

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

vertreten durch das

Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie

Sachgebiet: Referat 22 „Luftqualität“

Abschlussbericht: Nr.: 1
Berichtszeitraum: 01.09.2006 bis 31.08.2007
Seitenzahl: 254
Tabellen (Anzahl): 19
Abbildungen (Anzahl): 159
Sonst. Anlagen: Anhang (Tabellen - Los 1 und 2,
Tabellen - TEOM, Trajektorien)

zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben:

„Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im
Ballungsraum“

Aktenzeichen: 13-0345.42/254

von:

Autoren:

Dr. Erika Brüggemann, Dr. Thomas Gnauk, Prof. Dr. Hartmut Herrmann, Dr. Konrad Müller,
Dr. Wolfram Birmili, Christa Engler, Kay Weinhold, Prof. Dr. Alfred Wiedensohler

Durchführende Institution:

Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V., Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Projektleiter: Prof. Dr. Hartmut Herrmann

Datum

Unterschrift

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung

2. Überblick der durchgeführten Messungen

2.1. Messstationen

2.2. Partikelprobenahme zur chemischen Charakterisierung

2.2.1. Überblick über Probenahme für chemische Messungen

2.2.2. Analytische Methoden

2.2.3. Vergleich der BERNER-Impaktoren

2.2.4. Vergleich der Massebestimmung mittels HVS-Digitelfilter und BERNER-Impaktorfolien (PM_{10} und $PM_{2,5/3,5}$)

2.2.5. Vergleich der PM_{10} -Massekonzentration bestimmt mittels Digital-Filter und TEOM

2.3. Beschreibung der physikalischen Messungen

2.3.1. Überblick der Messkampagne

2.3.2. Installation und Inbetriebnahme der physikalischen Partikelmesstechnik

2.3.3. Datenaufbereitung und Qualitätskontrolle

2.3.4. Round-Robin-Test

2.4. Auswahl der Messtage

2.4.1. Trajektorien

2.4.2. Charakteristik der Wettersituation und Niederschlag

2.4.3. Bewertung der BERNER-Impaktor-Probenahmezeiträume mit Hilfe aerosol physikalischer und meteorologischer Parameter

2.4.3.1. Überblick

2.4.3.2. Kriterien zur Homogenität der BERNER-Probenahmezeiträume

2.4.3.3. Konkrete Einteilung aller Probenahmezeiträume

2.4.4. Mischungsschichthöhe

2.4.5. COSMO-MUSCAT-Ausbreitungsrechnungen

2.4.6. Ergebnis der Auswahl der Messtage

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. HVS- PM_{10} - Messungen

3.1.1. Zeitlich aufgelöste TEOM- PM_{10} -Daten

3.1.2. PM_{10} -Partikelcharakterisierung mittels Digital-HVS nach Anströmung

3.1.2.1. Massekonzentration

- 3.1.2.2. Einordnung der PM₁₀-Konzentrationen in langjährige Messreihen
- 3.1.2.3. Hauptionen
- 3.1.2.4. OC/EC
- 3.1.2.5. Eisen und Titan
- 3.2. Größenaufgelöste Partikelcharakterisierung saisonal und nach Anströmungsrichtung
 - 3.2.1. Massekonzentration
 - 3.2.2. Hauptionen
 - 3.2.3. Organischer und elementarer Kohlenstoff
 - 3.2.4. Metalle
 - 3.2.5. Alkane und PAK
- 3.3. Physikalische Partikelcharakterisierung
 - 3.3.1. Grundlegende Phänomenologie
 - 3.3.1.1. Die Partikelgrößenverteilung
 - 3.3.1.2. Meteorologischer Überblick
 - 3.3.1.3. Zeitreihe der Partikelanzahlkonzentration
 - 3.3.1.4. Wochengang der Partikelgrößenverteilung
 - 3.3.1.5. Tagesgang der Partikelkonzentration
 - 3.3.1.6. Relative Beiträge städtischer Quellen an der Gesamtanzahlkonzentration
 - 3.4. Meteorologische Effekte auf die Partikelkonzentrationen in Sachsen
 - 3.4.1. Allgemeine Windrichtungseffekte an den Messstationen
 - 3.4.1.1. Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration
 - 3.4.1.2. Jahreszeitliche Windrichtungsabhängigkeit
 - 3.4.1.3. Großräumige Ferntransporteffekte
 - 3.4.2. Meteorologische Mischungseffekte in der planetarischen Grenzschicht
 - 3.4.2.1. Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die Partikelkonzentration
 - 3.4.2.2. Effekte meteorologischer Einzelparameter auf die Partikelkonzentration
 - 3.4.2.3. Sturmtief Kyrill (18.01.2007) - Verminderung der Aerosolkonzentration
 - 3.4.3. Lokale Orographie und meteorologische Effekte
 - 3.4.3.1. Abkopplung der Station Schwartenberg am 30.10.2006
 - 3.4.3.2. Kanalisierung des Windes im Elbtal
 - 3.4.3.3. Inversionswetterlagen im Elbtal
 - 3.4.3.4. Inversionswetterlage am 22.10.2006 in Dresden Herzogingarten

4. Ableitungen über Anteile der verschiedenen Quellgruppen

- 4.1. Digital-HVS – Messungen
 - 4.1.1. PM₁₀-Masse
 - 4.1.2. Haptionen
 - 4.1.3. OC/EC
 - 4.1.4. Eisen und Titan
- 4.2. Größenaufgelöste Partikelmessungen (BERNER-Impaktor)
 - 4.2.1. Masseanteile
 - 4.2.2. Anteile der Haptionen
 - 4.2.3. OC/EC-Anteile
 - 4.2.4. Metall-Anteile
 - 4.2.5. Anteile der Alkane und PAK
- 4.3. Partikelanzahl-Masseverteilung
 - 4.3.1. Die Städtische Zusatzbelastung
 - 4.3.2. Einteilung des Datensatzes in Differenzklassen

5. Chemische und physikalische Massenschließung

- 5.1. Chemische Massenschließung
- 5.2. Chemische Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil
- 5.3. Physikalische Massenschließung
 - 5.3.1. Partikelmassen aus TDMPS/SMPS
 - 5.3.2. Ergebnisse

6. Ferntransportanteile bei verschiedenen Anströmungsrichtungen

- 6.1. PM₁₀-HV-Filterproben
- 6.2. Größenaufgelöste Impaktorproben

7. Zusammenfassung und Ausblick, - Executive Summary -

8. Literaturverzeichnis

9. Tabellenanhang

- 9.1. Los 1 (HVS-Digital)
- 9.2. Los 2 (BERNER-Impaktor)
- 9.3. Messwerte TEOM
- 9.4. Trajektorien

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 2.1.1: Lage der Probenahmestationen in Sachsen
- Abb. 2.1.2: Ansichten der Messstationen
- Abb. 2.2.1.1: Sanierungsarbeiten an der Station Dresden Nord
- Abb. 2.2.1.2: Sanierungsarbeiten an der Station Dresden Herzogingarten
- Abb. 2.2.3.1: Vergleichsmessungen der verschiedenen BERNER-Impaktoren
- Abb. 2.2.4.1: Vergleich der Digital-PM₁₀- mit der BI-PM₁₀-Massekonzentration sowie der Digital-PM_{2,5}- mit der BI-PM_{3,5}-Massekonzentration
- Abb. 2.2.5.1: Vergleich der Massekonzentration bestimmt mittels HVS-Digital-Filter und TEOM für die 5 Messstationen
- Abb. 2.3.2.1: Vergleich der Partikelgesamtkonzentration mehrerer Partikelgrößenspektrometer und eines Kondensationspartikelzählers CPC 3010 unter Laborbedingungen. Die Zeitachse ist in Tagen angegeben. Die Bezeichnung der Kurven stellt den späteren Messstandort dar.
- Abb. 2.3.4.1: Das Prinzip des Round-Robin-Tests, bei dem im Vier-Tages-Zyklus Vergleichsmessungen mit den TDMPS/SMPS-Geräten an allen Messstandorten durchgeführt wurde.
- Abb. 2.3.4.2: Der im Zeitraum vom 24.10.2006 bis 02.11.2006 stattgefundenen Parallellauf zeigt eine gute Übereinstimmung der Partikelanzahlkonzentration (10-800 nm) zwischen den Geräten TDMPS Dresden Herzogingarten (blau) und SMPS Round-Robin-Test (rot).
- Abb. 2.3.4.3: Darstellung der Streuung der Partikelanzahlkonzentration [cm⁻³] zwischen Dresden Herzogingarten (x-Achse) und Round-Robin-Test (y-Achse), für den Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007.
- Abb. 2.3.4.4: Der im Zeitraum vom 17.02.2007 bis 21.02.2007 stattgefundenen Parallellauf zeigt die Partikelanzahlkonzentration (10-800 nm) zwischen Niesky (grün) und Round-Robin-Test (rot).
- Abb. 2.4.1: Sektoren der Anströmung und die zugeordneten Hintergrundstationen
- Abb. 2.4.2: Relative Häufigkeitsverteilung der Windrichtung am Collm auf Basis von Halbstundenwerten. Ausgenommen von der Untersuchung sind Calmen.
- Abb. 2.4.3.1: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 01.09.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.2: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 09.09.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.3: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 17.09.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.4: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 25.09.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.5: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 11.10.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.6: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 15.10.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.7: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 19.10.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.8: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 02.12.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.9: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 06.12.2006 sowie den Tag davor und danach

- Abb.2.4.3.10: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum 14.12.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb.2.4.3.1.1: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 30.12.2006 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.12: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 15.01.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.13: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 23.01.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb.2.4.3.14: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 27.01.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.15: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 08.02.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.2.16: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 12.02.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.17: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 20.02.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.18: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 24.02.2007 sowie den Tag davor und danach
- Abb. 2.4.3.19: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten
- Abb. 2.4.3.20: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten
- Abb. 2.4.3.21: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten
- Abb. 2.4.3.22: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten
- Abb. 2.4.3.23: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten
- Abb. 2.4.5.1: Zugbahn der Luftmasse von Schwartenberg nach Dresden am 17.09.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (24:00 Uhr)
- Abb. 2.4.5.2: Zugbahn der Luftmasse von Schwartenberg nach Dresden am 25.09.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (10:00 Uhr)
- Abb. 2.4.5.3: Zugbahn der Luftmasse von Schwartenberg nach Dresden am 11.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (11:00 Uhr)
- Abb. 2.4.5.4: Zugbahn der Luftmasse von Niesky nach Dresden am 15.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (0300 Uhr)
- Abb. 2.4.5.5: Zugbahn der Luftmasse von Schwartenberg nach Dresden am 19.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (19:00 Uhr)
- Abb. 2.4.5.6: Zugbahn der Luftmasse von Schwartenberg nach Dresden am 30.12.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (10:00 Uhr)
- Abb. 3.1.1.1: Sommer – TEOM-Daten
- Abb. 3.1.1.2: Winter – TEOM-Daten
- Abb. 3.1.2.1.1: Massekonzentration der PM₁₀-Messungen (Digitel-HVS) aller Messstationen vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig)
- Abb. 3.1.2.1.2: PM₁₀-Konzentration von Masse und Komponenten sowie unidentifizierter Rest (UIR) am 24.03.2007 sowie zum Vergleich am 28.03.2007 (Ostanströmung)
Rest-Ion: Cl, Na, K, Mg
- Abb. 3.1.2.1.3: Massekonzentration des unidentifizierten Restes an den Messtagen des Monats März 2007
- Abb. 3.1.2.1.4: Zeitlich aufgelöste PM₁₀-Konzentration an den Messtagen im März in

Melpitz

- Abb. 3.1.2.1.5: Vergleich der partikulären Metallkonzentrationen zwischen 24.03.07 und 25.04.07
- Abb. 3.1.2.1.6: Mittlere PM₁₀-Massekonzentration aller Messwerte nach Anströmungsrichtung
- Abb. 3.1.2.1.7: Mittlere PM₁₀-Massekonzentration für Sommer (So) und Winter (Wi) sowie nach Anströmungsrichtung
- Abb. 3.1.2.2.1: Einordnung der Projekt-PM₁₀-Konzentrationen in langjährige Messreihen
- Abb. 3.1.2.3.1: Mittlere PM₁₀-Konzentration der gemessenen Ionen nach Anströmung
- Abb. 3.1.2.3.2: Mittlere PM₁₀-Konzentration für Sulfat, Nitrat, Ammonium
- Abb. 3.1.2.4.1: Mittlere PM₁₀-Konzentration für TC nach Anströmung
- Abb. 3.1.2.4.2: Mittlere PM₁₀-Konzentration für EC und OC nach Anströmung
- Abb. 3.1.2.5.1: Mittlere PM₁₀-Konzentration für Eisen und Titan
- Abb. 3.2.1.1: Sommer/Wintervergleich der partikulären Massekonzentration aller Messtage
- Abb. 3.2.1.2: Mittlere Massekonzentration nach Anströmung für Sommer und Winter
- Abb. 3.2.1.3: Differenz der Partikelmassekonzentration zwischen Winter und Sommer bei Anströmung West und Ost
- Abb. 3.2.2.1: Mittlere partikuläre Konzentration für Nitrat, Sulfat und Ammonium nach Anströmung im Sommer und Winter
- Abb. 3.2.2.2: Mittlere partikuläre Konzentration für Calcium und Kalium nach Anströmung im Sommer und Winter
- Abb. 3.2.3.1: TC-PM₁₀-Sommer/Winter-Vergleich (Impaktorproben)
- Abb. 3.2.3.2: TC-PM₁₀-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung (Impaktorproben)
- Abb. 3.2.3.3: TC (größenaufgelöst)-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung
- Abb. 3.2.3.4: Differenz der partikulären TC-Konzentration zwischen Winter und Sommer bei verschiedenen Anströmungen
- Abb. 3.2.3.5: PM₁₀-OC/EC-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung (Impaktorproben)
- Abb. 3.2.4.1: Mittlere partikuläre Konzentration der Metalle Silizium, Eisen, Aluminium und Titan nach Anströmung sowie Sommer und Winter
- Abb. 3.2.4.2: Winter-Sommer-Differenzen der mittleren Metallkonzentrationen der Partikel
- Abb. 3.2.5.1: Summe der Alkankonzentrationen in Abhängigkeit von der Luftmassenherkunft im Sommer (Mittelungen über alle Messungen, die die Auswahlkriterien erfüllten)
- Abb. 3.2.5.2: Summe der Alkankonzentrationen in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung im Winter
- Abb. 3.2.5.3: Mittlere Alkanverteilung während der Sommermesskampagne bei Westanströmung auf den Impaktorstufen 1 bis 4
- Abb. 3.2.5.4: Mittlere Alkanverteilung während der Wintermesskampagne bei Westanströmung auf den Impaktorstufen 1 bis 4
- Abb. 3.2.5.5: x-y-Plots der Konzentrationen der Alkane (C₂₀-C₃₄) auf den vier kleineren Stufen des BERNER-Impaktors im Vergleich der Hintergrundstation Schwartenberg und der Verkehrsstation Dresden-Nord am 17.09.2006
- Abb. 3.2.5.6: x-y-Plots der Einzelalkankonzentrationen auf den vier kleineren Stufen des BERNER-Impaktors im Vergleich der Hintergrundstation Schwartenberg und der städtischen Hintergrundstation Dresden-HG am 30.12.2006
- Abb. 3.2.5.7: x-y-Plot der Alkanmittelwerte der kleinsten Partikelklasse an der Station Dresden-Nord – Vergleich Sommer-Winter
- Abb. 3.2.5.8: x-y-Plots der PAK-Konzentrationen an den beiden Stationen in Dresden bei westlicher Luftmassenherkunft am 14.12.2006
- Abb.: 3.2.5.9: PAK-Verteilung über die Stufen des Berner-Impaktors (gemessen an der

Hintergrundstation Melpitz und den beiden Dresdner Messstationen) als Mittel der drei winterlichen Westanströmungen

- Abb. 3.3.1.1.1: Mittlere Gesamtpartikelanzahl N 10-600 nm (IfT und die 5 Messstationen)
- Abb. 3.3.1.1.2: Mittlere Partikelgrößenverteilungen für verkehrsnaher Station (DN: Dresden Nord), urbaner Hintergrund (DHG: Dresden Herzogingarten), ländlicher Hintergrund (M: Melpitz; N: Niesky) und einer Bergstation (SW: Schwartenberg) im Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007
- Abb. 3.3.1.2.1: Der Temperatur- und Windrichtungsverlauf während der Intensivkampagne vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007. Die Temperatur ist als gleitender Fünf-Tages-Mittelwert dargestellt; die Windrichtung – Globalwind - als Einzelwert aller sechs Stunden
- Abb. 3.3.1.2.2: Darstellung der Windrichtung nach ihrer Häufigkeit während der sechsmonatigen Intensivkampagne 2006/07. Die häufigsten Anströmungen mit 33 % traten bei Südwestanströmungen auf. Hingegen sind Ostanströmungen nur sehr selten detektiert wurden. Vorwiegend Westströmungen liegen über dem Mittelwert von 12 %
- Abb. 3.3.1.3.1: Partikelanzahl und -masse für die Gesamtmessdauer, aus TDMPS bzw. SMPS-Daten abgeleitet. Dargestellt sind die Kurven des gleitenden Mittels über sieben Tage
- Abb. 3.3.1.4.1: Unterteilung der Partikelgrößenverteilung verkehrsnaher, urbaner sowie ländlicher Stationen in Werktagen (Mo.-Fr.) und Wochenendtage (Sa.-So.). Unterschieden werden die Wochenperioden durch verschiedene Farb- und Kurvenkodierungen
- Abb. 3.3.1.4.2: Differenzen der Partikelgrößenverteilungen zwischen WT und WE. Bemerkenswert ist, dass ländliche Stationen im Größenbereich von 50 nm bis 200 nm höhere Belastungen am Wochenende im Vergleich zu den Werktagen aufweisen
- Abb. 3.3.1.4.3: Prozentuale Differenzen der Partikelgrößenverteilungen zwischen WT und WE für die ländlichen Hintergrundstationen M und SW. Im Größenbereich 100 nm bis 300 nm werden ca. 15 % mehr Partikel am WE als an den WT detektiert
- Abb. 3.3.1.4.4: Tagesgang der Partikelanzahlkonzentration an allen Wochentagen in Melpitz. Zu erkennen ist, dass Samstags die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu verzeichnen sind
- Abb. 3.3.1.4.5: Tagesgang der Partikelanzahlkonzentration an allen Wochentagen am Schwartenberg. Zu erkennen ist, dass am Samstag die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu verzeichnen sind
- Abb.3.3.1.5.1: Darstellung der Tagesgänge im Zeitraum von sechs Monaten, für die Partikelgrößenbereiche N 10-30 nm und N 30-200 nm. Die verkehrsbedingten Emissionen anthropogener Aerosolpartikel verursachen in urbanen Hintergrundstationen tagesabhängige Konzentrationsspitzen, die in ländlichen Stationen deutlich geringer ausgeprägt sind.
- Abb. 3.3.1.5.2: Darstellung der Tagesgänge im Zeitraum von sechs Monaten, für die Partikelgrößenbereiche M 200-600 nm und N 200-600 nm. Abhängig von der Lage der Stationen ist das Konzentrationsminimum in den Nachmittagstunden auf die ausgeprägte Mächtigkeit der MLH zurückzuführen.
- Abb. 3.3.1.6.1: Darstellung der Gesamtanzahlkonzentration für die Partikelgrößenbereiche N 10-40 nm, N 40-120 nm und N 120-800 nm. Aufgeteilt in Verkehr, städtisch und ländlich wird jeweils der prozentuale Anteil dieser Region im definierten Partikelgrößenbereich veranschaulicht.

- Abb. 3.4.1.1.1: Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration an 5 Messstellen in Sachsen (Dresden-Herzotingarten, DHg; Leipzig-IfT IfT; Melpitz, Me; Niesky, Ni; Schwartenberg; Sw) Partikelanzahl ($1/\text{cm}^3$) bzw. Partikelmassekonzentration (g/cm^3)
- Abb. 3.4.1.1.2: Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration an 6 Messstellen in Sachsen (Dresden-Nord, DN; Dresden-Herzotingarten, DHg; Leipzig-IfT IfT; Melpitz, Me; Niesky, Ni; Schwartenberg; Sw) Partikelanzahl ($1/\text{cm}^3$) bzw. Partikelmassekonzentration (g/cm^3)
- Abb. 3.4.1.2.1: Darstellung der windrichtungsabhängigen Partikelkonzentration für die Herbst- (01.09.2006 bis 30.11.2006) bzw. die Winterperiode (01.12.2006 bis 28.02.2007). Wintermonate sind dabei durch keulenförmige windrichtungsabhängige Konzentrationsspitzen aus belasteten Regionen gekennzeichnet.
- Abb. 3.4.1.3.1: Darstellung der windrichtungsabhängigen Partikelmassekonzentration für die aus APS abgeleiteten Massenkonzentrationen M 1500-5000 nm. Man erkennt, dass die Messstation Niesky (N) ein Maximum in östlicher Richtung aufweist, welches durch Partikelquellen im Nahfeld (Polen) erklärt werden kann.
- Abb. 3.4.1.3.2: Darstellung der logarithmischen windrichtungsabhängigen Partikelgrößenverteilung für die Messstationen IfT, Me, Ni und Sw. Jede Station wird anhand der Symbole unterschieden. Die betrachteten Windrichtungen werden durch die Farben schwarz (Nordwest), rot (Südost) und grün (Südwest) hervorgehoben.
- Abb. 3.4.1.3.3: Darstellung der linearen windrichtungsabhängigen Partikelgrößenverteilung für die Messstationen IfT, Me, Ni und Sw. Jede Station wird anhand definierter Symbole unterschieden. Die betrachteten Windrichtungen werden durch die Farben schwarz (Nordwest), rot (Südost) und grün (Südwest) hervorgehoben.
- Abb. 3.4.2.1.1: Darstellung der Mischungsschichthöhe (Lindenberg) und der mittleren Temperatur über den Zeitraum von sechs Monaten. Der jahreszeitliche Effekt der Temperatur auf die Mischungsschichthöhe wird verdeutlicht.
- Abb. 3.4.2.1.2: Darstellung der atmosphärischen Mischungsschichthöhe (für Lindenberg und Prag) sowie die Partikelmassekonzentration M 10-600 nm in Abhängigkeit von der Windrichtung. Hohe Mischungsschichthöhen sind durch niedrige Partikelmassekonzentrationen gekennzeichnet.
- Abb. 3.4.2.1.3: Dargestellt ist die Mischungsschichthöhe als Funktion der Partikelmasse (10-800 nm) Die Partikelmassen repräsentieren die Zeit zwischen 10 und 14 UTC, die Mischungsschichthöhe den Einzelwert um 12 UTC in Lindenberg.
- Abb. 3.4.2.2.1: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur
- Abb. 3.4.2.2.2: Partikelanzahlkonzentration (N 10-30 nm) in Abhängigkeit von der Strahlung
- Abb. 3.4.2.2.3: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Feuchte. Mit abnehmender Feuchte ($< 60\%$) ist ein sprunghafter Anstieg der Partikelmassekonzentration urbaner sowie ländlicher Messstationen zu verzeichnen.
- Abb. 3.4.2.2.4: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Niedrige Windgeschwindigkeiten tragen zur Anreicherung der Partikelanzahl- bzw. der Partikelmassekonzentration bei, wogegen hohe Windgeschwindigkeiten eine Verbesserung der Luftqualität

- bewirken.
- Abb. 3.4.2.2.5: Mischungsschichthöhe und Windrichtung in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit
- Abb. 3.4.2.3.1/2: Darstellung der Bodenwetterkarte und dem über Deutschland ziehenden Windband am 18.01.2007. In der Bodenwetterkarte ist eine Kaltfront, die in den späten Abendstunden Sachsen überquert, zu erkennen. Das Windband zeigt die durch das Sturmtief Kyrill hervorgerufenen hohen Windgeschwindigkeiten.
- Abb. 3.4.2.3.3: Wetterlage und Partikelmassekonzentration während des Sturmtiefs Kyrill vom Julianischen Tag 380 bis 385. (Das entspricht einem Zeitraum vom 16.01.2007 bis zum 21.01.2007.) Anhand meteorologischer Parameter (Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Druck, Temperatur und Strahlung) wird die im ersten Plot dargestellte Abnahme der Partikelmassekonzentration in diesem Zeitraum ersichtlich.
- Abb. 3.4.2.3.4: Konturdiagramm der Partikelgrößenverteilung am 18.01.2007 (382 JD). Dargestellt ist die Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit der Tageszeit und des Partikeldurchmessers für 6 Messstationen in Sachsen.
- Abb. 3.4.2.3.5.: Darstellung der Partikelgrößenverteilung während des Sturmtiefs Kyrill. Dargestellt ist die Partikelanzahlkonzentration vor (17.01.2007) bzw. nach (18.01.2007) dem Frontdurchgang.
- Abb. 3.4.3.1.1: NOAA HYSPLIT Modell. Dargestellt sind drei Rückwärtstrajektorien, deren Ausgangspunkte Melpitz, Niesky und Schwartenberg von 06 und 18 UTC am 30.10.2006 bilden. Es ist zu Beginn des Tages eine Nordströmung zu verzeichnen, welche im Laufe des Tages auf eine Südwestströmung dreht.
- Abb. 3.4.3.1.2: Partikelneubildungsereignis am Schwartenberg (Abbildung I). In Abbildung II und III sind die am 30.10.2006 vorherrschenden meteorologischen Bedingungen aufgetragen. Des Weiteren wird in Abbildung IV und V die Globalstrahlung, SO₂ sowie die Mischungsschichthöhe dargestellt.
- Abb. 3.4.3.1.3: Darstellung der Partikelanzahlkonzentration für die Partikelgrößenbereiche N 10-30 nm, N 30-60 nm und N 60-200 nm an der Bergstation Schwartenberg. In den Vormittagstunden ist ein sprunghafter Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zu verzeichnen, der durch den Anstieg der planetarischen Grenzschicht zum Eintrag belasteter Luftmassen am Gipfel des Sw führt.
- Abb. 3.4.3.2.1: Partikelanzahlkonzentration an der urbanen Hintergrundstation DHg in Abhängigkeit von der großräumigen Globalwindrichtung (rot) und vom lokalen Stationswind (pink). Die Belastung der urbanen Hintergrundstation Dresden Herzogingarten wird durch den Stationswind besser charakterisiert als durch den Globalwind, aufgrund des Elbtalkessels (Sattelitenbild: Virtual Earth).
- Abb. 3.4.3.2.2: Abweichung der gemessenen Windrichtung in Dresden Herzogingarten vom Globalwind.
- Abb. 3.4.3.3.1: Darstellung der Differenz zwischen Dresden Herzogingarten und Radebeul Wahnsdorf für PM₁₀-Werte in Abhängigkeit von der Temperaturdifferenz. Es liegt eine Mittelung von sechs Monaten zu Grunde. Niedrige Temperaturen weisen dabei eine erhöhte PM₁₀-Konzentration auf.
- Abb. 3.4.3.3.2: Darstellung der Differenz zwischen Dresden Herzogingarten und

Radebeul Wahnsdorf für die Feuchte in Abhängigkeit von der Temperaturdifferenz. Es liegt eine Mittelung von sechs Monaten zu Grunde. Niedrige Temperaturen weisen dabei eine erhöhte Feuchte auf.

- Abb. 3.4.3.4.1: Für die Inversionswetterlage vom 22.10.2006 sind die gewonnenen meteorologischen Daten und die von der LfUG bereitgestellten PM_{10} -Werte von Dresden Herzogingarten und Radebeul Wahnsdorf dargestellt.
- Abb. 3.4.3.4.2: Darstellung der Windgeschwindigkeit und Windrichtung anhand ausgewählter LfUG-Messstationen. Die Windgeschwindigkeit unterscheidet sich zwischen den beiden Stationen Radebeul Wahnsdorf (rot) und Dresden Herzogingarten (schwarz) um einen Faktor 4. Des Weiteren weist Dresden Herzogingarten mit Südost eine gedrehte Windrichtung zum Globalwind auf.
- Abb. 3.4.3.4.3: 3D-Schnittmodell. Das durch eine Inversionsschicht B abgedeckte Elbtal wird von einer sauberen Südwest Luftmasse A oberhalb und einer aus Südost strömenden Luftmasse C beeinflusst. Dabei kommt es zum Anstieg der Partikelanzahlkonzentration im Elbtal.
- Abb. 3.4.3.4.4: Darstellung der Partikelmassekonzentration im Größenbereich von 10 nm bis 800 nm. Abkopplung der urbanen Hintergrundstation Dresden Herzogingarten von anderen Messstationen in Sachsen ist durch die Konzentrationsspitze am Zeitpunkt 294,25 JD zu erkennen.
- Abb. 4.1.1.1: Abschätzung der mittleren PM_{10} -Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund saisonal (Sommer, Winter) und nach Anströmrichtung
- Abb. 4.1.2.1: Abschätzung der mittleren PM_{10} -Komponenten-Anteile Sulfat, Nitrat und Ammonium der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (urb. Hintergr.) nach Anströmrichtung
- Abb. 4.1.3.1: Abschätzung der OC- PM_{10} – Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergrund) und Hintergrund nach Anströmrichtung
- Abb. 4.1.3.2: Abschätzung der EC- PM_{10} – Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergrund) und Hintergrund nach Anströmrichtung
- Abb. 4.1.3.3: Abschätzung der TC- PM_{10} -Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmrichtung
- Abb. 4.1.4.1: Abschätzung der Eisen- und Titan – PM_{10} -Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmrichtung
- Abb. 4.2.1.1: Abschätzung der größen aufgelösten Masseanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.2.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Sulfatanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.2.2: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Nitratanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung und Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.2.3: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Ammoniumanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG.) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung und Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.2.4: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Calciumanteile der

- Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.1.3.3: Abschätzung der TC-PM₁₀-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmungsrichtung
- Abb. 4.2.3.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären TC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.3.2: Anteile der TC-Quellgruppen bezogen auf die Gesamt-TC-Konzentration
- Abb. 4.2.3.3: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären EC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.3.4: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären OC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.2.4.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Si-, Fe-, Al- und Ti-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter
- Abb. 4.3.1: Belastung der planetarischen Grenzschicht nach dem Lenschow-Ansatz. Die Schadstoffbelastung in Sachsen kann in drei Zonen aufgeteilt werden. Die Zone 1 charakterisiert ländliche Regionen, die in der planetarischen Grenzschicht durch eine niedrige Partikelmassekonzentration gekennzeichnet sind. Die Zone 2 (orange) und Zone 3 (rot) entsprechen Ballungszentren, bei denen die höchsten Konzentrationen z.B. in Straßenschluchten emittiert werden.
- Abb. 4.3.1.1: Differenzbildung der Partikelanzahlkonzentration urbaner zu ländlicher Messstationen nach dem Lenschow-Ansatz. Von den urbanen Hintergrundstationen IfT und DHg wurde jeweils der Beitrag der ländlichen Hintergrundstationen Me, Ni, Sw abgezogen. Dabei stellen positive Differenzwerte eine höhere Belastung in urbanen und eine negative Differenzbelastung eine höhere Belastung in ländlichen Regionen dar.
- Abb. 4.3.1.2: Differenzbildung der Partikelmassekonzentration urbaner zu ländlicher Messstationen nach dem Lenschow-Ansatz. Von den urbanen Hintergrundstationen IfT und DHg wurde jeweils der Beitrag der ländlichen Hintergrundstationen Me, Ni, Sw abgezogen. Dabei stellen positive Differenzwerte eine höhere Belastung in urbanen und eine negative Differenzbelastung eine höhere Belastung in ländlichen Regionen dar.
- Abb. 4.3.2.1: Dargestellt sind die Differenzklassen auf der Basis von 24-Stunden-Mittelwerten für urbane und ländliche Messstationen. In mehr als 60 % der Fälle weisen urbane Regionen eine stärkere Belastung im Gegensatz zu ländlichen Stationen auf. In weniger als 5 % der Messtage konnte eine höhere Belastung ländlicher Hintergrundstationen nachgewiesen werden.
- Abb. 5.1.1: Chemische Massenschließung (Station Dresden Nord)
Rest: nichtidentifizierter Anteil
- Abb. 5.1.2: Chemische Massenschließung (Station Dresden Herzogingarten)
Rest: nichtidentifizierter Anteil
- Abb. 5.1.3: Chemische Massenschließung (Station Schwartenberg)
Rest: nichtidentifizierter Anteil
- Abb. 5.1.4: Chemische Massenschließung (Station Niesky)
Rest: nichtidentifizierter Anteil
- Abb. 5.1.5: Chemische Massenschließung (Station Melpitz)
Rest: nichtidentifizierter Anteil

- Abb. 5.2.1: Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil für die Stationen Dresden Nord und Dresden Herzogingarten
- Abb. 5.2.2: Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil für die Stationen Schwartenberg, Niesky und Melpitz
- Abb. 5.3.2.1: Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Korrelation zwischen allen Partikelmassenkonzentrationen aus TDMPS/SMPS und Berner-Impaktor, getrennt nach Stufe 1 bis 3 und Messort.
- Abb. 5.3.2.2: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 1. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.
- Abb. 5.3.2.3: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 2. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.
- Abb. 5.3.2.4.: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 3. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.
- Abb. 6.1.1: Abschätzung der PM_{10} -Komponenten innerhalb der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund
- Abb. 6.2.1: Abschätzung der Ultrafeinstaubkomponenten (0,05-0,14 μm) innerhalb der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)
- Abb. 6.2.2: Abschätzung der Feinstaubkomponenten (0,14-0,42 μm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)
- Abb. 6.2.3: Abschätzung der Feinstaubkomponenten (0,42-1,2 μm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)
- Abb. 6.2.4: Abschätzung der Grobstaubkomponenten (1,2-3,5 μm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)
- Abb. 6.2.5: Abschätzung der Grobstaubstaubkomponenten (3,5-10 μm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

Tabellenverzeichnis

- Tab. 2.2.1.1: Übersicht der erfolgten Probenahme mittels Digital-HVS-Filtersammlern
- Tab. 2.2.1.2: Übersicht der erfolgten Probenahme mittels BERNER-Impaktoren
- Tab. 2.2.2.1: Güteparameter des Verfahrens (Ionen)
- Tab. 2.2.2.2: Güteparameter des Verfahrens (OC/EC)
- Tab. 2.2.2.3: Güteparameter des Verfahrens (Alkane, PAK)
- Tab. 2.2.3.1: Messwerte der Vergleichsmessungen der verschiedenen BERNER-Impaktoren einschließlich Mittelwert (MW) und Standardabweichung
- Tab. 2.3.1: Überblick der Messstationen mit den gemessenen physikalischen Aerosolparametern, Messbeginn und messtechnisch bedingten Problemen im Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007.
- Tab. 2.4.1.1: Überblick über die Messtage der Sommerkampagne
- Tab. 2.4.1.2: Überblick über die Messtage der Wintermesskampagne
- Tab. 2.4.6.1: Überblick über die ausgewählten Messtage
- Tab. 3.1.2.1.1: Mittlere PM₁₀- und PM_{2,5}-Massekonzentration und Variabilität
- Tab. 3.1.2.1.2: Faktoren, um die die partikulären Komponentenkonzentrationen am 24.03.07 gegenüber dem 25.04.07 erhöht sind
- Tab. 3.2.3.1: TC-Anteil an der Gesamtpartikelmasse [%]
- Tab. 3.2.3.2: Anteil der langlebigen Partikelfraktion (0,14-1,2 µm) am Gesamt-TC [%]
- Tab. 3.2.3.3: OC- und Massekonzentration im Grobstaubbereich (1,2-10 µm)
- Tab. 4.2.5.1: Nach Anströmung und Jahreszeit bestimmte Anteile des ländlichen und urbanen Hintergrundes and der Gesamtkonzentration von Alkanen und PAK in Dresden-Nord
- Tab. 5.3.2.1: Partikelmassen aus Berner-Impaktoren in µg m⁻³ im Vergleich mit den berechneten Werten aus TDMPS/SMPS
- Tab. 6.2.1: Masseverteilung in den Impaktorproben
- Tab. 6.2.2: Größenaufgelöste Hintergrundanteile an der Partikelmasse [%] saisonal und nach Anströmungsrichtung

1. Einleitung

Aerosolpartikel in der Troposphäre mit einem aerodynamischen Durchmesser ($D_{p_{\text{aer}}}$) von $< 10 \mu\text{m}$ stehen im begründeten Verdacht, bei Langzeitexposition gesundheitliche Schäden beim Menschen zu verursachen (Kappos et al. 2004; Samet et al. 2000). Diese Erkenntnis hat zur Inkraftsetzung des EU-Grenzwerts für PM_{10} von $50 \mu\text{g m}^{-3}$ als 24-Stunden-Mittelwert ab 01. Januar 2005 geführt, wobei die Anzahl der Überschreitungen pro Jahr 35 nicht übersteigen darf.

Die laufenden Messungen an den Überwachungsstationen der Landesämter haben schon bald danach gezeigt, dass an stark belasteten Messstellen, besonders in verkehrsreichen innerstädtischen Straßen, die Überschreitungshäufigkeit über das zulässige Maß hinaus ging. Auch in Sachsen konnte diese Situation beobachtet werden.

Städte mit häufigeren Überschreitungen des PM_{10} -Grenzwerts waren gehalten, Maßnahmepläne zur Luftreinhaltung aufzustellen, um die Einhaltung der maximalen Überschreitungshäufigkeit zu gewährleisten. Wirksame Maßnahmen sind allerdings nur in Kenntnis der Quellen von Partikeln und Vorläufersubstanzen, ihrer Stärke und Variation sowie der Ausbreitungswege möglich. Obwohl schon wertvolle Vorarbeiten geleistet wurden (z.B. Gerwig et al. 2004; Herrmann et al. 2000 und 2006), bestehen immer noch erhebliche Wissenslücken besonders hinsichtlich Herkunft und Menge des Ferntransportanteils an der gemessenen PM_{10} -Konzentration in einer bestimmten Überschreitungssituation.

In mehreren Feldmesskampagnen der letzten Jahre hatte sich gezeigt, dass die bei bestimmten Wetterlagen über größere Entfernungen herantransportierten Partikelmassekonzentrationen so hohe Werte annehmen können, dass ein nur verhältnismäßig geringer Beitrag des betreffenden Stadtgebiets bereits zur Grenzwertüberschreitung führen muss (Plewka et al. 2004; Spindler et al. 2005). Solche Episoden wurden besonders bei östlicher und südöstlicher kontinentaler Anströmung meist im Winter registriert, wobei sich auch die chemische Zusammensetzung der Partikel änderte.

Zur Identifizierung und Quantifizierung der PM_{10} -Ferntransporteinträge im Allgemeinen und in kritischen Überschreitungssituationen im Besonderen wurde vom Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen ein neues Forschungsprojekt initiiert und das IfT Leipzig nach öffentlicher Ausschreibung mit der Durchführung und wissenschaftlichen Interpretation betraut. Im vorliegenden zweiten Abschlussbericht die Durchführung der Sommer- und

Wintermesskampagne beschrieben. Weiterhin finden sich die Messwerte der analysierten Proben sowie die Interpretation auf der Basis der im Projekt erarbeiteten Messwerte.

2. Überblick der durchgeführten Messungen

2.1. Messstationen

Die Lage der im Projekt zur Partikelprobenahme vorgesehenen Messstationen des Sächsischen Luftgütemessnetzes und der Forschungsstation des Institutes für Troposphärenforschung (IfT, Melpitz) ist in Abbildung 2.1.1 dargestellt.



Abb. 2.1.1: Lage der Probenahmestationen in Sachsen

Charakteristik der Messstationen:

Dresden Nord - DN ($13^{\circ}44'35''\text{E}$, $51^{\circ}03'58''\text{N}$, 113 m über NN):

Dresden liegt im Elbtal im Süden Sachsens. Diese Station ist eine innerstädtische, verkehrsnaher Messstation.

Der Messcontainer befindet sich auf dem Schlesischen Platz gegenüber des Neustädter Bahnhofes. In 8 m Entfernung verläuft eine dreispurige Durchgangsstraße (B6), mittig der Gleiskörper der Straßenbahn. Nördlich vom Container befindet sich ein großer Parkplatz und

dahinter der ca. 40 m hohe Neustädter Bahnhof. Im Süden und Westen stehen vier- bis fünfstöckige Wohn- und Geschäftshäuser. Das unmittelbare Umfeld ist unbebaut.

Dresden Herzogingarten - DHG (13°43'46''E, 51°03'18''N, 113 m über NN):

Diese Station ist eine innerstädtische Messstelle, die den städtischen Hintergrund charakterisiert. Der Messcontainer befindet sich hinter einem Bürogebäude in zweiter Reihe. Das Umfeld ist durch Bürogebäude und Garagen geprägt. Im weiteren Umfeld befinden sich mehrere Parkplätze.

Schwartenberg - SW (13°27'55''E, 50°39'33''N, 785 m über NN):

Schwartenberg liegt 40 km südlich von Chemnitz im Erzgebirge. Diese Messstation ist eine Bergstation, die einen verkehrsfernen Hintergrund charakterisiert.

Der Messcontainer befindet sich auf dem Gipfel des Berges. Das unmittelbare sowie das weite Containerumfeld sind bis auf die Baude Schwartenberghaus (auch Gaststätte) unbebaut. Ein Container der Deutschen Telekom mit zugehörigem Funkturm steht ca. 3 m östlich. Der Parkplatz für Besucher liegt hinter der Baude, beschränkt sich auf Besucher und seine Nutzung ist somit gering.

Niesky – N (14°44'59''E, 51°17'7''N, 148 m über NN):

Die Station Niesky befindet sich in Sproitz (nahe Niesky) in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft und charakterisiert eine ländliche Messstelle.

Der Messcontainer steht auf einer Wiese im Gelände der Kreba-Fisch GmbH. Die ca. 300 m entfernte Landstraße von Bautzen nach Niesky hat einen geringen Kraftfahrzeugverkehr. Das unmittelbare Umfeld ist unbebaut. Im weiteren Umfeld befinden sich ein kleines Klärwerk, Einfamilienhäuser und Fischzuchtteiche.

Melpitz - M (12°56'E, 51°32'N, 86 m über NN):

Diese Station befindet sich ca. 50 km in nordöstlicher Richtung von Leipzig und ca. 10 km vor Torgau und charakterisiert eine ländliche Messstelle.

Der Messcontainer liegt auf einer großen, flachen 100 Jahre alten Weide (ca. 400 m x 500 m), umgeben von landwirtschaftlichen Nutzflächen. In östlicher Richtung liegt in ca. 500 m Entfernung das Dorf Melpitz und in westlicher Richtung in ca. 1,5 km das Dorf Klitzschen. Ca. 1,5 km nördlich verläuft die B 87 mit starkem Kraftverkehr. Der Rand der Dübener Heide liegt 2,5 km nördlich und der der Dahleener Heide 1 km südlich entfernt.

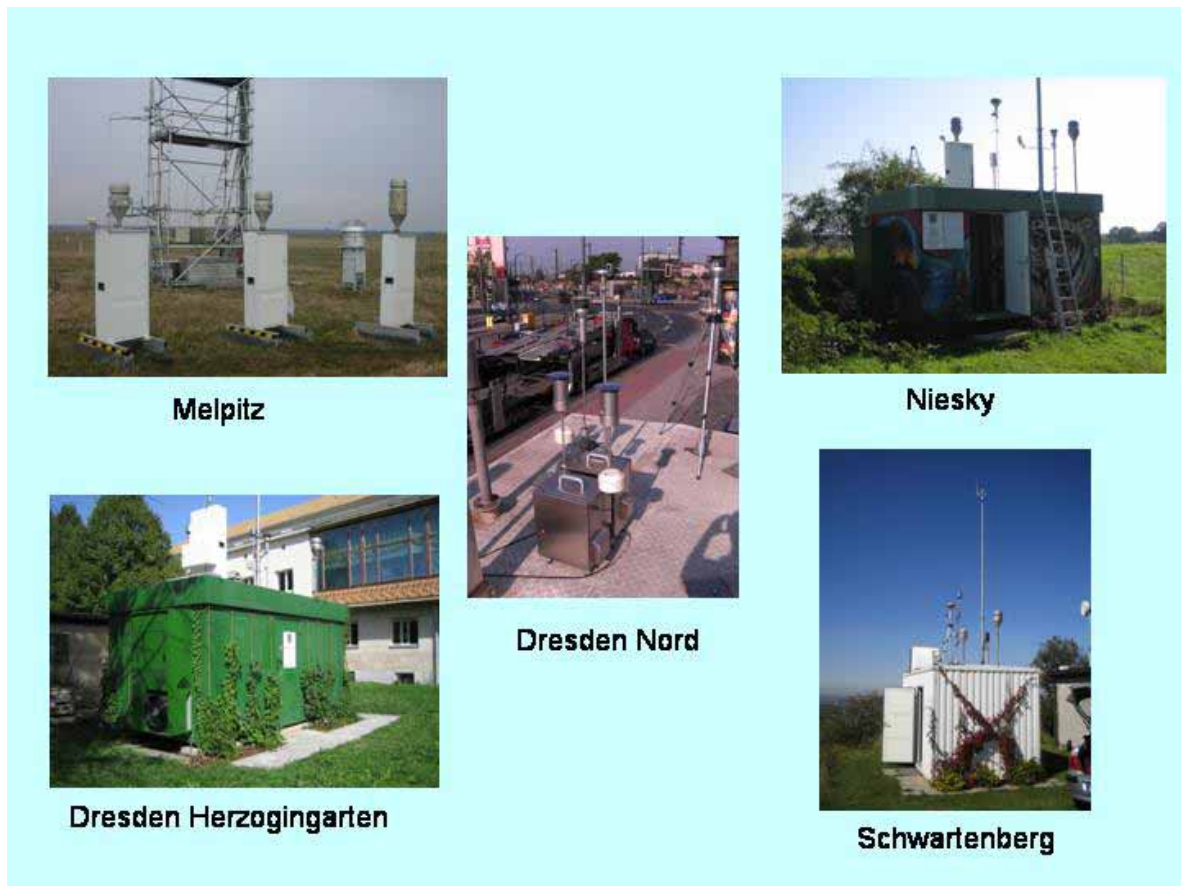


Abb. 2.1.2: Ansichten der Messstationen

2.2. Partikelprobenahme zur chemischen Charakterisierung

2.2.1. Überblick über Probenahme für chemische Messungen

Mit dem Zuschlag des Projektes an das IFT im Juli 2006 begannen die vorbereitenden Arbeiten wie Digital-Filter und Impaktorfolien konditionieren und wägen sowie die Partikel-Messtechnik für die Stationen Dresden Nord (DN), Dresden An der Herzogingarten (DHG), Schwartenberg (SW) und Niesky (N) innerhalb des Sächsischen Luftgütemessnetzes vorzubereiten. Es wurden mehrere Impaktorvergleiche mit den zur Anwendung kommenden BERNER-Impaktoren durchgeführt. Am 28.08.2006 wurden an den Stationen DN und DHG und am 30.08.2006 am SW die BERNER-Impaktoren in Bereitschaft gesetzt und die Digital-Filter in das System der UBG eingefügt. Am 31.08.2006 wurde ein zusätzlicher Digital-HVS-Filternsammler (PM_{10}) an der Station Niesky aufgebaut und der vorhandene Digital-HVS-Filternsammler der UBG mit einem $PM_{2,5}$ -Einlasskopf versehen. Außerdem wurde der BERNER-Impaktor in Bereitschaft versetzt. Die Messtechnik an der Forschungsstation des IFT in Melpitz (M) stand komplett zur Verfügung. Messbeginn war der 01.09.2006.

