissionsraten, Transport durch meteorologische Randbedingungen und chemische Transformationsmechanismen verwenden.

Die Modellierung erfolgte mit dem open source Modell CMB 8.2 ^[viii]. Folgende Quellenprofile wurden verwendet:

- Diesel Emissionen (USA ^[ix, x])
- Bremsabrieb (USA ^[xxx, xi])
- Reifenabrieb (USA ^[xxx, xxxii])
- Gasverbrennung (USA ^[xxx, xii])
- Straßenstaub (TU Wien)
- Holzrauch (TU Wien)
- Kochen (TU Wien)
- Nitrate und Sulfate (berechnet)
- HULIS (berechnet)
- Streusalz (berechnet)
- VOEST Profile

Die Quellenprofile (angegeben sind darin die Anteile der verschiedenen chemischen Komponenten an der Gesamtmasse des Quellentyps) und die Immissionskonzentrationen inklusive Unsicherheiten dienen als Input für das CMB Modell.

4.2.2. Ergebnisse

Die Quellenmodellierung wurde für die Monate April, Juli, Oktober und Jänner durchgeführt. Diese Monate wurden ausgewählt, da sie als „charakteristisch“ für die jeweilige Jahreszeit angesehen werden können.

Es zeigen sich wie auch schon beim Makrotracermodell erhöhte Mineralstaubwerte im Frühjahr bis in den Sommer. Ammonitrat und –sulfat sind überwiegend in den kälteren Monaten zu finden, wobei Ammonitrat im Sommer durch die temperaturabhängige Bildung fast vollständig zurückgedrängt wird. Pflanzenmaterial ist vor allem an der Hintergrundstation Enzenkirchen, sowie auch am Stadtrand (Station Steyregg) zu finden. An der Station Neue Welt ist ein deutlicher Eintrag von pflanzlichem Material nur im Juli nachweisbar.

Für die durch KFZ/Off Road Abgas bedingte Immission gibt es teilweise gute Übereinstimmungen, für die Abriebsanteile trifft dies, bedingt durch sehr unterschiedliche Lösungsansätze in den Modellen, weniger zu. Der Anteil der beiden Quellen Holzrauch und HULIS liefert in den Modellen vergleichbare Ergebnisse, ebenso die Quelle „Mineralstaub“. Pflanzendebris wird im Makrotracer-Modell großteils unterschätzt, berechnet sich deren Anteil ausschließlich aus dem Celluloseanteil. Im CMB Modell beinhaltet diese Quelle auch weitere mechanische Abriebskomponenten wie zum Beispiel Pflanzenwachse und auf Blattoberflächen abgelagerten Mineralstaub.

Gut sind die Übereinstimmungen bei den anorganischen sekundär gebildeten Komponenten Ammoniumsulfat und –nitrat. Überraschend ist der bislang nicht aufgeschlüsselte hohe Anteil an organischem Material im Jänner. Es dürfte sich dabei um Emissionen aus weiteren Verbrennungsquellen handeln. Die aus dem Makrotracer abgeleiteten Ergebnisse für Eisen/Stahlproduktion und –verarbeitung differieren etwas von den CMB Ergebnissen und weisen bis zu einem Faktor 2 höhere Werte auf. Dies wurde zum Teil durch Hinzurechnen anderer nicht erklärter Quellen, vermutlich Anteilen von mineralischen Abriebsprodukten, die aus KFZ Bewegungen stammen, wie auch von sekundären Komponenten die dem ESPV Anteil zugerechnet wurden, verursacht.

Für die Quellen Holzrauch/HULIS, Mineralstaub und KFZ/Off Road Abgas lieferten beide Modelle vergleichbare Ergebnisse.

Aufgrund des robusten Verhaltens des Makrotracer Modells wurden die Ergebnisse dieses Modells zur Darstellung der Endergebnisse herangezogen. Für die Ergebnisse der Quellen der Eisen/Stahl Produktion und Verarbeitung stellt das Makrotracer Ergebnis den Anteil der primären betrieblichen Staubemissionen dar. Unter der Annahme, die auf Beobachtungen des Modellverhaltens beruht, dass das Makrotracer Modell eher am unteren, das CMB Modell eher am oberen Rand der realen Beiträge von ESPV liegt, wird als Faktor für die Berücksichtigung weiterer Emissionen (v.a. sekundäre Aerosolbildung) ein Wert von 1,5 für die Makrotracer-Ergebnisse herangezogen.

5. Städtevergleich Wien - Graz - Salzburg - St. Pölten - Linz

Ein Vergleich der mittleren Anteile der Quellen an Überschreitungstagen wird in den folgenden beiden Abbildungen 26 und 27 für Wien, Graz, Salzburg für das Bezugsjahr 2004, für Niederösterreich (St. Pölten) für das 1. Halbjahr 2005 und für Linz 2005/06 dargestellt. Die Quellenbeiträge an den Messorten weisen deutliche Unterschiede auf:

Die anorganischen Sekundäraerosolanteile lagen in den relativ frei anströmbaren Regionen nördlich der Alpen deutlich höher als in den südlich des Alpenhauptkamms gelegenen Beckenlagen. Auch zeigt sich bei 2004 Sulfat ein West-Ost Gradient mit höheren Werten an den östlichen Messstellen. Da von Jahr zu Jahr erhebliche Schwankungen des Hintergrundaerosols auftreten können, und 2004 in Linz geringere PM10 Belastungen auftraten als 2005 und 2006, sind Vergleiche zwischen Jahren von verschiedenen Messstellen vorsichtig anzustellen. Aus Abbildung 28 ist ersichtlich, dass der JMW von PM10 an der Messstelle Römerberg 2004 um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedriger lag, als 2005 und 2006. Die Werte der Messstelle Römerberg liegen zwischen jenen von Wien Rinnböckstraße und Salzburg Rudolfsplatz. Daraus ist ableitbar, dass die industriellen Emissionen im Raum Linz jedenfalls keine erheblichen Belastungen für den Standort darstellen, da Wien und Salzburg keine Schwerindustrie aufweisen und dennoch relativ ähnliche PM10 Werte auftreten.

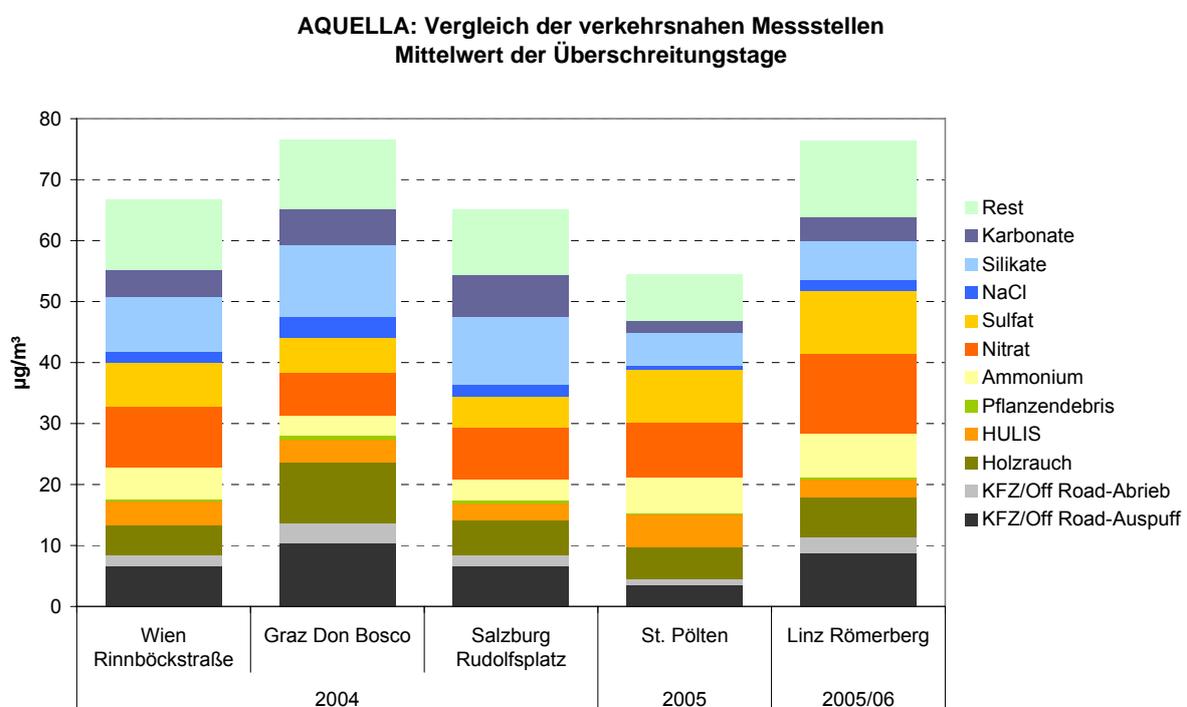


Abbildung 26: Vergleich der Überschreitungstage der verkehrsnahen Messstellen in Wien, Graz, Salzburg, Niederösterreich und Linz

An der Messstelle Salzburg Rudolfsplatz sind im Mittel über die Überschreitungsperioden Kfz- und Off-Road Anteile sowie Holzrauch und HULIS ähnlich wie in Wien Rinnböckstraße; Sulfat und Nitrat geringer, Mineralstaub vor allem bei den karbonatischen Anteilen höher. An der Messstelle Graz Don Bosco liegt sowohl die PM10 Konzentration höher, als auch Kfz- und Off-Road Anteile sowie Holzrauch, HULIS und Streusalz gegenüber Wien Rinnböckstraße; Sulfat und Nitrat sind dagegen deutlich geringer als an der Wiener Messstelle. In Linz liegen die Abrieb- und Abgasanteile im Mittel etwas höher als in Wien und Salzburg, jedoch niedriger als in Graz. Die Holzrauch, HULIS und Pflanzenabriebsanteile sind mit den in Wien und Salzburg modellierten Anteilen vergleichbar.

Im Vergleich mit den Hintergrundmessstellen Lobau für Wien, Bockberg für Graz, Anthering für Salzburg und Mistelbach für Niederösterreich zeigt die Hintergrundmessstelle Enzenkirchen große Ähnlichkeit zur städtischen Hintergrundmessstelle Schafberg, wenngleich die Bezugsjahre auch unterschiedlich sind. In Enzenkirchen treten erhöhte Werte für Nitrat, Sulfat und Ammonium auf. Die Werte der Abriebs- und Abgasemissionen sind mit Wien Schafberg vergleichbar, die Mineralischen Komponenten mit den Werten des Bockbergs. Die Anteile für Holzrauch und HULIS sind ebenfalls mit den an der Messstation Bockberg erfassten vergleichbar.

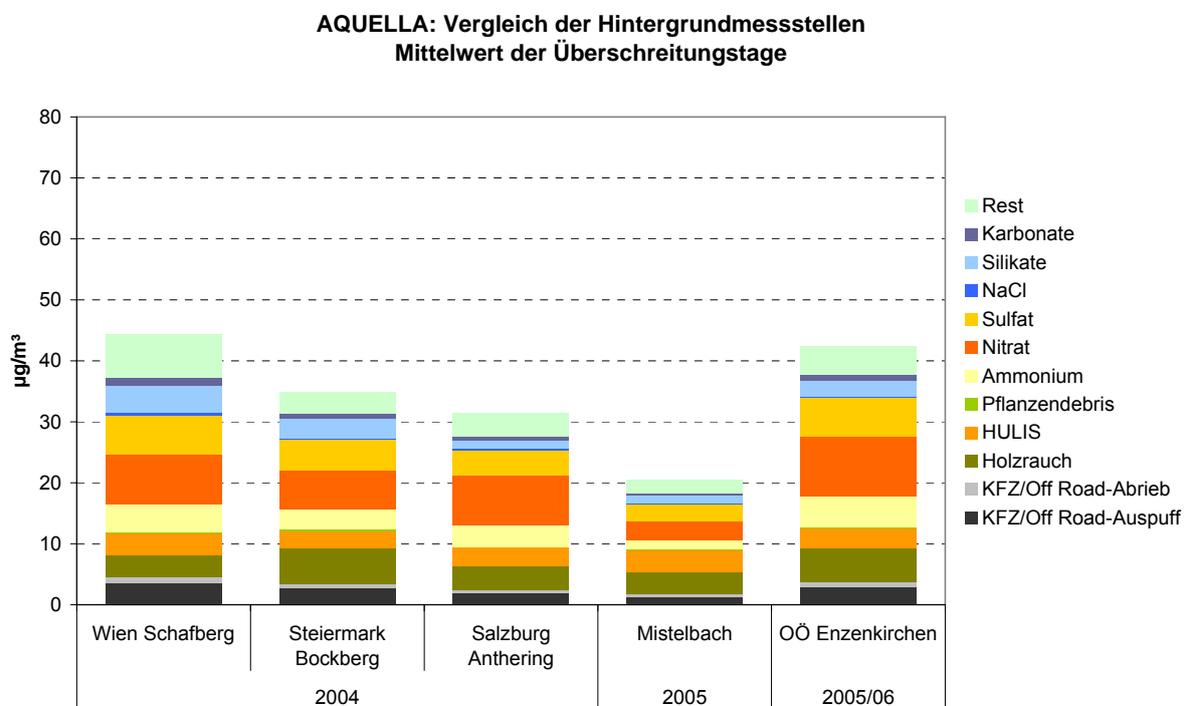


Abbildung 27: Vergleich der Überschreitungstage der Hintergrundmessstellen in Wien, Graz, Salzburg, Niederösterreich und Linz

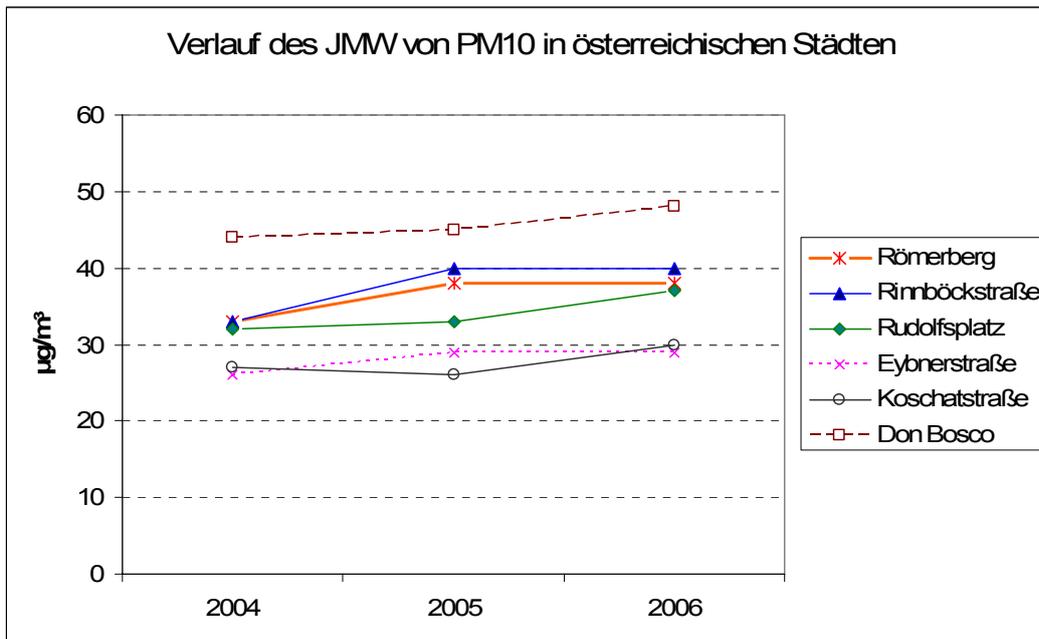


Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf der JMW von PM10 an ausgewählten Messorten in österreichischen Städten (in der Reihenfolge der Legende: Linz, Wien, Salzburg, St. Pölten, Klagenfurt, Graz)

6. Überschreitungen – Einfluss der Vorbelastung

Die Messstelle Enzenkirchen kann auf Grund ihrer Lage etwa 50km westnordwestlich von Linz und geringer lokaler Einflüsse als regionale Hintergrundmessstelle angesehen werden. In Tabelle 5 sind die PM10 Messdaten der Hintergrundmessstelle im Vergleich zu den städtischen, verkehrsnahen Messstellen Römerberg und Neue Welt angeführt.