Die Partikelmessphase mittels HVS-Digital (24 h, PM₁₀, PM_{2,5} zusätzlich in Niesky und Melpitz) betrifft den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.08.2007 und mittels BERNER-Impaktoren (24 h, größenaufgelöst: Dp_(aer): 0,05/0,14/0,42/1,2/3,5/10 µm) den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.10.2006 und 01.12.2006 bis 28.02.2007, im 4-Tagesrhythmus. Die Tabellen 2.2.1.1 und 2.2.1.2 zeigen eine Übersicht über die Probenahmetage.

Es wurden die an 92 Messtagen an 5 Stationen mittels HVS-Digital (PM₁₀) gewonnenen Filterproben (plus 5 Blindwerte) analysiert (Masse, Hauptionen, OC/EC sowie Eisen und Titan). Außerdem wurden je 92 PM_{2,5}-Filterproben in Niesky und Melpitz gesammelt und die Partikelmasse bestimmt. Von den mit dem BERNER-Impaktorsystem an 39 Messtagen an den 5 Stationen gesammelten Proben (à 5 Stufen, das entspricht 975 Proben) wurde die Partikelmasse bestimmt und von Proben an ausgewählten Probenahmetagen (7 in der Sommerphase und 8 in der Winterphase, das entspricht 175 bzw. 200 Proben) die chemische Analyse durchgeführt (Hauptionen, OC/EC, Alkane und PAK, Aluminium, Silicium, Eisen und Titan).

Probenahmeausfälle gab es an der Station DN wegen der durch Bauarbeiten verursachten Container-Umsetzungen am 13.09.06 und 27.10.06 für Digital-HVS (PM₁₀) und BERNER-Impaktor (BI) und am 05.09.06, 30.12.06 und 03.01.07 für das BI-System wegen einer nicht angelaufenen Pumpe (Programmierfehler). Durch die Abschaltung der Turbine wegen Überlast an der Station Dresden Herzogingarten (04.11.06, 12.11.06, 22.12.06, 26.12.06) kam es zu Messausfällen. An der Station Niesky kam es am 21.09.06 zu einem teilweisen (6 h) und am 25.09.06 zu einem kompletten Stromausfall des PM₁₀-Digital-HVS-Systems und durch nicht wieder angeschaltete Turbinen am 20.11.06 und 24.11.06 zum Messausfall des PM_{2,5}-Digital-HVS-Systems.

Die 449 gesammelten PM₁₀-Filterproben (von insgesamt 460) und die der 90 PM_{2,5}-Filterproben (von insgesamt 92) entsprechen einer Datenverfügbarkeit von 98 %. Für die gesammelten 190 BI-Proben (von insgesamt 195, à 5 Stufen) ergibt sich eine Datenverfügbarkeit von 97 %.

Die zeitlich aufgelöste PM₁₀-Massebestimmung mittels TEOM 1400a (Tapered Element Oscillating Microbalance) wurde ebenfalls an den 92 Probenahmetagen in Melpitz durchgeführt. An 90 Probenahmetagen (von 92 möglichen) konnten Messwerte gewonnen werden. Dies entspricht einer Datenverfügbarkeit von 98 %.

Die Ergebnisse der Massebestimmung und der chemischen Analysen der PM₁₀- und PM_{2,5}-Digital-Filterproben sind im Tabellenanhang unter Los 1 (7.1, Tabellen 1-5), die der

größenaufgelösten BERNER-Folien unter Los 2 (7.2, Tabellen 1-19) sowie die TEOM-Halbstundenwerte (7.3, Tabelle 1) für den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.08.2007 beigelegt.

Tab. 2.2.1.1: Übersicht der erfolgten Probenahmen mittels BERNER-Impaktoren

Datum	DN	DHG	SW	N	M	Bemerkung
01.09.2006	+	+	+	+	+	
05.09.2006	Pumpenausfall	+	+	+	+	M*
09.09.2006	+	+	+	+	+	
13.09.2006	C.-Umsetzung	+	+	+	+	M*
17.09.2006	+	+	+	+	+	
21.09.2006	+	+	+	+	+	
25.09.2006	+	+	+	+	+	
29.09.2006	+	+	+	+	+	
03.10.2006	+	+	+	+	+	
07.10.2006	+	+	+	+	+	
11.10.2006	+	+	+	+	+	
15.10.2006	+	+	+	+	+	
19.10.2006	+	+	+	+	+	
23.10.2006	+	+	+	+	+	
27.10.2006	C.-Umsetzung	+	+	+	+	
31.10.2006	+	+	+	+	+	
02.12.2006	+	+	+	+	+	
06.12.2006	+	+	+	+	+	
10.12.2006	+	+	+	+	+	
14.12.2006	+	+	+	+	+	
18.12.2006	+	+	+	+	+	
22.12.2006	+	+	+	+	+	
26.12.2006	+	+	+	+	+	
30.12.2006	Pumpenausfall	+	+	+	+	
03.01.2007	Pumpenausfall	+	+	+	+	
07.01.2007	+	+	+	+	+	
11.01.2007	+	+	+	+	+	
15.01.2007	+	+	+	+	+	
19.01.2007	+	+	+	+	+	
23.01.2007	+	+	+	+	+	
27.01.2007	+	+	+	+	+	
31.01.2007	+	+	+	+	+	
04.02.2007	+	+	+	+	+	
08.02.2007	+	+	+	+	+	N*
12.02.2007	+	+	+	+	+	
16.02.2007	+	+	+	+	+	
20.02.2007	+	+	+	+	+	
24.02.2007	+	+	+	+	+	
28.02.2007	+	+	+	+	+	

M*: Stufe 3 hat keine Folie für die Metallbestimmung (beim Lauf zerrissen)

N*: Pumpe nicht abgeschaltet, 2-Tage-Lauf

C.-Umsetzung: Container-Umsetzung

Tab. 2.2.1.2: Übersicht der erfolgten Probenahmen mittels Digital-HVS-Filtersammlern (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie zeitaufgelöst mittels TEOM (PM₁₀)

Datum	DN	DHG	SW	N	N (PM _{2,5})	M	M (PM _{2,5})	TEOM
01.09.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
05.09.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
09.09.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
13.09.2006	C.-Umsetzung	+	+	+	+	+	+	+
17.09.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
21.09.2006	+	+	+	tlw. Stromausfall	+	+	+	+
25.09.2006	+	+	+	Stromausfall	+	+	+	+
29.09.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
03.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
07.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
11.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	Ausfall
15.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
19.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
23.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
27.10.2006	C.-Umsetzung	+	+	+	+	+	+	+
31.10.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
04.11.2006	+	Turbine abg.	+	+	+	+	+	+
08.11.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
12.11.2006	+	Turbine abg.	+	+	+	+	+	+
16.11.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
20.11.2006	+	+	+	+	Turbine aus	+	+	+
24.11.2006	+	+	+	+	Turbine aus	+	+	+
28.11.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
02.12.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
06.12.2006	Geräteumbau	+	+	+	+	+	+	+
10.12.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
14.12.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
18.12.2006	+	+	+	+	+	+	+	+
22.12.2006	+	Turbine abg.	+	+	+	+	+	+
26.12.2006	+	Turbine abg.	+	+	+	+	+	+
30.12.2006	+	+	+	+	+	+	+	Ausfall
03.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
07.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
11.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
15.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
19.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
23.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
27.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
31.01.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
04.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
08.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
12.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
16.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
20.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
24.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
28.02.2007	+	+	+	+	+	+	+	+

C.-Umsetzung: Container-Umsetzung

Turbine abg.: Turbine wegen Überlast abgeschaltet

Tab. 2.2.1.2: Fortsetzung

Datum	DN	DHG	SW	N	N (PM2,5)	M	M (PM2,5)	TEOM
04.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
08.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
12.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
16.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
20.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
24.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
28.03.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
01.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
05.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
09.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
13.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
17.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
21.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
25.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
29.04.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
03.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
07.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
11.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
15.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
19.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
23.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
27.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
31.05.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
04.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
08.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
12.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
16.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
20.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
24.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
28.06.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
02.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
06.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
10.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
14.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
18.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
22.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
26.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
30.07.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
03.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
07.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
11.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
15.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
19.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
23.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
27.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+
31.08.2007	+	+	+	+	+	+	+	+

An der Messstation Dresden Nord fanden im September und Oktober umfangreiche Bauarbeiten (Umgestaltung des Schlesischen Platzes) direkt am Standort des Messcontainers

statt, die am 04.09.2006 begannen und bis Mitte Dezember andauerten. Diese am Anfang überwiegend aus Erdarbeiten bestehende Sanierung hatte mit großer Wahrscheinlichkeit einen erheblichen Einfluss auf die Partikelkonzentration und -zusammensetzung der Repräsentativstation DN, siehe Abbildung 2.2.1.1. Der erste Messtag am 01.09.06 ist davon unbeeinflusst.



Abb. 2.2.1.1: Sanierungsarbeiten an der Station Dresden Nord

An der Station Dresden Herzogingarten begannen am 16.02.2007 Sanierungsarbeiten (Dach, Außenfassade) am direkt gegenüber dem Messcontainer stehenden Haus, die bis zum Projektabschluss am 31.08.2007 andauerten (siehe Abb. 2.2.1.2).



Abb. 2.2.1.2: Sanierungsarbeiten an der Station Dresden Herzogingarten

2.2.2. Analytische Methoden

Partikelmasse der Quarzfaserfilter (QF) für PM10-HVS und PM2,5-HVS

Die QF-Filter wurden 24 h bei 105°C ausgeheizt, 72 h bei 22°C und 40 % RF in einem klimatisierten und luftfeuchte-kontrollierten Wägeraum konditioniert und mit einer Präzisionswaage der Firma Mettler-Toledo (AT 261) mit einer Ablesegenauigkeit von 10 µg und einer Standardabweichung von < 1 % gewogen. Nach der Beprobung wurden die Filter wieder 72 h zu den gleichen Bedingungen konditioniert, gewogen und analysiert.

Partikelmasse der Aluminiumfolien der Berner-Impaktoren

Die Aluminiumfolien (für Haptionen und OC/EC) wurden mindestens 2 h bei 350°C ausgeglüht, mindestens 24 h bei 22°C und 50 % RF in einer Box in einem klimatisierten und luftfeuchte-kontrollierten Wägeraum konditioniert und mit einer Präzisionswaage der Firma Mettler-Toledo (UMT 2) mit einer Ablesegenauigkeit von 0,1 µg und einer Standardabweichung von ca. 1 % gewogen. Nach der Beprobung wurden die Filter wieder mindestens 24 h zu den gleichen Bedingungen konditioniert und gewogen. Die Aufbewahrung der beprobten Impaktorfolien erfolgte bei mindestens -18 °C.

Ionen:

Die Folienteile (BERNER_Impaktor) werden 10 min bei 900 Schwingungen/min, 10 min im Ultraschall und nochmals 10 min bei 900 Schwingungen/min in 1,5 ml deionisiertem Wasser extrahiert.

Die Filterteile (HVS-Digitel) werden 2 Stunden bei 300 Schwingungen/min in 50 ml deionisiertem Wasser extrahiert.

Die zur Ionenanalyse benötigten Aliquote werden durch Membranfilter von 0,45 µm Porenweite filtriert und mittels Kapillarelektrophorese (SpectroPhoresis 2000) und Ionenchromatographie (Metrohm) auf Anionen bzw. Kationen simultan analysiert. Eine ausführliche Beschreibung der Messtechnik ist in Neusüß et al., 1998 und E. Brüggemann and W. Rolle, 1998 gegeben.

Jeder Analysenlauf wird mit 2 unterschiedlich konzentrierten Standards (hergestellt aus Ionenchromatographie-Standards von Fluka) vor und nach den Proben durchgeführt. Blindwerte des Filtermaterials werden bestimmt und bei der Auswertung berücksichtigt. Seit 1991 wird an den Internationalen Ringanalysen für Ionen der WMO-EPA (USA) erfolgreich teilgenommen (<http://www.marble.asrc.cestm.albany.edu/qasac/>). Die Nachweisgrenzen der Komponenten sind in Tabelle 2.2.2.1 aufgelistet.

Tab. 2.2.2.1: Güteparameter des Verfahrens (Ionen)

	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Nachweisgrenze µg/l	50	90	100	20	10	20	10	10
Nachweisgrenze µg/m ³ (BI) bei 1,5 ml Extraktionsmittel und 108 m ³ Probenahmevolumen	0,002	0,004	0,004	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Nachweisgrenze µg/m ³ (DIG) bei 50 ml Extraktionsmittel und 720 m ³ Probenahmevolumen	0,014	0,025	0,028	0,006	0,003	0,006	0,003	0,003

OC/EC:

Am IfT wird eine zweistufige thermographische Methode zur Bestimmung des partikulären Kohlenstoffs, getrennt in die Fraktionen organischer (OC) und elementarer Kohlenstoff (EC) als Modifikation der VDI-Richtlinie 2465, Blatt 2, angewandt. Die Analysen werden in einem Kohlenstoffanalysator vom Typ Ströhlein C-mat 5500 mit NDIR-Detektor durchgeführt.

Der erste Schritt umfasst die thermische Volatilisierung des OC aus der Partikelprobe unter Stickstoffatmosphäre bei 650°C mit anschließender Oxidation am CuO-Katalysator bei 850°C und Quantifizierung des gebildeten CO₂ durch IR-Absorption. Der unter diesen Bedingungen erfasste Kohlenstoffanteil wird als OC bezeichnet.

Der zweite Schritt erfasst im Anschluss den restlichen Kohlenstoffanteil, der unter Sauerstoffatmosphäre ebenfalls bei 650°C quantitativ zu CO₂ verbrannt und durch IR-Absorption detektiert wird. Die so erhaltene Fraktion des partikulären Kohlenstoffs wird als EC bezeichnet. Die Summe aus OC und EC bildet demnach den Gesamtkohlenstoff (TC = Total Carbon).

Die OC/EC-Trennung ist methodenabhängig, bisher hat sich weltweit kein einheitliches Verfahren durchsetzen können. Zahlreiche Vergleichsmessungen und Ringversuche haben die Streubreite der zur Anwendung kommenden Methoden aufgezeigt. Das IfT hat an mehreren dieser Kampagnen teilgenommen (Neuroth et al., 1999; Schmid et al., 2001; ten Brink et al., 2004). Es hat sich gezeigt, dass die Streuung der Methoden für TC akzeptabel war, für OC/EC jedoch erhebliche Differenzen vom Mittelwert aller Teilnehmer auftraten. Der wahre Wert der Vergleichsproben konnte dabei nicht festgestellt werden, da keine geeignete Kalibriersubstanz für die komplexe OC/EC-Mischung in Aerosolpartikeln existiert. Aus den Untersuchungen geht hervor, dass die VDI-Methode und ihre Variationen im Vergleich zu den Verfahren mit optischer Korrektur für EC-Artefakte die OC-Fraktion tendenziell unter- und die EC-Fraktion über bestimmen. Inwieweit die besonders in den USA eingesetzten Verfahren mit optischer Korrektur (Chow et al., 1993; Birch et al., 1996; Chow et al., 2001) nicht nur andere, sondern auch bessere Werte liefern, ist nach wie vor ungeklärt. Die optische Korrektur ist nicht unumstritten und die Vermeidung von EC-Artefakten wird von anderen Autoren für den besseren Weg als eine nachträgliche Korrektur gehalten (Yang and Yu, 2002). Für Europa ist im Rahmen des kürzlich angelaufenen EUSAAR-Projekts die Entwicklung einer Methode bis 2010 vorgesehen, die wohl eine optische Korrektur einschließen dürfte.

Die Nachweisgrenzen nach VDI 2465 sind in Tabelle 2.2.2.2 gezeigt.

Tabelle 2.2.2.2: Güteparameter des Verfahrens (OC/EC)

	OC	EC	TC
Absolute NWG des Geräts aus der Streuung der Leer-Blindwerte [μgC]			0,03
Streuung [%] aus Wiederholungsmessungen mit Quarzfilterproben im Bereich von 48 bis 128 μgC	5,5	8,9	3,0
Relative NWG [$\mu\text{gC m}^{-3}$] für 24-Stunden-Probenahme (Vol = 720 m ³) und Filteraliquot D = 22 mm	0,31	0,10	

Eisen, Titan, Aluminium und Silizium (BERNER-Impaktor)

Die Metallanalytik wurde als Unterauftrag an die Universität Lund (Schweden) vergeben.

Für die Metallanalytik werden auf die Aluminiumfolien der BERNER-Impaktoren Teilstücke von ISOPORE Membranfiltern (Polycarbonat - 0,4 µm HTTP, Millipore) gelegt.

Das PIXE-Labor der Universität Lund unter der Leitung von Prof. Erik Swietlicki ist ein hochspezialisiertes Forschungslabor, was sich auf die Untersuchung dünner Schichten und von Staub spezialisiert hat. Es ist eine Einrichtung von Weltruf, mit der das IfT schon in zahlreichen Projekten erfolgreich zusammengearbeitet hat. Die Analytik von Impaktorproben ist besonders kompliziert, aber die Nachweisgrenzen der PIXE liegen für die Elemente Silizium ($4 \pm 0,2 \text{ ng/m}^3$), Titan ($0,3 \pm 0,06 \text{ ng/m}^3$), Eisen ($0,2 \pm 0,01 \text{ ng/m}^3$) und Aluminium ($4,5 \pm 0,5 \text{ ng/m}^3$) trotzdem in Bereichen, die nur auf der ersten Stufe des Berner-Impaktors von Titan gelegentlich unterschritten werden.

Eisen und Titan (HVS-Digital)

Die Metallanalytik der HVS-Filterproben wurde als Unterauftrag an die IfE-Analytik GmbH (Torgauer Str. 116, 04347 Leipzig) vergeben.

Zur Analytik wird ein Quadrant eines 150mm-Quarzfaserroundfilters ohne Bindemittel, beaufschlagt mit $720/4=180 \text{ m}^3$ Luft, zur Verfügung gestellt. Aufschluss nach der durch die HLfU, Außenstelle Kassel ESA (bundesweite Ringversuchsstelle für Ringversuche gemäß BImSchG) empfohlenen Methode als offener Aufschluss mit HNO_3 und HF (jeweils suprapur) in PFA-Bechern unter Verflüchtigung des Si, nicht bis zur vollständigen Trockne. Aufnehmen in verd. HNO_3 suprapur und Analytik mit ICP-OES (akkreditiertes Verfahren DIN EN ISO 11885). Ermittlung durchschnittlicher Verfahrensblindwerte mit nicht beaufschlagten Filtern. Wiederfindung der hinsichtlich Aufschluss nicht unproblematischen Komponente Ti durch Einwaage von TiO_2 . Wir gehen von einer Stabilisierung des Ti als TiF_6 -Komplex in der Aufschlusslösung aus. Für Fe besteht kein Stabilitätsproblem in der Aufschlusslösung.

Nachweisgrenze, Streubreite: Ti $0,0005 \text{ µg/m}^3$, Fe $0,002 \text{ µg/m}^3$, bezogen auf 180 m^3
Beaufschlagung, $\pm 20\%$ an der Nachweisgrenze (NG), $\pm 5\%$ bei $10 \times \text{NG}$

Ringversuch Staubinhaltsstoffe bei der ESA Kassel bestanden, LAI-Kriterien erfüllt.

Laufende jährliche Ringversuche zur Analytik für nasse Deposition bei der WMO New York sowie im Rahmen des UBA-Depositionsmessnetzes bei NILU/EMEP.

Alkane und PAK (BERNER-Impaktor)

Um zusätzliche Aussagen über mögliche Quellen des Aerosols treffen zu können, wurde vorgesehen, an ausgewählten Tagen die Impaktorstufen 1 bis 4 auf den Gehalt von PAK und Alkanen zu untersuchen. Das Alkanmuster erlaubt es, Aussagen über natürliche und anthropogene Quellen sowie gemeinsam mit dem PAK-Muster Aussagen über die Art der Verbrennungsprozesse als mögliche Quellen der OC-Fraktion (Holz- oder Kohleverbrennung, Diesel(Heizöl), Benzin). Die Verteilung über die Impaktorstufen liefert Hinweise über Nahquellen bzw. Ferntransporte. Die sehr niedrigen Nachweisgrenzen der CPP-GC-MS erlauben qualitativ hochwertige Analysen zur Bestimmung der beiden obengenannten Substanzklassen von Impaktorfolien. Die Nachweisgrenzen des Verfahrens sind in Tabelle 2.2.2.3 zusammengefasst.

Tabelle 2.2.2.3: Güteparameter des Verfahrens (Alkane, PAK)

Alkan	MDL (ng/m ³)	PAK	MDL (ng/m ³)
Nachweisgrenze (aus 5 % der Stufenmasse)		Nachweisgrenze (aus 5 % der Stufenmasse)	
Pristan (C19)	0.001	Fluoren	0.001
Phytan (C20)	0.002	Phenanthren	0.029
C20	0.011	Anthracen	0.018
C21	0.010	Fluoranthren	0.018
C22	0.009	Pyren	0.016
C23	0.009	Reten	0.003
C24	0.008	Benzo(b)naphtho(1,2-d)thiophen	0.002
C25	0.006	Cyclopenta(cd)pyren	0.001
C26	0.005	Benz(a)anthracen	0.003
C27	0.005	Triphenylen+Chrysen	0.013
C28	0.004	2,2Binaphthyl	0.001
C29	0.003	Benzo(b)fluoranthren	0.001
C30	0.002	Benzo(k)fluoranthren	0.001
C31	0.001	Benzo(e)pyren	0.001
C32	0.001	Benzo(a)pyren	0.001
C33	0.001	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.002
C34	0.001	Dibenz(ah)anthracen	0.003
		Benzo(ghi)perylen	0.004

MDL: Mean Detection Limit (Nachweisgrenze)

2.2.3. Vergleich der BERNER-Impaktoren

Zur Qualitätssicherung der Partikelcharakterisierung mittels der verwendeten BERNER-Impaktoren (BI) war eine Vergleichsmessung aller BI geplant. Da nicht alle Impaktoren zur gleichen Zeit zur Verfügung standen, wurden mehrere Vergleichsmessungen durchgeführt.

Die Beprobungen fanden an den folgenden Tagen statt:

13.07.06 (10:45 Uhr) bis 14.07.06 (10:45 Uhr)

17.07.06 (10:30 Uhr) bis 18.07.06 (10:30 Uhr)

25.07.06 (10:00 Uhr) bis 26.07.06 (10:00 Uhr)

01.08.06 (10:00 Uhr) bis 02.08.06 (10:00 Uhr)

Die Bezeichnung der BERNER-Impaktoren bedeutet:

IfT-1 und IfT-2: Impaktoren des IfT gleicher Bauart

IfT-A und IfT-B: für das Projekt erworbene Impaktoren gleicher Bauart (wie IfT-1 und –2)

UBG: geliehener Impaktor von der UBG gleicher Bauart (wie IfT-1 und –2)

UFZ-1 und UFZ-2: geliehene Impaktoren vom Umweltforschungszentrum Leipzig gleichen Typs aber anderer Bauart (Anzahl der Spots auf den Stufengrößen ist niedriger)

Die Abbildung 2.2.3.1 zeigt die graphische Darstellung, die Tabelle 2.2.3.1 enthält die Massekonzentrationen sowie Mittelwert und Standardabweichung (SD und RSD – relative Standardabweichung) der Vergleichsmessungen.

Die BERNER-Impaktoren waren in SO-NW – Richtung angeordnet.

Die relative Standardabweichung (RSD) der gesammelten Massekonzentration liegt in den meisten Fällen unter 10 %, außer dreimal auf Stufe 1 ($D_{p(aer)}=0,05-0,14 \mu\text{m}$, am 13./14.07.06, 17./18.07.06, 01./02.08.06), einmal auf Stufe 2 ($D_{p(aer)}=0,14-0,42 \mu\text{m}$, am 25./26.07.06) und einmal auf Stufe 3 ($D_{p(aer)}=0,42-1,2 \mu\text{m}$, am 01./02.08.06) – in diesen Fällen unter 20 %.

Die Anströmungsrichtung der Luftmasse hatte keinen wesentlichen Einfluss auf den Vergleich. Somit kann die Übereinstimmung der mit den verschiedenen BERNER-Impaktoren gesammelten Partikelmasse als gut eingeschätzt werden. Es wurden alle BI im Messnetz eingesetzt.

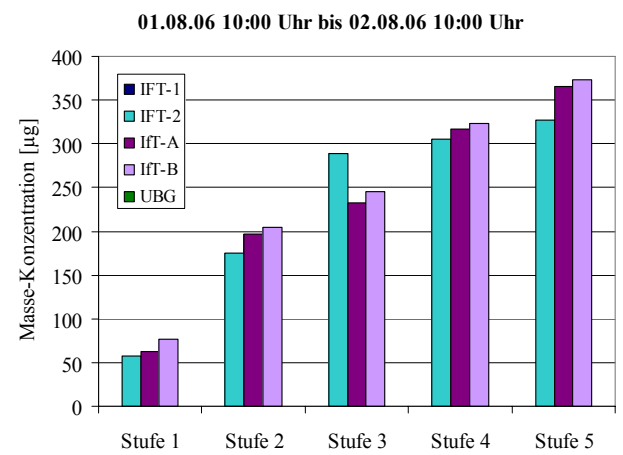
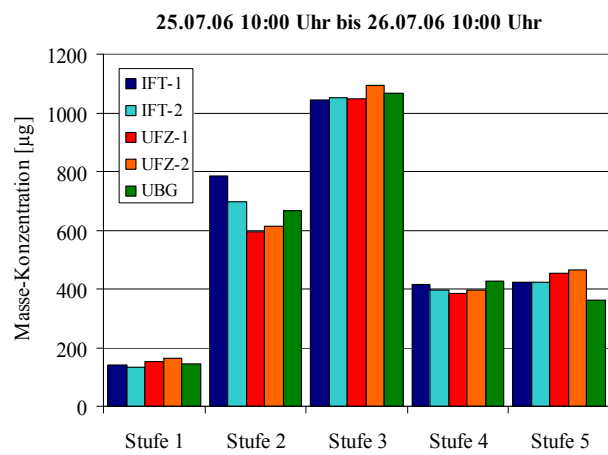
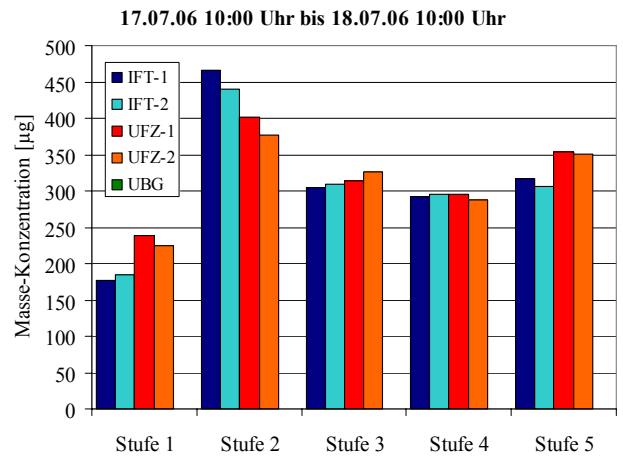
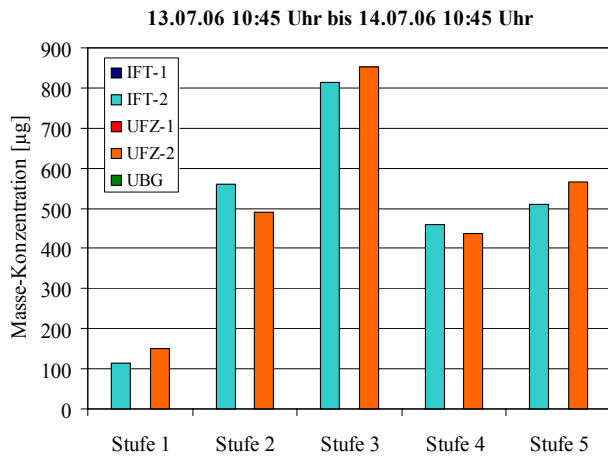


Abb. 2.2.3.1: Vergleichsmessungen der verschiedenen BERNER-Impaktoren

Tabelle 2.2.3.1: Messwerte der Vergleichsmessungen der verschiedenen BERNER-Impaktoren einschließlich Mittelwert (MW) und Standardabweichung

Beprobung: 13.7.06 10:45 Uhr bis 14.7.06 10:45 Uhr					
	IFT-2	UFZ-2	MW	SD	RSD
	µg	µg	µg	µg	%
Stufe 1	115,4	149,4	132,4	24,0	18,2
Stufe 2	560,2	491,4	525,8	48,6	9,3
Stufe 3	812,8	851,7	832,3	27,5	3,3
Stufe 4	459,0	438,2	448,6	14,7	3,3
Stufe 5	510,8	565,9	538,4	39,0	7,2
Summe	2458,2	2496,6	2477,4	27,2	1,1

Beprobung: 17.7.06 10:00 Uhr bis 18.7.06 10:00 Uhr							
	IFT-1	IFT-2	UFZ-1	UFZ-2	MW	SD	RSD
	µg	µg	µg	µg	µg	µg	%
Stufe 1	177,3	185,1	239,1	225,1	206,6	30,1	14,6
Stufe 2	465,8	440,7	401,4	376,9	421,2	39,7	9,4
Stufe 3	304,7	309,5	314,3	325,8	313,6	9,0	2,9
Stufe 4	293,0	295,1	295,1	287,0	292,6	3,8	1,3
Stufe 5	316,5	306,3	354,4	351,5	332,2	24,4	7,3
Summe	1557,3	1536,7	1604,3	1566,3	1566,2	28,3	1,8

Beprobung: 25.7.2006 10:00 Uhr bis 26.7.2006 10:00 Uhr								
	IFT-1	IFT-2	UFZ-1	UFZ-2	UBG	MW	SD	RSD
	µg	µg	µg	µg	µg	µg	µg	%
Stufe 1	142,4	134,1	151,1	163,0	144,6	147,0	10,8	7,3
Stufe 2	786,4	695,5	595,5	612,3	665,4	671,0	76,0	11,3
Stufe 3	1042,4	1052,6	1046,8	1094,9	1068,3	1061,0	21,3	2,0
Stufe 4	414,1	396,3	384,4	396,0	427,4	403,6	17,0	4,2
Stufe 5	424,3	421,4	454,3	463,6	361,0	424,9	40,2	9,5
Summe	2809,6	2699,9	2632,1	2729,8	2666,7	2707,6	67,7	2,5

Beprobung: 01.08.2006 10:00 Uhr bis 02.08.2006 10:00 Uhr						
	IFT-2	IFT-A	IFT-B	MW	SD	RSD
	µg	µg	µg	µg	µg	%
Stufe 1	57,0	63,2	76,8	65,7	10,1	15,4
Stufe 2	174,8	196,3	204,6	191,9	15,4	8,0
Stufe 3	288,7	233,2	245,5	255,8	29,1	11,4
Stufe 4	305,1	316,6	323,0	314,9	9,1	2,9
Stufe 5	326,6	365,1	373,5	355,1	25,0	7,0
Summe	1152,2	1174,4	1223,4	1183,3	36,4	3,1

SD: Standardabweichung

2.2.4. Vergleich der Massebestimmung mittels HVS-Digitelfilter und BERNER-Impaktorfolien (PM₁₀ und PM_{2,5})

Die simultan bestimmte Massekonzentration der mittels HVS-Digital-Filtersammler und 5-stufigen BERNER-Impaktoren (BI) während der Intensivmessphasen vom 01.09.2006 bis 31.10.2006 und 01.12.2006 bis 28.02.2007 kann zu einem Vergleich der PM₁₀- bzw. PM_{2,5/3,5}-

Massekonzentration herangezogen werden. Dabei werden die größen aufgelösten Massekonzentrationen des BERNER Impaktors zu PM_{10} (Stufen 1-5) und $PM_{3,5}$ (Stufen 1-4) addiert.

Beide Systeme unterscheiden sich grundsätzlich in ihrer Funktionsweise. Der Impaktor sammelt Partikel im Unterdruck auf je einer Aluminiumfolie bei einem Luftvolumenfluss von 75 l/min, während der Digital-Sammler Partikel auf Quartzfiltern bei einem Luftvolumenfluss von 500 l/min abscheidet. Die unterschiedlichen Sammelverfahren können zu positiven und negativen Artefakten führen.

- Der BERNER-Impaktor ist durch eine sehr scharfe Trennung der Größenklassen gekennzeichnet, während beim Digital-Sammler die Größenklassentrennung durch eine deutlich flachere Kurve bestimmt ist.
- Der BERNER-Impaktor kann durch sogenannte ‚blow-off-Effekte‘ besonders auf den Grobstaubstufen 4 und 5 ($D_{p(aer)}=1,2-3,5$ bzw. $3,5-10 \mu m$) niedrigere Massen bestimmen.
- Filtersammler neigen im Gegensatz zu Impaktoren stärker dazu, unter entsprechenden atmosphärenchemischen Bedingungen gasförmige Komponenten an den Quarzfasern zu binden.
- Beide Sammlertypen können semivolatile Komponenten der Partikel wieder verlieren.

Abbildung 2.2.4.1 zeigt die Ergebnisse des Vergleiches der Digital- PM_{10} - mit der BI- PM_{10} - Massekonzentration sowie der Digital- $PM_{2,5}$ - mit der BI- $PM_{3,5}$ -Massekonzentration.

Es zeigt sich, dass der BERNER-Impaktor die PM_{10} -Massekonzentration des Digital-Sammlers deutlich unterbestimmt. Außerdem zeigt sich, dass für die kleineren Partikel ($PM_{2,5/3,5}$) eine deutlich bessere Übereinstimmung der Massekonzentration erreicht wird. Melpitz zeigt in beiden Partikelgrößenklassen die größten Unterschiede. Dies kann u.a. auch daran liegen, dass die beiden Sammler räumlich getrennt aufgestellt sind, der Digital-Sammler steht auf der Wiese (1,8 m Höhe) ca. 70 m vom BI auf dem Containerdach (4,5 m Höhe) entfernt.

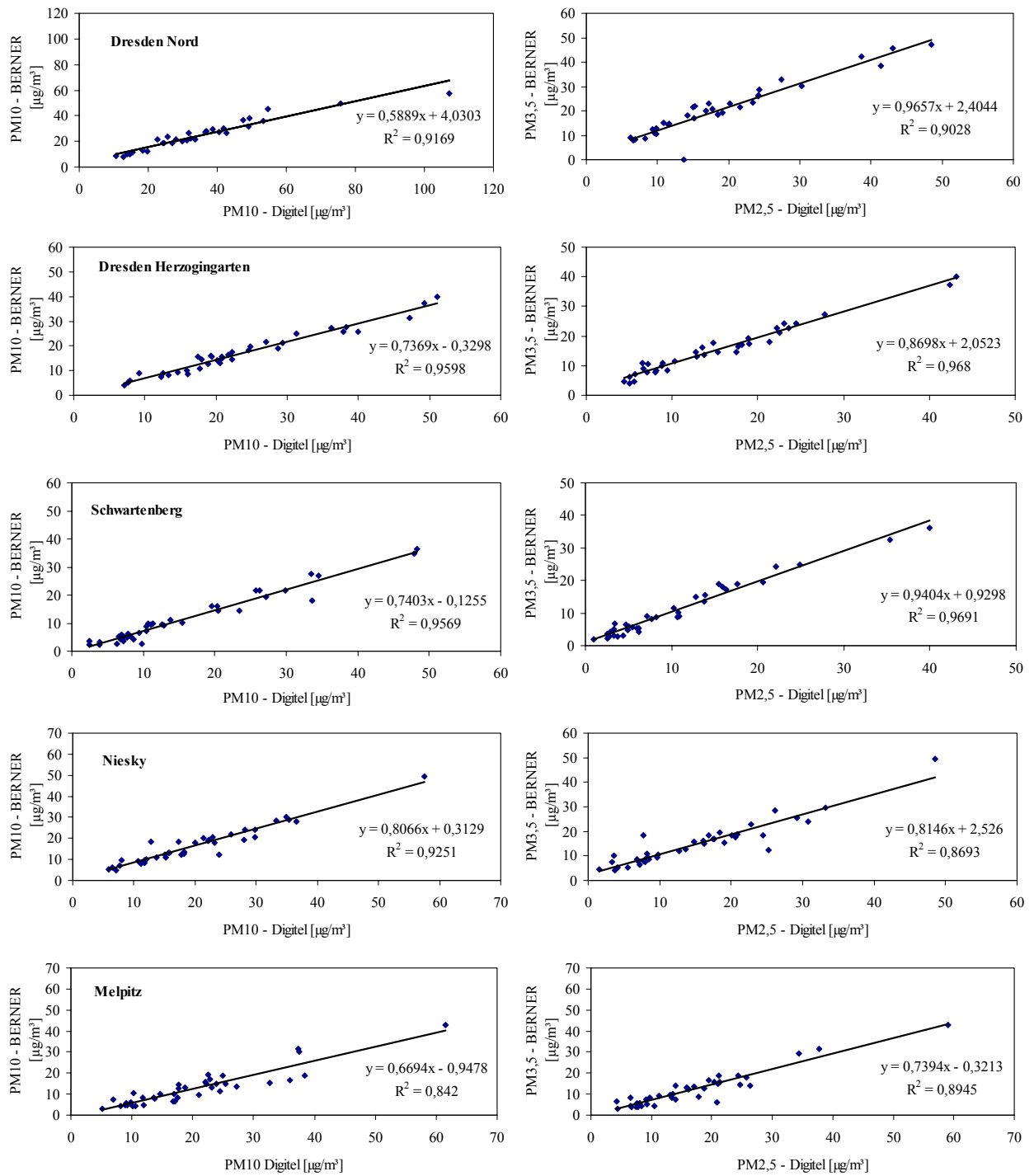


Abb. 2.2.4.1: Vergleich der Digital-PM₁₀- mit der BI-PM₁₀-Massekonzentration sowie der Digital-PM_{2,5}- mit der BI-PM_{3,5}-Massekonzentration

2.2.5. Vergleich der PM₁₀-Massekonzentration bestimmt mittels Digital-Filter und TEOM

Ein Vergleich der Partikelmassebestimmung mittels HVS-Digitalfilter sowie TEOM wurde für alle Messtage der 5 Messstationen durchgeführt. In Abbildung 2.2.5.1 ist das Ergebnis graphisch dargestellt.

Es ist zu sehen, dass keine eindeutige Tendenz der Masseüber- bzw. -unterbestimmung zwischen beiden Messsystemen vorherrscht. Die mittlere Übereinstimmung der beiden Messsysteme bezogen auf die Digitalkonzentrationen beträgt 96 (± 23) % für DN, 113 (± 42) % für DHG, 125 (± 88) % für SW, 107 (± 51) % für N und 100 (± 71) % für M.

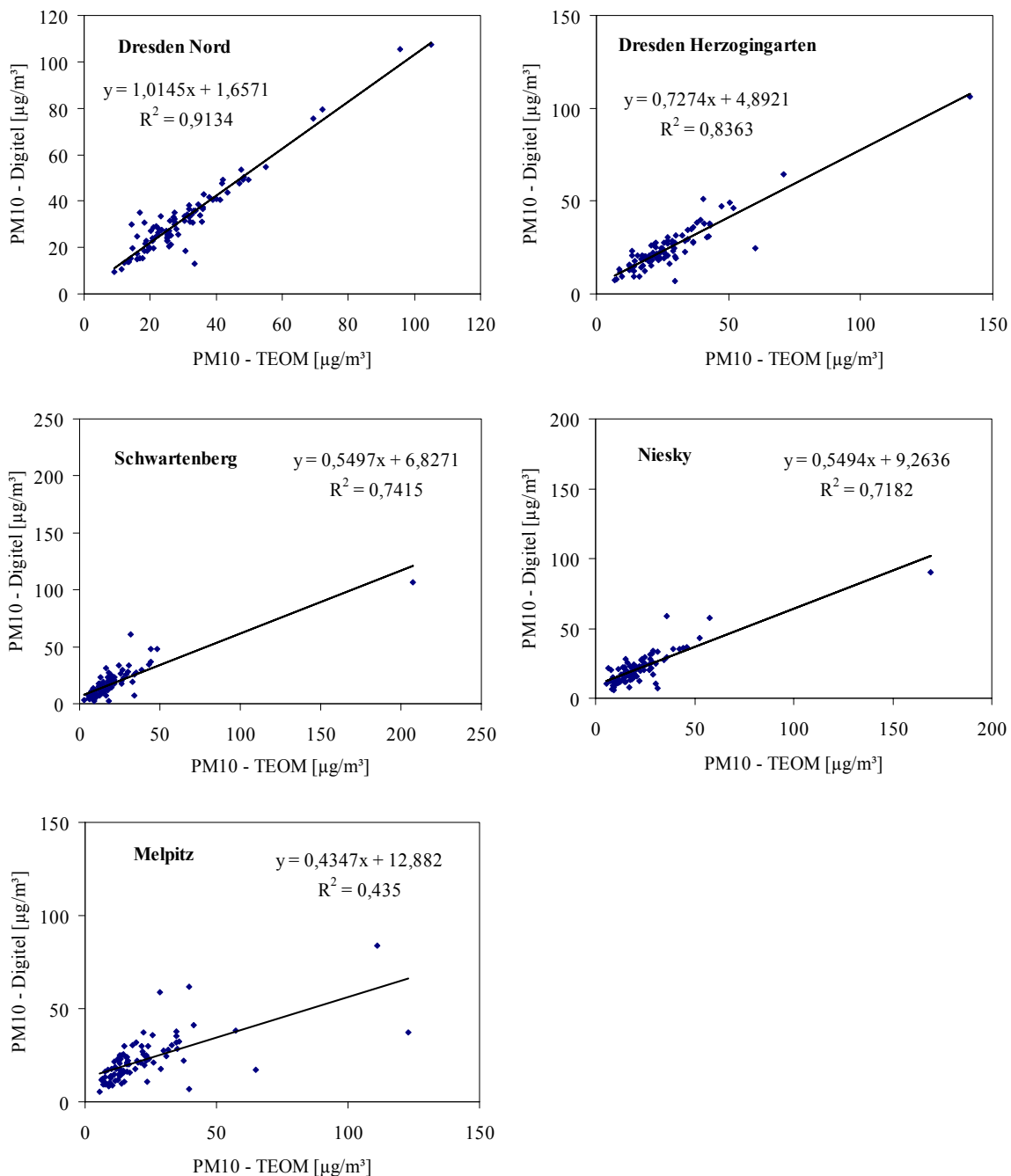


Abb. 2.2.5.1: Vergleich der PM₁₀-Massekonzentration bestimmt mittels HVS-Digital-Filter und TEOM für die 5 Messstationen

Die Übereinstimmung zwischen PM₁₀-Digital- und –TEOM-Daten ist an der Station Dresden Nord gut. An allen anderen Stationen ist der Vergleich der PM₁₀-Massekonzentration zwischen beiden Messsystemen weniger gut.