Tabelle 5: Vergleich der PM10 Werte an Überschreitungstagen an den Messstellen Römerberg, Neue Welt mit Vorbelastungswerten in Enzenkirchen

Epi Nr	Römerberg Episoden/ Pools	Röm µg/m ³	N Tage	Charakteristik	Δ Röm- Enz	NeWe µg/m ³	Δ NeW e- Enz	Vor- belastung Enzen- kirchen µg/m ³
1	4.-5.,7.4.	60.7	3	G, Min	30.3	50.0	19.6	30.4
2	13.-15.4.	61.9	3	G, Min	19.7	55.0	12.8	42.2
3	02.5.	59.4	1	Min, Ab	40.3	37.7	18.6	19.1
4	28.5.	50.3	1	Min, Ab	31.1	32.2	13.0	19.2
5	28.-29.07.	95.0	2	Min, Ab	67.0	44.5	16.5	28.0
6	13.10.,15.10.	53.5	2	G	19.0	48.9	14.4	34.5
7	14.10.	60.4	1	G	16.2	58.7	14.5	44.3
8	20.-21.10.	64.0	2	G, AS	11.1	64.1	11.1	53.0
9	22.10.	85.6	1	AS	59.0	59.4	32.8	26.6
10	25.10.	69.1	1	G, AS	49.6	70.8	51.4	19.5
11	30.-31.10.	53.3	2	G	7.1	55.7	9.5	46.2
12	1.11.-4.11.	63.2	4	G	34.0	60.1	30.9	29.2
13	12.11., 25.11.	53.9	2	G, AS	13.6	45.2	5.0	40.3
14	28.11.-30.11.	55.7	3	G	31.4	43.3	19.0	24.3
15	4.12.-5.12.	69.7	2	G	41.7	49.2	21.3	27.9
16	12.12-14.12.	72.4	3	H, AS	16.1	65.4	9.1	56.4
17	30.12.-31.12.	53.8	2	H, AS	18.8	57.0	22.0	34.9
18	1.1.	95.7	1	H, AS	47.9	93.7	46.0	47.7
19	9.1.,13.1.	65.3	2	H, AS	29.7	50.1	14.5	35.6
20	10.1.-12.1.	109.6	3	H, AS	79.2	100.1	69.7	30.4
21	16.1.-17.1.	82.2	2	H, AS	27.2	72.7	17.7	55.0
22	18.1.,20.1.	55.4	2	H, AS	27.6	46.1	18.2	27.8
23	24.1.-30.1.	94.4	7	H, AS	19.3	76.2	1.1	75.1
24	31.1.	115.1	1	H, AS	76.4	110.0	71.2	38.8
25	1.2.-2.2.,4.2.,6.2.	124.8	4	H, AS	46.5	134.7	56.5	78.3
26	3.2.,5.2.	120.7	2	H, AS	73.8	120.8	73.9	46.9
27	13.2.,16.2.,28.2.	72.9	3	AS	31.5	71.7	30.3	41.4
28	14.2.-15.2.	79.7	2	AS	27.6	81.6	29.5	52.0
29	20.2.-21.2.,24.2.	57.7	3	H, AS	30.2	55.5	28.1	27.5
30	16.3.,20.3.,25.3.	85.2	3	AS, Min	43.4	71.6	29.8	41.8
31	17.3.,21.3.-22.3.	100.3	3	AS, Min	41.3	89.6	30.7	59.0
32	18.3.-19.3.,23.3.- 24.3.	64.3	4	AS, Min	31.1	56.5	23.3	33.2
33	26.3.-27.3.	55.3	2	Min, Ab	46.5	43.0	34.2	8.7

Epi Nr.: Episode Nr.; N Tage: Zahl der Tage im Pool
Röm: Römerberg; NeWe: Neue Welt; Enz: Enzenkirchen
Charakteristik: Haupt-Quellen in den Stadtstationen; AS: Ammoniumsalze; H: Holzrauch; Min: Mineralstaub; NaCl: Streusalz-Staub; Abgas/Abrieb: Ab, G: Gemischte Quellen
Rot: Vorbelastung >50 µg/m³; Blau: Vorbelastung >30 µg/m³

Es ist erkennbar, dass die Überschreitung von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der regionalen Hintergrundmessstelle relativ selten auftrat, dass jedoch an den Überschreitungstagen (definiert durch Überschreitung an der Messstelle Römerberg) im Hintergrund häufig PM10-Werte von über $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorlagen, die dem Ballungsraum nur mehr wenig Spielraum für das „urbane Inkrement“ ließen. Die Betrachtung der Zusammensetzung von PM10 an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen zeigt, dass an Überschreitungstagen 50% des Feinstaubes durch Sulfate und Nitrate, 13% von Holzrauch und 8% von sekundären organischen Substanzen gebildet werden; insgesamt somit 70% aus diesen Quellen stammen. Lediglich 7% stammen von Diesel-Abgas, 2% von Abrieb. Die Holzrauch-Emissionen führen damit zu erheblich höheren Feinstaub-Werten im Hintergrund, als die Kfz- und Off Road-Abgasemission (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Quellenanteile an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen; Makrotracer-Ergebnisse; Mittel der Überschreitungsepisoden April 2005 bis März 2006

	%	
Oberösterreich	Enzenkirchen	Rang
Anorganisch Sekundär	50	1
Holzrauch	13	2
Mineralstaub	8	3
HULIS (Organisch Sekundär)	8	4
Kfz+Off Road-Abgas	7	5
Kfz+Off Road-Abrieb	2	6
Fe ₂ O ₃ n.g. * 2	1	7
Auftausalz	1	8
Sonstige org. Anteile	0	9
Sonstige org. Anteile: Organische nicht zuordenbare Anteile (z.B. Küchendämpfe, Debris)		
Anorganisch Sekundär: NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Feuchte / Hohe Ferntransportanteile		
Mineralstaub: Karbonatischer und silikatischer Staub, überwiegend 2-10 μm		

Die Quellengruppe „anorganisch sekundär“ wird durch die Komponenten Ammonium, Nitrat, Sulfat und Feuchte gebildet. Dabei ist im speziellen Sulfat ein „Ferntransport-Anzeiger“ und es ist damit zu rechnen, dass ein deutlicher Anteil dieser Quellengruppe durch regionalen und überregionalen Transport zustande kommt.

An zweiter und vierter Stelle stehen PM10-Anteile aus Holzrauch (13%) und HULIS (8%). Es wird angenommen, dass die Komponentengruppe „HULIS“ („Humic Like Substances“) im Winter aus gasförmigen Emissionen des Holzbrands in der Atmosphäre gebildet wird. Holz wird in den österreichischen Bundesländern bereits umfangreich zur Heizung von Wohnungen eingesetzt. Laut Mikrozensus 2001/02 werden etwa 15% der Österreichischen Wohnungen mit Holz beheizt. Es darf aber angenommen werden, dass dies auch in den holzreichen Nachbarländern der Fall ist. Der Emissionsfaktor von PM10 aus Holzheizungen hängt sehr stark von der Art der Feuerung und des Brenngutes ab. Als mittlere Staub-Emissionen für österreichische Heizanlagen werden im Energiebericht 2003 für Holz-

Einzelöfen 148 kg/TJ, für Holz-Zentralheizungen 90 kg/TJ angegeben. Bei Neuanlagen liegt der Bereich der „typischen“ Emissionen weitaus niedriger, im Bereich von etwa 10 – 20 kg/TJ (Wörgetter und Moser, 2005). Wir nehmen daher an, dass der Hauptanteil des Holzrauchs durch alte Anlagen sowie durch kleine Einzelöfen verursacht wird. Auch grenzüberschreitender Transport wäre zu berücksichtigen. Die hohen Holzrauchanteile dürften überwiegend aus „qualmender“ Verbrennung stammen. Dabei wäre nicht uninteressant, ob die „private“ Müllverbrennung einen bestimmten Anteil an den „Holzrauch“-Werten hat. Kärnten, Salzburg und die Steiermark wiesen 2004 Holzrauch-Anteile an den Hintergrundmessstellen von 25% und darüber auf. Im Raum Wien und Umgebung lag der Wert bei 19%. Für die Verringerung der Hintergrundbelastung ist daher das Augenmerk auf die anorganischen Sekundäraerosole (mit den dahinter stehenden Emissionen von Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden), sowie auf die Heizgewohnheiten auf dem Feststoffbrennstoffsektor (insbesondere Öfen mit höheren Emissionsfaktoren für Partikel und solchen in welchen das Verbrennen von nicht zulässigen Brennstoffen möglich ist) zu legen.

Tabelle 7: Hauptquellenanteile an der AQUELLA-Messstelle Römerberg an Überschreitungstagen 2005/06 (Jahresmittelwert der Überschreitungen); Urban Impact: Durch Differenzbildung zwischen den Daten der verkehrsnahen Messstation Römerberg und der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen erhalten.

Linz/Römerberg	% von PM10 Römerberg Quellenbeiträge Römerberg	% Anteil an Stadtmesstelle Urban Impact (Römerberg – Enzenkirchen)
Urban Impact	-	45
Anorganisch Sekundär	40	12
Holzrauch	9	1
HULIS (Organisch Sekundär)	4	0
Mineralstaub	13	9
Kfz+OffRoad-Abgas	11	8
Kfz+OffRoad-Abrieb	3	2
Auftausalz	2	2
Fe ₂ O ₃ n.g. * 2	6	5
Sonstige org. Anteile	10	9
Sonstige org. Anteile: Organische nicht zuordenbare Anteile (z.B. Küchendämpfe, Debris) Anorganisch Sekundär: NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Feuchte / Hohe Ferntransportanteile Mineralstaub: Karbonatischer und silikatischer Staub, überwiegend 2-10 µm		

Die bedeutsamsten Anteile im „Urban Impact“ stammen aus den Quellengruppen „Mineralaerosol, Abgas, sekundäre anorganische Komponenten und sonstiges organisches Material“ (Tabelle 7). Ersteres kann im Hinblick auf Reduktionsmaßnahmen vorteilhaft sein, da dem Mineralstaub möglicherweise durch klassische Staubbekämpfungsmaßnahmen beizukommen ist. Die Reduktion der Partikelemissionen bei Kraftfahrzeugen ist seitens der EU in intensiver Behandlung, ebenso die Reduktion der NO_x-Emission. Kurzfristig wäre zu erwägen, auch dem Benzin-Motor wieder Beachtung zu schenken.

7. Analyse von Stadt- und Importanteilen

Bei der Ermittlung typischer bzw. mittlerer Stadt- und Importanteile müssen zusätzlich zu den auf Messungen basierenden Ergebnissen Annahmen getroffen werden. Diese betreffen einerseits die Aufteilung der mineralischen Feinstaubkomponenten, den nicht identifizierten Rest sowie die sekundären anorganischen Komponenten auf die verschiedenen Quellen, als auch andererseits die Vorbelastung, die an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen erfasst wurde.

Für die Aufteilung der mineralischen Komponenten wurde die Emissionsinventur von PM10 in Österreich ^[xiii] als Informationsquelle herangezogen. Basierend auf diesen Daten und den vorliegenden Messdaten wurde abgeleitet, dass der straßennah emittierte Anteil von indirekten Auswirkungen des KFZ – Verkehrs einschließlich dem Winterdienst und damit verbundenen Emissionen an den Mineralstaubemissionen insgesamt zu 2/3 beteiligt ist, der industriell/gewerbliche Anteil mit etwa 1/3. Der emittierte Anteil für KFZ- und Off-Road Abgas basiert auf der Messung des Russgehaltes der Atmosphäre und der Ermittlung der Motorenemissionen nach Abzug des Russanteils der Holzfeuerungen. Die Trennung KFZ-Abgas und Off-Road Abgas wurde nach der Aufteilung von Pucher ^[xiv] vorgenommen, demnach ist dieses Verhältnis 3:1.

Der Anteil von KFZ-Emissionen beim anorganisch sekundären Feinstaub kann durch das Verhältnis der NO_x-Emissionen von KFZ- und anderen Emissionen ermittelt werden. Aus den Daten der gemessenen PM10-Immissionswerte an Überschreitungstagen an den AQUELLA Messstellen in der Stadt Linz wurde durch Mittelung der Werte der Stationen Römerberg und Neue Welt ein „Stadt-Wert“ abgeleitet. Mit den Messwerten an der Hintergrundstation Enzenkirchen kann die „Vorbelastung“ für Linz abgeschätzt werden. Aus diesen resultierenden Stadt- und Vorbelastungsdaten lassen sich relative Anteile von Quellengruppen an der PM10 Immissionsbelastung ableiten (siehe Tabelle 8). Es ergibt sich ein Importanteil (von außerhalb des Raumes Linz stammenden Quellen) von 55%, ein Eigenanteil von 45%. Da der Stadtanteil aus gemittelten Messdaten von Linz Römerberg und Neue Welt, also zwei verkehrsnah bewerteten Stationen ermittelt wurde, gilt die Analyse für verkehrsnah Situationen in Linz. Der Stadtanteil von KFZ-Abgas an den beiden verkehrsnahen Messstellen liegt im Mittel bei 4%. Der höchsten Quellenanteile als Stadtanteile sind organisches Material und sekundäre anorganische Komponenten, gefolgt von Mineralstaub.

Da im Winter der landwirtschaftliche Anteil gering sein dürfte, wird der Mineralstaubanteil dem KFZ-Verkehr und dem Sektor Industrie und Gewerbe zugeordnet. Für den Raum Linz sind vom Sektor Industrie und Gewerbe vor allem Emissionen aufgrund von Bautätigkeit, Abbruchtätigkeit und allgemeinem Güterumschlag von potentiell staubendem Material anzunehmen.

Tabelle 8: Abgeleitete Anteile für Import über die Stadtgrenze und Stadtanteile für PM10 an Überschreitungstagen in % der Immissionsbelastung für Linz (verkehrsnahe Einwirkung). „Gesamt“: Aus Mittelung der PM10 Ergebnisse von Römerberg und Neue Welt; „Importanteil“: Ergebnisse von Enzenkirchen; „Stadtanteil“: Abgeleitet aus Differenz Gesamt-Import

Linz PM10	%	%	%
	Importanteil	Stadtanteil	Gesamt
KFZ Abgas	2,7	3,8	6,5
Off Road Abgas	1,3	1,9	3,2
KFZ Abrieb	1,2	1,7	2,9
Holzrauch	6,7	1,5	8,1
HULIS	3,9	0,0	3,9
Pflanzendebris	0,2	0,3	0,5
Rest organisches Material	0,0	10,2	10,2
Sekundäre anorganische Komponenten	29,4	11,6	41,1
Streusalz	0,4	1,6	1,9
Mineralstaub „KFZ“	1,6	2,6	4,2
Mineralstaub „Winterdienst“	1,6	2,5	4,1
Mineralstaub „Industrie/Gewerbe/Off-Road“	1,6	2,5	4,1
ESPV	0,5	5,0	5,5
Rest	3,6	0,0	3,6
Summe	55	45	100