2.3. Beschreibung der physikalischen Messungen

2.3.1. Überblick der Messkampagne

Tabelle 2.3.1. vermittelt einen Überblick über die zwischen September 2006 und Februar 2007 vom IfT durchgeführten physikalischen Messungen. Die wichtigsten eingesetzten Messgeräte waren die Partikelgrößenspektrometer TDMPS/SMPS (*Twin Differential Mobility Particle Sizer*, *Scanning Mobility Particle Sizer*) und das aerodynamische Partikel-spektrometer APS (*Aerodynamic Particle Sizer*). Die genannten Messmethoden erlauben eine zeitlich hochaufgelöste Quantifizierung der Partikelanzahl als Funktion der Korngröße über einen weiten Durchmesserbereich. Die maximale Zeitauflösung beträgt 10 Minuten. Die TDMPS/SMPS-Instrumente stellen Eigenbauten des IfT, die APS-Geräte das kommerziell erhältliche APS 3321 von TSI (St Paul, MN, USA) dar. Bezüglich der Einzelheiten der TDMPS/SMPS Messinstrumente wird auf frühere Arbeiten des IfT verwiesen (Birmili et al., 1999; Wehner und Wiedensohler, 2003, Birmili et al., 2003; Engler et al., 2006) bzw. die Diplomarbeit Weinhold (2007).

2.3.2. Installation und Inbetriebnahme der physikalischen Partikelmesstechnik

Im August 2006 fanden im Rahmen der Vorbereitung der Kampagne erste Tests mit den Geräten statt. Im IfT wurden die benötigten TDMPS- und SMPS-Systeme montiert und einer Qualitätskontrolle unterzogen, die eine sorgfältige Einstellung sowie einen Vergleich der Messinstrumente einschließt. Dies ermöglicht eine fehlerfreie Inbetriebnahme und Durchführung der Messungen an den Stationen. In Abbildung 2.3.2.1. ist ein solcher Vergleich dargestellt. Die in der Abbildung genannten Gerätebezeichnungen stehen für den Einsatzort der jeweiligen Apparaturen. Zusätzlich diente ein CPC 3010 als Gesamtpartikelzähler, mit dem die Partikelgrößenspektrometer verglichen werden konnten. Über eine Mischkammer wurde das Probeaerosol gleichmäßig an alle Messgeräte verteilt. Die gemessene Anzahlkonzentration wurde in Abhängigkeit von der Zeit graphisch dargestellt. Man erkennt, dass systematische, begrenzte Abweichungen zwischen den Messinstrumenten auftraten. Dies ist auf Abweichungen in den exakten Probennahmedurchflüssen, sowie technischen

Abweichungen der Geräte zurückzuführen. Zur Absoluteichung diente ein CPC 3010, dessen Messwerte durch die schwarze Kurve dargestellt sind. Die Absolutgenauigkeit der durch dieses Experiment qualitätsgesicherten Partikelgrößenverteilungen wird mit 10% bezüglich der Partikelgesamtanzahl beziffert.

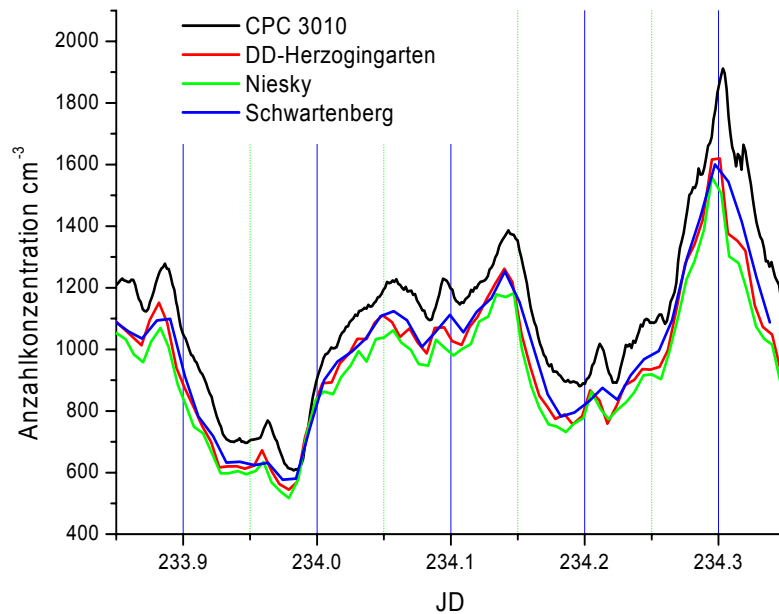


Abb. 2.3.2.1: Vergleich der Partikelgesamtkonzentration mehrerer Partikelgrößenspektrometer und eines Kondensationspartikelzählers CPC 3010 unter Laborbedingungen. Die Zeitachse ist in Tagen angegeben. Die Bezeichnung der Kurven stellt den späteren Messstandort dar.

Die Installation und Inbetriebnahme der Messgeräte an den Messorten begann Ende August. Über eine speziell angefertigte Einlasskonstruktion, die sich auf dem Dach der Container befindet, wurden Aerosolpartikel über eine Einlasskonstruktion zur Messapparatur geleitet. Die Ansaughöhe betrug vom Boden aus an allen Stationen ca. fünf Meter. Um Partikelverluste so gering wie möglich zu halten, wurde auf möglichst kurze und direkte Aerosolwege geachtet.

Zusätzlich wurde für eine optimale Messgenauigkeit jeder Container mit einer konstanten Temperatur von ca. 20°C betrieben. Während der Messkampagne wurde jede Station mindestens einmal pro Woche angefahren, um die Funktionalität der TDMPS/SMPS und APS-Instrumente zu prüfen. Dieses beinhaltete eine Fluss-¹ sowie Gerätekontrolle². Zusätzlich wurden gemessene Daten gesichert, um mögliche Fehlerquellen schneller erkennen und beheben zu können.

Tab. 2.3.1: Überblick der Messstationen mit den gemessenen physikalischen Aerosolparametern, Messbeginn und messtechnisch bedingten Problemen im Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007.

Messstation	Stationstyp	TDMPS/ SMPS	APS	Messbeginn/ Bemerkungen	Parameter LfUG	Parameter IfT
Melpitz	ländlicher Hintergrund	TDMPS: 3-800 nm	APS: 0,5-5 µm	01.09.2006 Messung planmäßig	-	PM ₁₀ , NO _x , SO ₂ , O ₃
Niesky	ländlicher Hintergrund	TDMPS: 3-800 nm	APS: 0,5-5 µm	05.09.2006 Bemerkungen ^{3 4}	PM ₁₀ , O ₃	NO _x
Schwartenberg	ländlicher Hintergrund	SMPS: 10- 800 nm	-	01.09.2006 Bemerkung ⁵	PM ₁₀ , NO _x , SO ₂ , O ₃ , Benzol	-
Dresden Herzotingarten	urbaner Hintergrund	TDMPS: 3-800 nm	APS: 0,5-5 µm	05.09.2006 Messungen planmäßig	PM ₁₀ , NO _x , SO ₂ , O ₃	-
Dresden Nord	verkehrsnahe Station	TDMPS: 3-800 nm	APS: 0,5-5	05.09.2006 Bemerkungen ^{6 7}	PM ₁₀ , NO _x , CO, O ₃ , Benzol	-

¹ Überprüfung der Aerosol- und Schleierluft im TDMPS-System auf korrekte Strömungsgeschwindigkeit.

² Funktionsprüfung der im TDMPS enthaltenen Gerätekomponenten.

³ Probleme mit der Hochspannungsversorgung der TDMPS führten zu fehlerhaften Messungen der Mobilitätskanäle > 200 nm bis zum 26.10.2006

⁴ Stromversorgungsprobleme führten vom 22.10.2006 bis 27.10.2006 zu längeren Messausfällen

⁵ Probleme an der Flussregelung beeinflussten die Messdaten vom 04.10.2006 bis 17.10.2006

⁶ Die Umgestaltung und somit andauernde Bauarbeiten am Schlesischen Platz beeinflussten die Messdaten.

⁷ Im Rahmen der Umgestaltung in Dresden Nord wurde der Messcontainer vom 14.09.2006 bis 26.09.2006 versetzt, was die Messbedingungen veränderte.

2.3.3. Datenaufbereitung und Qualitätskontrolle

Bevor die eigentliche Datenauswertung begann wurden die Ausgangsdaten einer Qualitätsprüfung unterzogen werden. Dazu wurde der Datensatz visuell nach möglichen Datenausfällen, Fehlermessungen und offensichtlichen Störquellen durchsucht und ggf. bereinigt. Zur weiteren Prozessierung gehörten die Mehrfachladungsinversion und eine letzte Feinkorrektur gegenüber dem Referenzsystem. Der Inversionsalgorithmus nach Stratmann und Wiedensohler (1996) berücksichtigt für das DMA die bipolare Ladungsverteilung, die Transferfunktion und die Zähleffizienz des CPCs und erstellt aus Mobilitätsverteilungen die reinen Größenverteilungen. Weiterhin wurde im TDMPS der doppelt vorhandene Größenkanal bei 22,3 nm durch das arithmetische Mittel beider Werte ersetzt und somit eine kontinuierliche Größenverteilung zwischen 3 und 800 nm erzeugt. Des Weiteren wurden die Mobilitäten auf logarithmisch äquidistante Durchmesser umgerechnet, so dass sich eine Größenverteilung der Aerosolpartikel ($dN/d\log D_p$) ergibt.

2.3.4. Round-Robin-Test

Der Round-Robin-Test, auch als Ringvergleich bezeichnet, diente der zusätzlichen Qualitätskontrolle der TDMPS-Daten während der Messkampagne. Dabei handelt es sich um Versuche mit einem transportablen SMPS-System, das in einem Größenbereich von 10 nm bis 600 nm die Partikelanzahl maß. Die Funktionsweise ist gleich dem SMPS-System am Schwartenberg. Auf der Basis, dass jede Station mindestens einmal angefahren werden muss und dass extrem weite Fahrtstrecken vermieden werden, wurde ein Vier-Tages-Rhythmus eingeführt. DHG wurde als Referenzstation für alle anderen Stationen festgelegt und doppelt so häufig wie die anderen Stationen angefahren. Der regelmäßige Anfahrzyklus wird in Abbildung 2.3.4.1. dargestellt.

Um einen optimalen Vergleich der Messungen gewährleisten zu können, wurde das SMPS-System direkt an den Einlass des jeweiligen SMPS/TDMPS angeschlossen. Mit Hilfe eines Gilibrators⁸ wurden alle Durchflüsse überprüft. Ein angeschlossenes Notebook nahm diese Daten auf und speicherte sie. Weiterhin gehörte zum Round-Robin-Test ein paralleler CPC 3010, der die Totalpartikelanzahlkonzentration an allen Stationen detektierte. Ab dem 24.10.2006 wurde das Round-Robin-System in DHG in Betrieb genommen.

⁸ Zur Bestimmung der Flussgeschwindigkeit vom Aerosol- bzw. Schleierluftkreislauf.

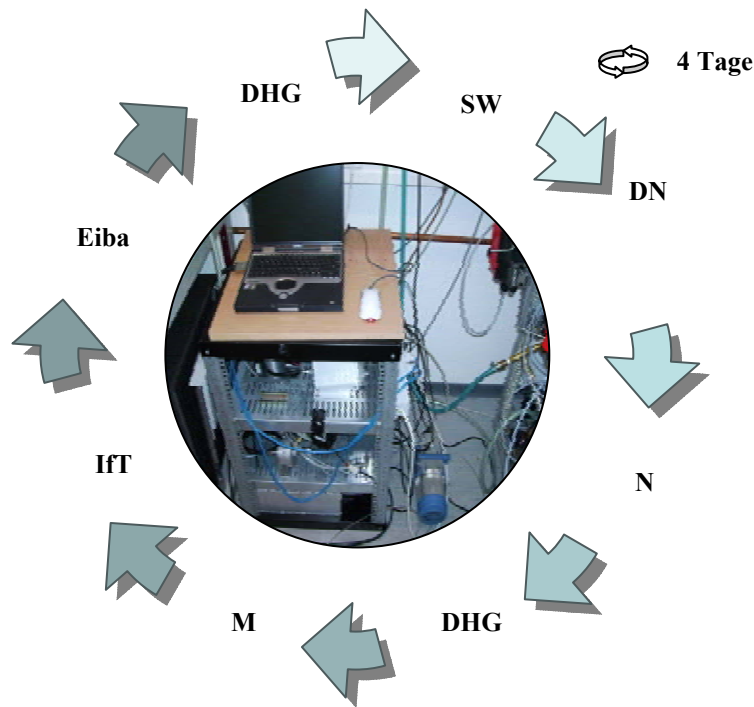


Abb. 2.3.4.1.: Das Prinzip des Round-Robin-Tests, bei dem im Vier-Tages-Zyklus Vergleichsmessungen mit den TDMPS/SMPS-Geräten an allen Messstandorten durchgeführt wurde.

Anhand der Abbildung 2.3.4.2. wird ein solcher Gerätevergleich zwischen DHG (blaue Kurve) und PKW-System (rote Kurve) dargestellt. Über einen Zeitraum von neun Tagen wurden die Messapparaturen unter identischen räumlichen Bedingungen betrieben. Dargestellt ist ein typisches Beispiel einer urbanen Hintergrundstation. Kennzeichnend dafür sind Konzentrationen um die 10.000 Partikel/cm³. Es besteht eine sehr gute Übereinstimmung der beiden Kurven bei hohen sowie niedrigen Konzentrationen, was einen einwandfreien Betrieb der stationären Station DHG widerspiegelt. Im Diagramm (Abbildung 2.3.4.3.) wird das Verhältnis der Stationen abhängig von ihrer Partikelanzahlkonzentration als Streudiagramm dargestellt. Die Streuung nimmt mit der Partikelanzahl zu. Über einen linearen Fit wurde der Anstieg von 1,028 bestimmt, der unter Berücksichtigung der Messfehler nahe dem Idealwert 1 liegt. Ein weiteres Beispiel liefert der Vergleich in N (Abbildung 2.3.4.4.). Auch hier ist ein sehr gut übereinstimmender Verlauf der Kurven festzustellen, wobei N eine leicht höhere Konzentration aufweist. Alle mit dem Round-Robin-Test bestimmten Abweichungen zwischen den Systemen wurden bei der abschließenden Qualitätskontrolle berücksichtigt.

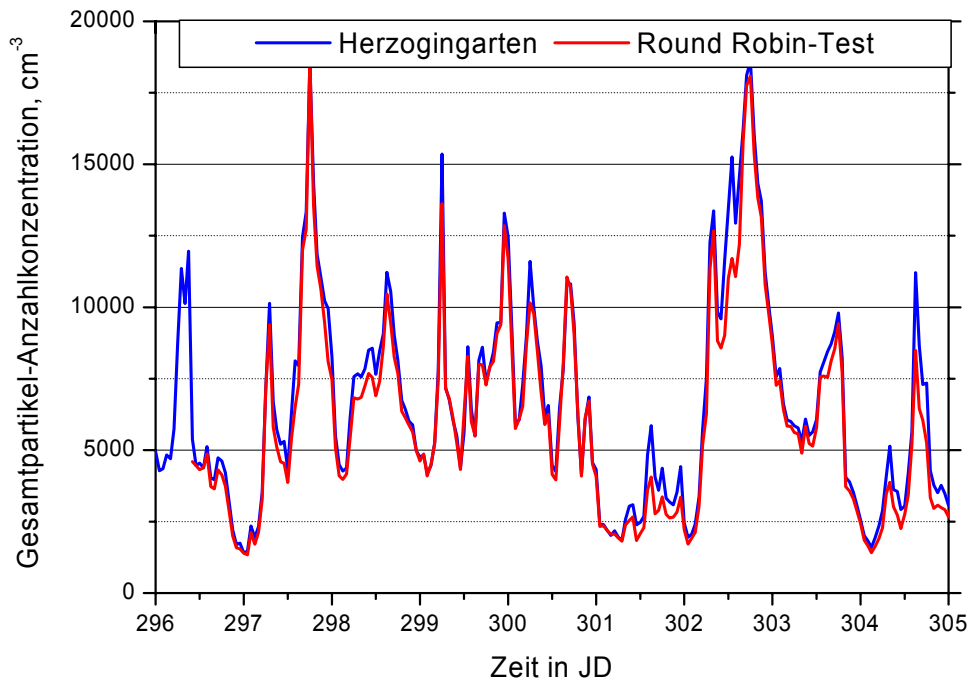


Abb. 2.3.4.2.: Der im Zeitraum vom 24.10.2006 bis 02.11.2006 stattgefundene Parallellauf zeigt eine gute Übereinstimmung der Partikelanzahlkonzentration (10–800 nm) zwischen den Geräten TDMPS Dresden Herzogingarten (blau) und SMPS Round-Robin-Test (rot).

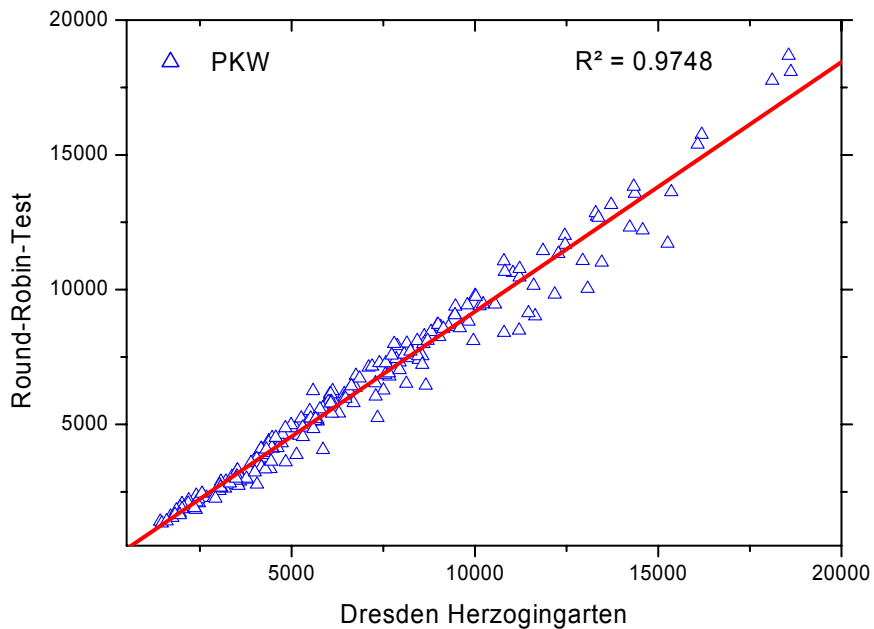


Abb. 2.3.4.3.: Darstellung der Streuung der Partikelanzahlkonzentration [cm^{-3}] zwischen Dresden Herzogingarten (x-Achse) und Round-Robin-Test (y-Achse), für den Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007.

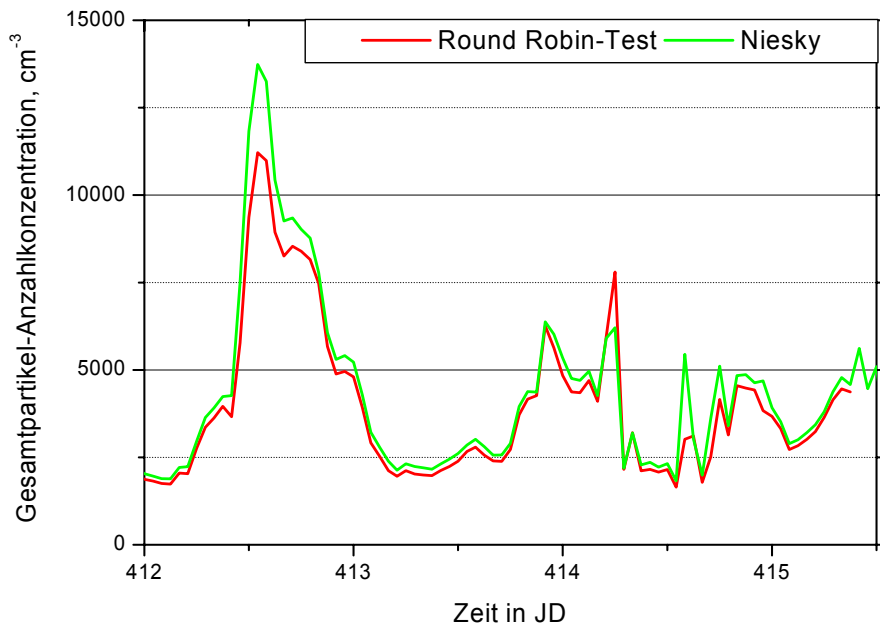


Abb. 2.3.4.4.: Der im Zeitraum vom 17.02.2007 bis 21.02.2007 stattgefundenere Parallellauf zeigt die Partikelanzahlkonzentration (10-800 nm) zwischen Niesky (grün) und Round-Robin-Test (rot).

2.4. Auswahl der Messtage

Die Auswahl der Messtage erfolgte über die Zuordnung zu den Quellregionen für den Raum Dresden. Die Anströmungssektoren wurden, wie in der Abbildung 2.4.1 dargestellt, festgelegt. Proben aus Tagen, an denen die Anströmung nicht sicher einem Sektor zugeordnet werden konnte, werden nicht in die Detailuntersuchung einbezogen.

Während die HVS-Digital-Proben vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 kontinuierlich im 4-Tage-Rhythmus an 92 Messtagen gewonnen wurden, wurde die größen aufgelöste Probenahme mittels BERNER-Impaktoren in zwei Intensiv-Messkampagnen durchgeführt, einer Sommer - (Zeitraum 01.09. bis 31.10.2006) und einer Winter - (Zeitraum 01.12.06 bis 28.02.07) Messkampagne. Dabei ergab die Sommerkampagne 16 und die Winterkampagne 26 Messtage.

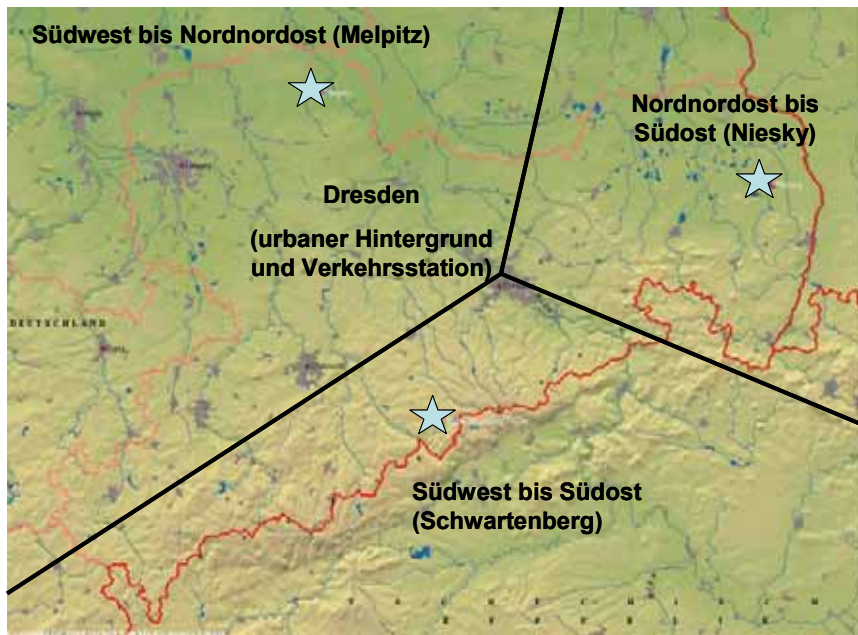


Abb. 2.4.1: Sektoren der Anströmung und die zugeordneten Hintergrundstationen

Aus der Häufigkeitsverteilung wurde die Repräsentativität der Windrichtungen während der Messkampagne 9/2006-2/2007 bezüglich eines längeren klimatologischen Zeitraums bestimmt. Da der Collmberg eine zentrale Lage im Untersuchungsgebiet einnimmt und durch seine hervorgehobene Lage als orographisch weniger beeinflusste Station angesehen wird, wurde die Repräsentativität der Winde exemplarisch für die Messstation Collm überprüft.

Die langjährige Statistik 2000-2007 besagt für den Collm als häufigste Windrichtung Südwest (210°). Hiernach folgen die Windrichtungen West (270°), Nordwest (330°) und Süd (165°) in der Häufigkeit. Relativ selten ist Wind aus Osten und Nordosten (Abb. 2.4.2).

Die Windrichtungsverteilung für die Messkampagne 9/2006-2/2007 deckt sich bis auf minimale Unterschiede mit der Klimatologie des Zeitraums 2000-2007. Dies bedeutet, dass die Windrichtungen während der Messkampagne insgesamt als repräsentativ für das langjährige Mittel angenommen werden können.

Die Windrichtungsverteilung für die Einzelmessstage mit Berner-Impaktorproben weicht hiervon jedoch ab. Bei den 12 ausgewählten Einzelmessstagen ist vor allem die Windrichtung Südost/Ost mit 50 % der Ereignisse gegenüber den westlichen Anströmungen überrepräsentiert.

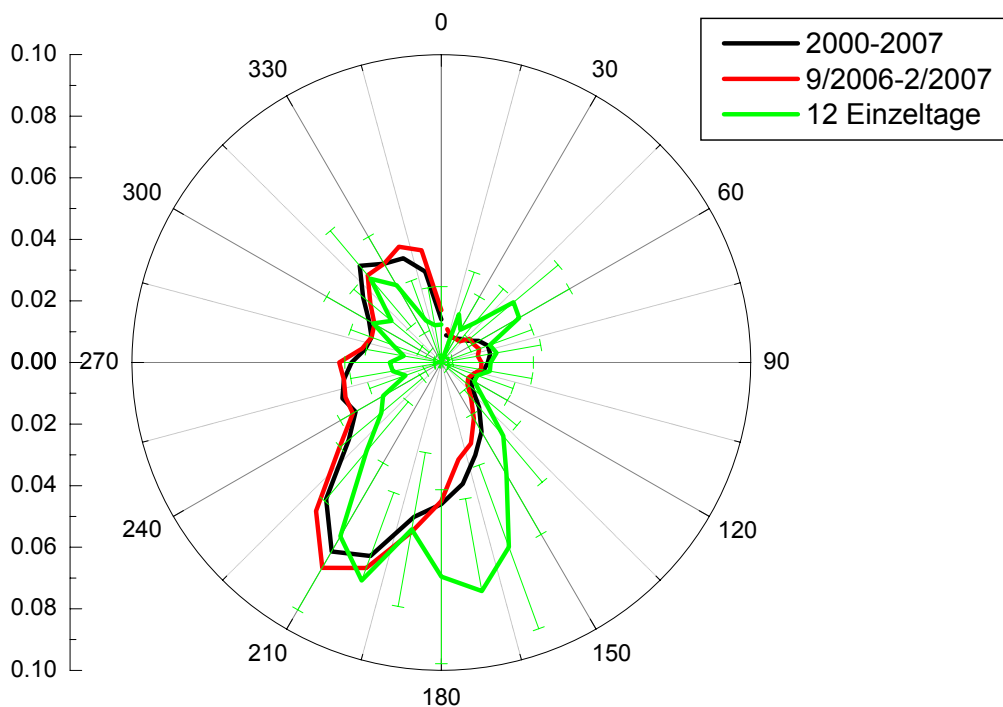


Abb. 2.4.2: Relative Häufigkeitsverteilung der Windrichtung am Collm auf Basis von Halbstundenwerten. Ausgenommen von der Untersuchung sind Calmen.

2.4.1. Trajektorien

Aus der Vielzahl der Impaktorproben wurden nur diejenigen ausgewählt, die von der Anströmung her einem einzigen der drei Sektoren (West, Südost, Ost) sicher zugeordnet werden konnten. In der Tabelle 2.4.1.1 sind die Messtage der Sommermesskampagne und in Tabelle 2.4.1.2 die Messtage der Winterkampagne aufgeführt. Die Auswahl der Messtage erfolgte in einem ersten Schritt mittels Rückwärtstrajektorien (NOAA HYSPLIT), siehe Tabellenanhang 9.4., und sind in den Tabellen rot markiert.

Tabelle 2.4.1.1: Überblick über die Messtage der Sommerkampagne

Datum	Wochentag	Sektor	Anströmung
01.09.2006	Freitag	Melpitz	West
05.09.2006	Dienstag	Melpitz	West
09.09.2006	Samstag	Melpitz	West
13.09.2006	Mittwoch	Schwartenberg	Südost
17.09.2006	Sonntag	Schwartenberg	Südost
21.09.2006	Donnerstag	wechselnd	West/Südost
25.09.2006	Montag	Schwartenberg	Südost
29.09.2006	Freitag	wechselnd	West/Südost
03.10.2006	Dienstag (F)	Grenze M/SW	Südwest
07.10.2006	Samstag	Grenze M/SW	Südwest
11.10.2006	Mittwoch	Schwartenberg	Südost
15.10.2006	Sonntag	Niesky	Ost
19.10.2006	Donnerstag	Schwartenberg	Südost
23.10.2006	Montag	Grenze M/SW	Südwest
27.10.2006	Freitag	Melpitz	West
31.10.2006	Dienstag (F)	Grenze M/SW	Südwest

(F): Feiertag **Rot:** ausgewählte Messtage

Tab. 2.4.1.2: Überblick über die Messtage der Wintermesskampagne

Datum	Wochentag	Sektor	Anströmung
02/12/2006	Samstag	Melpitz	West
06/12/2006	Donnerstag	Melpitz	West
10/12/2006	Sonntag	Melpitz	West
14/12/2006	Donnerstag	Melpitz	West
18/12/2006	Montag	Melpitz	West
22/12/2006	Freitag	Melpitz	West
26/12/2006	Dienstag (F)	Melpitz	West
30/12/2006	Samstag	wechselnd	SO/W/SW
03/01/2007	Mittwoch	Melpitz	West
07/01/2007	Sonntag	Melpitz	West
11/01/2007	Donnerstag	Melpitz	West
15/01/2007	Montag	Melpitz	West
19/01/2007	Freitag	Melpitz	West
23/01/2007	Dienstag	wechselnd	Nord/Ost
27/01/2007	Samstag	Melpitz	West
31/01/2007	Mittwoch	Melpitz	West
04/02/2007	Sonntag	Melpitz	West
08/02/2007	Donnerstag	wechselnd	West/Südost
12/02/2007	Montag	wechselnd	O/SO/SW
16/02/2007	Freitag	Schwartenberg	Ost/Südost
20/02/2007	Dienstag	Melpitz	West
24/02/2007	Samstag	Schwartenberg	Südost
28/02/2007	Mittwoch	Melpitz	West

(F): Feiertag, Rot: ausgewählte Messtage

2.4.2. Charakteristik der Wettersituation und Niederschlag

Nach dem kühlen und feuchten August 2006 hatte sich das Wetter sowohl im September als auch im Oktober sehr sommerlich präsentiert. Alle ausgewählten Tage waren niederschlagsfrei und erreichten häufig sommerliche Temperaturen.

Der Winter 2006/2007 war der wärmste Winter seit Beginn der Wetteraufzeichnungen ab 1901. Fast alle ausgewählten Messtage waren niederschlagsfrei, mit Ausnahme des

27.01.2007 an den Stationen Dresden, Niesky und Schwartenberg mit ca. 1 mm Niederschlag. Die gesamte Winterkampagne war geprägt von Westwetterlagen.

Der Frühling 2007 war der wärmste seit dem Jahre 1901 mit Temperaturabweichungen um 3° bis 4° über dem Klimamittel. Der April war der trockenste, sonnigste und wärmste April seit 1901. Dafür ging der Mai mit einem Flächenmittel von rund 125 l/m² Regen als nassester Monat seit Beginn der Wetteraufzeichnungen 1901 in die Klimastatistik ein. Der Witterungsregelfall ‚Eisheilige‘ im Mai fiel aus.

Der Sommer 2007 zeigte sich sehr wechselhaft und niederschlagsreich. Die heißesten Tage in diesem Sommer waren der 15. Juli in der Westhälfte und der 16. Juli in der Osthälfte im Einflussbereich subtropischer Warmluft aus Südwesteuropa. (Quelle: <http://www.wetteronline.de>).

2.4.3. Bewertung der BERNER-Impaktor-Probenahmezeiträume mit Hilfe aerosolphysikalischer und meteorologischer Parameter

2.4.3.1. Überblick

Die wichtigste experimentelle Grundlage zur Bestimmung lokal induzierter bzw. ferntransportierter Beiträge zur Partikelbelastung in Sachsen stellen die „Berner“-Impaktor-Proben dar. Eine gewisse Beschränkung der Berner-Probenahme, wie auch jeder anderen Sammeltechnik für Partikel, stellt die relativ lange Probenahmedauer von 24 Stunden dar. Diese lange Probenahmedauer ist notwendig, um auch in den saubersten Luftmassen genügend Aerosolmasse zur hinreichend genauen Quantifizierung der chemischen Inhaltsstoffe in jedem Größenbereich zur Verfügung zu haben. Während der Probenahmezeit von 24 Stunden kann sich jedoch die Luftzusammensetzung an einer oder mehreren Messstation deutlich ändern. Wenn während eines Probenahmezeitraums zeitliche Änderungen ungleich an verschiedenen Messstationen auftreten, kann dies die Bewertung der entsprechenden Aerosolbelastung verzerren. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund der möglicherweise nur geringen Unterschiede zwischen einzelnen den Messstationen im Rahmen der sog. Lenschow-Analyse zu berücksichtigen

Dieser Abschnitt stellt eine Bewertung der BERNER-Impaktor-Probenahmezeiträume mit Hilfe aerosolphysikalischer und meteorologischer Parameter vor und ergänzt hiermit die in Kapitel 2.4.1. begonnene Bewertung anhand der Rückwärtstrajektorien.

2.4.3.2. Kriterien zur Homogenität der BERNER-Probenahmezeiträume

Mehrere Kriterien wurden zur Homogenität der BERNER-Probenahmezeiträume verwendet.

Unter idealen Bedingungen werden im Folgenden verstanden:

- Stabile Partikelanzahlkonzentrationen (N 10-600 nm, berechnet aus TDMPS-Daten) über den Probenahmezeitraum von 24 Stunden
- Stabile Partikelmassekonzentrationen (M 10-600 nm, berechnet aus TDMPS-Daten) über den Probenahmezeitraum von 24 Stunden
- Stabile Partikelmassekonzentrationen (PM₁₀) über den Probenahmezeitraum von 24 Stunden
- Stabile Windrichtung über den Probenahmezeitraum von 24 Stunden

Aufgrund der an allen Stationen generell höheren Schwankungen der Partikelanzahl im Vergleich zur Partikelmasse wurden Schwankungen in der Partikelanzahl geringer gewichtet. Zeitliche Schwankungen an ländlichen Messstationen kritischer eingestuft als an städtischen Messstationen, wo ja generell stärkere Tagesgänge in den Aerosolparametern vorherrschen.

Des Weiteren wurden ähnliche Werte in der Sonneneinstrahlung, der Temperatur, der relativen Feuchte und der Windgeschwindigkeit an einer Station sowie im Vergleich an mehreren Stationen als günstige Kriterien betrachtet. Ein Sammelzeitraum wurde umso besser bewertet, an umso mehr Messstationen diese Stabilitätskriterien erfüllt sind.

In den Abbildungen 2.4.3.1 bis 2.4.3.18 sind die Zeitreihen der genannten Parameter entsprechend dargestellt. Die Abbildungen 2.4.3.19 bis 2.4.3.23 ergänzen mit der gemessenen Windgeschwindigkeit die Gesamtdarstellung der Probenahmeereignisse.

Als nachteilig hingegen werden folgende Merkmale erachtet:

- Großräumige Luftmassenänderung während des 24 h-Probenahmezeitraums
- Störungen an einer Station durch Einwirkung lokaler Quellen
- Entkopplung der Windrichtung zwischen mehreren Stationen

Aufgrund der Gesamtheit der Merkmale wurde jeder Probenahmezeitraum als „gut“, „ausreichend“ und „schlecht“ bezüglich seiner Eignung für die Lenschow-Analyse bewertet. Nur als gut bzw. ausreichend bewertete Probenahmezeiträume sollen schließlich in der Ermittlung der Endergebnisse berücksichtigt werden.

2.4.3.3. Konkrete Einteilung aller Probenahmezeiträume

Nun wird jeder der insgesamt 18 Probenahmezeiträume bezüglich seiner Eignung für die Lenschow-Analyse vorgestellt. Die Abbildungen 2.4.3.1 bis 2.4.3.18 zeigen die Zeitreihen, auf die Bezug genommen wird.

Berner-Probenahmezeitraum 01.09.2006:

Eine bis in die Nachmittagstunden vorherrschende konstante Windrichtung aus West dreht im Laufe der Abendstunden auf eine Südkomponente. Die tagsüber in M und N auftretenden Konzentrationsspitzen lassen mit der Winddrehung allmählich nach und pendeln sich auf eine Partikelanzahlkonzentration von 4000 Partikel/cm³ ein. An allen Messstationen ist während der Messperiode eine ähnliche Meteorologie zu beobachten.

Eignung für die Lenschow-Analyse: GUT.

Berner- Probenahmezeitraum 09.09.2006:

Dominiert wird dieser Tag durch eine nordwestliche Anströmung mit stark ansteigenden Temperaturen und fallender relativer Feuchte. Die erhöhte solare Strahlung auf dem SW lässt auf eine niedrige Inversionsschicht schließen. Der 18 Uhr einsetzende Windrichtungswechsel auf Südost in Verbindung mit sinkender Temperatur und steigender Feuchte ist durch eine Partikelmassezunahme, jedoch ausschließlich in Dresden und N gekennzeichnet.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 17.09.2006:

Eine einheitliche Windrichtung aus Südost, Feuchte um die 60 % und eine solare Strahlung über 400 W/m². Sowohl in der Partikelanzahl- wie auch in der Partikelmassekonzentration werden aufgrund von Ferntransport und photochemischer Aerosolbildung hohe Partikelanzahl- und Massekonzentrationen detektiert.

Eignung für die Lenschow-Analyse: GUT.

Berner-Sammelzeitraum 24.09.2006:

Vorwiegend einheitliche Windrichtung aus südlichen bis südöstlichen Richtungen. Die Partikelmasse weist in M und am SW konstante Werte über den Tag verteilt auf. Abweichende Trends in der Partikelanzahl an allen Stationen. DHG schwankt in den Partikelmassekonzentrationen je nach Windrichtung zwischen 15 µg/m³ bis 40 µg/m³, auch in der Partikelanzahl zu erkennen.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 11.10.2006:

Leicht schwankende Partikelkonzentrationen in Verbindung mit gleich bleibender Windrichtung. Bedingt durch die hohe Solarstrahlung steigen die Temperaturen im Laufe des Tages auf ca. 20 °C im Flachland und ca. 12 °C am SW, wobei die Feuchte bis auf 40 % abfällt.

Eignung für die Lenschow-Analyse: GUT.

Berner-Sammelzeitraum 15.10.2006:

Die deutlich höhere solare Strahlung am SW deutet auf eine Lage des Gipfels über der Inversionsschicht hin, auch herrschen am SW deutlich andere Temperaturen und relative Feuchten im Gegensatz zum Flachland vor. Die Partikelanzahl- und Partikelmassekonzentration der Stationen im Flachland verhalten sich recht ähnlich.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 19.10.2006:

Einheitliche Windrichtung aus Südwesten. Die Partikelmassekonzentration steigt im Laufe des Tages an allen Stationen leicht an. In der Partikelanzahlkonzentration sind deutliche, offenbar lokal bedingte Konzentrationsspitzen zu erkennen.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 02.12.2006:

Einheitliche Windrichtung aus Süden, Windgeschwindigkeit 5 m/s im Flachland. Strahlung im Flachland, SW aber liegt in Wolke. Partikelmassenkonzentrationen verlaufen relativ konstant über den Tag gesehen.

Eignung für die Lenschow-Analyse: GUT.

Berner-Sammelzeitraum 06.12.2006:

Im Flachland Wind unter 5 m/s außer am SW der am Vormittag von 10 m/s auf 5 m/s abflaut. Starke Windrichtungsänderungen sorgen für deutlich divergierende Trends in der Partikelanzahl und Partikelmassekonzentration zwischen allen Stationen.

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 14.12.2006:

Wind um 2 m/s in N und DHG, aber 5 m/s in M und SW. Windrichtung West, in DHG aus teilweise aber aus nördlichen Richtungen. Einzelne Störungen in PM₁₀ am Schwartenberg, hohe Werte von Partikelanzahl und –massenkonzentration in DHG gegen Ende des Tages aufgrund einer Winddrehung nach Osten.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 30.12.2006:

Die leicht von Südwest auf West drehende Windrichtung hat eine Zunahme der Temperatur und eine Abnahme der Feuchte an allen Stationen zu Folge. Aufgrund der ähnlichen Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration der betrachteten Messstationen weist dies auf eine großräumige Luftmasse hin. Die ab 12 UTC einsetzende Anströmungsschwankung in

DHG verursacht den Eintrag belasteter Luftmassen aus dem nahen Umkreis, was sich in der Partikelanzahlkonzentration deutlich zeigt.

Eignung für die Lenschow-Analyse: GUT.

Berner-Sammelzeitraum 15.01.2007:

Erneut niedrige Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 4 m/s bei westlicher Anströmung. Windrichtung in DHG nicht stabil, dreht vormittags und abends auf östliche Richtungen, die mit höheren Belastungen in M10-600 und N10-600 einhergehen. Starke Unterschiede zwischen den Hintergrundstationen N und M, vor allem nach 16:00, wo ein Wechsel zu belasteter Luft aus südwestlichen Richtungen stattfindet.

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 23.01.2007:

An den Stationen DHG, M, N in den Vormittagstunden fast Windstille, deutliche Partikelkonzentrationsspitzen an den Messstationen DHG und M zu verzeichnen – durch Anreicherung von Luftschadstoffen. Der einsetzende Windrichtungswechsel 10 UTC mit Windgeschwindigkeitszunahme und Temperaturanstieg hat eine Stabilisierung der Partikelkonzentration an allen Stationen um die 4000 Partikel/cm³ zur Folge.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 27.01.2007:

Wind um 4 m/s in N, M und DHG, bis zu 15 m/s am SW. Windrichtung sehr einheitlich aus westlicher Richtung. Bewölkt, hohe relative Feuchten an allen Stationen. Drastischer Luftmassenwechsel jedoch am Vormittag bezüglich der Partikelmassenkonzentration, Abnahme um einen Faktor 5 in M10-600 in Melpitz.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

Berner-Sammelzeitraum 08.02.2007:

Mehrmals wechselnde Anströmungsrichtung an allen Stationen, in Verbindung mit Schwankung in Partikelanzahl- und Partikelmassekonzentration. Der in den Wolken liegende SW (relative Feuchte 100%) Der SW scheint in Wolken zu liegen, aufgrund der hohen relativen Feuchte (100%).

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 12.02.2007:

Konstante niedrige Windgeschwindigkeiten an allen Stationen außer am SW. Hauptanströmungsrichtung liegt bei einer Südkomponente. Aufgrund der Zunahme der Feuchte am SW werden Wolken am Gipfel vermutet.

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 16.02.2007:

Windgeschwindigkeiten zwischen 0 und 4 m/s, mit großräumiger Winddrehung in der Mitte des Tages von Nordwest nach Ost. Entsprechend zunehmende Messwerte in M10-600 und PM10. Hohe relative Feuchten an allen Stationen. Niesky ist bis 04:00 kontaminiert durch örtliche Quellen und somit unbrauchbar – es wurde laut Aussagen von Ortsansässigen Teerpappe verbrannt. Kontamination durch Einzelne Werte am Schwartenberg.

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 20.02.2007:

Sehr niedrige Windgeschwindigkeiten zwischen 0 und 2 m/s an allen Stationen. Wind dreht im Laufe des Tages von Süd aus einmal im Uhrzeigersinn. Hohe relative Feuchten an allen Stationen, langsam zunehmende Partikelbelastung im Laufe des Tages. Kontamination am Schwartenberg am Ende des Tages.

Eignung für die Lenschow-Analyse: SCHLECHT.

Berner-Sammelzeitraum 24.02.2007:

Einheitliche Windgeschwindigkeiten von 5 m/s im Flachland, 10 m/s am SW. Windrichtung dreht im Mittag einheitlich von Ost nach Süd, daraus folgt ein starker Temperaturtagesgang durch Warmluftadvektion. Geringere Partikelbelastung am Nachmittag, außer in DHG, wo die Werte zunehmen. Sonnig in Westsachsen, bewölkt am SW und in N.

Eignung für die Lenschow-Analyse: AUSREICHEND.