PM10 Linz Quellenzuordnung

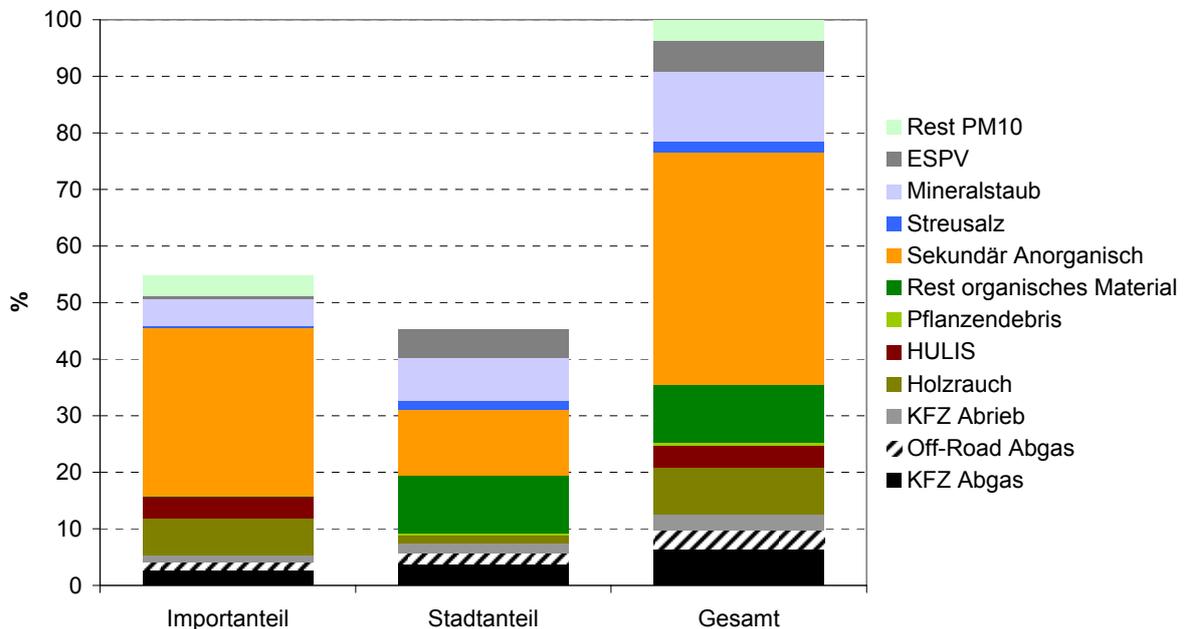


Abbildung 29: Aufteilung der mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2005/2006 an den verkehrsnahen Messstellen in Linz in Import- und Stadtanteile (Import über die Stadtgrenze)

Die Aufteilung der mittleren PM10 Konzentration an Überschreitungstagen 2005/06 an den verkehrsnahen Messstellen in Linz in Stadt- und Importanteile als Import über die Stadtgrenze ist in Abbildung 29 dargestellt. Berücksichtigt man die „direkten“ und „indirekten“

Wirkungen des KFZ-Verkehrs im Bereich Mineralstaub, so werden 34% dem KFZ-Verkehr sowie 33% jeweils dem Winterdienst und Industrie- und Gewerbe sowie Off-Road zugeschrieben. Um Straßenabrieb und Anteile am Sekundäraerosol dem Kfz-Verkehr und weiteren mobilen Quellen zu ermitteln wurde aus dem Bereich der sekundären anorganischen Komponenten 55% des Nitratanteils dem Kfz-Verkehr zugeordnet – entsprechend dem mittleren Anteil des Verkehrs bei den NO_x-Emissionen (Abbildung 30).

PM10 Linz KFZ-Quellenzuordnung

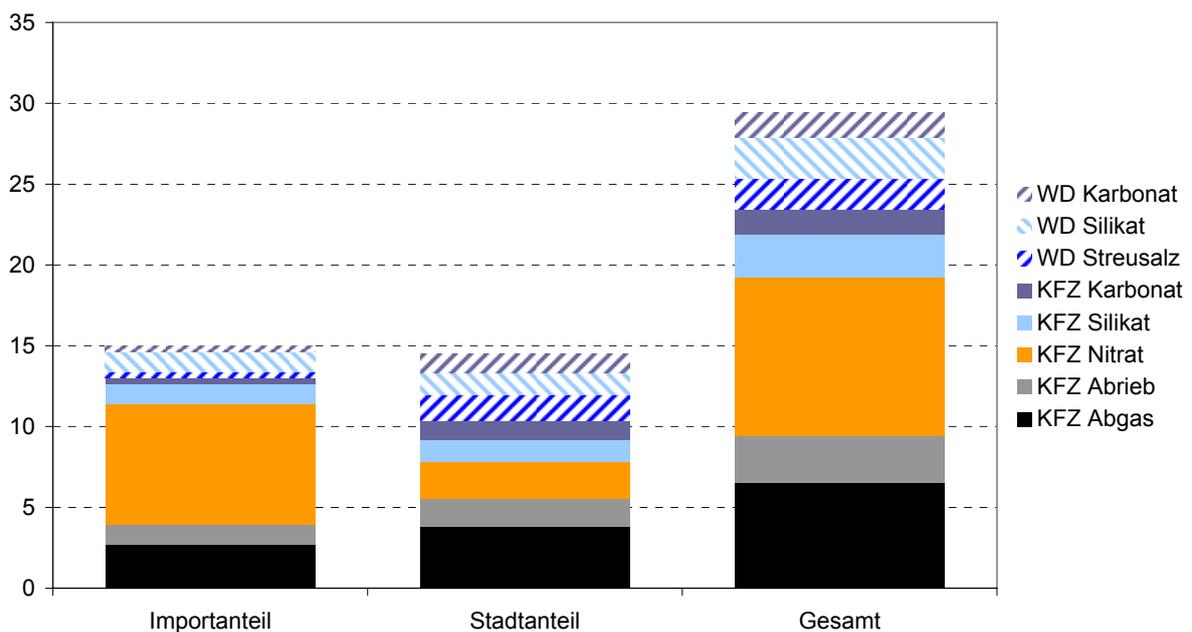


Abbildung 30: Aufteilung der durch direkte und indirekte Auswirkungen des KFZ- Verkehrs entstehenden mittleren PM10 Konzentrationen an Überschreitungstagen 2005/06 an den verkehrsnahen Messstellen in Linz in Stadt- und Importanteile (WD = Winterdienst, KFZ = Kraftfahrzeug)

Aus Abbildung 30 ist ersichtlich, dass das in der Stadt auftretende Nitrat hauptsächlich aus dem Import stammt, während mineralische Komponenten überwiegend in der Stadt „produziert“ werden. Insgesamt sind zu etwa gleichen Teilen Import- und Stadtanteile an direkten und indirekten Kfz-Beiträgen (einschließlich verwandter Quellen) beteiligt.

8. PM10 und meteorologische Aspekte

Meteorologische Bedingungen am Messort bestimmen wesentlich die Höhe der PM10 Belastung und ihren zeitlichen Verlauf. Einerseits sind kleinskalige Einflüsse wie lokale Windsysteme in Bodennähe zu beachten, andererseits müssen großskalige Phänomene berücksichtigt werden. Direkt abhängig davon sind Anreicherung, Verdünnung, Transport und chemische Umwandlung von Schadstoffen. Im Sommerhalbjahr bewirken turbulente Vertikalbewegungen (Konvektion) eine stärkere Durchmischung von bodennahen Schichten und können somit die Anreicherung von lokal emittierten Partikeln verhindern. Im Winter hingegen tritt in der Grenzschicht der Atmosphäre (<1 km) oft stabile Schichtung, besser bekannt als sog. Inversion auf, wodurch die genannten turbulenten Bewegungen verringert werden. Zusätzlich erhöhen spezifische Winterquellen das Belastungsniveau in der kalten Jahreszeit. Hinzu kommen topographische Einflüsse, wie etwa die Abgrenzung des Linzer Raums in nördliche Richtung durch angrenzende Erhebungen.

Durch Schadstoffwindrosen können die Immissionsbelastung und die Windgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Windrichtung über einen fixen Zeitraum dargestellt werden (siehe Abbildung 31).