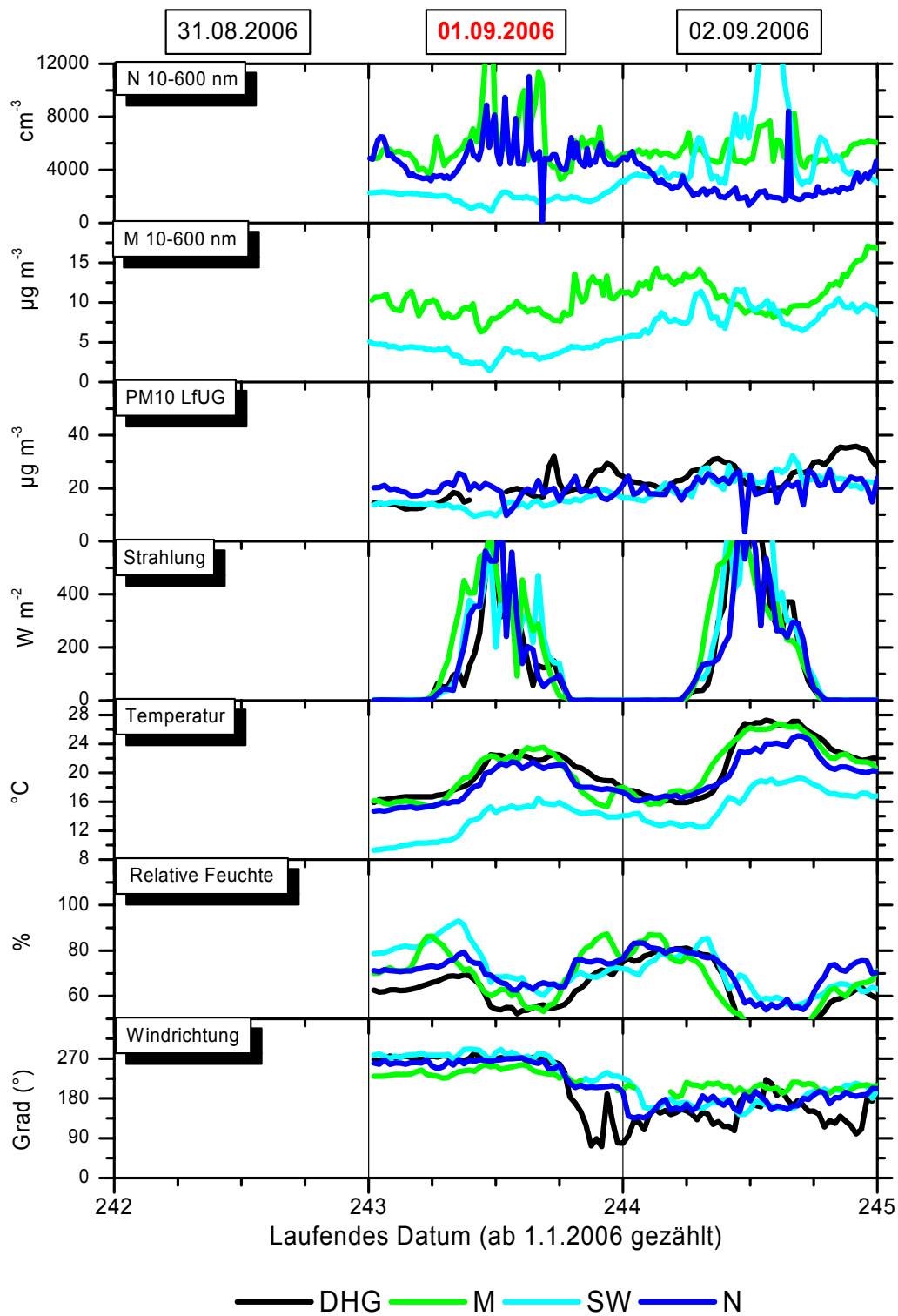


Abb. 2.4.3.1: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 01.09.2006 sowie den Tag davor und danach

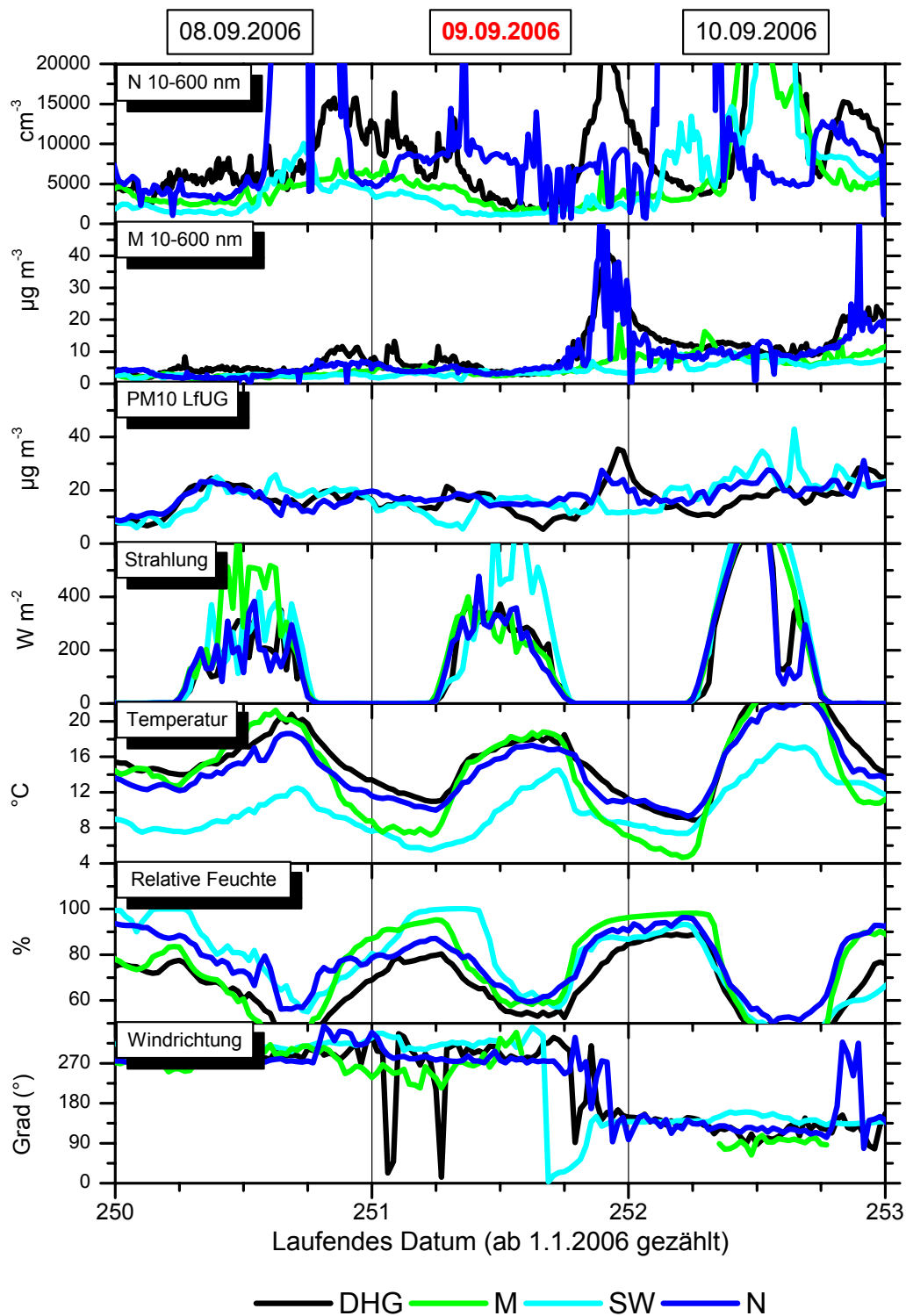


Abb. 2.4.3.2: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 09.09.2006 sowie den Tag davor und danach

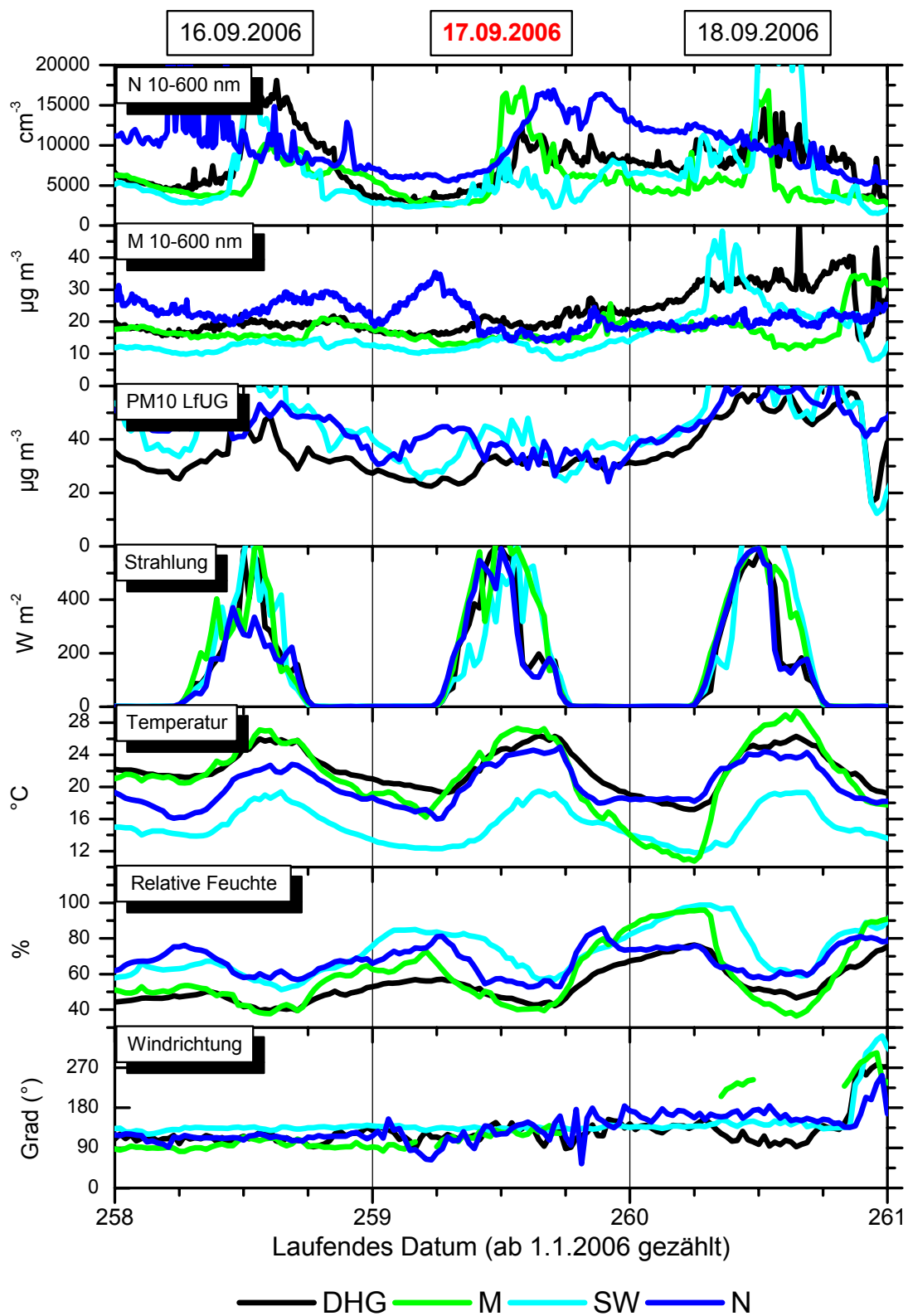


Abb. 2.4.3.3: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 17.09.2006 sowie den Tag davor und danach

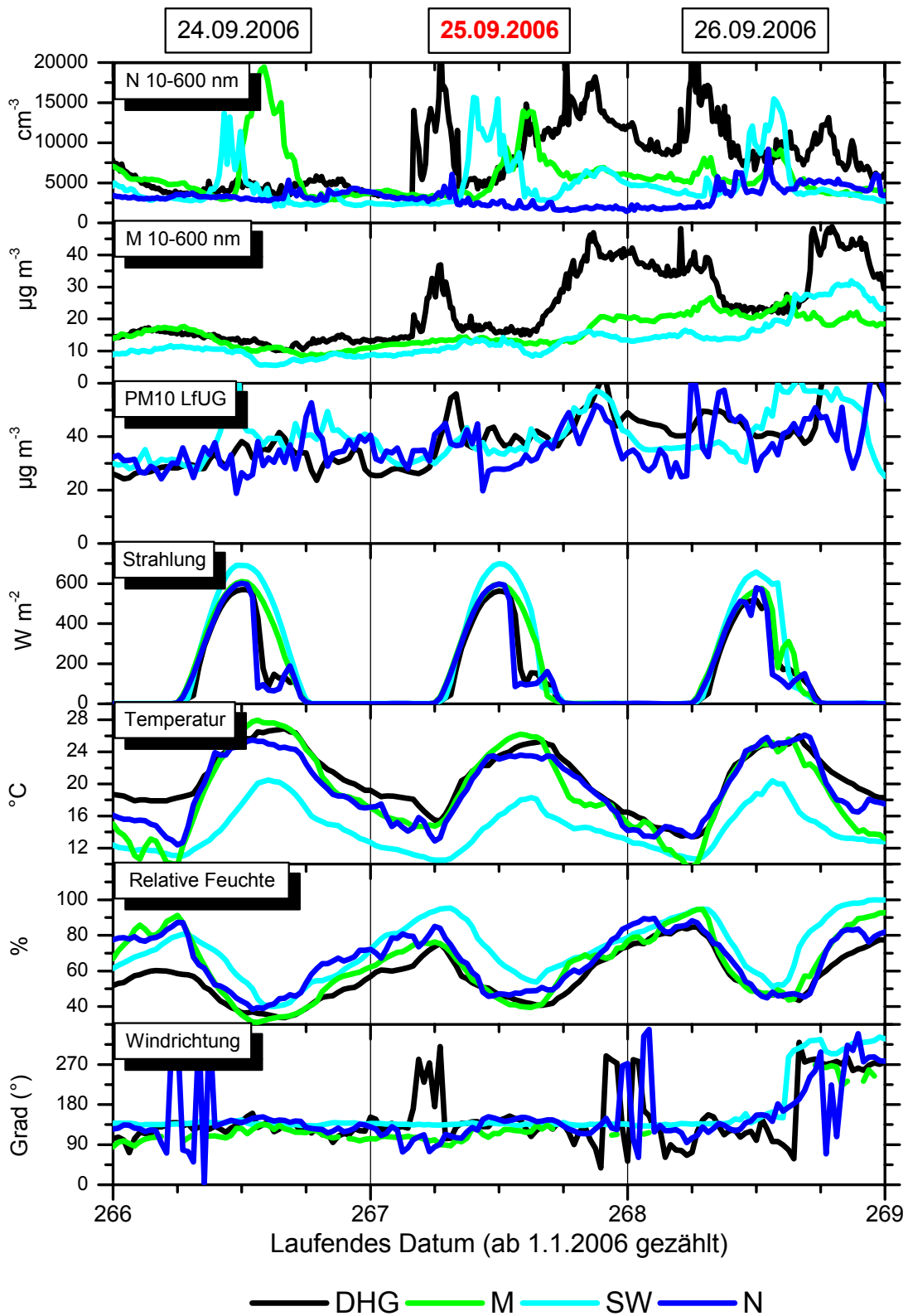


Abb. 2.4.3.4: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 25.09.2006 sowie den Tag davor und danach

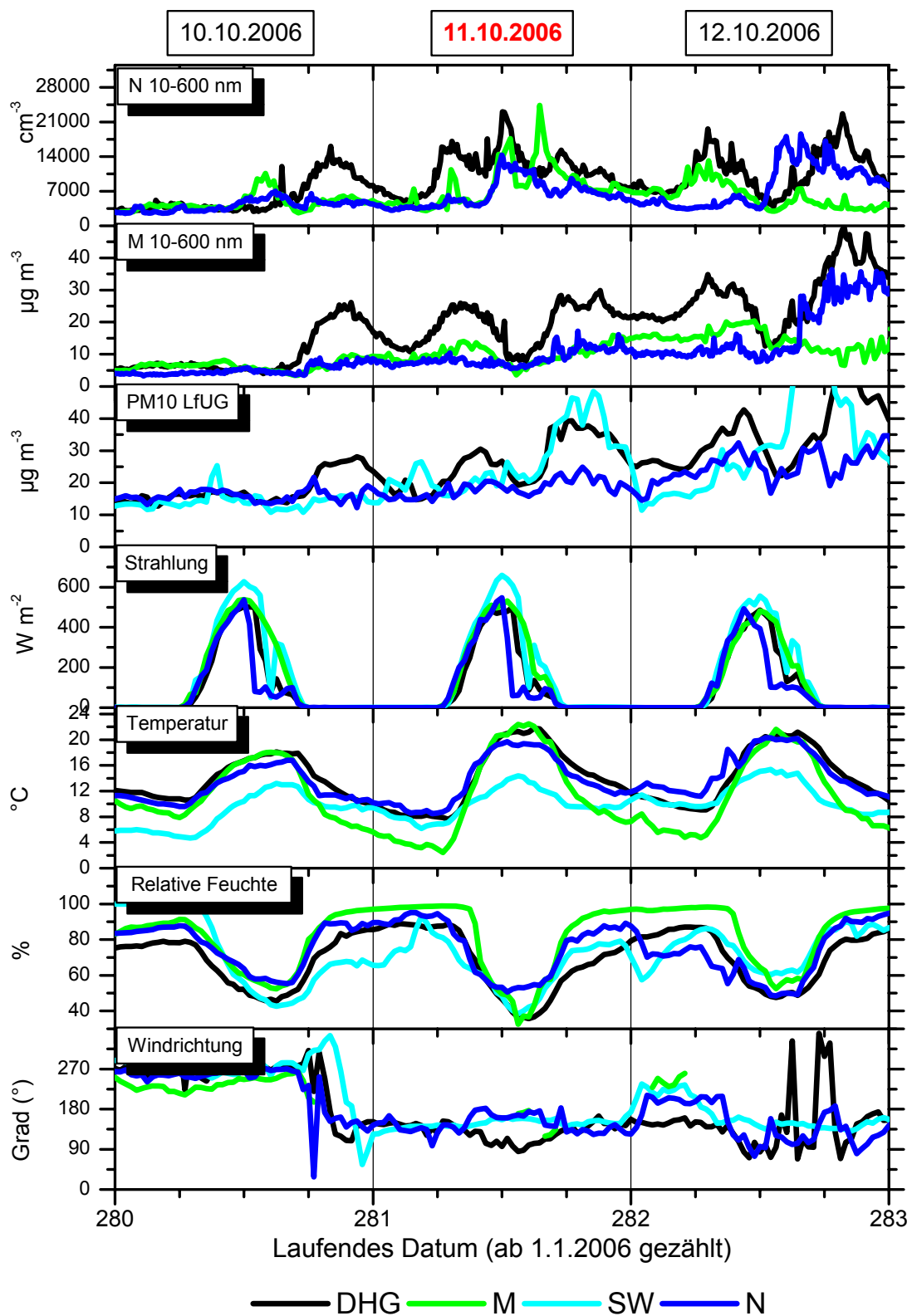


Abb. 2.4.3.5: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 11.10.2006 sowie den Tag davor und danach

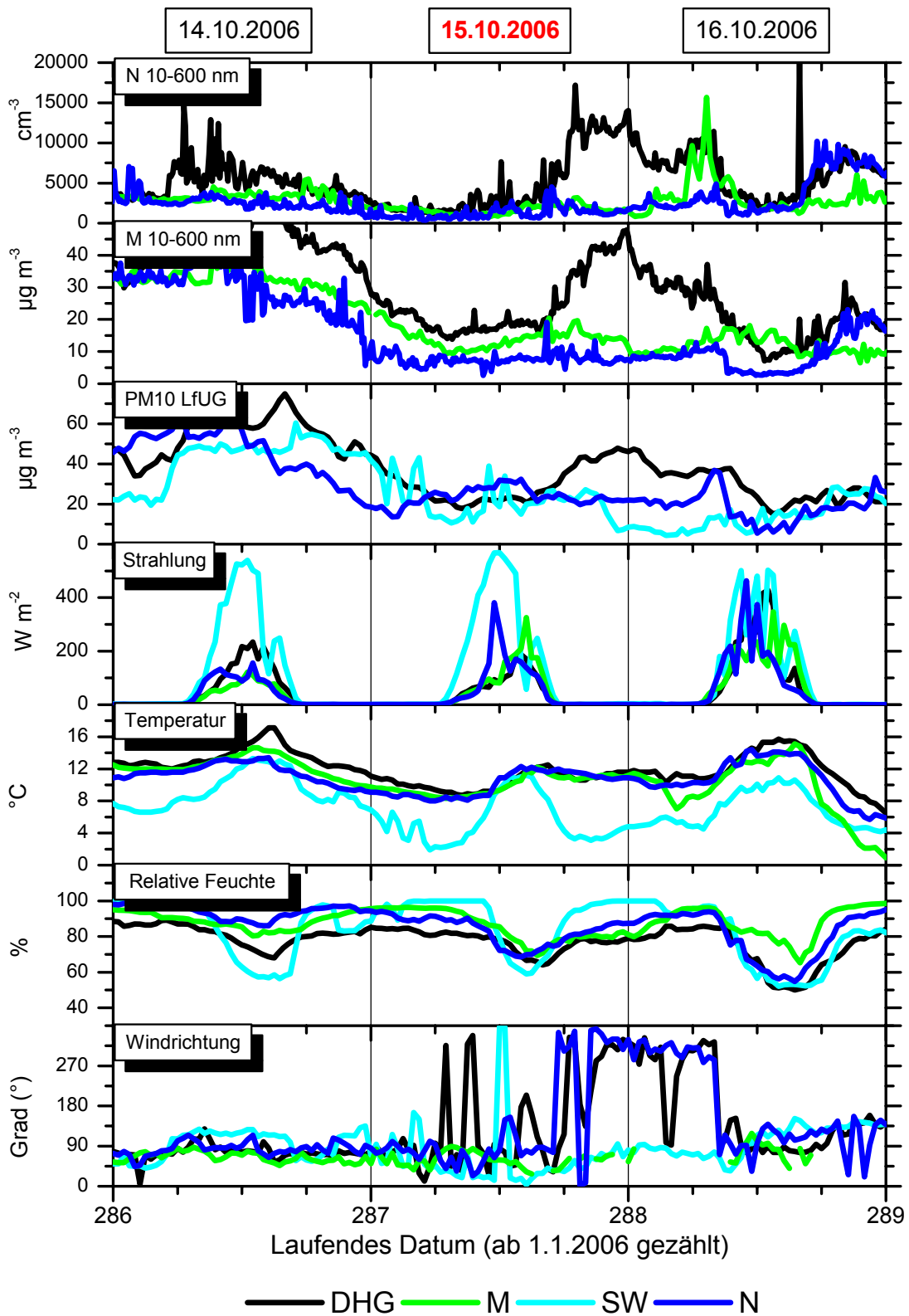


Abb. 2.4.3.6: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 15.10.2006 sowie den Tag davor und danach

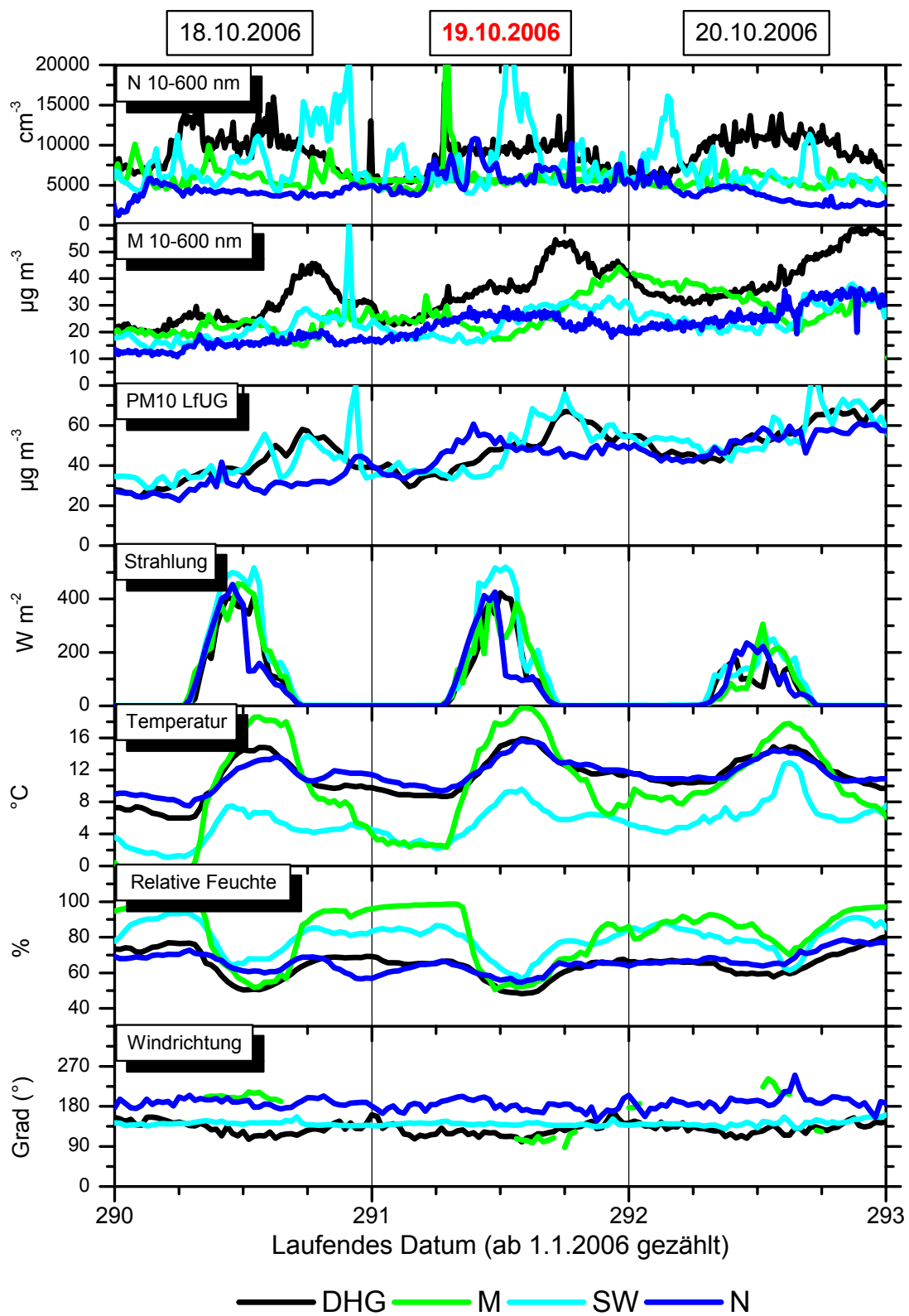


Abb. 2.4.3.7: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 19.10.2006 sowie den Tag davor und danach

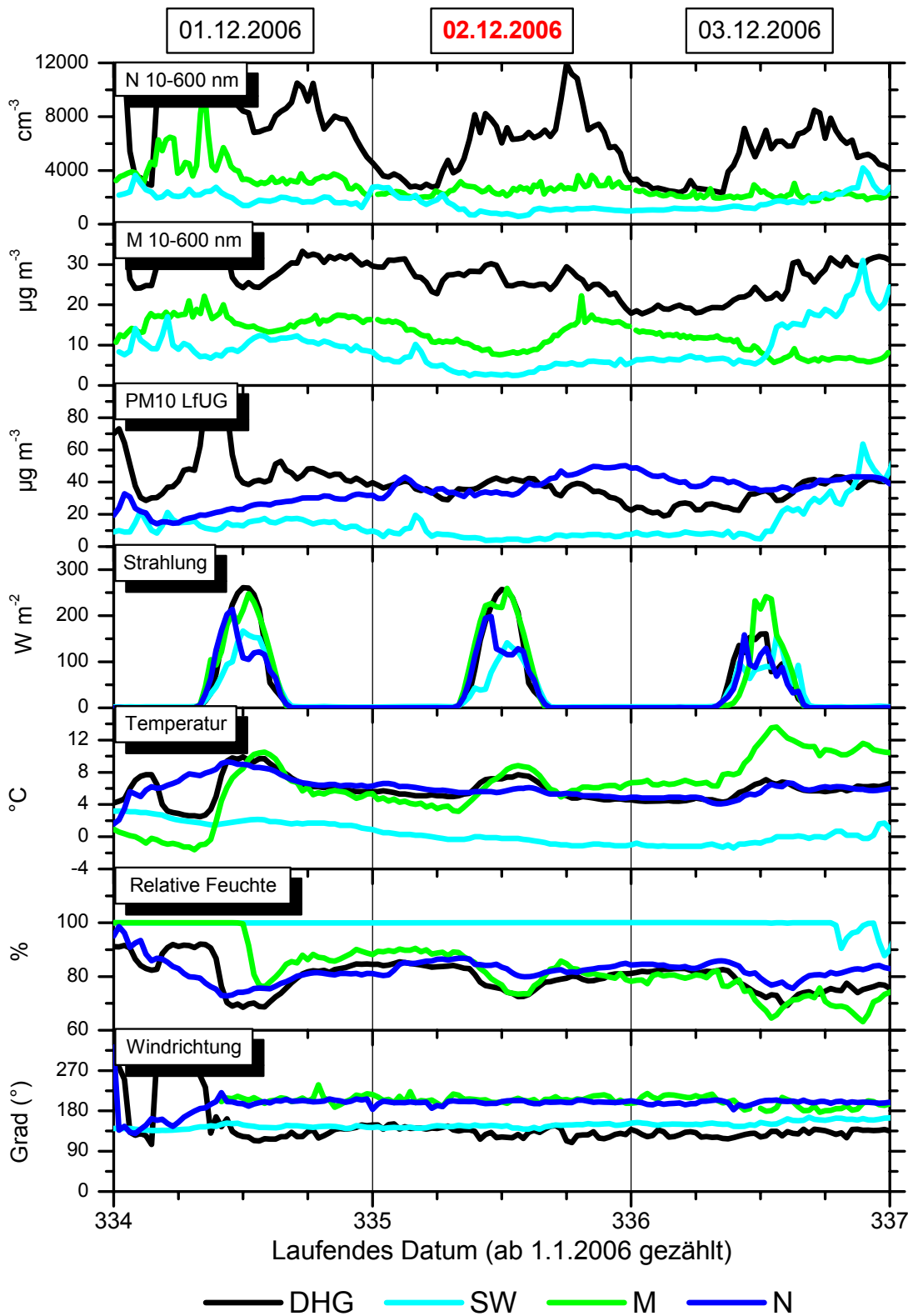


Abb. 2.4.3.8: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 02.12.2006 sowie den Tag davor und danach

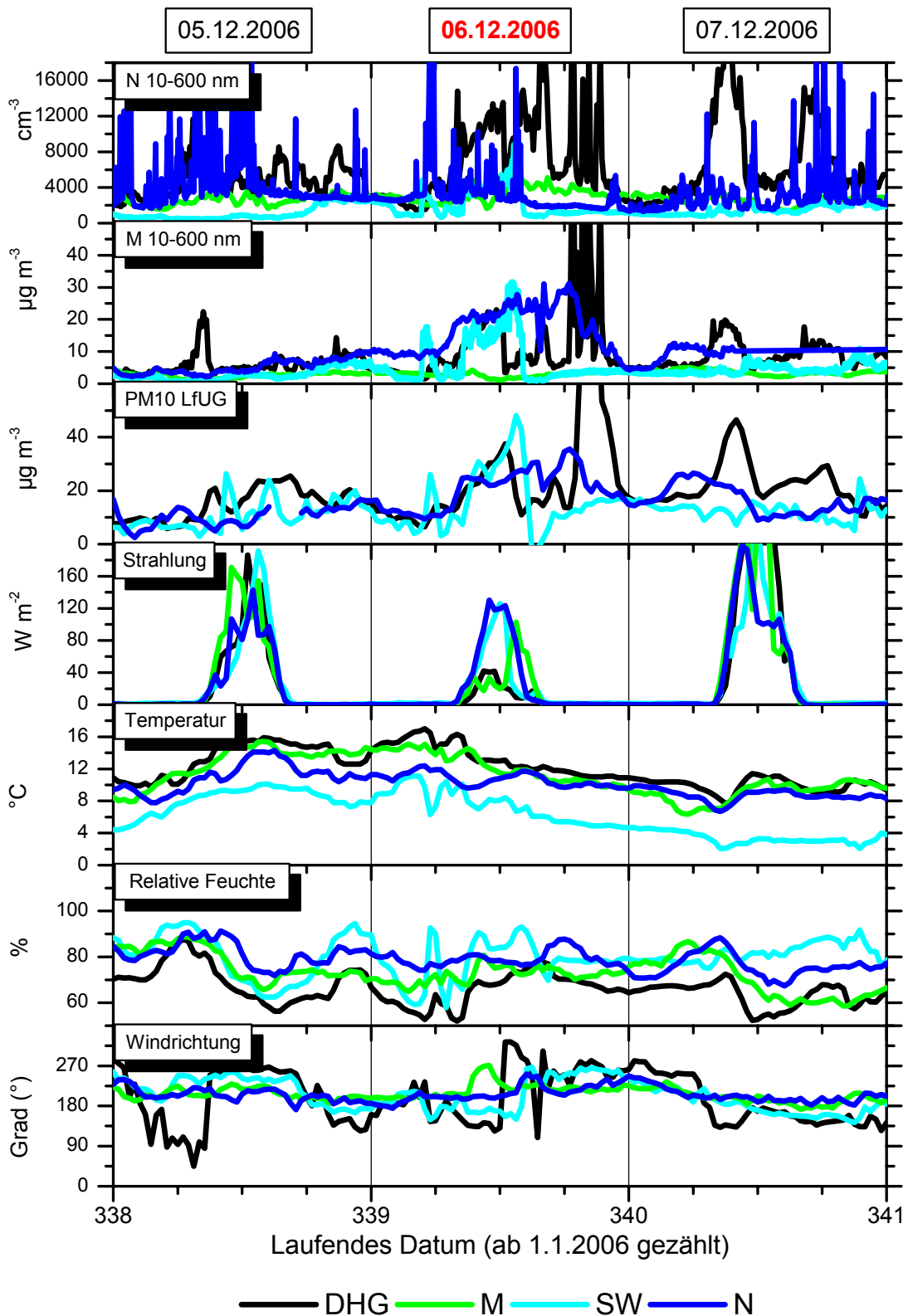


Abb. 2.4.3.9: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor
Sammelzeitraum am 06.12.2006 sowie den Tag davor und danach

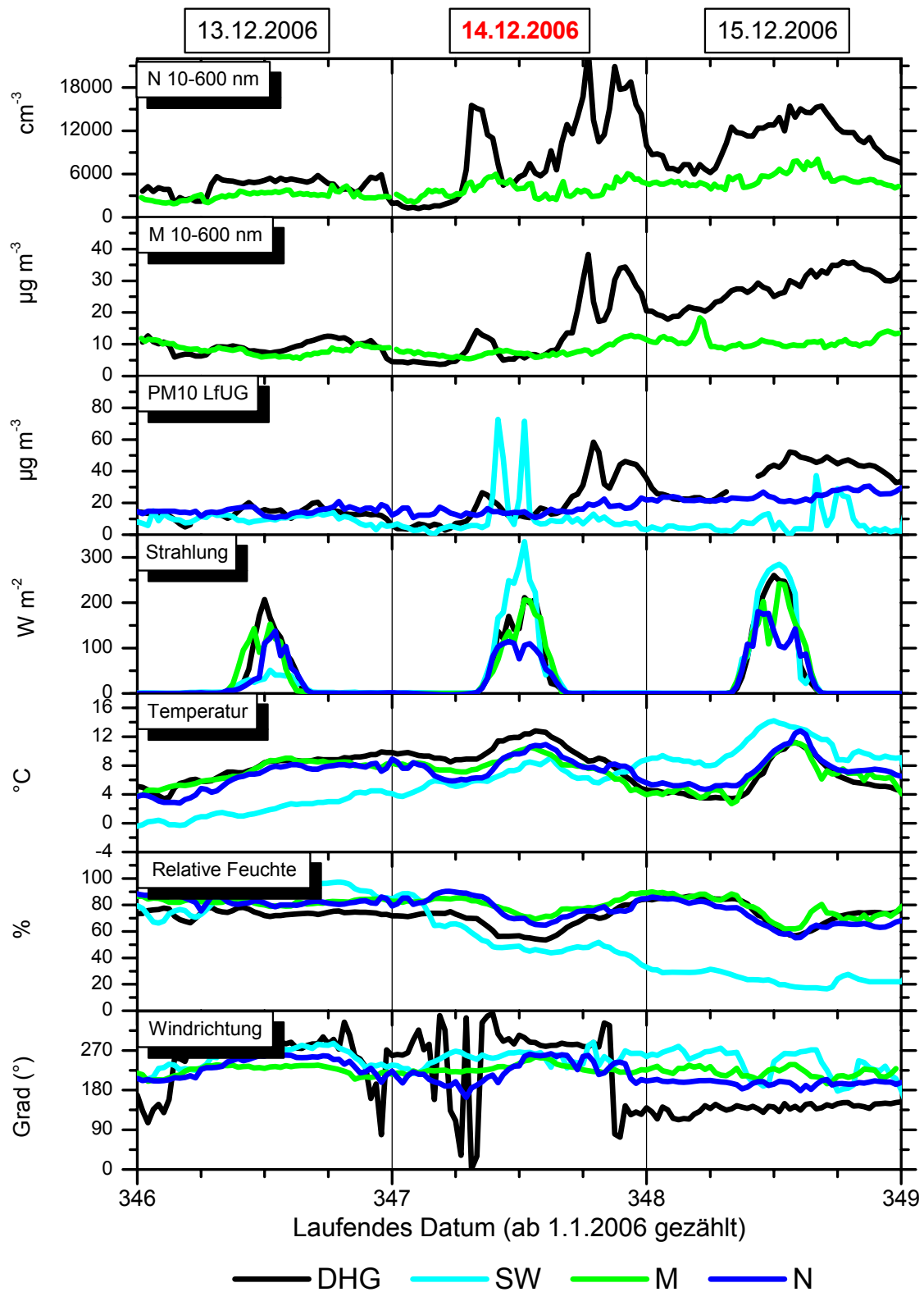


Abb.2.4.3.10: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum 14.12.2006 sowie den Tag davor und danach

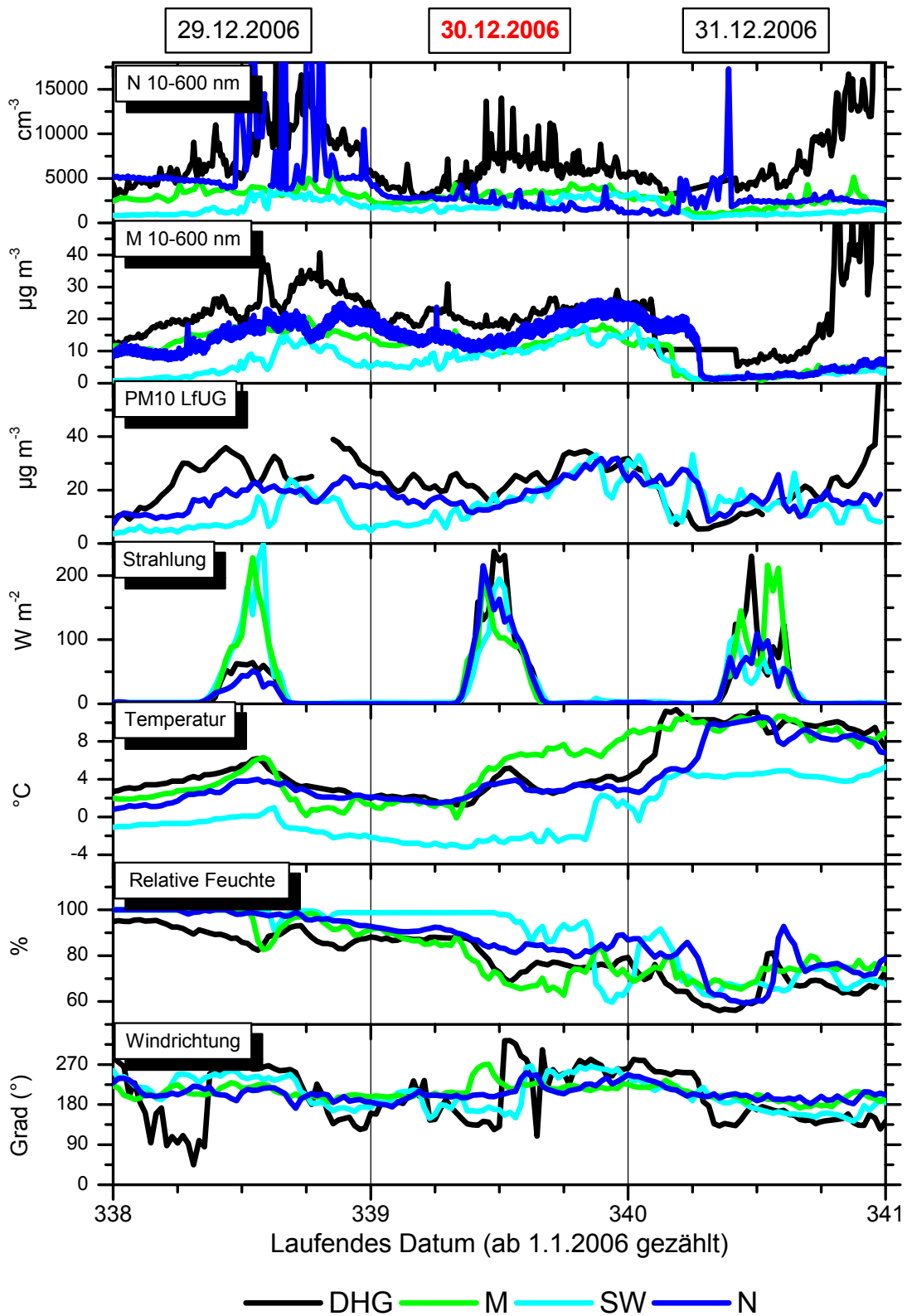


Abb.2.4.3.11: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 30.12.2006 sowie den Tag davor und danach

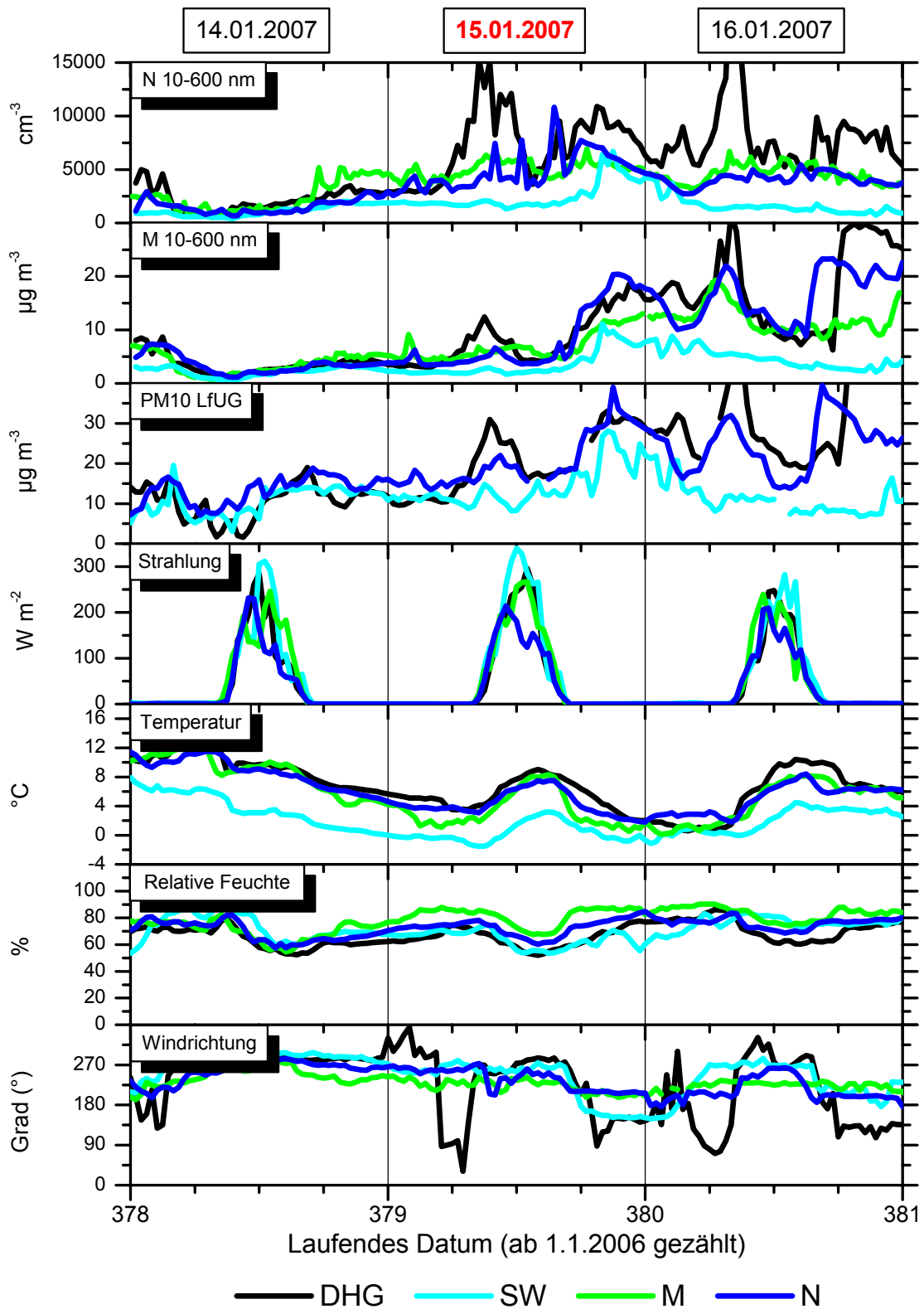


Abb. 2.4.3.12: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 15.01.2007 sowie den Tag davor und danach

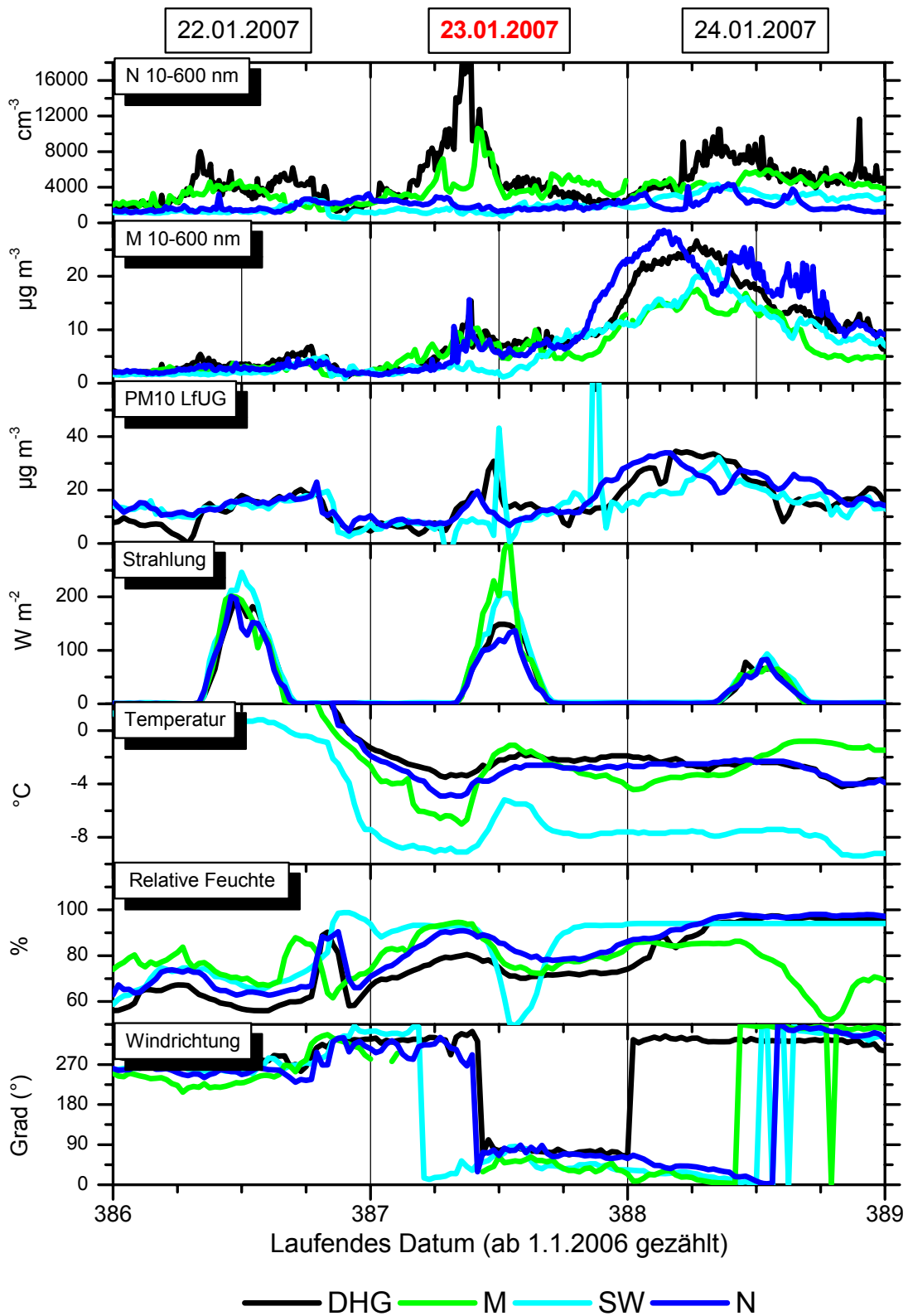


Abb. 2.4.3.13: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 23.01.2007 sowie den Tag davor und danach

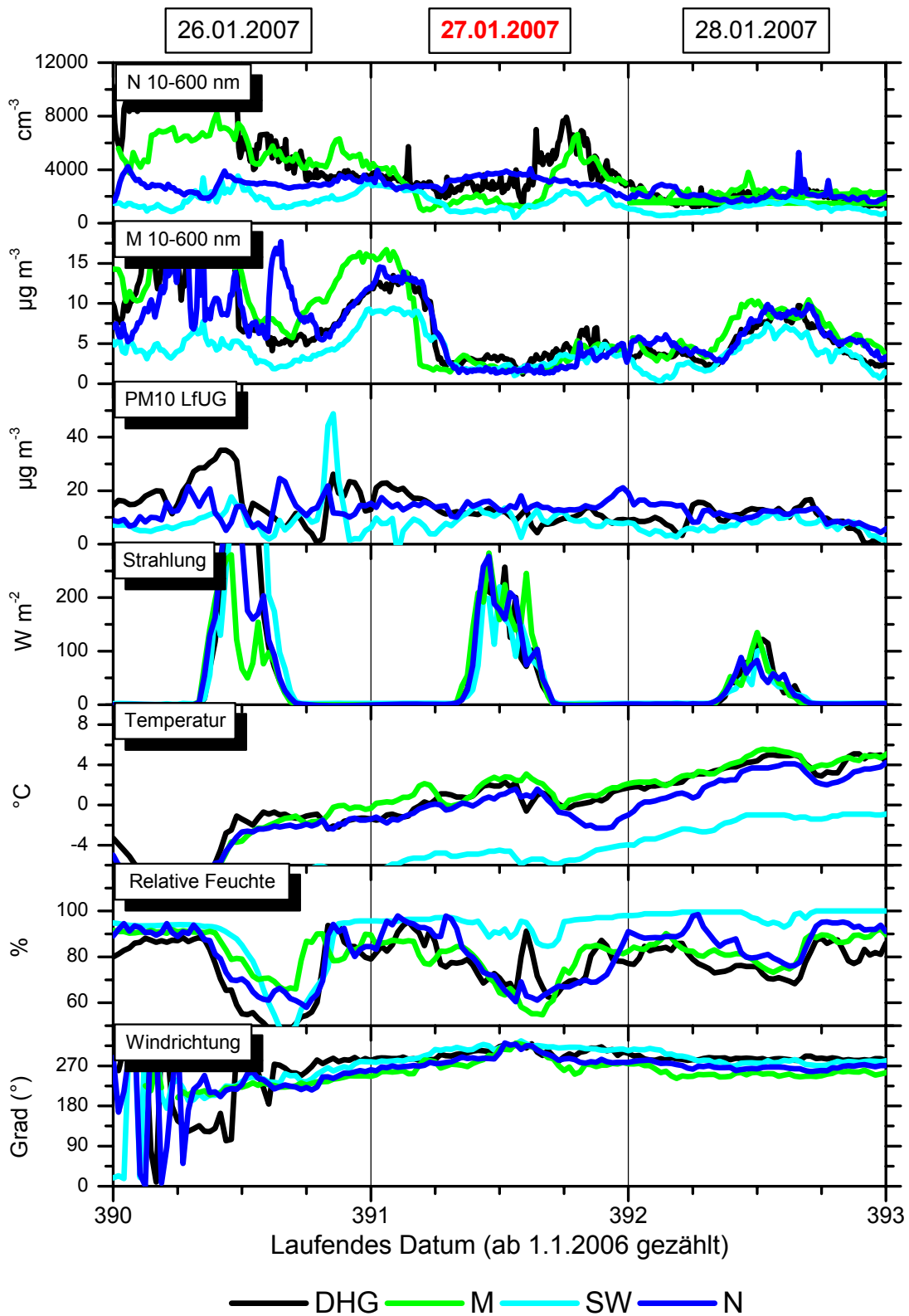


Abb.2.4.3.14: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 27.01.2007 sowie den Tag davor und danach

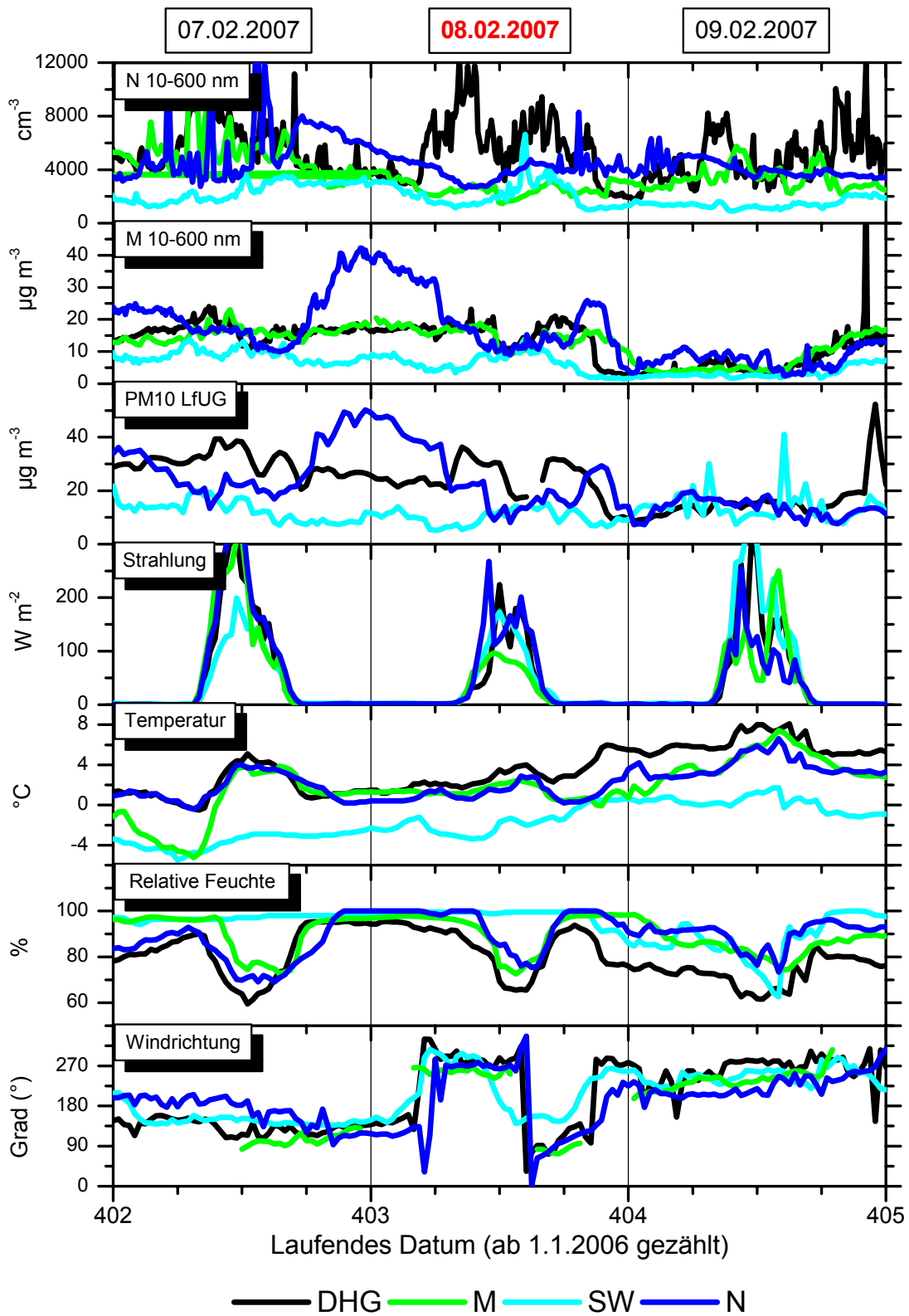


Abb. 2.4.3.15: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 08.02.2007 sowie den Tag davor und danach

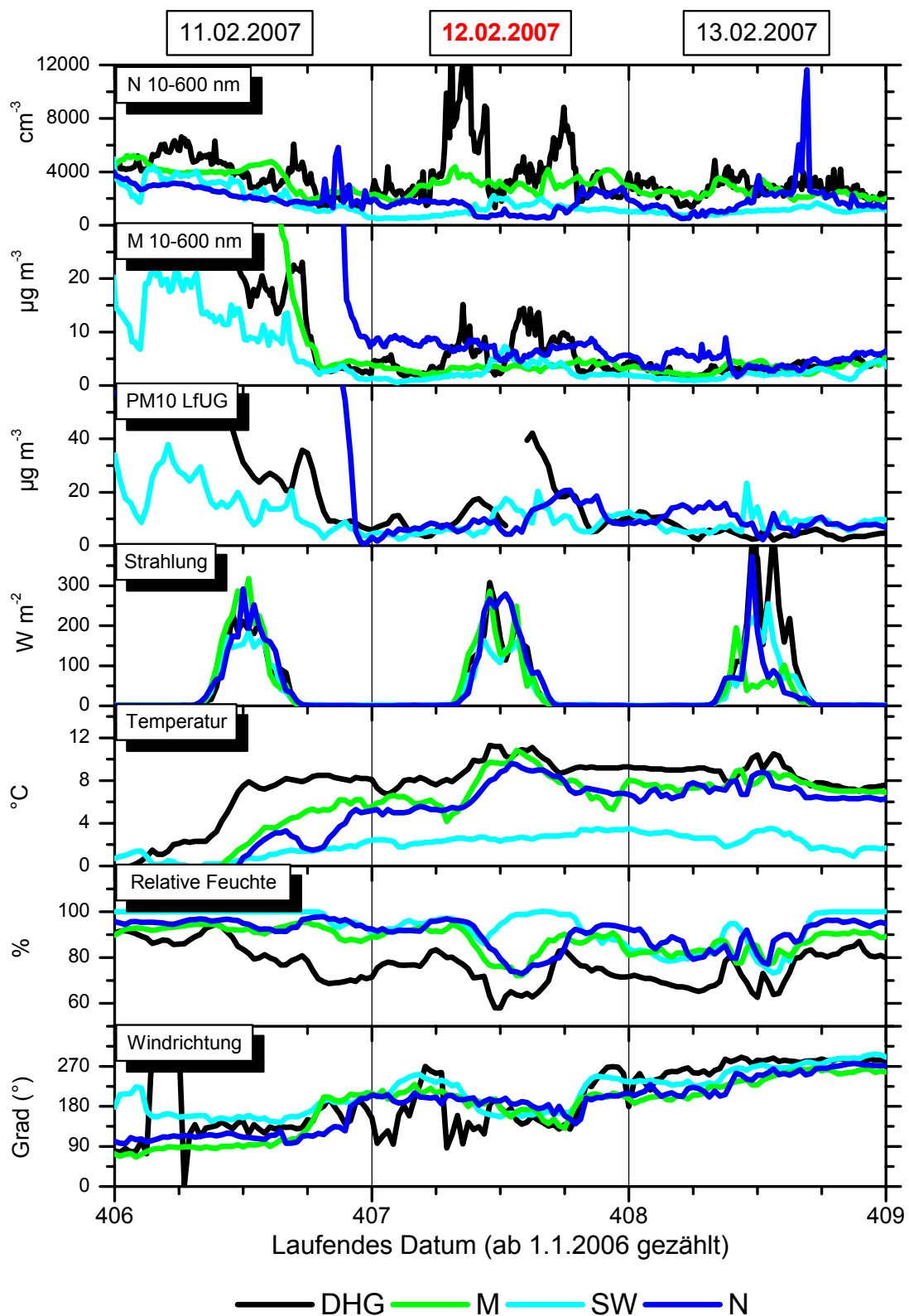


Abb. 2.4.2.16: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 12.02.2007 sowie den Tag davor und danach

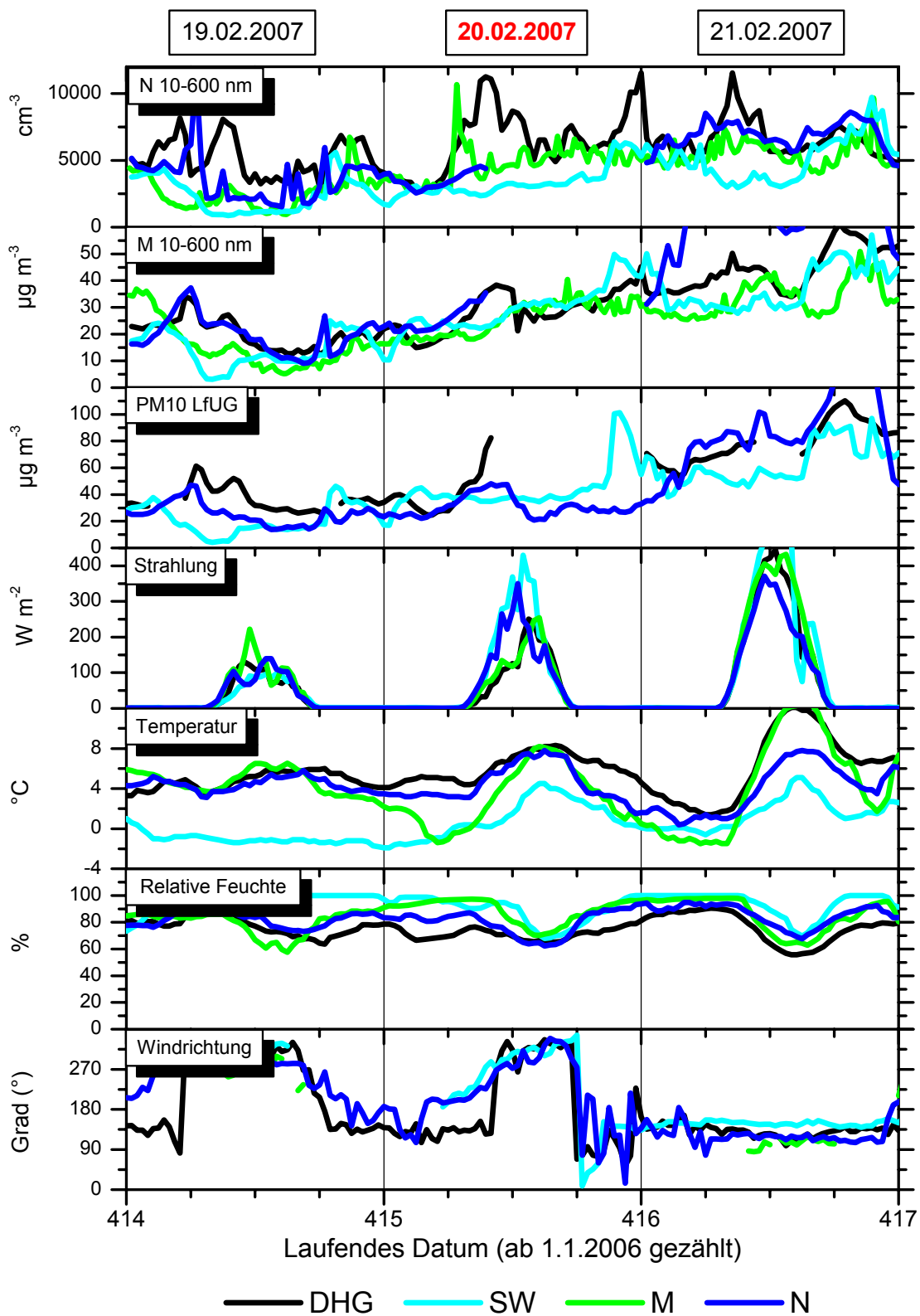


Abb. 2.4.3.17: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 20.02.2007 sowie den Tag davor und danach

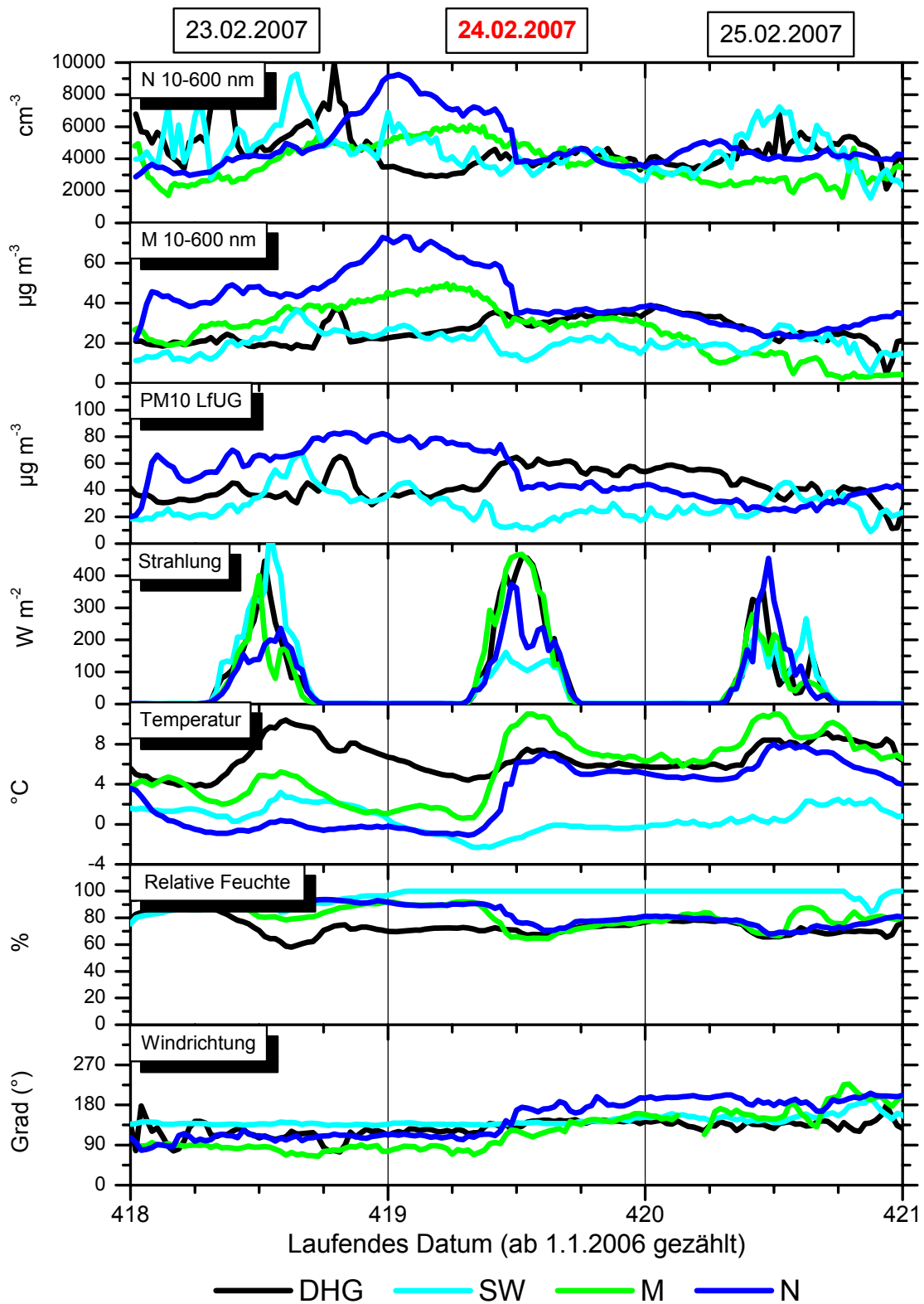


Abb. 2.4.3.18: Aerosolphysikalische und meteorologische Parameter für den Impaktor-Sammelzeitraum am 24.02.2007 sowie den Tag davor und danach

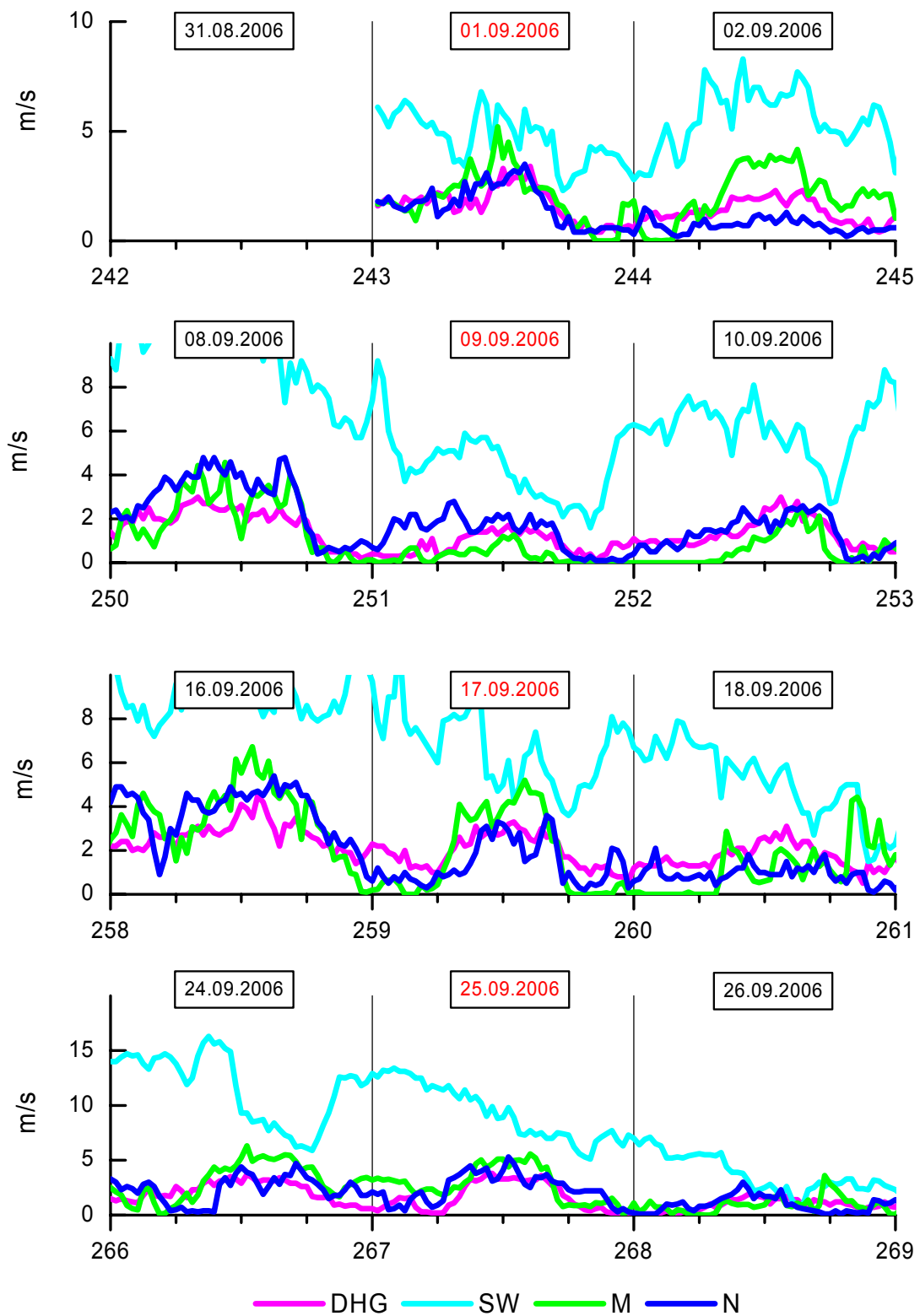


Abb. 2.4.3.19: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten

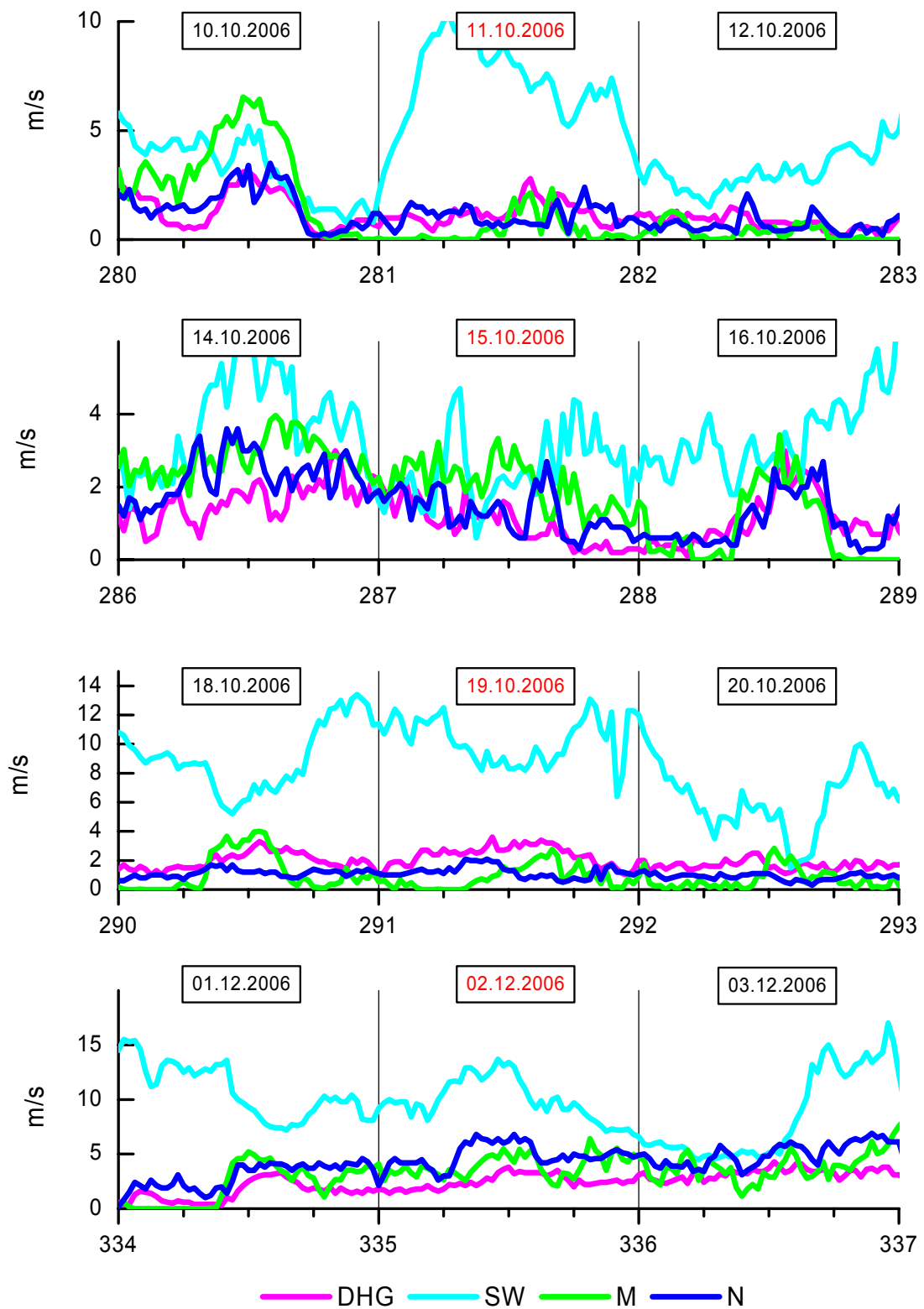


Abb. 2.4.3.20: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten

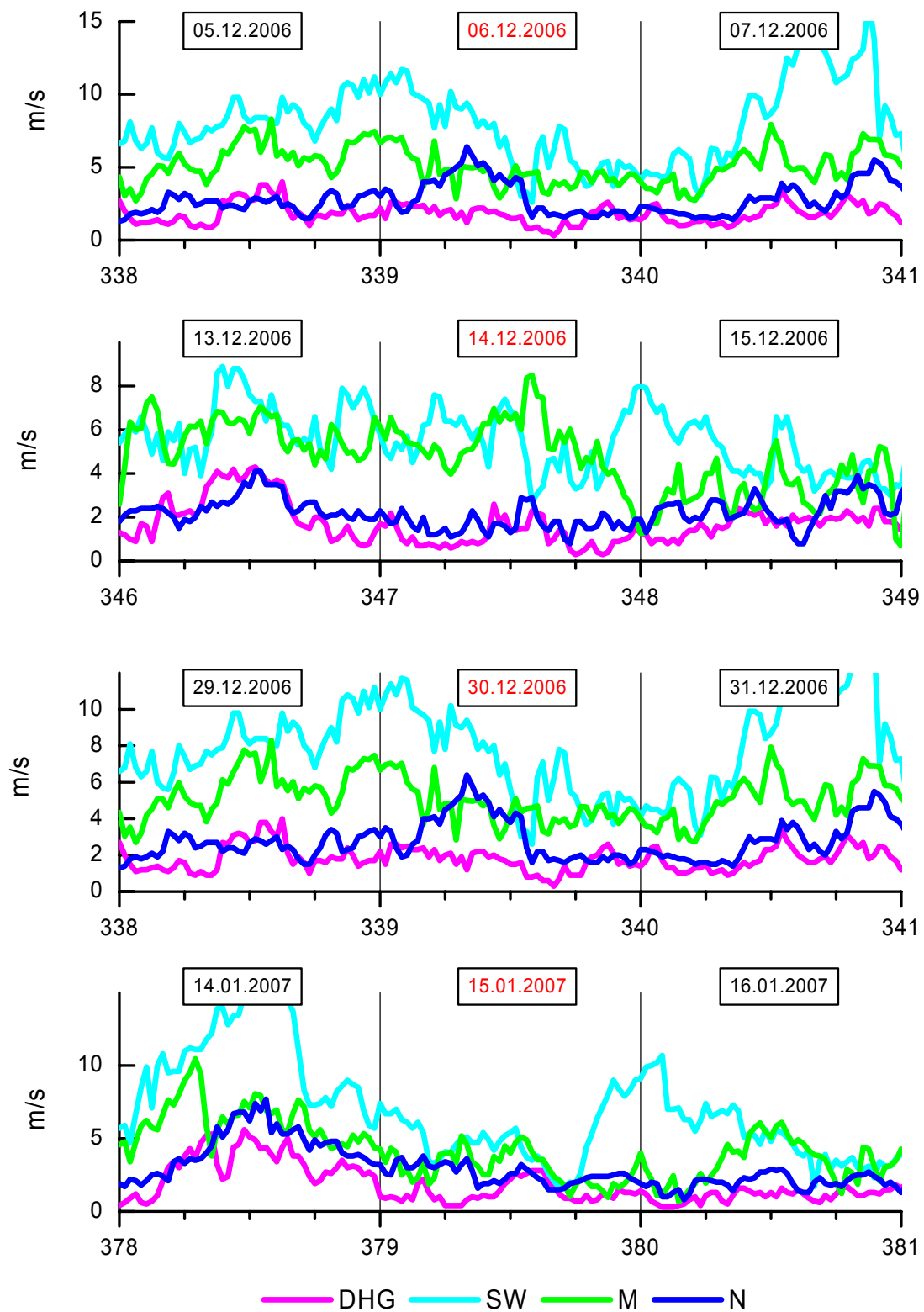


Abb. 2.4.3.21: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten

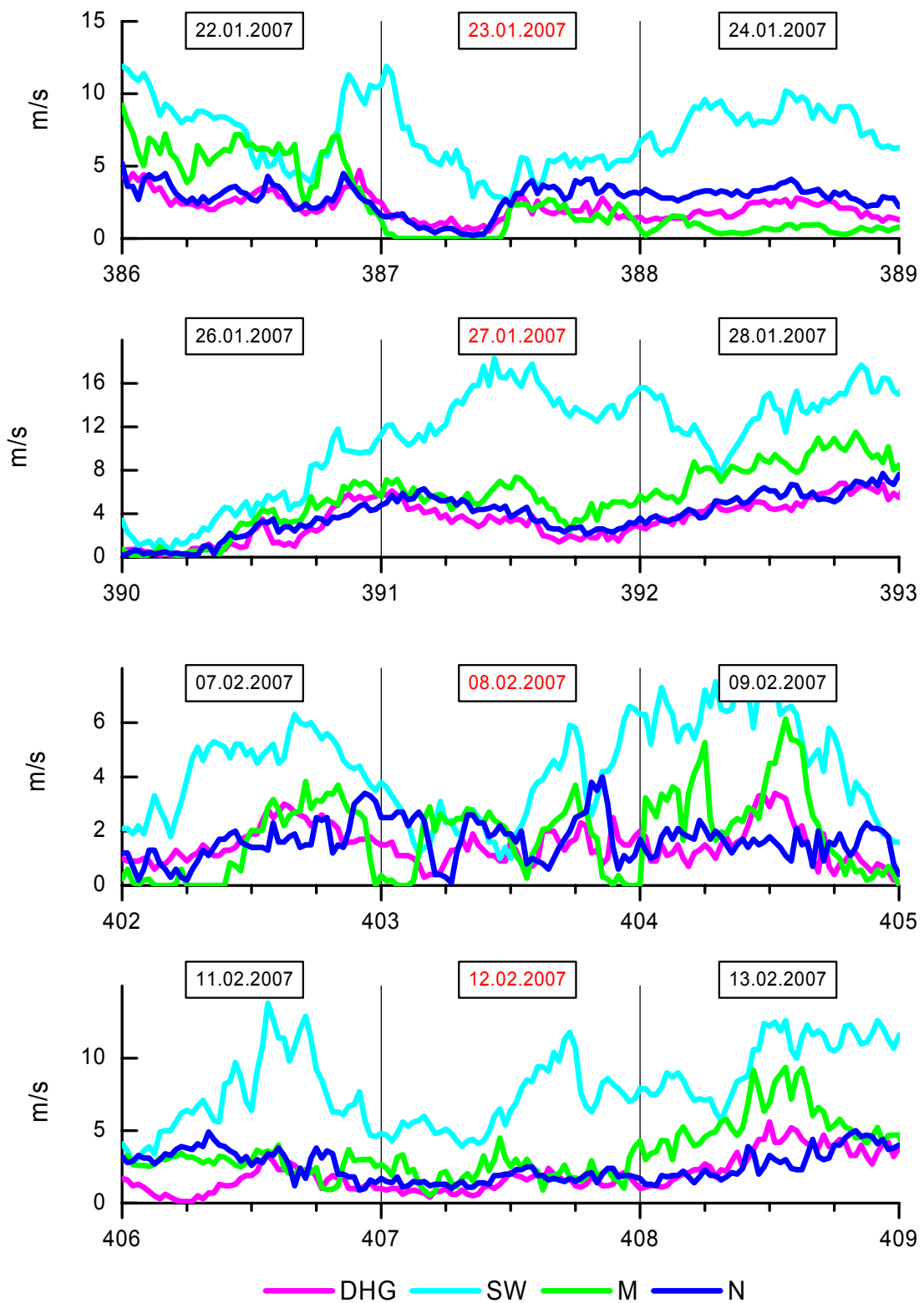


Abb. 2.4.3.22: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten

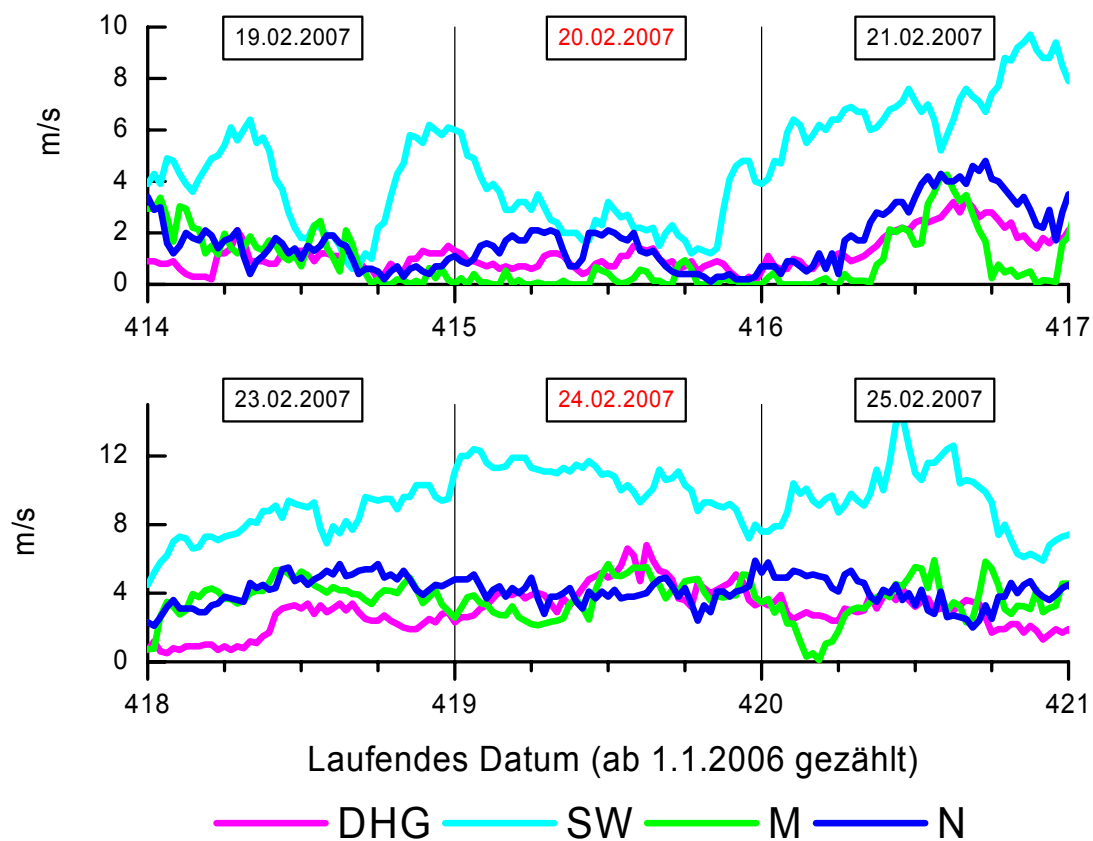


Abb. 2.4.3.23: Windgeschwindigkeit an den Messstationen während der Impaktorsammelzeiten

2.4.4. Mischungsschichthöhe

Die Analyse der Mischungsschichthöhen von Lindenberg, Prag, Wroclaw und Meiningen für die Messtage mit Anströmung aus Südost ergab, dass von den ausgewählten Messtagen am 24.02.2007 die Messstation Schwarzenberg über der Mischungsschichtgrenze lag und deshalb auch nicht in die Auswertung einbezogen werden konnte.

2.4.5. COSMO-MUSCAT-Ausbreitungsrechnungen

Im Rahmen des Projektes wurden weiterhin Untersuchungen der Strömungsverhältnisse vorgenommen. Dabei wurden mit dem COSMO-MUSCAT-Modellsystem für den sächsischen Raum für die Ereignisse der Anströmungen Südost (17.09.06, 25.09.06, 11.10.06, 19.10.06, 30.12.06) und Ost (15.10.2006) Ausbreitungssimulationen mit einer Gitterauflösung von 2,8 km (COSMO) und 1,4 km (MUSCAT) durchgeführt. Gemeinsam mit den Trajektorien-Rechnungen dienten sie dem Ziel, die Herkunft der in Dresden analysierten Luftmassen genauer zu charakterisieren. Bei den Rechnungen wurden in Niesky und Schwartenberg jeweils 12,5 m Höhe über Boden unterschiedliche Tracer emittiert. Aus den simulierten Abluftfahrten lässt sich ablesen, ob und wann die Luftmassen den entsprechenden Ort erreichen. In Abb. 2.4.5.1 bis 2.4.5.6 sind die Zugbahnen der Luftmassen von Niesky bzw. Schwartenberg nach Dresden dargestellt.

Das dreidimensionale Modellsystem COSMO-MUSCAT wurde am IfT Leipzig zur Simulation von Strömungs- und Chemie-Transport-Prozessen in der Atmosphäre entwickelt. Die parallelen Modellversionen werden insbesondere zur Simulation der Umweltbelastung durch Ozon und feine Partikel (PM_{10} , $PM_{2,5}$) eingesetzt. In den Anwendungen werden Simulationen ausgeführt, um zum Beispiel die Entwicklung von Ozonlagen analysieren zu können. Für eine realistische Beschreibung wird eine detaillierte Modellierung des Transports, der Umwandlungsprozesse und der Wechselwirkungen Aerosol-Gasphase angestrebt. Eine möglichst adäquate Modellierung der Dynamik erfordert dabei eine Online-Kopplung zwischen parallelem meteorologischen und Chemie-Transport-Code. Die Online-Kopplung zwischen dem parallelen meteorologischen Code COSMO des Deutschen Wetterdienstes und dem Chemie-Transport-Modell MUSCAT wurde in den letzten Jahren realisiert und auf ihre Effizienz getestet.

Bei den hier untersuchten Fällen erfolgte die Eingabe des Tracers als Flächenquelle mit einer Breite von 55 km. Die angegebene Zeit entspricht der lokalen Zeit an der entsprechenden Hintergrundstation.

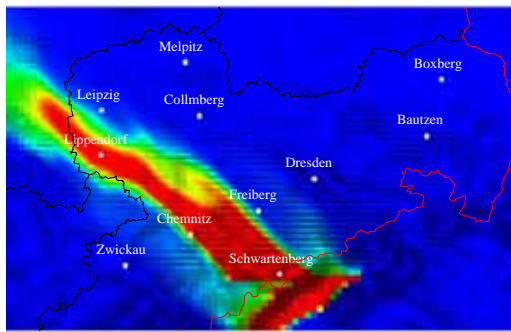
Aus den Abbildungen 2.4.5.1 bis 2.4.5.6 wird ersichtlich, wie die Ausbreitung der Partikel vom Standort der jeweiligen Hintergrundstation in Richtung Dresden-Nord den Modellrechnungen entsprechend in der bodennahen Grenzschicht erfolgte. Dabei werden drei Tageszeiten im Abstand von sechs Stunden sowie ein Bild der besten Situation des ganzen Messtages gezeigt.

Erkennbar sind Situationen (z. B. bei Südanströmung am 30.12.2006), in denen Dresden direkt in der Mitte der Zugbahn der Luftmasse gelegen ist und deshalb ein direkter Fluss zwischen regionaler Hintergrundstation, urbaner Hintergrundstation DHG und Verkehrsstation DN

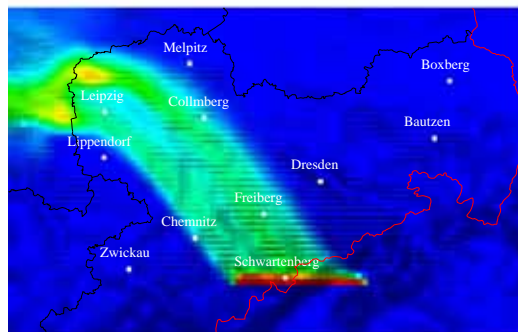
angenommen werden kann, so dass die Differenzbildung nach Lenschow in diesen Fällen gerechtfertigt erscheint.