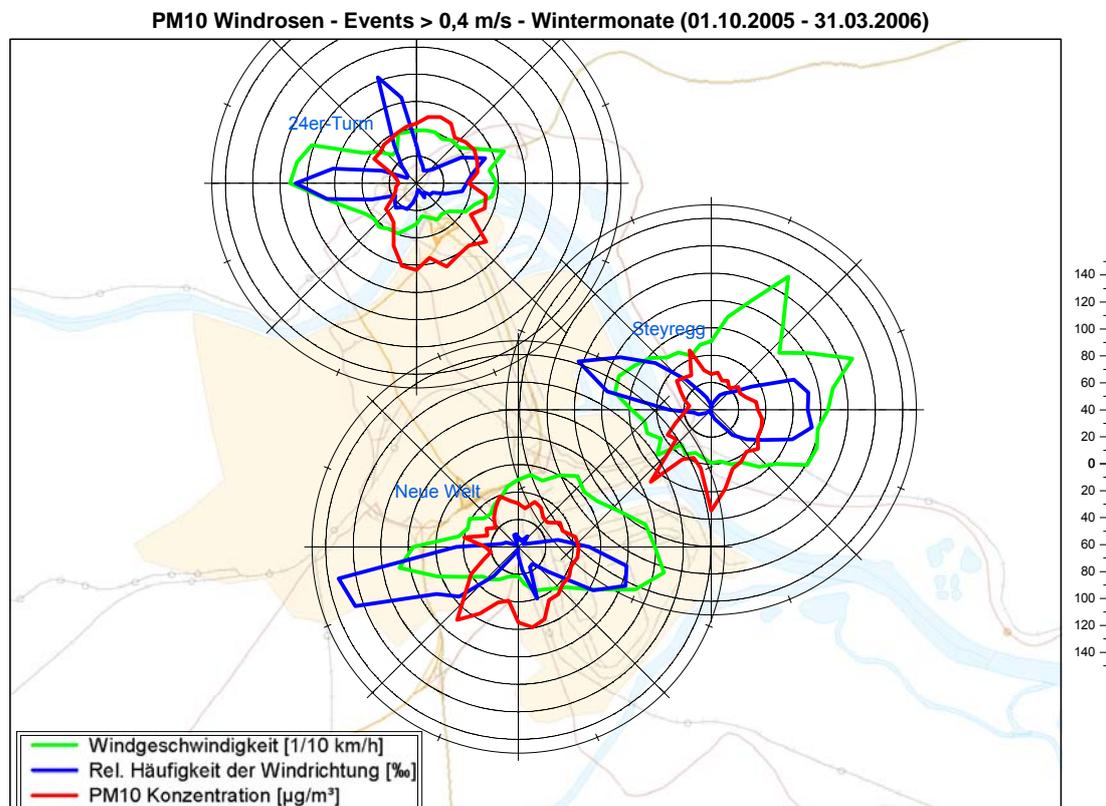


Abbildung 31: PM10-Windrosen für Neue Welt, 24-er Turm, Steyregg Windgeschwindigkeiten > 0,4m/s im Winterhalbjahr (01.10.2005 – 31.3.2006); Daten: Land OÖ - HMW

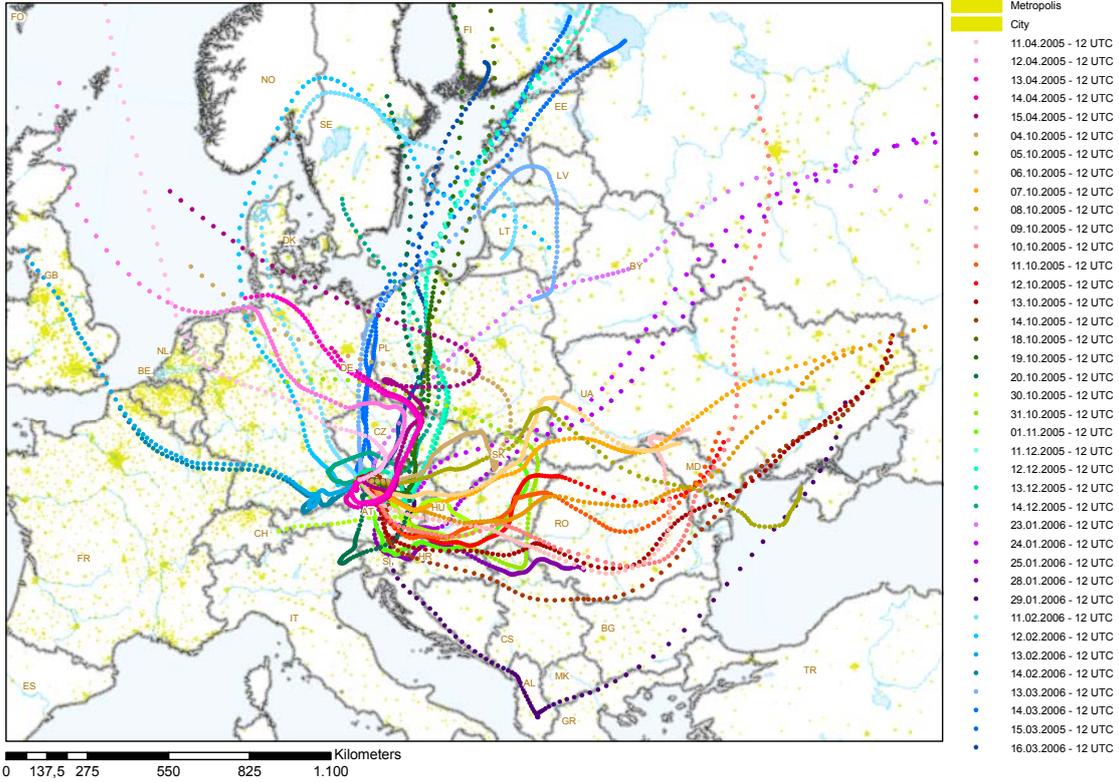
Die Auswertungen mehrerer Messstellen in Oberösterreich verdeutlicht die Präsenz zonaler Strömungen (West oder Ost) und etwa um den Faktor zwei geringere PM10 Belastungen bei Westwind bzw. bei Advektion atlantischer Luftmassen. Sehr ähnlich gestaltet sich die Auswertung über das Winterhalbjahr 2005/2006 im Linzer Stadtgebiet, da auch hier häufige Ostströmungen höhere PM10 Werte bewirken - so z.B. in Steyregg im Mittel über das Winterhalbjahr mit $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einem urbanen Inkrement zur Neuen Welt von $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Ostsektor $[70^\circ\text{-}120^\circ]$. Urbane Einflüsse sind zwar erkennbar, fallen jedoch nicht übermäßig ins Gewicht. Die Auswertung der Windrosen an Überschreitungstagen liefert weitgehend dominierende Ostwinde. Da dieses Phänomen auch an Hintergrundstationen oder z.B. im urbanen Hintergrund in Steyregg erkennbar ist, müssen zwingend großräumige Transportsituationen ausschlaggebend sein. Im Linzer Stadtgebiet sind bei einigen Windrichtungen auch Beiträge aus lokalen Quellen erkennbar, so werden an der Station 24-er Turm im Talaustritt aus dem Haselgraben ungewöhnlich hohe PM10 Beiträge gemessen, die vermutlich der im Norden angrenzenden Autobahn zuzuschreiben sind.

Zusätzlich zur erhöhten Belastung im Hintergrund sind nur noch geringe urbane Beiträge zulässig, um eine Überschreitung des EU-Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu verhindern. Daher soll in Situationen, bei denen an der AQUELLA Hintergrundmessstelle Enzenkirchen ein starker PM10 Anstieg bis über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde, eine Überlagerung von Rückwärtstrajektorien aus dem HYSPLIT-Modell (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Information über bevorzugte Quellregionen von PM10 und Vorläufersubstanzen liefern.

Etwa die Hälfte der Überschreitungstage steht in Verbindung mit erhöhter Vorbelastung im Hintergrund. Am stärksten sind Ostströmungen mit einhergehenden osteuropäischen Luftmassen ausgeprägt (siehe Abbildung 32). Der österreichische Beitrag zur Hintergrundkonzentration wird als gering eingestuft, da es sich um meist lebhafteste Winde handelt und die Makrotracernanalysen vor allem sekundär gebildete Substanzen beinhalten. Zusätzlich treten häufig Aerosoltransporte aus nördlichen Regionen mit Quellregionen für PM10 und Vorläufersubstanzen in Tschechien und Polen auf. Vorbelastete Luftmassen aus Deutschland stellen in dieser Auswertung die Ausnahme dar.