In anderen Fällen wird ersichtlich, dass die berechnete Zugbahn an Dresden vorbei führt, z. B. bei Südostanströmung am 17.09.2006. Diese Anströmungsrichtung führt zwar nicht zu einem verbundenen Fluss zwischen der Station Schwartenberg und Dresden, jedoch erscheint die Anwendung des Lenschow-Ansatzes auch hier gerechtfertigt. Als Flächenquelle wird in der Realität das ganze dicht besiedelte Böhmisches Becken mit seinen Industrieansiedlungen und Braunkohlentagebauen betrachtet, so dass die Emissionslinie eigentlich weiter über den ganzen Erzgebirgskamm in östlicher Richtung verlaufen müsste, wodurch bei gleicher Ausbreitungsrichtung auch Dresden getroffen würde. Weiterhin ist die Annahme eines verbundenen Flusses zwischen der Hintergrund- und den urbanen Stationen nicht zwingend. Bei der Annahme einer ausgedehnten Flächenquelle mit zahlreichen eingebetteten Punktquellen wie dem Böhmisches Becken reicht der parallele Fluss einer gleichen Luftmasse aus, um alle Stationen zwar nicht mit identischer, aber doch aus dem gleichen Reservoir stammender Luft zu versorgen, so dass auch hier die Differenzbildung zwischen urbanen Stationen und Hintergrundstation zu sinnvollen Ergebnissen führen sollte. Diese Aussage gilt analog auch für das Ereignis mit Ostanströmung, das in Abbildung 2.4.5.4 zu sehen ist.

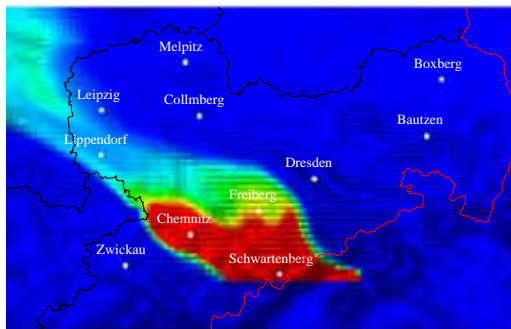
Insgesamt stellen die Ergebnisse der Modellrechnungen eine wertvolle Unterstützung bei der Auswahl der zu interpretierenden Messtage und bei der Beurteilung der Verwendbarkeit dieser Ereignisse für die weitere Interpretation dar. Sie bestätigen im wesentlichen die Zusammenhänge der Messungen an den Hintergrundstationen mit denjenigen in Dresden.



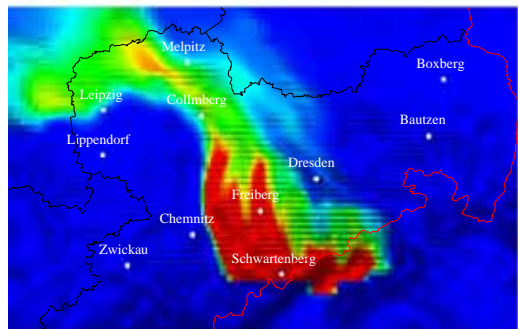
Sun Sep 17 06:00



Sun Sep 17 12:00

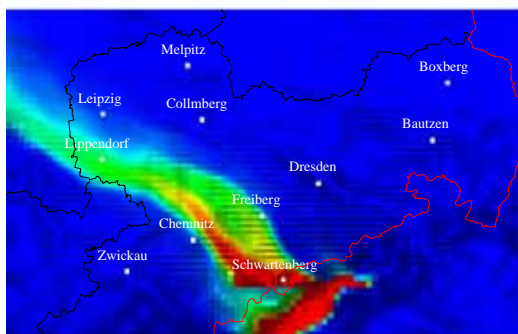


Sun Sep 17 18:00

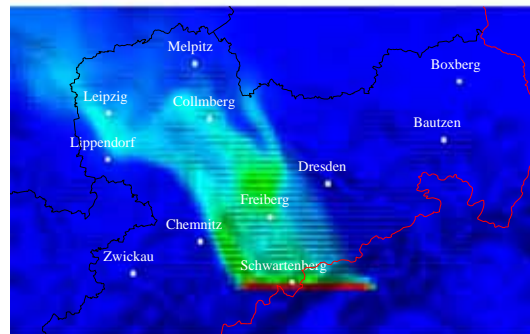


Sun Sep 17 24:00

Abb. 2.4.5.1: Zugbahn der Luftmasse von Schwarzenberg nach Dresden am 17.09.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (24:00 Uhr)



Mon Sep 25 18:00



Mon Sep 25 10:00

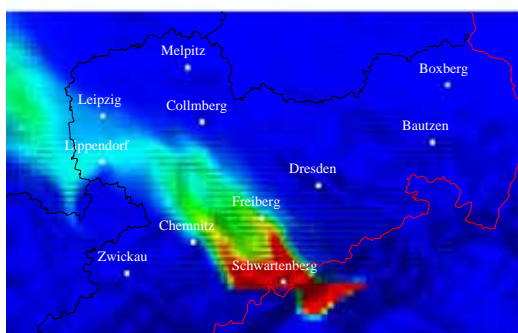


Abb. 2.4.5.2: Zugbahn der Luftmasse von Schwarzenberg nach Dresden am 25.09.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (10:00 Uhr)

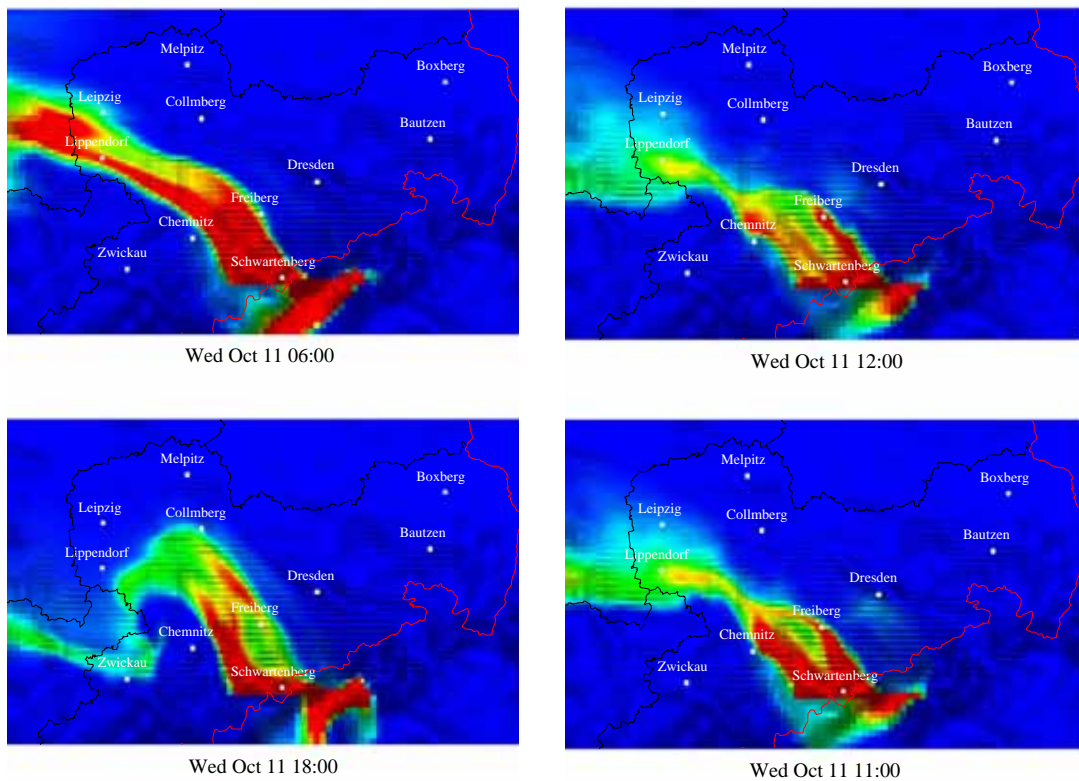


Abb. 2.4.5.3: Zugbahn der Luftmasse von Schwarzenberg nach Dresden am 11.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (11:00 Uhr)

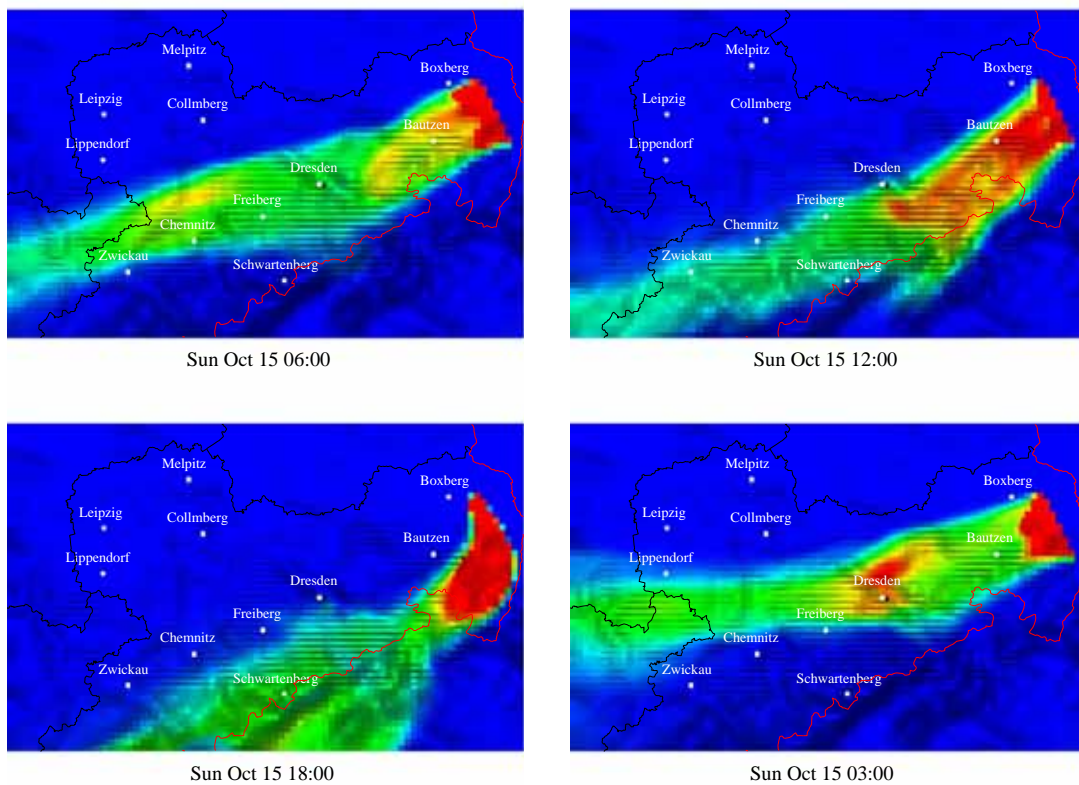


Abb. 2.4.5.4: Zugbahn der Luftmasse von Niesky nach Dresden am 15.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (0300 Uhr)

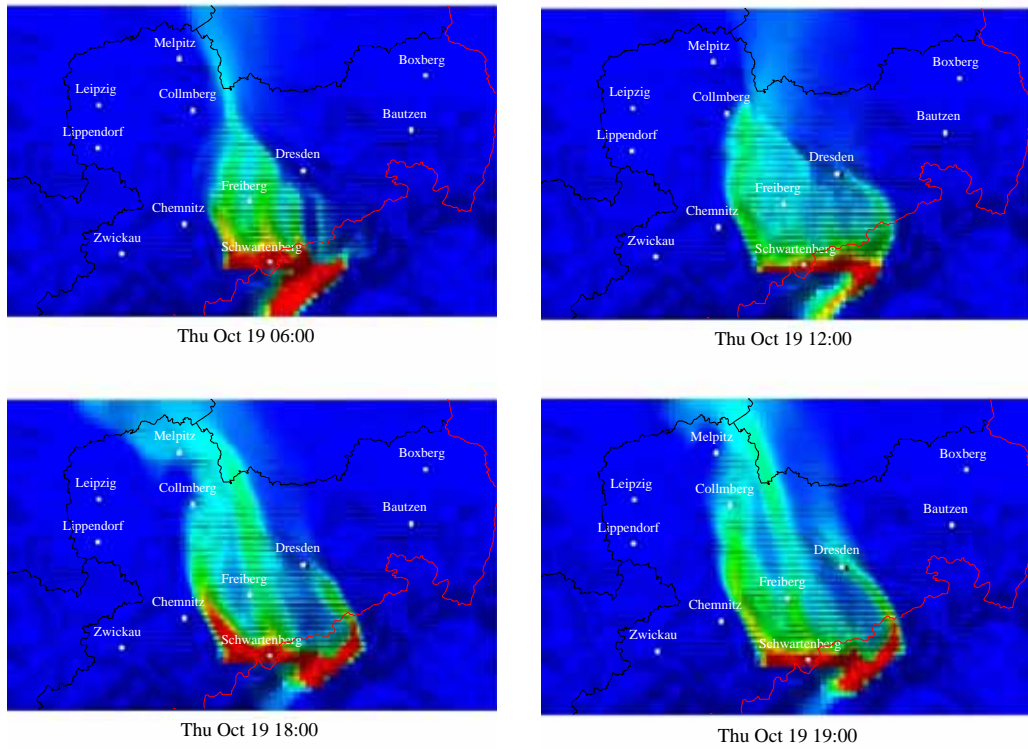


Abb. 2.4.5.5: Zugbahn der Luftmasse von Schwarzenberg nach Dresden am 19.10.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (19:00 Uhr)

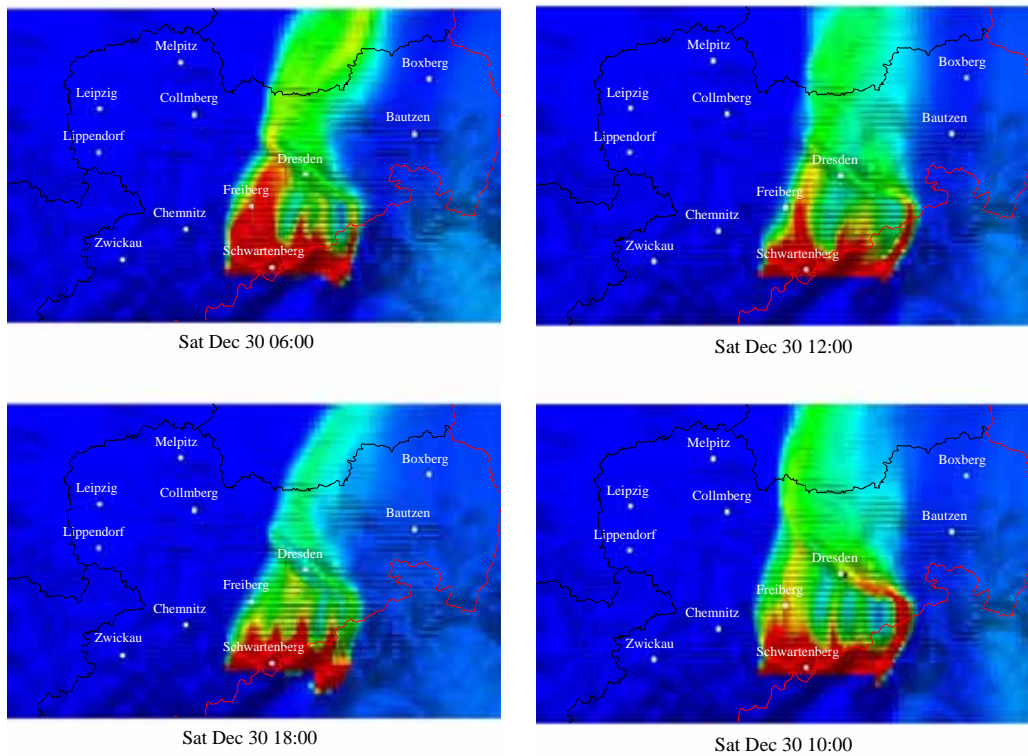


Abb. 2.4.5.6: Zugbahn der Luftmasse von Schwarzenberg nach Dresden am 30.12.06 von 06:00, 12:00, und 18:00 Uhr sowie der beste Verlauf (10:00 Uhr)

2.4.6. Ergebnis der Auswahl der Messtage

Da die Proben der Messtage 15.01.07, 16.02.07, 20.02.07 und 24.02.07 den Auswahlkriterien nicht genügten, wurden diese Proben nicht in die Endauswertung einbezogen. Dafür wurden die Proben vom 30.12.06 und 23.01.07 nachanalysiert und in die Auswertung einbezogen.

In Tabelle 2.4.6.1 sind die insgesamt 12 Messtage aufgelistet, die letztendlich für die Auswertungen genutzt werden konnten.

Tab.2.4.6.1: Überblick über die ausgewählten Messtage

Datum	Wochentag	Sektor	Anströmung	Bewertung
01.09.2006	Freitag	Melpitz	West	ausreichend
09.09.2006	Samstag	Melpitz	West	ausreichend
17.09.2006	Sonntag	Schwartenberg	Südost	gut
25.09.2006	Montag	Schwartenberg	Südost	ausreichend
11.10.2006	Mittwoch	Schwartenberg	Südost	gut
15.10.2006	Sonntag	Niesky	Ost	ausreichend
19.10.2006	Donnerstag	Schwartenberg	Südost	ausreichend
02.12.2006	Samstag	Melpitz	West	gut
14.12.2006	Donnerstag	Melpitz	West	ausreichend
30.12.2006	Samstag	Schwartenberg	Südost	gut
23.01.2007	Dienstag	Melpitz	Nord	ausreichend
27.01.2007	Samstag	Melpitz	West	ausreichend

3. Ergebnisse und Diskussion

Die hier vorgestellte Diskussion bezieht sich auf den Zeitraum vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 für HVS-Digital-Filterproben und vom 01.09.2006 bis 31.10.2006 sowie vom 01.12.2006 bis 28.02.2007 für die größen aufgelösten BERNER-Impaktorproben.

Die Vergleiche zwischen verkehrsbelasteter (Dresden Nord), urbaner Hintergrund- (Dresden Herzogingarten) und Hintergrundstationen (Schwarzenberg, Niesky, Melpitz) sollen die verschiedenen PM-Belastungen der Luftmassen zeigen und dürfen nicht so verstanden werden, als müsste zwischen den betrachteten Stationen ein verbundener Fluss bestehen.

Der Fehlerindikator in allen Diagrammen stellt die Streubreite der Messwerte dar.

3.1. PM₁₀ - Messungen

3.1.1. Zeitlich aufgelöste TEOM-PM₁₀-Daten

In Abbildung 3.1.1.1 (Sommer) und 3.1.1.2 (Winter) sind die zeitlich aufgelösten TEOM-PM₁₀-Daten der zur Auswertung ausgewählten Messtage für die 5 Messstationen dargestellt.

Die graphischen Abbildungen der zeitlich aufgelösten Massekonzentrationen zeigen, dass an den Werktagen (01.09.06-Freitag, 25.09.06-Montag, 11.10.06-Mittwoch, 19.10.06-Donnerstag, 14.12.06-Donnerstag, 15.01.07-Montag) mit dem Berufsverkehr (und dem Beginn der Bauarbeiten) die Partikelmassekonzentration an der Station DN stark ansteigt. Dieser Effekt zeigt sich am 23.01.07-Dienstag nicht, da die Anströmungsrichtung Nord ist, d.h. die Verkehrsemissionen gehen vom Messcontainer weg. Des Weiteren zeigt sich am 02.12.2006 eine Zweiteilung der Partikelmassekonzentration. Die Messstationen DN, DHG und Niesky haben in der Massekonzentration ein höheres Niveau als die Stationen SW und M. An Samstagen und Sonntagen sind die Tagesverläufe der Partikelmassekonzentration an den Stationen ausgeglichen. Das TEOM-System in Melpitz war im September/Oktober 2006 defekt, so dass in den Tagesläufen häufig größere Spitzen auftraten.

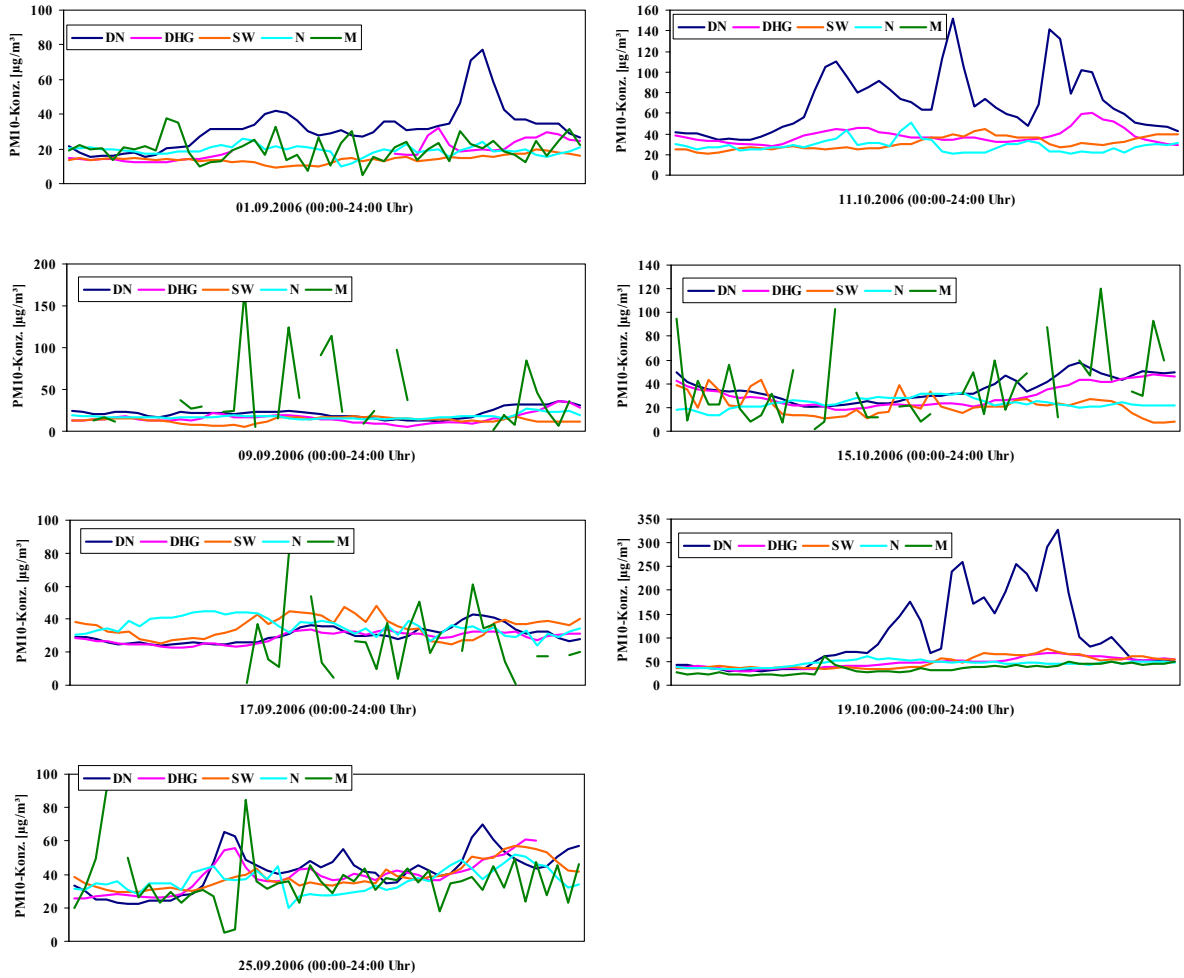


Abb. 3.1.1.1: Sommer – TEOM-Daten

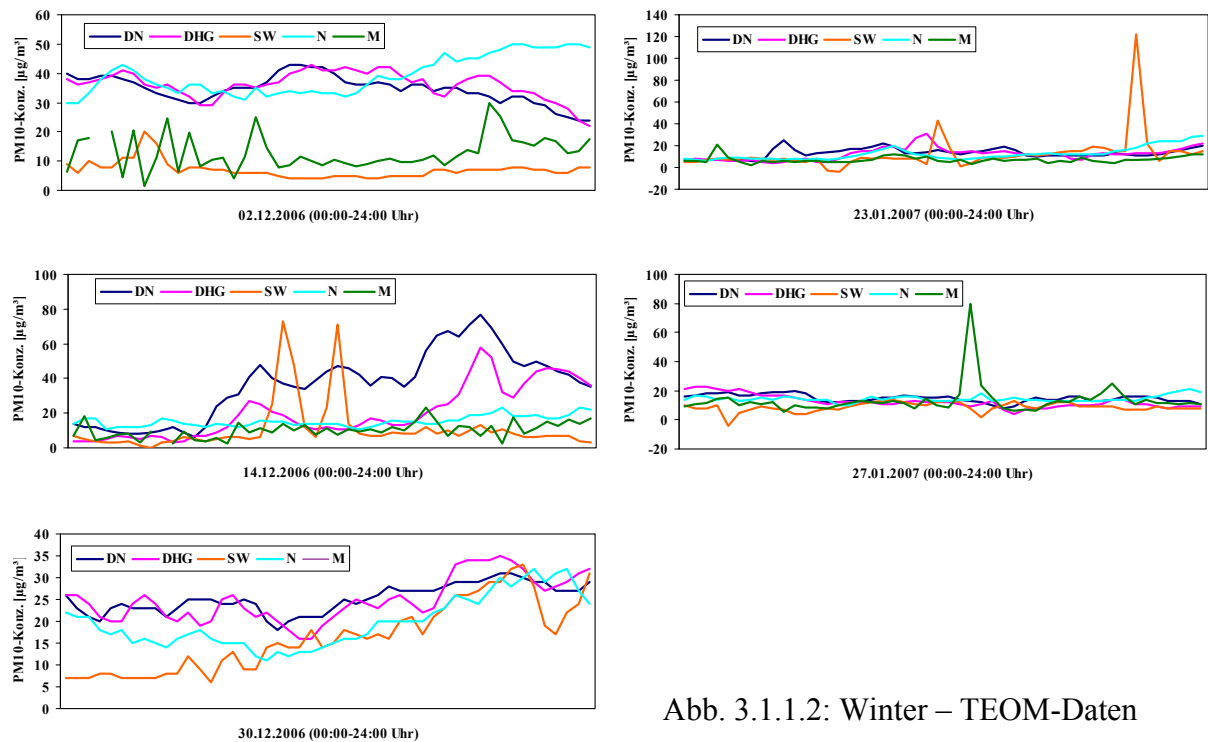


Abb. 3.1.1.2: Winter – TEOM-Daten

3.1.2. PM₁₀-Partikelcharakterisierung mittels Digital-HVS nach Anströmung

3.1.2.1. Massekonzentration

In Abbildung 3.1.2.1.1 ist die PM₁₀-Massekonzentration, gesammelt mit Digital-HVS an den 5 Messstationen, aller 92 Probenahmetage vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig), dargestellt.

An der überwiegenden Zahl der Messtage weist die Station DN die höchste PM₁₀-Konzentration und die Station SW die niedrigste auf. Am 24.03.2007, Eintrag von Staub aus der Südukraine, liegt die PM₁₀-Massekonzentration zwischen reichlich 80 (M) und knapp 130 (SW) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auf diesen Tag wird im Folgenden noch ausführlicher eingegangen (vgl. Abb. 3.1.2.1.4).

An folgenden Messtagen wird der PM₁₀-Grenzwert von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Station Dresden Nord überschritten - 11.10.06: Anströmung Südost, 19.10.06: Anströmung Südost, 23.10.06: Anströmung teilweise Südost). Die hohe PM₁₀-Konzentration am 19.10.06 von 107 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist wahrscheinlich zu einem größeren Teil als an den anderen Messtagen dem Baugeschehen an der Station geschuldet. Des Weiteren wird der PM₁₀-Grenzwert am 20.02.07 (West-Anströmung) an den Stationen DN und DHG, am 24.02.07 (Südost-Anströmung) an den Stationen N und M, am 16.03.2007 (West-Anströmung) sowie am 24.03.07 (Episode aus der Südukraine) an allen Stationen überschritten.

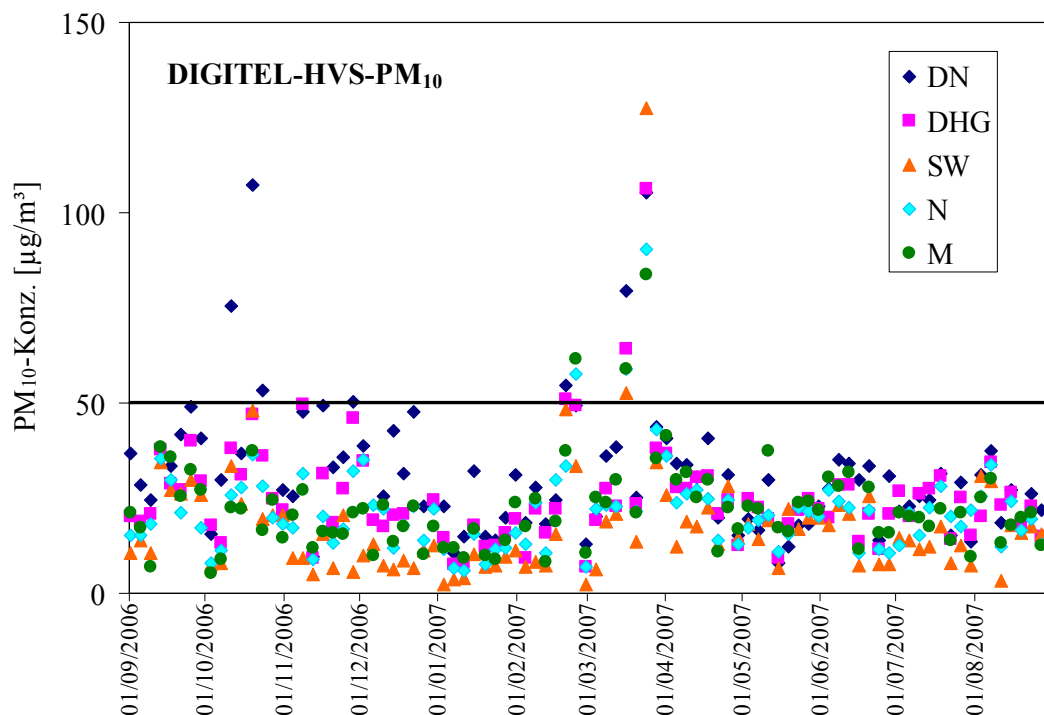


Abb. 3.1.2.1.1: Massekonzentration der PM₁₀-Messungen (Digital-HVS) aller Messstationen vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig)

Die mittleren partikulären Massekonzentrationen für PM₁₀ und PM_{2,5} sowie Grobstaub (PM₁₀ minus PM_{2,5}) und deren Anteile für den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.08.2007 sind in Tabelle 3.1.2.1.1 für die 5 Messstationen zusammengefasst.

Die Verkehrsstation DN weist die höchste mittlere PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Konzentration auf, SW und N sowie M die niedrigste. Auch die mittlere Konzentration der Grobstaubfraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}) zeigt in DN die höchste Konzentration, in SW und N etwa die Hälfte und in M ca. ein Drittel bezogen auf die Konzentration in DN.

Tab. 3.1.2.1.1: Mittlere PM₁₀- und PM_{2,5}-Massekonzentration und Streubreite (STB)

Station		PM ₁₀ [µg/m ³]	PM _{2,5} [µg/m ³]	Anteil PM _{2,5} an PM ₁₀ (%)	PM ₁₀ -PM _{2,5} [µg/m ³]	Anteil von PM ₁₀ -PM _{2,5} an PM ₁₀ (%)
DN	Mittelwert	32	18	56	15	44
	STB	17	10	14	10	12
DHG	Mittelwert	25	15	60	11	42
	STB	14	9	18	9	16
SW	Mittelwert	18	12	67	7	33
	STB	14	9	25	7	23
N	Mittelwert	22	15	68	7	32
	STB	12	9	19	7	20
M	Mittelwert	22	18	82	5	18
	STB	12	10	16	5	16

Eine erste, grobe Abschätzung der Quellen Ferntransport, urbaner Hintergrund und Verkehr (siehe Abschnitt 4) kann von diesen Daten unabhängig von Jahreszeit und Anströmung vorgenommen werden. Die Konzentrationen der Hintergrundstationen werden gemittelt und ergeben für PM₁₀ einen Wert von ca. 20 µg/m³ und für PM_{2,5} 15 µg/m³. Mit dem Ferntransport kamen in diesem Zeitraum demnach im Mittel 20 µg/m³ PM₁₀, das sind 62 % der Gesamtmasse in DN und 15 µg/m³ PM_{2,5}, das sind 83 % der Gesamtmasse in DN. Durch den urbanen Hintergrund kamen 5 µg/m³ (16 %) für PM₁₀ und 0,0 µg/m³ (0 %) für PM_{2,5} dazu. Die durch den Verkehr erzeugte Partikelmasse (Verkehrsemissionen, Reifenabrieb, Aufwirbelung) betrug demnach 7 µg/m³ (22 %) für PM₁₀ und 3 µg/m³ (17 %) für PM_{2,5} (siehe auch Kapitel 4.1.1.).

Das Ereignis erhöhter Staubeinträge am 24.03.2007

Am 24.03.2007 wurde der Eintrag von **Staub aus der Südukraine (Rückwärtstrajektorie NOAA Hysplit Modell)** an allen Stationen des sächsischen Messnetzes beobachtet. Die Auswertung unserer Messungen dieses Tages zeigt, dass der Anteil des unidentifizierten Restes (UIR: Differenz aus der Summe der Konzentration der analysierten Komponenten und der gravimetrisch bestimmten Masse) bei ca. 80 % liegt, während er sonst zwischen 30 und 50 % beträgt (siehe Abbildung 3.1.2.1.2).

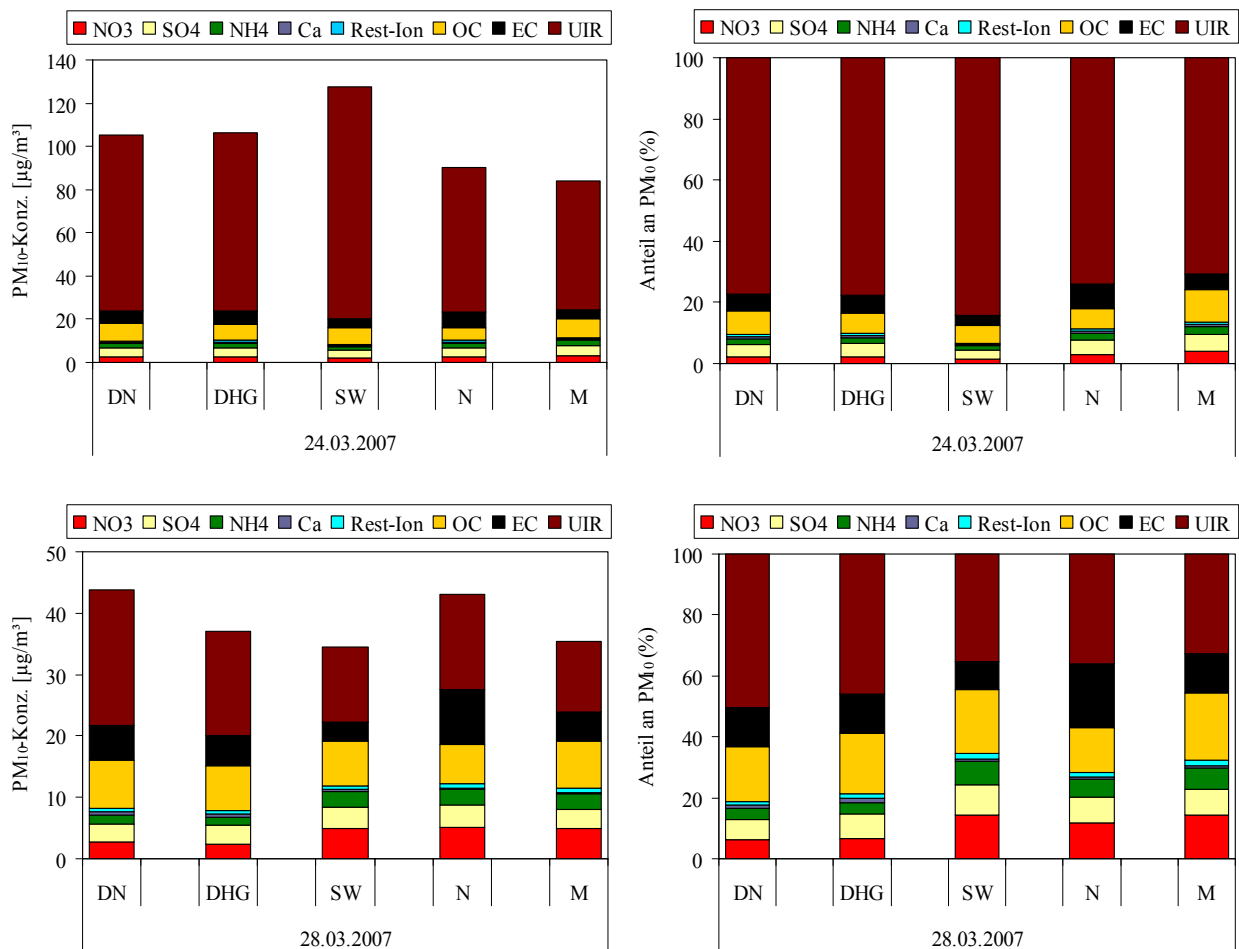


Abb. 3.1.2.1.2: PM₁₀-Konzentration von Masse und Komponenten sowie unidentifizierter Rest (UIR) am 24.03.2007 sowie zum Vergleich am 28.03.2007 (Ostanströmung), Rest-Ion: Cl, Na, K, Mg

Abbildung 3.1.2.1.3 zeigt die Massekonzentration des unidentifizierten Restes an den Messtagen des Monats März 2007. Dieser betrug maximal ca. 40 µg/m³, am 24.03.2007 dagegen zwischen ca. 60 und 110 µg/m³.

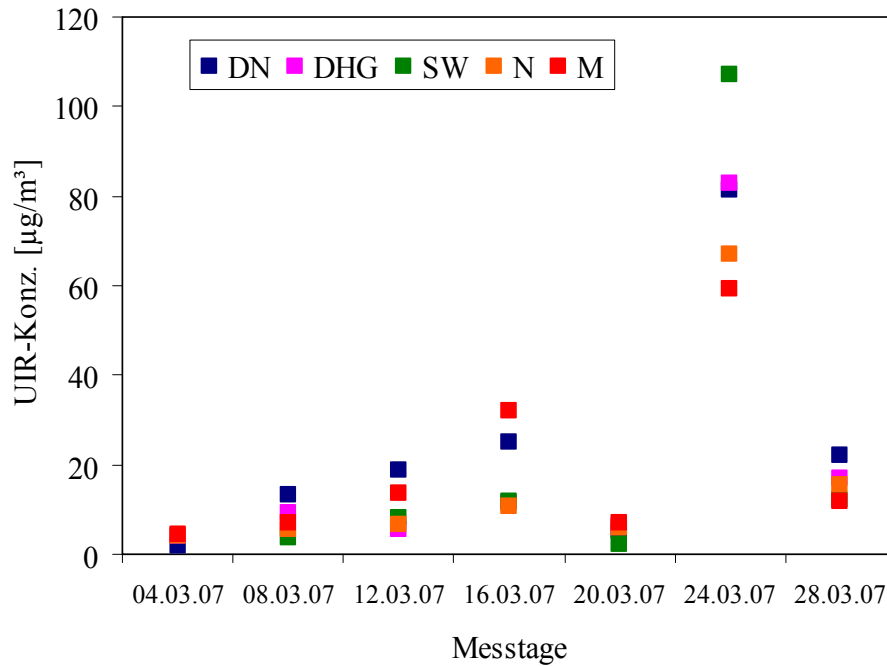


Abb. 3.1.2.1.3: Massekonzentration des unidentifizierten Restes an den Messtagen des Monats März 2007

In Abbildung 3.1.2.1.4 ist die zeitlich aufgelöste PM_{10} -Konzentration an den Messtagen des Monats März in Melpitz dargestellt. Am 24.03.2007 betrug der maximale PM_{10} -Halbstundenmittelwert (11:30-12:00 MEZ) mehr als $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

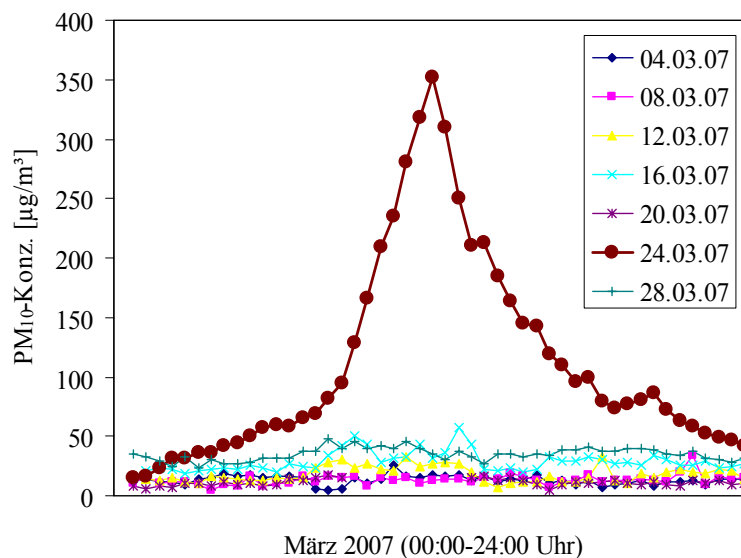


Abb. 3.1.2.1.4: Zeitlich aufgelöste PM_{10} -Konzentration an den Messtagen im März in Melpitz

Auf Grund dieser besonderen Situation wurde vom LfUG ein Metall-Screening der Proben vom 24.03.07 und einer Referenzprobe (vom 25.04.07, ebenfalls Südost-Anströmung) in Auftrag gegeben. Die Proben wurden vom Institut für Energetik, Leipzig, analysiert

(Auftragnehmer der in diesem Projekt durchzuführenden Metallanalytik). In Abbildung 3.1.2.1.5 ist der Vergleich der zwei Messtage für die Metalle dargestellt, die einen extremen Unterschied aufweisen. In Tabelle 3.2.1.1 sind die Faktoren aufgelistet, um die die partikulären Komponentenkonzentrationen am 24.03.07 gegenüber dem 25.04.07 erhöht sind (Al: Aluminium, Fe: Eisen, Mn: Mangan, U: Uran, P: Phosphor, Ti: Titan).

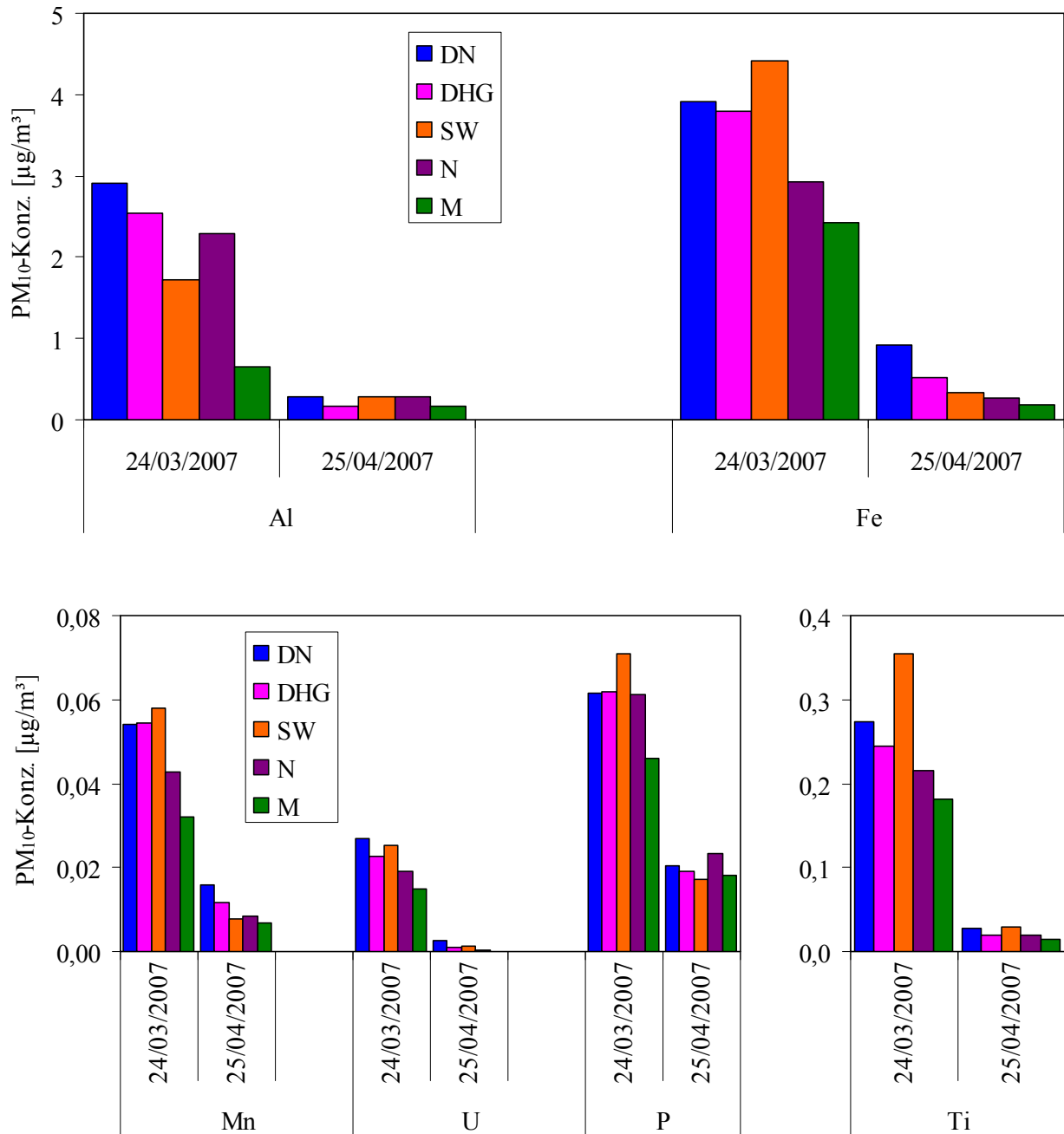


Abb. 3.1.2.1.5: Vergleich der partikulären Metallkonzentrationen zwischen 24.03.07 und 25.04.07

Tab. 3.1.2.1.2: Faktoren, um die die partikulären Komponentenkonzentrationen am 24.03.07 gegenüber dem 25.04.07 erhöht sind

Komponente	Station				
	DN	DHG	SW	N	M
Al	10	15	6	8	4
Mn	3	5	7	5	5
U	11	20	18	67	
P	3	3	4	3	3
Fe	4	7	13	11	13
Ti	10	12	12	11	13

Zu diesem seltenen Phänomen wurde am IfT eine Veröffentlichung bei der Fachzeitschrift Atmospheric Chemistry and Physics (ACP) eingereicht, in der alle Messungen, die am IfT durchgeführt wurden, integriert sind (Birmili et al., 2007).