Weitere Erkenntnisse über den Zusammenhang unterschiedlicher meteorologischer Einflüsse auf die Aerosolzusammensetzung wurden anhand von Einzelfallstudien gewonnen. Dabei sind Fälle zu unterscheiden, bei denen entweder die Anreicherung von lokalen Emissionen begünstigt oder Aerosol und Vorläufersubstanzen aus anderen Regionen nach Oberösterreich advehiert werden. Beide Fälle treten vor allem im Winterhalbjahr auf.

Rückwärtstrajektorien bei starker PM10-Zunahme in Enzenkirchen
April 2005 bis März 2006



Rückwärtstrajektorien bei starker PM10 Zunahme in Enzenkirchen
April 2005 bis März 2006

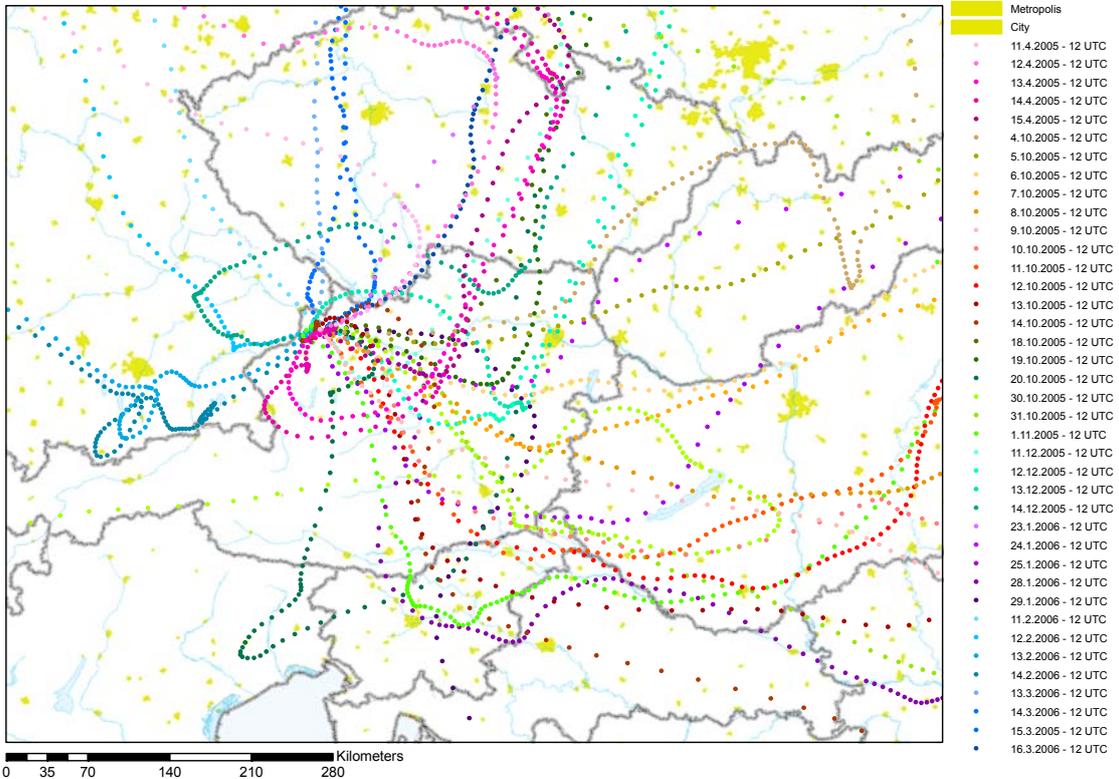


Abbildung 32 a/b: Trajektorien an Tagen mit starkem PM10 Anstieg in Enzenkirchen (bis über 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) im AQUELLA OÖ Zeitraum; Daten: www.arl.noaa.gov/ready.html

1. Überschreitungen bedingt durch lokale Emissionen

Diese Art der Überschreitung kann sich nur bei ausreichend antizyklonalem Einfluss mit schwachen Gradienten im Bodendruckfeld einstellen. Diese windschwachen Episoden mit oft sonnigen und trockenen Witterungsverhältnissen verbunden mit bodennahen Inversionen führen zu einer regionalen und urbanen Feinstaubbelastung besonders in den oberösterreichischen Ballungsräumen. Dominant ist vor allem die Ausbildung von nächtlichen Strahlungsinversionen bei fehlender Bewölkung. Auch abgehobene Inversionen im Bereich einer tiefen Nebeldecke verhindern die Ausbreitung von primären Feinstaubpartikeln. In Linz werden bei diesen Verhältnissen urbane Inkremente bei mineralischen Komponenten, aber auch bei sekundär gebildeten Substanzen (v.a. Ammoniumnitrat und -sulfat) mit Quellen der Vorläufersubstanzen im Stadtgebiet gefunden. An verkehrsnahen bzw. urbanen Messstellen werden hohe PM10 Werte mit starken Schwankungen gemessen (Maxima > 200 µg/m³). Durch die meist gute Durchlüftung des oberösterreichischen Alpenvorlandes sind hohe PM10 Werte durch ausschließlich lokale Emissionen eher selten.

2. Überschreitungen bedingt durch ferntransportiertes Aerosol

Die Transportsituationen gehen häufig mit Hochdruckeinfluss und entsprechend kräftigen Gradienten im Bodendruckfeld einher. Oft erfolgt der Haupttransport aus Regionen in Osteuropa über das nieder- und oberösterreichische Alpenvorland. Als Indiz für derartige Strömungen werden erhöhte Werte an Ammoniumsulfat auch im ländlichen Raum gefunden. Es wurden auch Transportsituationen bei großräumiger Nordströmung mit Quellregionen von Aerosol- und Vorläufersubstanzen in Ländern nördlich von Österreich festgestellt.

In Oberösterreich treten häufig Mischformen der oben genannten Überschreitungsarten auf, mit den stärksten PM10 Immissionen bei vorangegangenem Ferntransport und anschließender Stagnation der Luftmassen mit gleichzeitiger Anreicherung lokaler Emissionen. Geringe Feinstaubwerte im Winterhalbjahr wurden vor allem an Tagen bei Advektion ozeanischer Luftmassen aus dem Nordatlantischen Raum und entsprechenden Witterungsverhältnissen gemessen. Hebungsvorgänge an Frontensystemen, Niederschläge und auffrischende Winde lassen keine Anreicherung von Primäraerosol zu. Atlantische Luftmassen, die Westeuropa überstreichen, enthalten geringere Konzentrationen an anorganischen Sekundärkomponenten, insbesondere von Ammoniumsulfat.

9. Zusammenfassung

Die Beprobung an den für das Projekt AQUELLA-Oberösterreich ausgewählten Messstellen Römerberg, Neue Welt, Steyregg und Enzenkirchen erfolgte von April 2005 bis März 2006. In den Proben wurden Ruß (EC), organischer Kohlenstoff (OC), Ionen, mineralische Komponenten, Spurenmetalle, sowie ausgewählte Mikro- und Makrokomponenten analysiert. Die Quellenproben, v.a. Straßenstaubproben und Kehrproben aus dem Areal der Eisen/Stahlproduktion und -verarbeitung wurden mit einem PM10 Elutriator präpariert und für die Gewinnung von Quellenprofilen analysiert. Aus anderen Projekten wurden die Quellenprofile für Holzrauch und Pflanzendebris gewonnen. Für Sekundäraerosole (anorganisch und organisch) waren keine weiteren Profilerstellungen erforderlich. Die Analysenwerte der Beprobungsstandorte wurden der Makrotracer-Modellierung unterzogen, wobei hier vom nicht geogenen Anteil des Fe_2O_3 der Einfluss der Eisen/Stahlproduktion und -verarbeitung abgeschätzt werden kann. In Untersuchungen von Gladke (2008) ^[M] und eigenen Ergebnissen wurde ein Faktor von ~2 für die Umrechnung von Eisenoxid auf den Immissionsbeitrag stahlproduzierender Industrie abgeleitet. Damit sind die Ergebnisse für CMB Modell und Makrotracer vergleichbar. Die Makrotracer-Ergebnisse stellen den Primär-Staub aus Produktions- und Verarbeitungsvorgängen dar, während das CMB Ergebnis noch zusätzliche Anteile wie Sekundäranteile berücksichtigt. Diese Anteile betragen das 0,5-1 fache des Primäranteils.