Saisonale und anströmungsabhängige Auswertung

Zur Auswertung der PM₁₀-Massekonzentration nach Anströmungsrichtung und saisonal (Sommer, Winter) wurden alle Messwerte mittels Rückwärtstrajektorien (NOAA Hysplit Model) den Anströmsektoren West-maritim (West(mar.)), West-kontinental (West(kont.)), Südost und Ost zugeordnet. Messwerte, die nicht eindeutig diesen Sektoren zugeordnet werden konnten, wurden nicht in die Auswertung einbezogen. Für die Sommerauswertungen wurden die Daten von September und Oktober 2006 sowie April bis August 2007, für den Winter die Daten von November 2006 bis März 2007 verwendet. Für die Auswertung der Masseunterschiede wurde der Student's Test ($\alpha=0,05$) durchgeführt.

In Abbildung 3.2.1.6 sind die mittleren Massekonzentrationen (PM₁₀) der vier Anströmrichtungen für die 5 Messstationen (01.09.2006 bis 31.08.2007, 4-tägig) dargestellt.

Es zeigt sich, dass bei Anströmung aus Südost und Ost die mittlere PM₁₀-Massekonzentration an der Messstation DN deutlich höhere Werte aufweist als aus West (maritim- wie auch kontinental-geprägt). Außerdem wird für DN bei jeder Anströmung die höchste, gefolgt von DHG und für SW die niedrigste Konzentration gefunden, was auch schon in Abbildung

3.2.1.1 ersichtlich war. In Tabelle 3.1.2.1.3 sind die Daten für die fünf Messstationen zusammengefasst.

Tab. 3.1.2.1.3: Mittlere PM₁₀-Massekonzentrationen nach Anströmrichtung

Anströmung	Anzahl	Station				
		DN µg/m ³	DHG µg/m ³	SW µg/m ³	N µg/m ³	M µg/m ³
West(mar.)	38	26	19	12	17	18
West(kont.)	14	29	25	14	22	19
Südost	10	36	34	25	32	32
Ost	5	35	29	22	28	31

Der Masseunterschied zwischen West(mar.) und West(kont.) ist nur für die Station DHG signifikant. Der mittlere PM₁₀-Masseunterschied zwischen Südost und West(mar.) ist für alle Messstationen signifikant, zwischen Südost und West(kont.) nur für DN nicht signifikant.

Bei Ostanströmung ist der Unterschied zu West(mar.) nur für DN nicht signifikant, zu West(kont.) für DN, DHG und N nicht signifikant. Bei Südostanströmung wird also eine signifikant höhere PM₁₀-Massekonzentration beobachtet, bei Ostanströmung ist dies nicht so ausgeprägt zu beobachten. Allerdings konnten nur wenige Ostanströmungen in den Sommermonaten (keine Winterereignisse) gemessen werden.

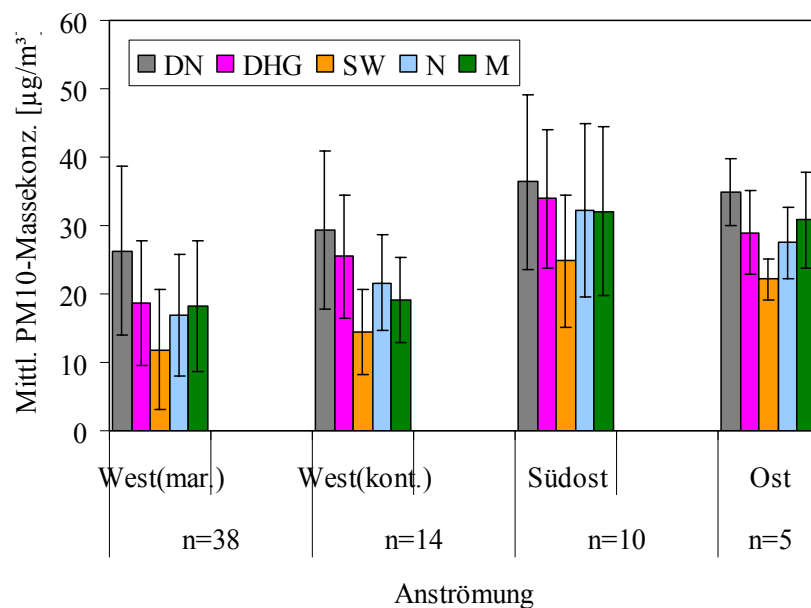


Abb.3.1.2.1.6: Mittlere PM₁₀-Massekonzentration aller Messwerte nach Anströmungsrichtung

In Abbildung 3.1.2.1.7 sind die PM_{10} -Massekonzentrationen außer nach Anströmungsrichtung auch noch saisonal (Sommer und Winter) unterteilt und dargestellt. Durch diese zweite Unterteilung ist die Anzahl der Ereignisse in manchen Fällen sehr gering. Trotzdem wurde ein Signifikanztest (t-Test, $\alpha=0,05$) verschiedener Vergleiche durchgeführt.

Während der Anströmrichtung West(mar.) gibt es an allen 5 Stationen keine Unterschiede zwischen Sommer und Winter in der mittleren PM_{10} -Massekonzentration. Für West(kont.) wurden signifikante PM_{10} -Unterschiede zwischen Sommer und Winter in DN ($W_i > S_o$) und SW ($S_o > W_i$) sowie für Südost-Anströmung in DN ($W_i > S_o$), DHG ($W_i > S_o$) und N ($W_i > S_o$) gefunden. Dies deutet auf Ferntransport durch erhöhte Heiz-/Kraftwerksemissionen im Winter hin.

Werden die PM_{10} -Massekonzentrationen im Sommer zwischen Südost und West(mar.) bzw. West(kont.) verglichen, so ergibt sich ein signifikanter Unterschied für alle 5 Stationen bzw. DHG, SW, N, M ($S_o > W(m+k)$). Für die Anströmung Ost im Vergleich zu West(mar.) und West(kont.) ergeben sich signifikante Masse-Unterschiede für alle 5 Stationen bzw. DN, DHG, M ($O > W(k) > W(m)$).

Für den Winter werden signifikante PM_{10} -Unterschiede zwischen Südost und West(mar.) an den Stationen DN, DHG, N, M ($S_o > W(m)$) sowie zwischen Südost und West(kont.) nur für N gefunden.

Insgesamt kann gesagt werden, dass Luftmassen der Anströmrichtungen Südost, Ost und West(kont.) signifikant höher partikelbelastet waren als Luftmassen aus West(mar.).

Für die hygienische Relevanz der Überschreitungsphänomene ist aber auch deren Häufigkeit von Interesse. Die festgestellte signifikant höhere Partikelbelastung bei östlichen Anströmungen geht einher mit einer relativ geringen Häufigkeit der Ostanströmungen allgemein in Mitteleuropa (vgl. Kap. 2.4.). Insgesamt gesehen sollte deshalb die Dosis (Produkt aus Konzentration und Expositionszeit) der aus östlicher und südöstlicher Richtung als Ferntransportanteil herangeführten Partikelbelastung nicht überbewertet werden.

Von den im Projektzeitraum festgestellten acht Probenahmetagen, an denen an verschiedenen Stationen Überschreitungen des PM_{10} -Grenzwerts festgestellt wurden, wiesen allerdings nur zwei westliche Trajektorien, sechs dagegen östliche Herkunftsrichtungen der Luftmassen auf. Wenn also eine östliche Anströmung vorherrscht, kann auch mit hoher Wahrscheinlichkeit mit einer Überschreitung des PM_{10} -Grenzwerts gerechnet werden. Dies beruht darauf, dass bei Ostanströmungen meteorologische Faktoren (z.B. trockene kontinentale Luft) Aufnahme und Transport von Partikeln über weite Entfernungen sowie die mögliche Bildung von sekundärem Aerosol begünstigen. Unter der Annahme einer hypothetisch gleich hohen

Partikelkonzentration rund um das Gebiet von Sachsen wäre der Partikeleintrag bei östlicher Anströmung höher als bei den anderen Anströmungsrichtungen.

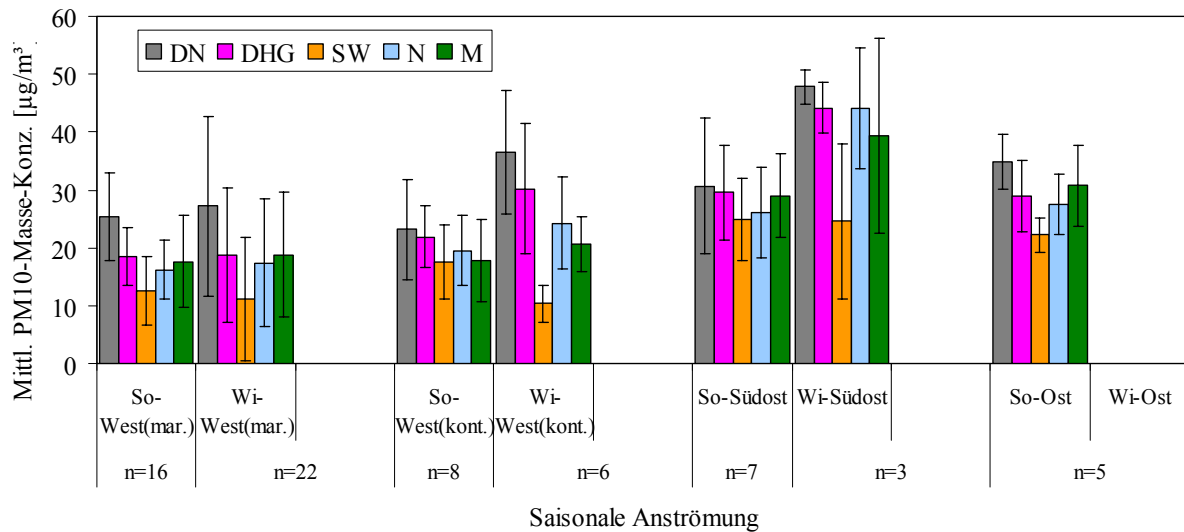


Abb. 3.1.2.1.7: Mittlere PM₁₀-Massekonzentration für Sommer (So) und Winter (Wi) sowie nach Anströmungsrichtung

3.1.2.2. Einordnung der PM₁₀-Konzentrationen in langjährige Messreihen

Mit Hilfe der vom Landesamt für Umwelt und Geologie zur Verfügung gestellten Messwerte konnte eine Einordnung der im Projektzeitraum gewonnenen PM₁₀-DIGITEL-Mittelwerte in eine achtjährige Messreihe beginnend mit dem Jahr 1999 für die Verkehrsstation Dresden-Nord (DN) und die Hintergrundstation Schwarzenberg (SW) vorgenommen werden.

Für Station DN betrug das langjährige Mittel aus den Jahresmittelwerten von 1999 bis 2006 34,4 (± 2,8) µg/m³ mit einem Minimalwert von 29,9 µg/m³ (2004) und einem Maximalwert von 38,5 µg/m³ (2006). Die Jahresmittelwerte wurden dabei aus den Monatsmitteln gebildet. Der für den Projektzeitraum von 09/2006 bis 08/2007 für Station DN gefundene Mittelwert von 31,2 µg/m³ fügt sich gut in diese Reihe ein, auch wenn er etwas außerhalb des 1σ-Streubereichs (31,6-37,2 µg/m³) liegt.

Für Station SW betrug das langjährige Mittel aus den Jahresmittelwerten von 1999 bis 2006 15,6 (± 1,9) µg/m³ mit einem Minimalwert von 13,4 µg/m³ (2004) und einem Maximalwert von 18,5 µg/m³ (2000). Die Jahresmittelwerte wurden dabei aus den Monatsmitteln gebildet. Der für den Projektzeitraum von 09/2006 bis 08/2007 für Station SW gefundene Mittelwert von 16,1 µg/m³ fügt sich sehr gut in diese Reihe ein und liegt innerhalb des 1σ-Streubereichs (13,7-17,8 µg/m³).

Der Vergleich der PM₁₀-Projektmittelwerte mit den vorhandenen Jahresmittelwerten an den Stationen DN und SW ist in Abbildung 3.1.2.2.1 dargestellt.

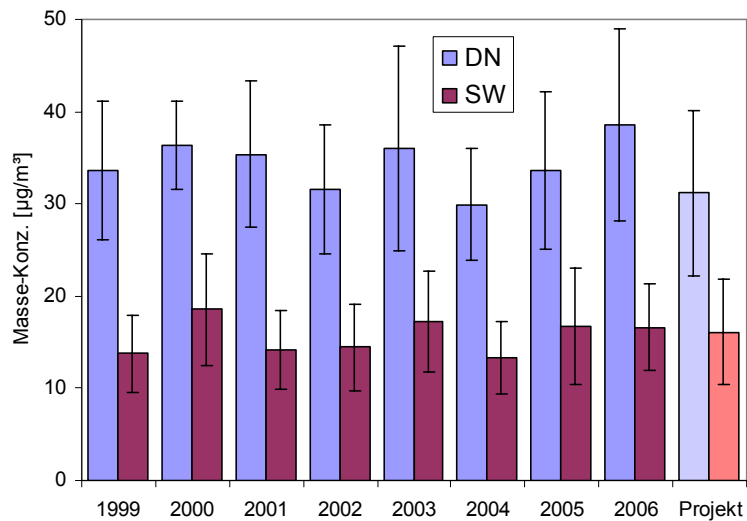


Abb. 3.1.2.2: Einordnung der Projekt-PM₁₀-Konzentrationen in langjährige Messreihen

3.1.2.3. Hauptionen

In Abbildung 3.1.2.3.1 ist die mittlere PM₁₀-Konzentration der Hauptionen (Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium und Calcium) der fünf Messstationen aller Probenahmetage des Zeitraums 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig) nach Anströmungsrichtung ohne saisonale Trennung dargestellt. Abb. 3.1.2.2.2 zeigt die mittlere Partikelkonzentration von Sulfat, Nitrat und Ammonium separat.

Es ist zu sehen, dass Nitrat, Sulfat und Ammonium den Hauptanteil der ionischen Masse ergeben (zwischen 85 und 95 % der ionischen Masse). Mittlere partikuläre Natrium- und Chloridkonzentrationen zeigen die höchsten Konzentrationen bei der Anströmungsrichtung West(mar.). Calcium weist an den Stationen DN und DHG die höchsten mittleren PM₁₀-Konzentrationen auf.

Für die mittlere PM₁₀-Sulfatkonzentration wurden für die Anströmungsrichtungen Ost und Südost etwa doppelt so hohe Konzentrationen (4-6 µg/m³) gefunden wie für die Anströmung aus West (maritim und kontinental, 2-3 µg/m³). Der t-Test ergab für alle Stationen signifikante Konzentrationsunterschiede beim Vergleich von Südost bzw. Ost zu West(mar.) und West(kont.).

Die PM₁₀-Nitratkonzentrationen liegen zwischen 2 und 3 µg/m³ für West- (mar. und kont.) sowie Südost-Anströmung, für Ost-Anströmung bei 1-2 µg/m³ (nur Sommerwerte). Die Konzentrationsunterschiede sind für alle Stationen nicht signifikant.

Für die PM₁₀-Ammoniumkonzentrationen wurden Werte von reichlich 1 µg/m³ für Anströmung West (mar. und kont.) und reichlich 2 µg/m³ für Südost- sowie 1-2 µg/m³ für Ostanströmung (nur Sommerwerte) gefunden. Auch für Ammonium sind die Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Anströmungen nicht signifikant.

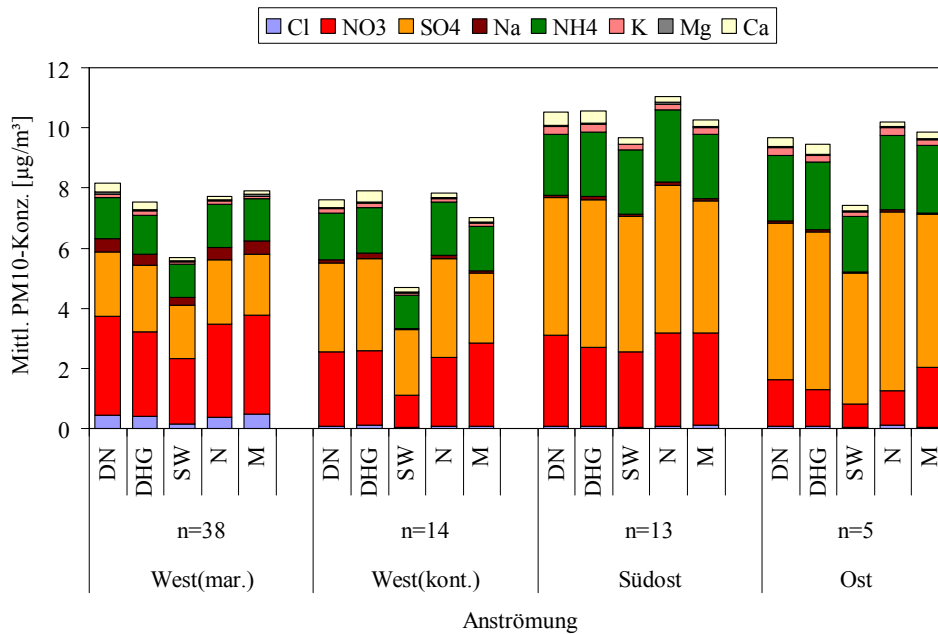


Abb. 3.1.2.3.1: Mittlere PM₁₀-Konzentration der gemessenen Ionen nach Anströmung

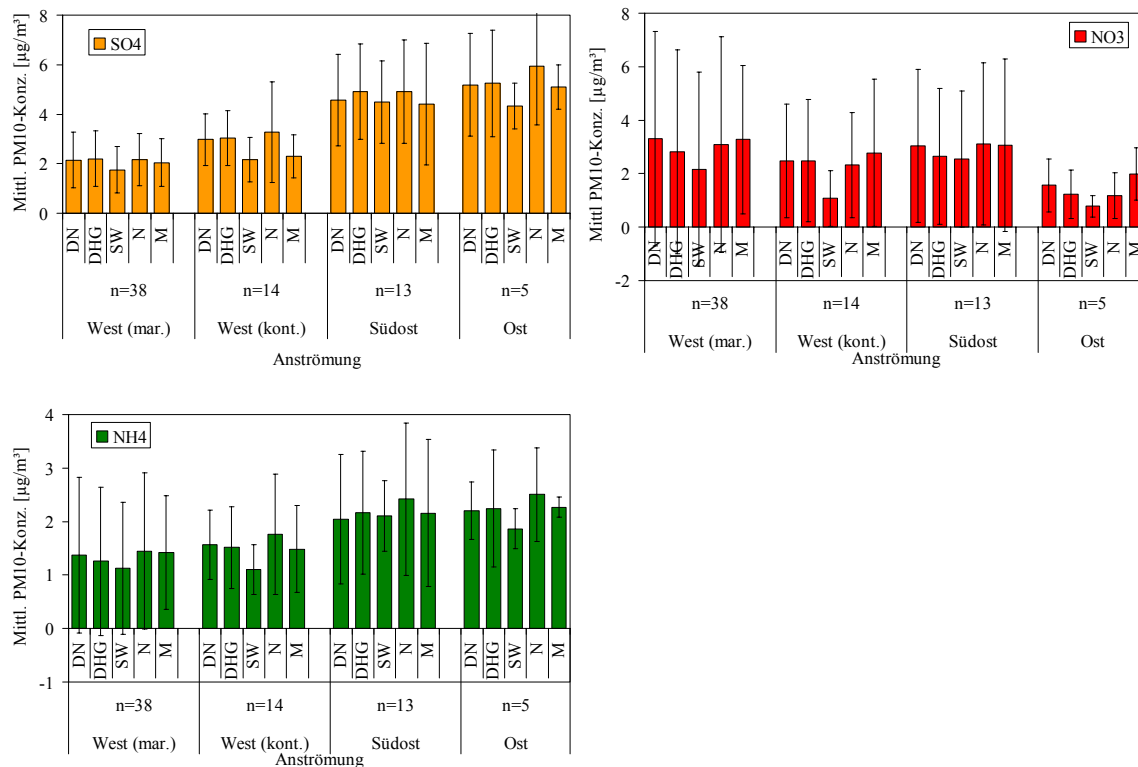


Abb. 3.1.2.3.2: Mittlere PM₁₀-Konzentration für Sulfat, Nitrat, Ammonium

3.1.2.4. OC/EC

In Abbildung 3.1.2.4.1 ist die mittlere PM₁₀-Konzentration von TC und in Abbildung 3.1.2.4.2 von OC und EC der fünf Messstationen aller Probenahmetage des Zeitraums 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig) nach Anströmungsrichtung ohne saisonale Trennung dargestellt.

Gesamtkohlenstoff (Total Carbon: TC=OC+EC) bleibt unbeeinflusst von den Unsicherheiten der OC/EC-Trennung (vgl. 2.2.2.) und kann deshalb als besonders zuverlässiger Parameter bei der Interpretation betrachtet werden. Die höchsten mittleren TC - Konzentrationen wurden bei Südostanströmung in DN mit 10,8 µg/m³ erreicht, alle Stationen haben bei dieser Anströmung ihren maximalen Mittelwert. Bei Mittelung der vier verschiedenen Anströmrichtungen wurden für DN 9,0 µg/m³, für DHG 6,9 µg/m³, für SW 4,3 µg/m³, für N 6,4 µg/m³ und für M 5,6 µg/m³ erhalten. Die TC - Konzentration in SW beträgt demnach weniger als die Hälfte der TC-Konzentration in DN.

Im Gegensatz zu allen anderen Differenzen war die zwischen West(mar.)- und Südost-Anströmung ($7,16 \pm 2,57$ bzw. $10,76 \pm 3,19$ µg/m³) in DN signifikant. Weiterhin erwies sich auch die Differenz zwischen DN und DHG bei West(mar.)-Anströmung signifikant im Gegensatz zu den anderen Anströmungen. Die Differenzen zwischen DN und allen anderen Hintergrundstationen waren bei West(mar. und kont.)- Anströmung signifikant, bei Südost-Anströmung die Differenz DN-N nicht und bei Ostanströmung die Differenzen DN-N sowie DN-M ebenfalls nicht.

Damit erweist sich, dass während des Projektzeitraums in Bezug auf TC die westlich-maritime Luft am wenigsten belastet war und Verkehrseinflüsse in DN am deutlichsten sichtbar werden ließ, während urbane Differenzen zwischen Verkehrspot und Hintergrund bei südöstlicher und östlicher Anströmung eher von der herantransportierten TC - Konzentration überdeckt wurden.

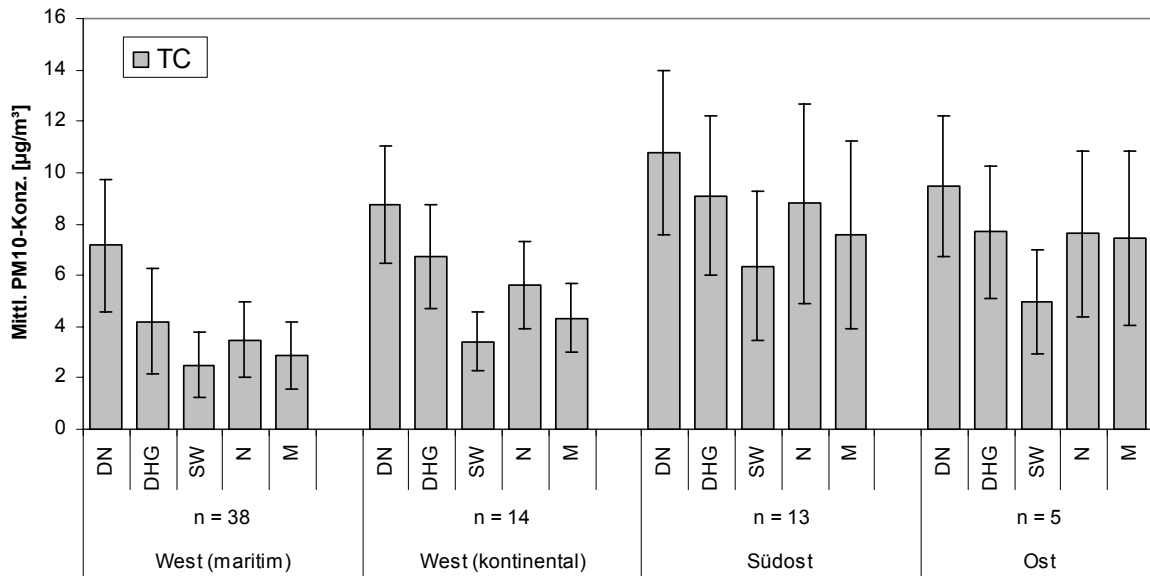


Abb. 3.1.2.4.1: Mittlere PM₁₀-Konzentration für TC nach Anströmung

Die mittlere OC-PM₁₀-Konzentration an der Station DN liegt zwischen 4 und 6 µg/m³, wobei DHG fast die gleiche Konzentration erreicht. An den anderen Stationen liegt sie etwa ein Drittel niedriger. Die Konzentrationsunterschiede der verschiedenen Anströmungen sind im Vergleich Südost zu West (mar.) für alle Stationen signifikant, Südost zu West(kont.) für DN, SW, N und M signifikant, Ost zu West(mar.) für N und M signifikant, Ost zu West(kont.) nur für M signifikant.

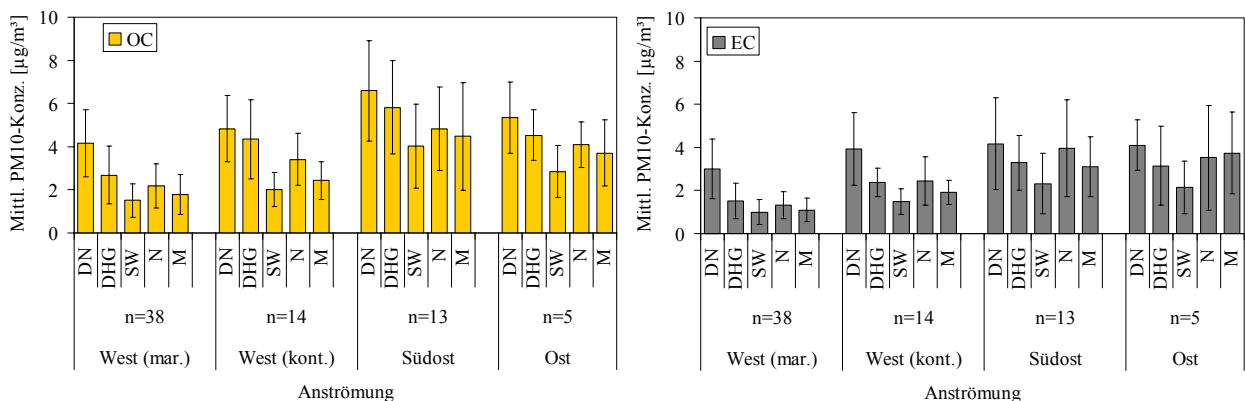


Abb. 3.1.2.4.2: Mittlere PM₁₀-Konzentration für EC und OC nach Anströmung

Die mittlere EC-PM₁₀-Konzentration liegt an der Station DN bei 3 µg/m³ bei West(mar.)-Anströmung und um 4 µg/m³ bei West(kont.)-, Südost- und Ost-Anströmung. Die mittleren EC-Konzentrationen für die anderen Stationen liegen für die einzelnen

Anströmungsrichtungen bei West(mar.) um $1\mu\text{g}/\text{m}^3$, West(kont.) um $2\mu\text{g}/\text{m}^3$, Südost und Ost bei reichlich $3\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Konzentrationsunterschiede bei verschiedenen Anströmungen sind für die Station DN nur im Vergleich Südost zu West(mar.) signifikant. Für alle anderen Stationen werden signifikante Konzentrationsunterschiede im Anströmungsvergleich Südost zu W(mar.) und West(kont) sowie Ost zu W(mar.) gefunden, für Ost zu West(kont) nur für die Station M.

Insgesamt werden mit der Anströmung Südost, Ost und West(kont.) signifikant höhere mittlere EC-Konzentrationen beobachtet sowie bei Südostanströmung höhere mittlere OC-Konzentrationen.

3.1.2.5. Eisen und Titan

In Abbildung 3.1.2.5.1 ist die mittlere PM_{10} -Konzentration von Eisen (Fe) und Titan (Ti) der fünf Messstationen aller Probenahmetage des Zeitraums 01.09.2006 bis 31.08.2007 (4-tägig) nach Anströmungsrichtung ohne saisonale Trennung dargestellt.

Partikuläres Eisen und Titan sind hauptsächlich geogenen Ursprungs (Fernandez et al., 2000). Weitere Quellen sind die Kohleverbrennung (Eisen und Titan), an innerstädtischen Straßen Abrieb von Straßenbahnschienen (Eisen).

Die mittleren Fe- PM_{10} -Konzentrationen sind an der Station DN (um $1\mu\text{g}/\text{m}^3$, verkehrsgeprägte Station, Aufwirbelung von Staub, Baustelle an Station) doppelt bis dreifach so hoch wie an der Station DHG ($0,3\text{-}0,6\mu\text{g}/\text{m}^3$, urbaner Hintergrund). Die Hintergrundstationen SW, N und M zeigen deutlich geringere mittlere Konzentrationen ($0,1\text{-}0,3\mu\text{g}/\text{m}^3$).

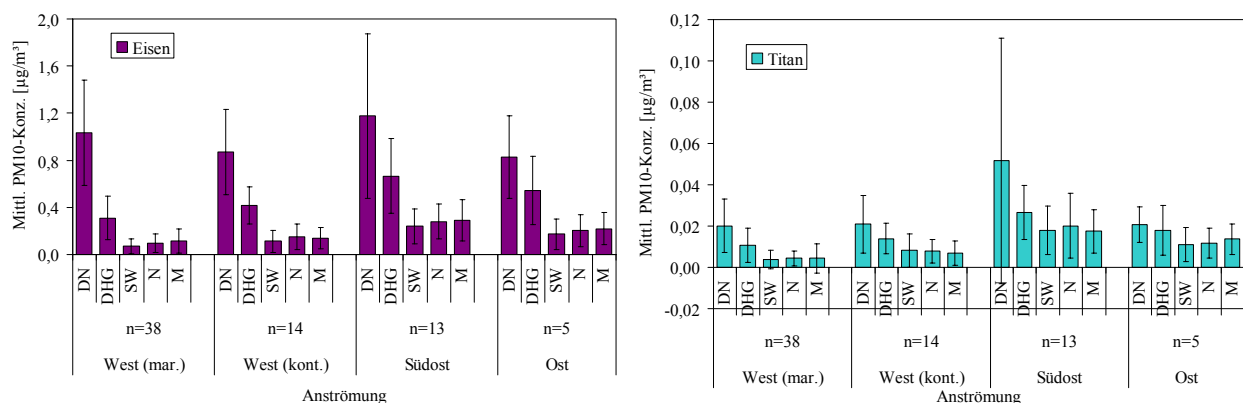


Abb. 3.1.2.5.1: Mittlere PM_{10} -Konzentration für Eisen und Titan

Die Konzentrationsunterschiede sind im Vergleich von Südost und Ost zu West(mar. und kont.) an der Station DN nicht signifikant. Das bedeutet, dass evt. Konzentrationsunterschiede

bei verschiedenen Anströmungen durch lokale Quellen (Verkehr) ausgeglichen werden, denn an den anderen Stationen sind die Konzentrationsunterschiede im Vergleich von Südost zu West(mar. und kont.) sowie Ost zu West(mar.) signifikant, allerdings von Ost zu West(kont.) nicht signifikant.

Für die mittleren Ti-PM₁₀-Konzentrationen ergibt sich ein ähnliches Bild. Die höchsten Konzentrationen werden an der Station DN gefunden, die Hintergrundstationen zeigen in den jeweiligen Anströmrichtungen gleich hohe Konzentrationen. Für die Konzentrationsunterschiede der verschiedenen Anströmrichtungen werden signifikante Unterschiede zwischen Südost zu West(mar.) für alle Stationen, für Südost zu West(kont.) und für Ost zu West(mar.) für alle Stationen außer DN sowie für Ost zu West(kont.) für alle Stationen keine Signifikanz gefunden. Luftmassen aus Südost, Ost und West(kont.) sind höher mit partikulärem Titan belastet als aus West(mar.).

3.2. Größenaufgelöste Partikelcharakterisierung saisonal und nach Anströmungsrichtung

Im Vergleich zu den PM-Filtermessungen liefern größenaufgelöste Messungen von Partikelmasse und -komponenten wertvolle zusätzliche Informationen über Herkunft und Geschichte der Probenpartikel. Ein wichtiger Parameter bei solchen Betrachtungen ist die atmosphärische Lebensdauer der Partikel, die von vielen Einflussfaktoren, vor allem aber von der Partikelgröße bestimmt wird (Jaenicke, 1978; Warneck, 2000). Die auf BERNER-Stufe 1 gesammelten ultrafeinen Partikel ($D_{p_{aer}} = 0,05-0,14 \mu\text{m}$) stammen überwiegend aus dem Aitken-Mode, der die Partikel im Übergangsbereich zwischen Nukleations- und Akkumulationsmode etwa im Bereich zwischen 50 und 150 nm repräsentiert. Die Lebensdauer von Partikeln $<0,1 \mu\text{m}$ konnte mit einer Modifikation der von Jaenicke entwickelten empirischen Formel für verschiedene Höhenschichten in der Troposphäre genauer abgeschätzt werden (Williams et al., 2002). Dabei zeigte sich, dass in der Grenzschicht bis 1 km Höhe Partikel im Bereich von 50 nm ein Alter von 20 Stunden aufwiesen. Bei einer für Mitteldeutschland repräsentativen Windgeschwindigkeit von 3 m/s (TU Dresden: Windzonen in Deutschland) würde das einer möglichen räumlichen Verfrachtung über eine Distanz von 216 km entsprechen (Herrmann et al., 2007). Die auf Grund schnell ablaufender Koagulationsprozesse begrenzte Lebensdauer ultrafeiner Partikel kann also bei entsprechenden meteorologischen Bedingungen trotzdem zu einer Verbreitung der ultrafeinen Partikel über den lokalen Bereich hinaus führen. Partikel der Stufe 2 ($D_{p_{aer}} =$

0,14-0,42 μm) aus dem Akkumulations-Mode weisen schon eine Verweildauer bis zu einer Woche auf und können dadurch über größere Distanzen verfrachtet werden. Partikel der Stufe 3 ($D_{p_{\text{aer}}} = 0,42-1,2 \mu\text{m}$) verfügen über die längste atmosphärische Lebenszeit von bis zu zehn Tagen und können daher über große Entfernungen transportiert werden. Die groben Partikel der Stufen 4 ($D_{p_{\text{aer}}} = 1,2-3,5 \mu\text{m}$) und 5 ($D_{p_{\text{aer}}} = 3,5-10 \mu\text{m}$) stammen überwiegend aus lokalen Quellen und werden zunehmend schneller durch Sedimentations- und Auswaschprozesse aus der Atmosphäre entfernt, jedoch reicht ihre Lebensdauer von 1-3 Tagen auch noch für manchmal beträchtliche Transportstrecken.

In diesem Kapitel werden ausschließlich Mittelwerte mit ihren Streubreiten diskutiert. Die Betrachtung der einzelnen Messtage liegt in den Zwischenberichten 1 und 2 vor.

Auf Grund der wenigen Ereignisse war eine statistische Auswertung sowie eine Unterteilung in West(mar.) und West(kont.) nicht möglich.

3.2.1. Massekonzentration

Die Massekonzentration wurde für jeden der 39 Messtage während der Sommer- (01.09.06-31.10.06) und Winterkampagne (01.12.06-28.02.07) in allen fünf Partikel-Größenklassen (BERNER-Impaktor) ermittelt. Die einzelnen Messwerte sind im Tabellenanhang unter Los 2, Tabelle 1 zusammengefasst.

Die Abbildung 3.2.1.1 zeigt die mittlere Massekonzentration aller Messtage unabhängig von der Anströmungsrichtung im Sommer/Winter-Vergleich. Es konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Sommer und Winter an allen 5 Messstationen in diesem Zeitraum gefunden werden. Die Variabilität der Konzentrationen an den einzelnen Messtagen war sehr hoch.

An der Station DN wurde im Sommer sowie im Winter in allen Partikelgrößenbereichen die höchste mittlere Massekonzentration gefunden. Im Partikelgrößenbereich 0,14-1,2 μm (Stufen 2 und 3, Ferntransport) lag der höchste Masseanteil zwischen 50 und reichlich 60 % in DN und 60 bis reichlich 70 % an den anderen Stationen. Im ultrafeinen Bereich (Stufe 1, Verkehrsemissionen) lag der Masseanteil in DN bei ca. 10 % und an den anderen Stationen bei ca. 3 %.

In Abbildung 3.2.1.2 ist die mittlere Partikel-Massekonzentration nach Anströmung und für Sommer und Winter dargestellt.

Bei Anströmung West (Sommer) und Nord (Winter) war die Masseverteilung auf den einzelnen Stufenbereichen relativ ausgeglichen. Bei den anderen Anströmungen (Südost und Ost im Sommer, Südost und auch West im Winter) wurde die höchste Massekonzentration im

Partikelgrößenbereich $D_{p(aer)}=0,14-1,2 \mu\text{m}$ gefunden. In diesem Größenbereich stammen die Partikel hauptsächlich aus dem Ferntransport. Die Station DN zeigte bei allen Anströmungsrichtungen sowie für Sommer und Winter die höchste Massekonzentration. Die Differenzen zwischen Winter und Sommer der mittleren Partikelmassekonzentrationen ergaben im Größenbereich $D_{p(aer)}=0,42-1,2 \mu\text{m}$ (Stufe 3) höhere Konzentrationen im Winter als im Sommer nur bei Anströmung West (siehe Abbildung 3.2.1.3). Die höheren PM-Konzentrationen im Grobstaubbereich ($D_{p(aer)}=1,2-10 \mu\text{m}$) im Sommer (West und Südost)

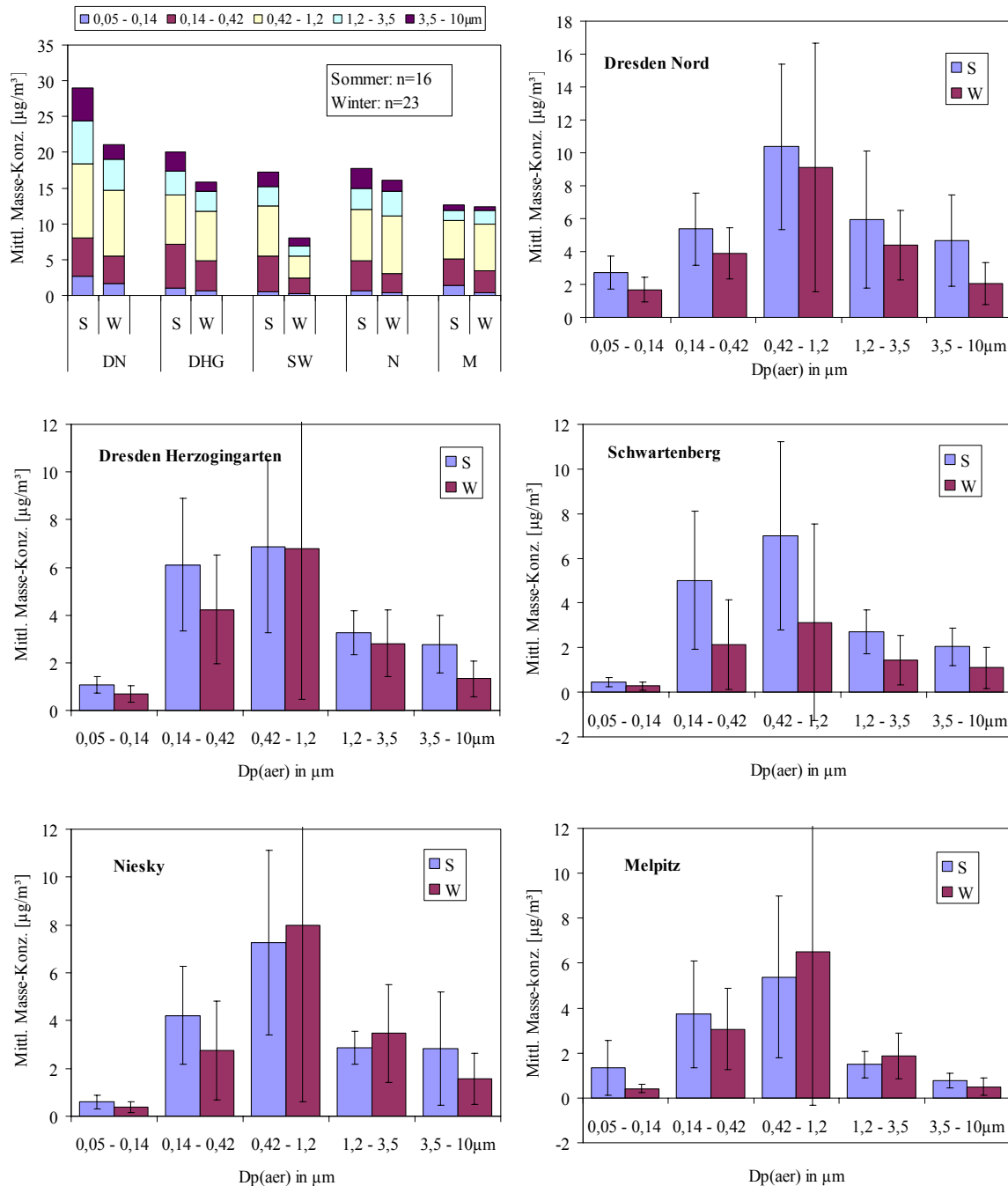


Abb. 3.2.1.1: Sommer/Wintervergleich der partikulären Massekonzentration aller Messtage

sind durch lokale Ursachen bedingt (Aufwirbelung auch durch längere Trockenperioden im Sommer). Die Station DN war in der Messphase Sommer eine Baustelle, so dass dadurch ein großer Teil der Partikelmasse im groben Partikelbereich verursacht wurde.

Die Partikelmassekonzentration war im Sommer an allen Stationen bei Anströmung aus Südost und Ost höher als aus West.