Tabelle 9 gibt einen zusammenfassenden Überblick der Import und Stadtanteile an Überschreitungstagen im Beobachtungszeitraum für die Messstationen Römerberg, Neue Welt und Steyregg an Überschreitungstagen.

Die bedeutendsten wirksamen Quellen an den Messstellen Römerberg und Neue Welt sind demnach insgesamt:

1. *Ammonsulfat- und Ammonnitrat-aerosol*
2. *Holzrauch und Folgekomponenten (HULIS)*
3. *Mineralstaub*
4. *KFZ-Emissionen inklusive Reifen- und Bremsabrieb*

Nach Abzug des Einflusses der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen ergibt sich der sog. Stadteinfluss. Dieser lässt sich für die beiden Messstellen Römerberg und Neue Welt zusammenfassen als:

1. *KFZ-Emissionen inklusive Reifen- und Bremsabrieb*
2. *Mineralstaub*
3. *Eisen/Stahlproduktion und Verarbeitung*
4. *Anorganisch Sekundäre Komponenten*

Tabelle 9: Aufteilung des Import- und Stadtanteils an den Überschreitungstagen im Beobachtungszeitraum, Messstationen Römerberg, Neue Welt und Steyregg, Makrotracermmodell

Makrotracermmodell Mittelwert Überschreitungen	Importanteil %	Stationsanteil %	Gesamt %
Oberösterreich Römerberg	55	45	100
Kfz+Off Road-Abgas	3	8	11
Kfz+Off Road-Abrieb	1	2	3
Holzrauch	8	1	9
HULIS (Organisch Sekundär)	4	0	4
Anorganisch Sekundär	28	12	40
Auftausalz	0	2	2
Mineralstaub	4	9	13
ESPV	1	5*	6
Sonstige org. Anteile	1	9	10
Oberösterreich Neue Welt	62	38	100
Kfz+Off Road-Abgas	4	4	8
Kfz+Off Road-Abrieb	1	1	2
Holzrauch	8	0	8
HULIS (Organisch Sekundär)	4	0	4
Anorganisch Sekundär	31	11	42
Auftausalz	0	1	1
Mineralstaub	6	5	11
ESPV	1	5*	6
Sonstige org. Anteile	0	13	13
Oberösterreich Steyregg	73	27	100
Kfz+Off Road-Abgas	5	2	7
Kfz+Off Road-Abrieb	1	1	2
Holzrauch	10	1	11
HULIS (Organisch Sekundär)	5	1	6
Anorganisch Sekundär	35	9	46
Auftausalz	0	1	1
Mineralstaub	7	3	10
ESPV	0	4**	4
Sonstige org. Anteile	0	6	6
Sonstige org. Anteile: Organische Anteile (z.B. Küchendämpfe, Debris) Anorganisch Sekundär: NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , Feuchte / Hohe Ferntransportanteile Mineralstaub: Karbonatischer und silikatischer Staub, überwiegend 2-10 µm			

* 5-10% bei Berücksichtigung von sekundären Anteilen;

** 4-8% % bei Berücksichtigung von sekundären Anteilen

Die vergleichenden Untersuchungen an den Messstationen Römerberg und Neue Welt (verkehrsbetont), Steyregg (Stadttrand) und Enzenkirchen (Hintergrundmessstelle) ergaben:

- Die Überschreitungen im Raum Linz fanden im Beobachtungszeitraum überwiegend im Winterhalbjahr (Oktober bis März) statt. Der Vergleich zwischen den Monaten Juli und Jänner zeigt, dass der Anstieg der PM10 Belastung überwiegend im Hintergrund stattfindet und vor allem durch winterspezifische Quellen wie Holzrauch und Folgeprodukte (HULIS) sowie Ammoniumnitrat verursacht wird.
- An fast 70% der Überschreitungstage ist der Hintergrund bereits hoch belastet (über 30 µg PM10/m³).
- Zwischen 55 und 66% der PM10 Belastung an Überschreitungstagen an den verkehrsnahen AQUELLA Messstationen (Römerberg und Neue Welt) stammen aus der Hintergrundbelastung. Folglich ist einer Reduktion der Hintergrundbelastung große Aufmerksamkeit zu schenken.
- Die Hintergrundbelastung wird an den Messstationen überwiegend durch sekundäre anorganische Komponenten verursacht (etwa 50% des Importanteils), an zweiter Stelle liegen Holzrauch und verwandte Komponenten (HULIS), gefolgt von Mineralstaub.
- Die Zusatzbelastung, der sog. „Urban Impact“ an den verkehrsnahen Messstellen Römerberg und Neue Welt wird überwiegend von KFZ Emissionen (exhaust und non exhaust Anteile), sowie Mineralstaub dominiert und anorganischen sekundären Komponenten bzw. Emissionen der Eisen/Stahlproduktion und –verarbeitung verursacht.
- Eisen sowie Stahlproduktion und –verarbeitung trägt an Überschreitungstagen im Untersuchungszeitraum im Mittel zu rund 7,5% (5-10%) Anteil an den verkehrsnahen Stationen Römerberg und Neue Welt bei, an der Station an der Messstelle Steyregg rund 6% (4-8%).

10. Literatur

- i Pope C.A. III, 2000. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: Biologic mechanisms and who's at risk. *Environ. Health Perspect.* 108 (Suppl.4) 713-723.
- ii Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft in Europa
- iii Handler, M., C. Puls, J. Zbiral, I. Marr, H. Puxbaum, A. Limbeck, 2008. Size and composition of particulate emissions from motor vehicles in the Kaisermühlen-Tunnel, Vienna. *Atmospheric Environment* 42 (9), 2173-2186.
- iv Laschober C., Limbeck, A., Rendl, J., Puxbaum, H., 2004. Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment* 38, 2187-2195.
- v Gladke, D., Industrienähe PM10-Messungen zur Ermittlung des Beitrages einzelner Emittenten – eine Alternative zur Ausbreitungsrechnung?, In: Tagungsunterlagen 43. Messtechnisches Kolloquium, Mettlach, Saarland, 28.-30.4.2008
- vi Stelson, A.W., Seinfeld, J.H., 1982. Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. *Atmospheric Environment* 16, 983-992.
- vii Piringer, M., Ober, E., Puxbaum, H., Kromp-Kolb, H., 1997. Occurrence of Nitric Acid and Related Compounds in Northern Vienna Basin During Summertime Anticyclonic Conditions. *Atmospheric Environment* 37, 1049-1057.
- viii Watson, J.G., Robinson, N.F., Lewis, C.W., Coulter, C.T., Chow, J.C., Fujita, E.M., Lowenthal, D.H., Conner, T.L., Henry, R.C., Willis, R.D., 1997. Chemical mass balance receptor model version 8 (CMB) user's manual. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, by Desert Research Institute, Reno, NV. <ftp://eafs.sage.dri.edu/cmb80/model/>.
- ix Hildemann, L.M., Markowski, G.R., Cass, G.R. 1991, Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environ. Sci, Technol.* 25. 744-759.
- x Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy duty diesel trucks. *Environ. Sci, Technol.* 27, 636-651.
- xi Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R. Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 3. Road dust, tire debris and organometallic brake lining dust, roads as sources and sinks. *Environ. Sci, Technol.* 27, 1892-1904.
- xii Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mzurek, M.A., Cass, G.R. Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol: 5. Natural gas home appliances. *Environ. Sci, Technol.* 27, 2736-2744.
- xiii Winiwarter W., Trenker C., Höflinger W., 2001. Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des UBA, ARC-S-0151.
- xiv Pucher E., Sekanina A., Rüdiger H., 2006. Unsere Luft 1980-2015. 6. Auflage. ÖAMTC-Akademie Wien.