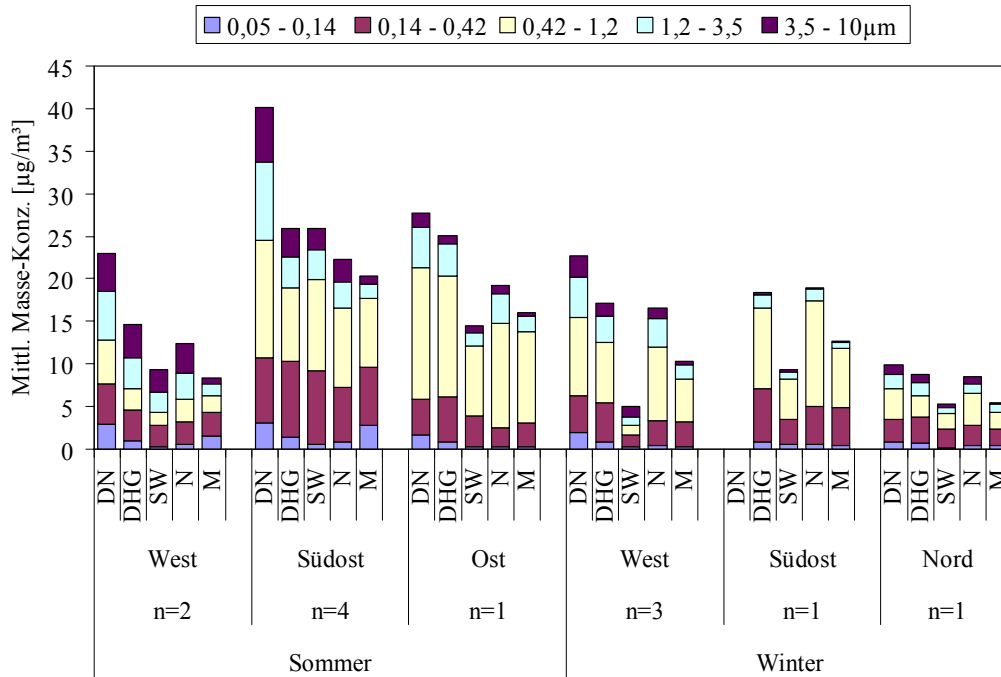


Abb. 3.2.1.2: Mittlere Massekonzentration nach Anströmung für Sommer und Winter

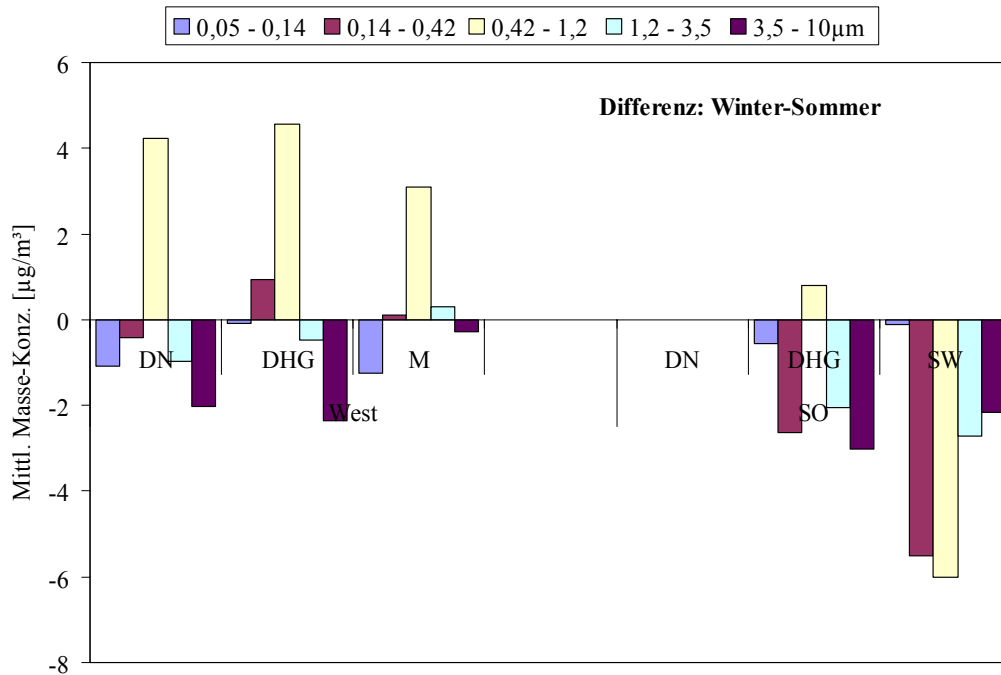


Abb. 3.2.1.3: Differenz der Partikelmassekonzentration zwischen Winter und Sommer bei Anströmung West und Südost

3.2.2. Hauptionen

Die partikulären Komponentenkonzentrationen der einzelnen Messtage sind im Tabellenanhang (Los 2, Tabellen 2-6) aufgelistet. Die mittleren Komponentenkonzentrationen von Nitrat, Sulfat und Ammonium sind in Abbildung 3.2.2.1 und für Calcium und Kalium in Abbildung 3.2.2.2 nach Anströmungsrichtung im Sommer und Winter dargestellt.

Nitrat

Die mittlere partikuläre Nitratkonzentration betrug im Sommer etwa $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Anströmung West, bei Anströmung Südost und Ost um $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Winter erreichte diese auch bei Anströmung West um $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Sommer befindet sich ein großer Teil des (Ammonium) – Nitrats in der Gasphase. Bei Westanströmung im Sommer wurde die höchste Nitratkonzentration im groben Partikelbereich ($D_{p(\text{aer})}=1,2-10 \mu\text{m}$) gefunden (Seesalz-Chloridaustausch). Bei allen anderen Anströmungen (Sommer und Winter) wurde die höchste Konzentration im Partikelbereich $D_{p(\text{aer})}=0,14-1,2 \mu\text{m}$ gefunden (Ferntransport).

Sulfat und Ammonium

Die mittleren Sulfat- und Ammoniumkonzentrationen der Partikel zeigten bei allen Anströmungen im Sommer und Winter die gleiche Verteilung in den Größenbereichen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Größenbereich $D_{p(\text{aer})}=0,14-1,2 \mu\text{m}$ gefunden (Ferntransport). Im Sommer war die mittlere Sulfat- bzw. Ammoniumkonzentration bei Südostanströmung etwa vier Mal, bei Ost bis zu sieben bzw. sechs Mal höher als bei Westanströmung. Im Winter wurde dieser große Konzentrationsunterschied nicht beobachtet.

Calcium

Die mittlere Calciumkonzentration der Partikeln zeigte bei allen Anströmungen sowie im Sommer und Winter im groben Größenbereich ($D_{p(\text{aer})}=1,2-10 \mu\text{m}$) die höchsten Werte, was auf lokale Emissionen hindeutet, wobei die Stationen DN und DHG die höchsten Konzentrationen aufwiesen (aufgewirbelter Straßenstaub, auch Bautätigkeit an der Station DN im Sommer).

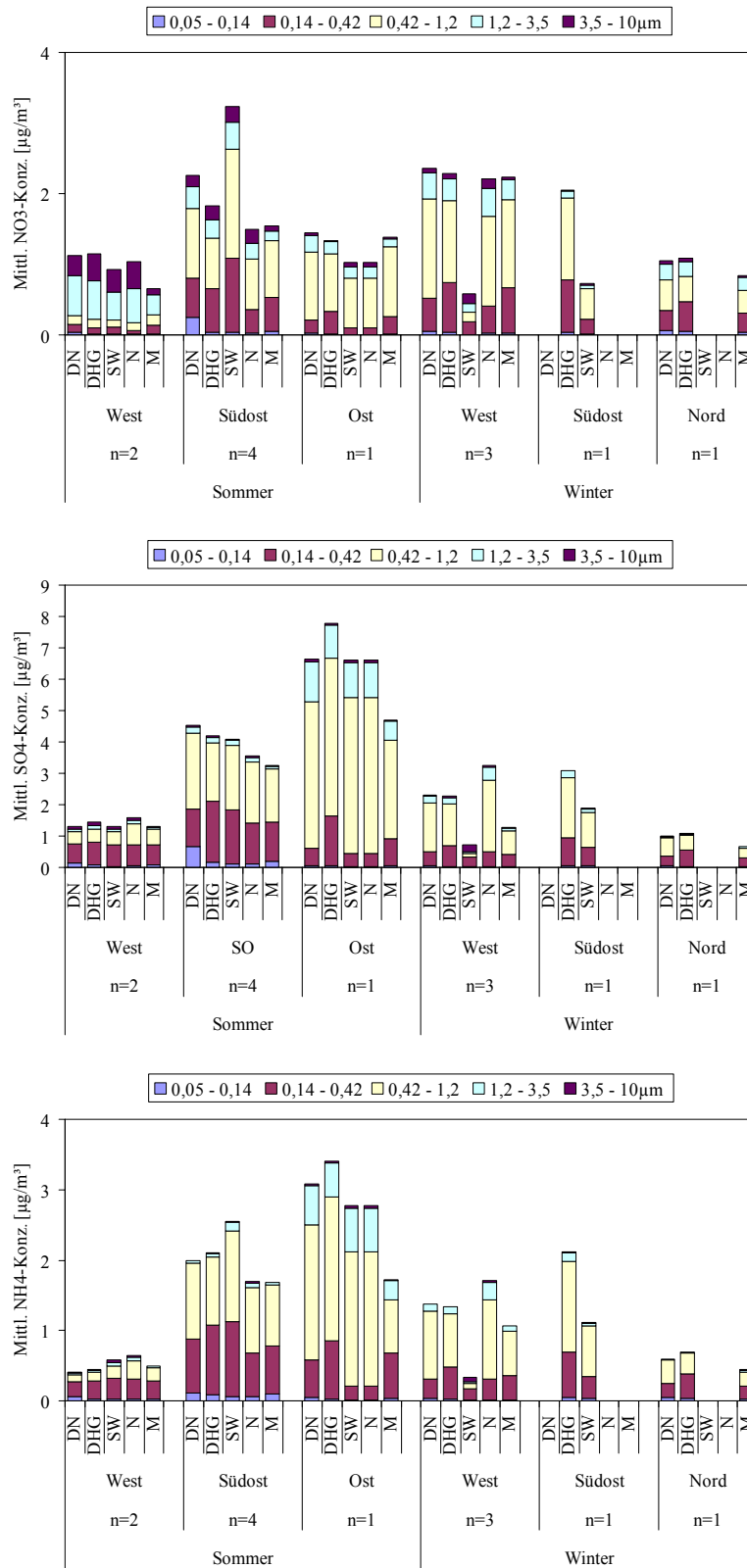


Abb. 3.2.2.1: Mittlere partikuläre Konzentration für Nitrat, Sulfat und Ammonium nach Anströmung im Sommer und Winter

Kalium

Die mittlere Kaliumkonzentration zeigte ebenfalls (wie Nitrat, Sulfat und Ammonium) die höchsten Konzentrationen im Partikelgrößenbereich $D_{p(aer)}=0,42-1,2 \mu\text{m}$, der durch Ferntransport dominiert wird. Im Sommer waren die Konzentrationen aus Südost und Ost etwa doppelt so hoch wie aus West.

Die partikulären ionischen Komponenten waren im Wesentlichen vom Ferntransport (außer Calcium) geprägt und wiesen bei Anströmung aus Südost und Ost höhere Konzentrationen auf als bei Westanströmung.

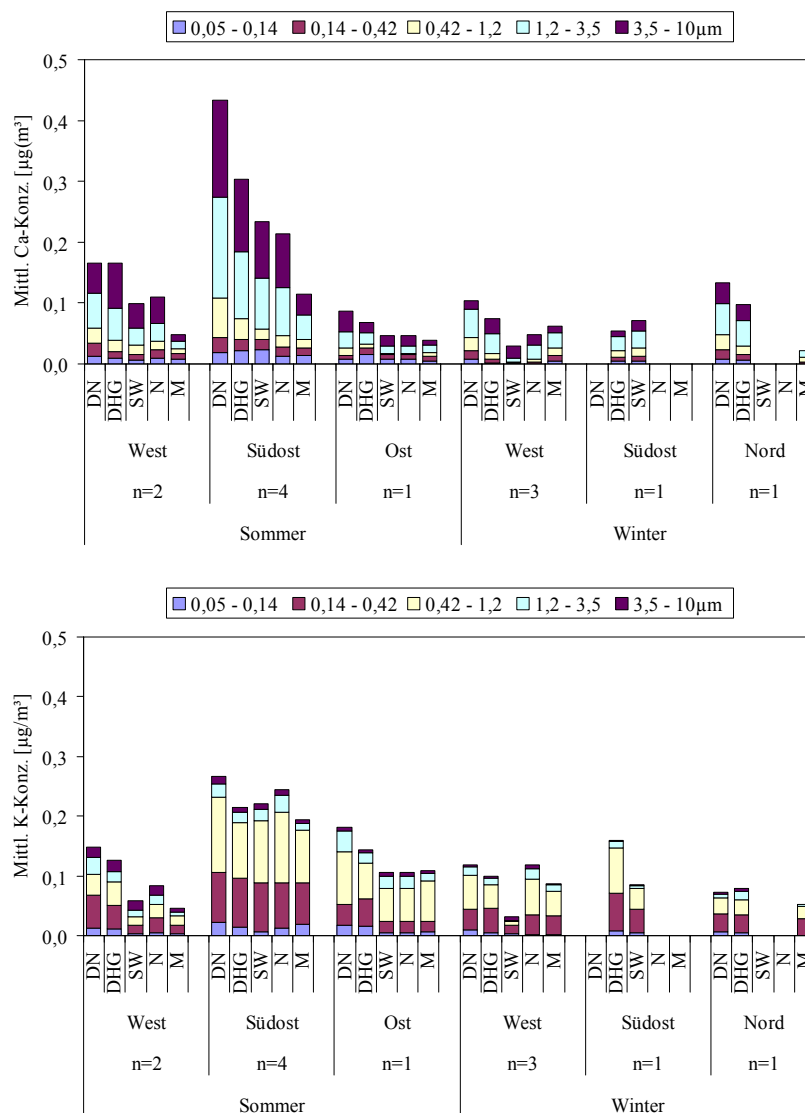


Abb. 3.2.2.2: Mittlere partikuläre Konzentration für Calcium und Kalium nach Anströmung im Sommer und Winter

Winter/Sommer-Differenzen ergaben für die Komponenten Nitrat, Sulfat, Ammonium und Kalium im Größenbereich $D_{p(aer)}=0,14-0,42$ und $0,42-1,2$ μm höhere Werte für Winter (Erhöhung der Emissionen durch Hausbrand, Kraft- und Heizwerke). Für Calcium wurden in allen Größenbereichen im Sommer höhere Konzentrationen gefunden (Aufwirbelung von Straßenstaub von schneller abtrocknenden Flächen, Bautätigkeit in der Umgebung).

3.2.3. Organischer und elementarer Kohlenstoff

Die OC/EC/TC - Konzentrationen der größen aufgelösten Proben an den ausgewählten sieben Messtagen im Sommer 2006 und fünf Messtagen im Winter 2006/07 sind im Tabellenanhang unter Los 2, Tabelle 2-6 zu finden. Die Interpretation der kohlenstoffhaltigen Partikelfraktion stützt sich zunächst auf die TC - Konzentration, die nicht den Unsicherheiten der OC/EC – Trennung unterliegt und sich als robuste Messgröße erwiesen hat. Im Anschluss daran werden jedoch auch OC und EC noch getrennt betrachtet.

Die saisonalen Kampagnen wurden weiterhin nach der Luftmassenherkunft (Anströmungsrichtung entsprechend Tab. 2.4.6.1.) differenziert, wobei aber infolge der geringen Fallzahlen in einigen Klassen keine Standardabweichungen berechnet werden konnten. Der Sommer 2006 umfasste West (n = 2)-, Südost (n = 4)- und Ost (n = 1) - Anströmungen, der Winter 2006/07 West (n = 3)-, Südost (n = 1)- und Nord (n = 1) - Anströmungen. Die Westanströmungen im Sommer waren beide maritimer Natur, im Winter war der 02.12.06 kontinental und der 27.01.07 maritim geprägt, während der 14.12.06 eine lange Kontinental - Trajektorie mit vorhergehender maritimer Beeinflussung aufwies.

Neben der bevorzugten Einzelstufenanalyse kann aus den BERNER-Impaktor-Werten auch durch Aufsummierung aller fünf Stufen ein PM_{10} – Impaktorwert gebildet werden. Der Sommer/Winter-Vergleich ohne Berücksichtigung der Anströmungsrichtung zeigt dabei, auch wegen der hohen Streubreite, für alle Stationen keine signifikanten Differenzen (Abb. 3.2.3.1).

Beim Vergleich der TC – Werte in PM_{10} - DIGITEL - Filterproben (Abb. 3.1.2.4.1) und PM_{10} - BERNER – Impaktorproben (Abb. 3.2.3.2) zeigt sich für TC eine in Anbetracht der unterschiedlichen Probenahmeverfahren, Probenanzahl, Variabilitäten und saisonalen Zuordnungen zufrieden stellende Konsistenz.

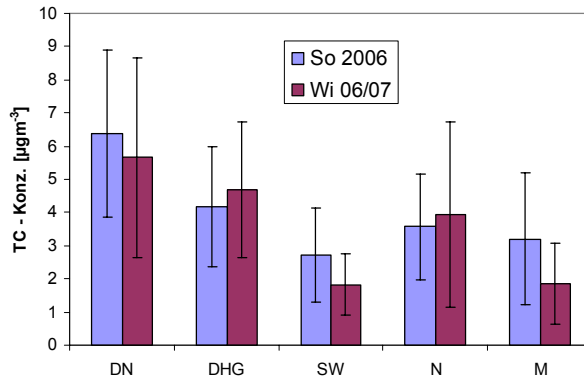


Abb. 3.2.3.1: TC-PM₁₀-Sommer/Winter-Vergleich (Impaktorproben)

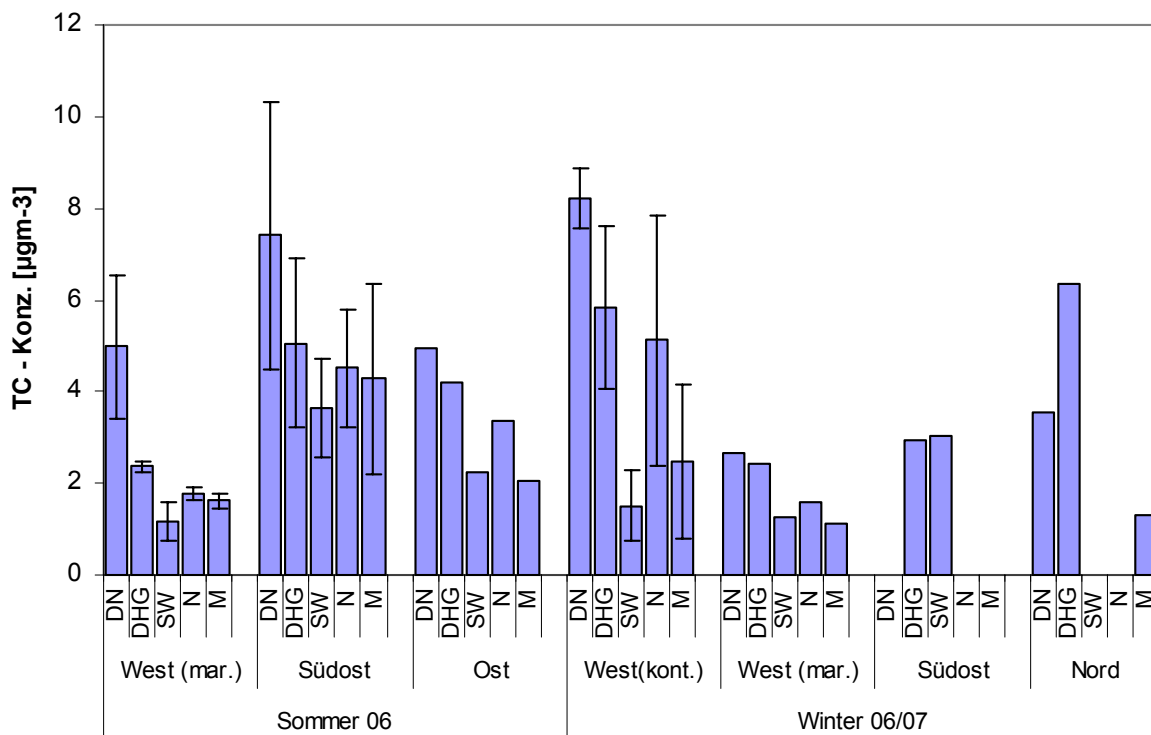


Abb. 3.2.3.2: TC-PM₁₀-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung (Impaktorproben)

Hier wird ebenfalls deutlich, dass in Bezug auf partikulären Kohlenstoff die sauberste Luft bei maritimer Westanströmung herangeführt wurde, während die Luft bei Südost-, Ost- oder kontinentaler Westanströmung wesentlich stärker verschmutzt war.

Der TC-Anteil an der Gesamtmasse (Summe der fünf Impaktorstufen) liegt mit Ausnahme von SW (West-kont.) zwischen 13 und 30%. Die Werte für alle fünf Stationen bei den verschiedenen Anströmungsrichtungen im Sommer und im Winter sind in Tabelle 3.2.3.1 zusammengefasst.

Tab. 3.2.3.1: TC-Anteil an der Gesamtpartikelmasse [%]

	DN	DHG	SW	N	M
Sommer 2006					
West (mar.)	22	16	13	14	19
Südost	19	20	14	20	21
Ost	18	17	15	17	13
Winter 2006/07					
West (mar.)	22	16	19	17	14
West (kont.)	29	28	36	25	21
Südost		15	14		

Bei westlich-maritimer Anströmung mit relativ sauberer Luft war der TC-Gehalt in DN im Vergleich zu den anderen Stationen am höchsten, vermutlich durch den direkten Verkehrseinfluss. Die lokale Herkunft dieser TC-Fraktion sollte sich aus der größen aufgelösten Analyse ergeben. Die höchsten Anteile erreichte TC bei westlich-kontinentaler Anströmung. Hier ist - wie auch bei Südost- und Ostanströmung- Ferntransport zu vermuten, der bei größen aufgelöster Analyse in den langlebigen Partikelgrößenklassen sichtbar werden dürfte.

Die größen aufgelöste Analyse ergibt für TC folgendes Bild (Abb. 3.2.3.3):

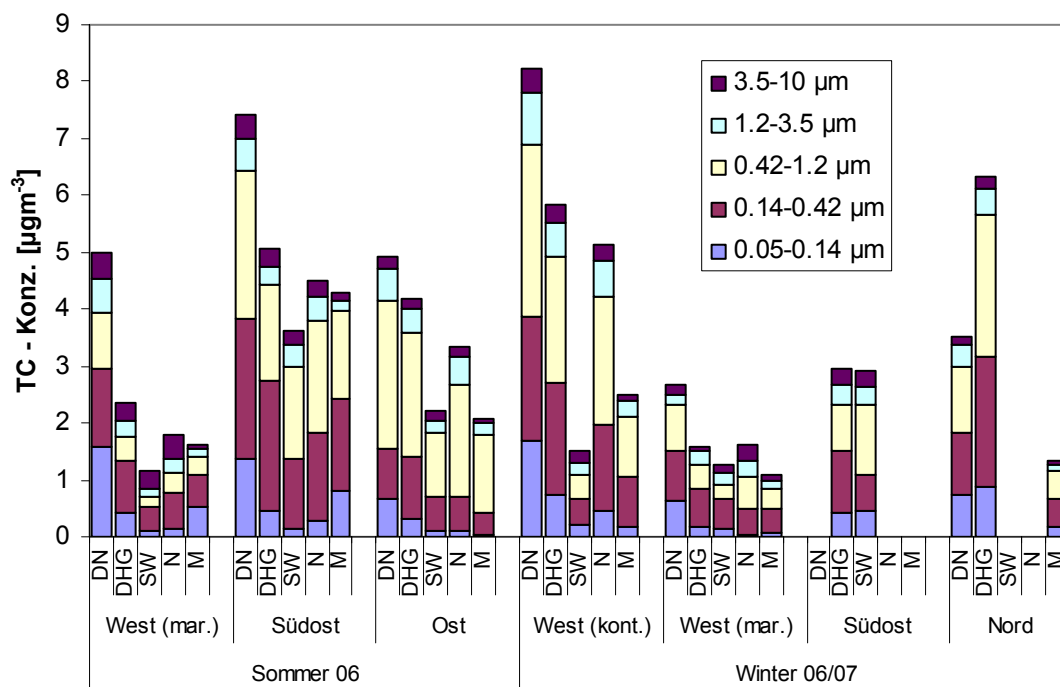


Abb. 3.2.3.3: TC (größen aufgelöst)-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung

Die höchsten TC-Konzentrationen wurden im Stationsvergleich bei allen Anströmungen mit Ausnahme der Nordanströmung an der Verkehrsstation DN gefunden. Bei Nordanströmung werden die Verkehrsemissionen in DN von der Messstation wegtransportiert, die Winter-Südostprobe von DN war nicht verwendbar.

Die TC-Gehalte der DN-Proben zeichneten sich durch einen besonders hohen Anteil an Ultrafeinpartikeln des Größenbereichs $D_{p_{aer}} = 0,05-0,14 \mu\text{m}$ aus (So 06 mit West(mar.) = 31,4%, Südost = 18,4% und Ost = 13,6%; Wi 06/07 mit West(kont.) = 25,3%, West(mar.) = 25,3% und Nord = 21,6%). Dies ist zweifellos auf direkte Verkehrsemissionen in unmittelbarer Nähe zurückzuführen. Die Hintergrundstationen bewegten sich meist im einstelligen Bereich bis hinunter zu 2,3% (M im So 06 bei Ostanströmung), jedoch zeigten die M-Proben des So 06 bei West(mar.)- und Südostanströmung TC-Anteile, die den DN-Proben fast gleich waren. Möglicherweise sind hier die Ursachen in den Aktivitäten der umliegenden Landwirtschaftsbetriebe zu suchen.

Besonders auffällig sind die Anteile der langlebigen Partikelgrößenfraktionen mit $D_{p_{aer}} = 0,14-0,42$ und $0,42-1,2 \mu\text{m}$. Diese Fraktionen können infolge ihrer Lebenszeit von bis zu mehr als 10 Tagen über weite Entfernungen transportiert werden. Möglicherweise ist ein solcher Effekt noch bei Nordanströmung an der urbanen Hintergrundstation DHG zu erkennen. Der Anteil dieser „Transportfraktion“ an der TC-Konzentration war besonders bei Südost- und Ostanströmung dominierend, aber auch bei kontinentaler Westanströmung sehr hoch. Im Winter ist auch die direkte Emission von Partikeln im Größenbereich von $0,42-1,2 \mu\text{m}$ aus Braunkohlenfeuerungen möglich, die aber in den letzten Jahren merklich abgenommen hat. Die Anteile der Transportfraktion (Bereich $0,14-1,2 \mu\text{m}$) am Gesamt-TC sind in Tabelle 3.2.3.2 dargestellt.

Tab. 3.2.3.2: Anteil der langlebigen Partikelfraktion ($0,14-1,2 \mu\text{m}$) am Gesamt-TC [%]

	DN	DHG	SW	N	M
Sommer 2006					
West(mar.)	48	56	53	56	53
Südost	68	78	79	78	73
Ost	70	79	77	77	85
Winter 2006/07					
West(mar.)	67	72	67	76	81
West(kont.)	65	71	59	74	80
Südost		70	70		
Nord	67	78			79

Bei westlich-maritimer Anströmung im Sommer war der TC-Anteil der Größenfraktion von 0,14-1,2 μm am niedrigsten, betrug aber trotzdem reichlich die Hälfte der Massekonzentration. Nur an Station DN lag er unter 50%. Bei den anderen Anströmungsrichtungen lag dieser Anteil bei zwei Dritteln bis vier Fünfteln, Ausnahmen sind SW (West-kont.) mit 59% und M (Ost) mit 85%. Daraus wird ersichtlich, dass der Ferntransport von TC bei allen Anströmungsrichtungen eine dominierende Rolle spielte, nur bei westlich-maritimer Anströmung machten sich lokale Quellen stärker bemerkbar.

Die Grobpartikelfraktion ($D_{\text{p aer}} = 1,2\text{-}10 \mu\text{m}$) machte im Mittel $< 20\%$ des Gesamt-TC aus und bewegt sich zwischen 7,5% (M, So 06, Südost) und 39,5% (N, Wi 06/07; West-mar.).

Die TC-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung zeigten beträchtliche Differenzen, die auch statistisch signifikant sein konnten, wenn die Probenanzahl diese Berechnung erlaubte (vgl. Abb. 3.2.3.2). So war etwa im Sommer 2006 die TC-Konzentration bei Südostanströmung an allen Stationen signifikant höher als bei westlich-maritimer Anströmung, ausgenommen DN, wo der direkte Verkehrseinfluss nivellierend wirkte. Die TC-Differenz zwischen westlich-maritimer (Sommer 2006) und westlich-kontinentaler (Winter 2006/07) Anströmung war an den Stationen DN und DHG signifikant, nicht jedoch an den Stationen SW, N und M. Leider können hier keine Werte aus gleichen Jahreszeiten verglichen werden, daher dürfte in Anbetracht der Signifikanzen im urbanen Bereich der private Hausbrand dort trotz des milden Winters (vgl. 2.4.2.) eine Rolle gespielt haben.

Bei kontinentaler Ost- bzw. Westanströmung lagen die TC-Konzentrationen an der Station N weit über denen der anderen beiden Hintergrundstationen und näherten sich der urbanen Hintergrundstation DHG an. Der TC-Wert in N betrug bei Ostanströmung am 15.10.2006 fast 80% des DHG-Wertes, wobei an beiden Stationen der Anteil der langlebigen Partikel (0,14-1,2 μm) ebenfalls ca. 80% des Gesamt-TC ausmachte. In dieser Situation war der dominierende Anteil des Langstreckentransports deutlich erkennbar. Langstreckentransport kam jedoch auch in Gegenrichtung vor. Bei kontinentaler Westanströmung am 02.12.2006 erschienen die TC-Werte in DN (7,77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), DHG (7,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und N (7,04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sehr ähnlich. Auch hier macht die „Transportfraktion“ etwa 80% der TC-Gesamtkonzentration aus. Die beiden übrigen Hintergrundstationen liegen mit ihren TC-Werten deutlich niedriger, so dass der Eindruck eines verbundenen Flusses zwischen DN, DHG und N entsteht, der die beiden nördlich (M) bzw. südlich (SW) gelegenen Stationen nicht erreicht.

Die Betrachtung der verschiedenen Wochentage ist schwierig, weil meist zu kleine Fallzahlen für gleiche Bedingungen vorliegen, so dass oft nur Einzelfälle gegenüber gestellt werden

können. Beispielsweise zeigt der Vergleich von Werktag und Samstag für Sommer 2006 bei westlich-maritimer Anströmung, dass an Station DN am Samstag nur 64% der werktäglichen TC-Konzentration erreicht wurden, während an den Hintergrundstationen etwa 90% (87-93%) gefunden wurden, abgesehen von SW (60%). Bei Südost-Anströmung im Sommer 2006 konnte ein TC-Mittelwert aus drei Werktagen einem Sonntagswert gegenüber gestellt werden. Der Sonntagswert erreichte an den urbanen Stationen etwa 50% (47-52%) des Werktagsniveaus, an den Hintergrundstationen etwa 60%, abgesehen von N (83%). Für zuverlässigere Aussagen sind aber wesentlich mehr Messdaten erforderlich.

Die Differenzen der TC-Konzentrationen in den einzelnen Partikelgrößenbereichen zwischen Winter und Sommer sind in Abbildung 3.2.3.4 dargestellt. Negative Werte entstehen, wenn die Sommer- höher als die Winterkonzentrationen ausfallen. Auch dies ist hier meist eine Folge ungenügender Ereigniszahlen.

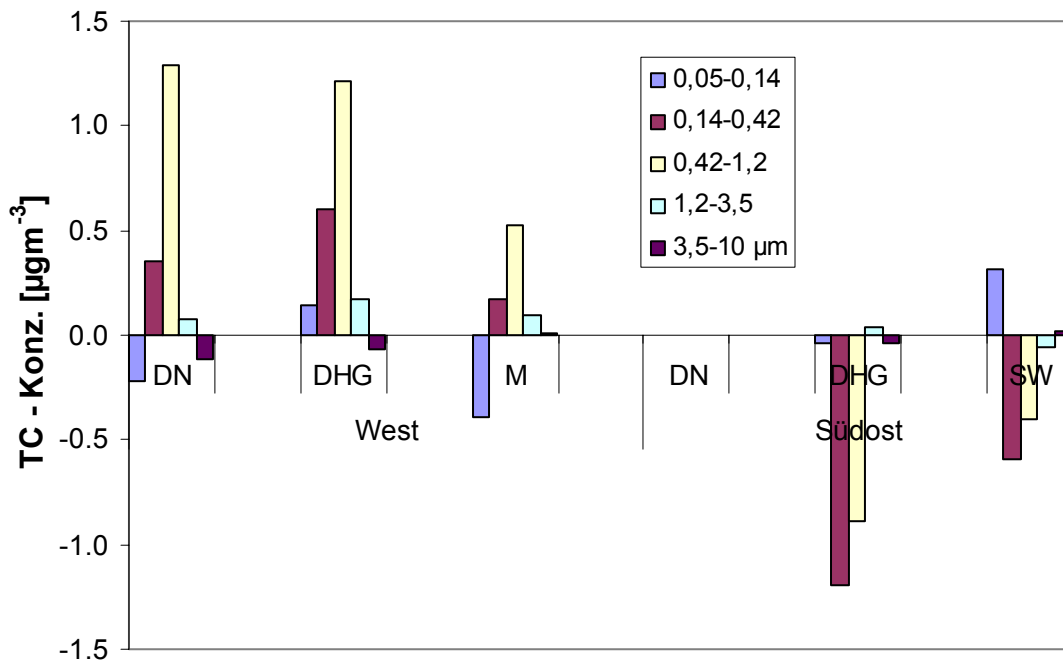


Abb. 3.2.3.4: Differenz der partikulären TC-Konzentration zwischen Winter und Sommer bei verschiedenen Anströmungen

Für den westlichen Anströmungsbereich ist ersichtlich, dass vor allem die Bereiche von $D_{p_{aer}} = 0,14-0,42 \mu\text{m}$ und besonders von $0,42-1,2 \mu\text{m}$ an den unterschiedlichen TC-Werten beteiligt sind. Diese Fraktionen werden überwiegend gebildet aus Ferntransportanteilen und lokalen Hausbrandemissionen.

Die Konzentrationen der OC- und EC-Fraktion werden in Abbildung 3.2.3.5 dargestellt.

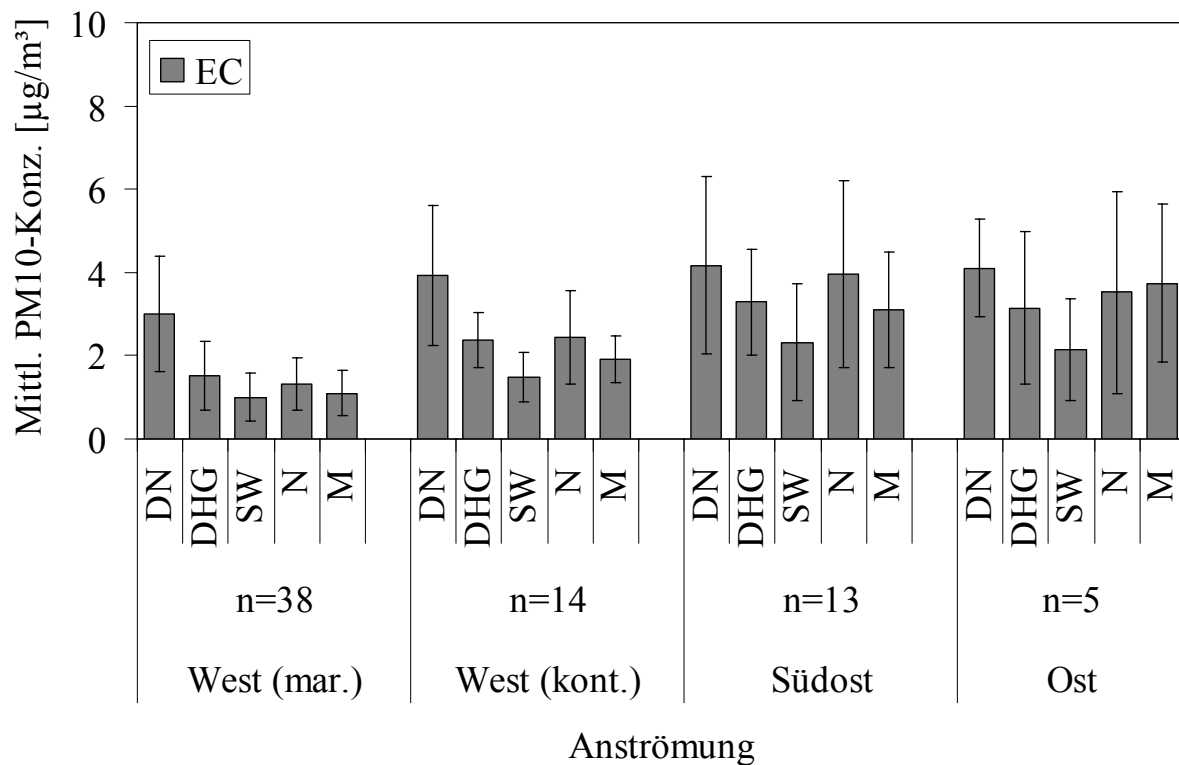
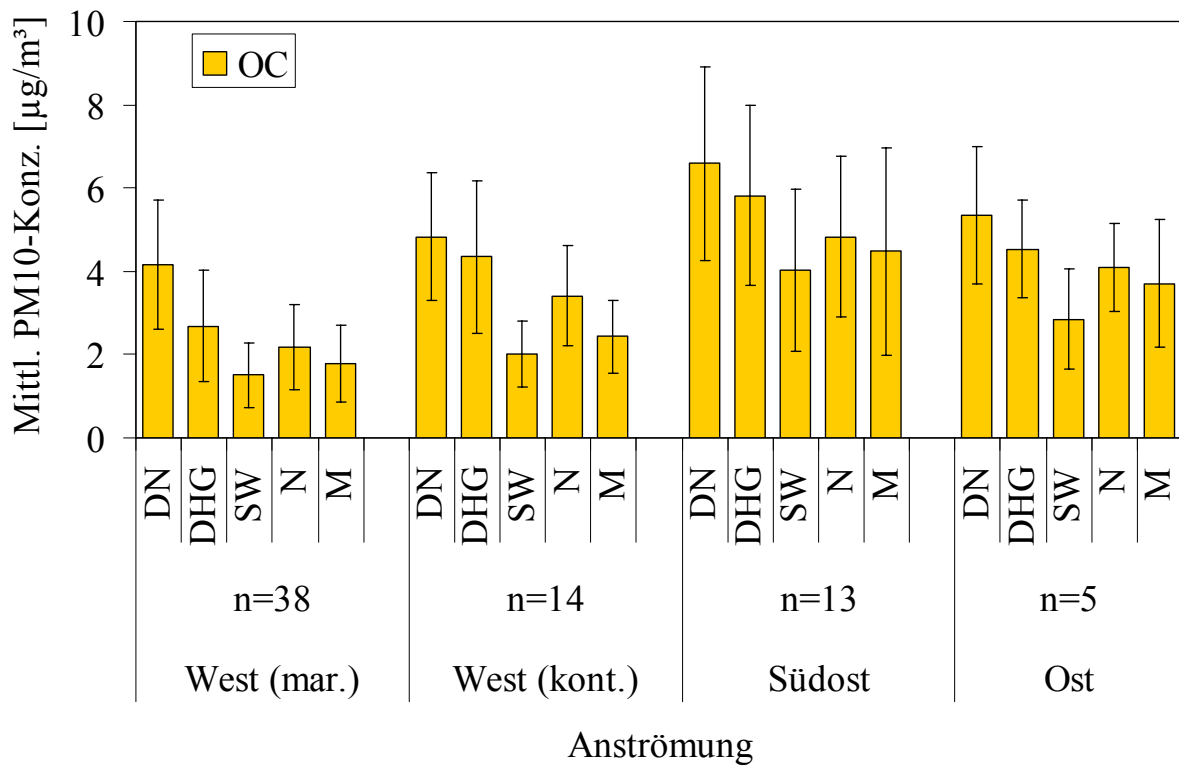


Abb. 3.2.3.5: PM₁₀-OC/EC-Sommer/Winter-Vergleich nach Anströmung (Impaktorproben)

Obwohl die Konzentrationen der OC- bzw. EC-Fraktion natürlich geringer waren, stimmen sie mit dem Muster der TC-Werte gut überein (bei TC wurde im Winter West-mar. und -kont. getrennt), so dass keine grundsätzlich anderen Aussagen als bei der TC-Diskussion gemacht werden müssen.

Die OC/EC-Verhältnisse lagen für Summenproben (Summe der Impaktortufen 1-5: PM₁₀) zwischen 0,55 und 2,18. Diese Werte erscheinen niedrig im Vergleich zu anderen mit thermo-optischen Methoden durchgeführten Untersuchungen, da die hier angewandte Methode ohne optische Korrektur auf mögliche Verkohlungsprozesse während der OC-Analyse zur Unterbestimmung von OC und damit korrespondierend zur Überbestimmung von EC neigen kann. Die hier erhaltenen Werte sind jedoch konsistent mit den bei früheren Projekten für das LfUG erhaltenen Werten (Hermann et al., 2006a), die u.a. dazu benutzt wurden, eine plausible Quellenzuordnung ohne weitere Hilfsmittel aus den größen aufgelösten Messwerten an verschiedenen belasteten Orten zu unterschiedlichen Jahreszeiten zu berechnen.

Im Sommer 2006 betrug das OC/EC-Verhältnis der Summenprobe für die Verkehrsstation DN bei Westanströmung 0,55, bei Südostanströmung 0,65 und bei Ostanströmung 0,74. Die dazugehörigen Hintergrundstationen wiesen OC/EC-Verhältnisse von 1,87 (M), 1,10 (SW) sowie 0,74 (N) auf. Daraus wird ersichtlich, dass bei Westanströmung der EC-Gehalt der Luft am geringsten war und erst der lokale Verkehr in DN für den niedrigen OC/EC-Wert sorgte. Bei Ostanströmung dagegen wies der niedrige OC/EC-Quotient schon an der Hintergrundstation darauf hin, dass EC aus dem Langstreckentransport stammte und über die Grenze eingetragen wurde. Bei Südostanströmung lagen die Verhältnisse etwa in der Mitte zwischen diesen beiden Fällen.

Bei größen aufgelöster Betrachtung ist festzustellen, dass für die Ultrafeinpartikel (0,05-0,14 µm) das OC/EC-Verhältnis in DN mit 0,37 (West), 0,32 (Ost) und 0,44 (Südost) im Sommer tiefer lag als der Summenwert, was auf die direkten Emissionen kleiner Rußpartikel durch den Verkehr hinweist. Im Größenbereich 0,42-1,2 µm lagen die OC/EC-Werte in DN bei den verschiedenen Anströmungen mit 0,6-0,7 auch noch deutlich unter dem Einfluss der Verkehrsemissionen (in DHG als urbanem Hintergrund sind die Werte höher), wobei hier gealterte Rußpartikel, die durch Koagulationsprozesse aus dem Aitken-Mode herausgewachsen sind, als auch direkte Hausbrandemissionen (die sich aber auch in DHG auswirken) in Frage kommen können. Im Grobpartikelbereich waren die OC/EC-Verhältnisse wesentlich höher, für DN etwa im Bereich von 1,1 bis 3,0. Vereinzelt wurden auch zweistellige Werte festgestellt (z.B. DN bei nördlicher Anströmung im Winter: OC/EC = 16,3), die jedoch mit Vorsicht zu betrachten sind, da immer das ungelöste Problem der

exakten analytischen OC/EC-Trennung hineinspielen kann. Allgemein war jedoch der Anteil der OC-Fraktion auf den groben Partikeln höher als auf den feinen Partikeln, im Sommer mehr als im Winter. Dies spricht für biogene Emissionen, besonders Pflanzenabrieb, Abrieb und Aufwirbelung von Detritus sowie in der Luft verfrachtete Bakterien, Sporen und Pilze, die hauptsächlich aus organischem Kohlenstoff bestehen und sich in der OC-Fraktion bzw. im OC/EC-Verhältnis manifestieren.

Für eine grobe Abschätzung der natürlichen Anteile im durch den Verkehr aufgewirbelten Straßenstaub des Größenbereichs $D_{p_{aer}}=1,2-10 \mu\text{m}$ auf den Stufen 4 und 5 wird deshalb die OC-Konzentration (Mittelwerte der ausgewählten Sommer-(n=7) und Winter-(n=5) Ereignisse) herangezogen. Die Differenz zwischen urbaner Verkehrs- und Hintergrundstation kann dabei dem lokalen Verkehr zugeordnet werden (vgl. Kap. 4), während der OC-Anteil der urbanen Hintergrundstation hauptsächlich aus den o.g. natürlichen Quellen stammen sollte. Dies ist umso wahrscheinlicher, je mehr sich die OC-Werte der urbanen und der im Umland liegenden regionalen Hintergrundstation gleichen. Für die Stationen SW und N war das hier der Fall, die weiter entfernt liegende Station M fiel dagegen etwas ab (Tab. 3.2.3.3). Andere mögliche Quellen wie etwa Hausbrand treten vor allem im Bereich der Stufe 3 in Erscheinung, und Reifenabrieb als Quelle von Grobpartikeln enthält hauptsächlich EC in Form von bei der Produktion zugesetzter Rußbeimengungen. Die OC-Konzentration der Station DHG auf den Stufen 4 und 5 wurde also als natürlicher Anteil der Masse an Station DN auf den gleichen Stufen betrachtet. Diese Annahme wird unterstützt durch den hohen CPI-Wert der Alkane im Grobpartikelbereich (vgl. Kap. 3.2.5.), die jedoch selbst nur geringfügig zur Gesamtmasse beitragen.

Tab. 3.2.3.3: OC- und Massekonzentration im Grobstaubbereich (1,2-10 μm)

[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		DN		DHG		SW		N		M	
		So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi	So	Wi
St.4	PM	7,51	3,94	3,59	2,48	2,88	0,91	3,07	2,44	1,60	1,35
	OC	0,36	0,44	0,28	0,32	0,22	0,18	0,30	0,29	0,14	0,13
St.5	PM	5,21	2,15	3,20	1,20	2,33	0,86	2,64	0,95	0,74	0,31
	OC	0,22	0,21	0,23	0,17	0,19	0,15	0,24	0,18	0,08	0,06

Bezogen auf die jeweilige Stufenmasse ergaben sich demzufolge an Station DN im Sommer 3,7 % OC auf Stufe 4 und 4,2 % auf Stufe 5, im Winter 8,1 % auf Stufe 4 und 7,9 % auf Stufe 5. Die Massenmittelwerte der ausgewählten Ereignisse für diese Stufen sind ebenfalls in Tabelle 3.2.3.3 zusammengefasst. Bezogen auf die mittlere Gesamtmasse an Station DN (So:

34,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Wi: 19,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ergaben sich für OC auf Stufe 4 nur 0,8 % im Sommer und 1,6 % im Winter, auf Stufe 5 nur 0,6 % im Sommer und 0,9 % im Winter. Die hier als natürlicher Anteil angesehene OC-Fraktion macht also einen moderaten Teil der Masse im Grobstaubbereich, aber nur einen geringen Teil der Gesamtmasse an Station DN aus. Welche anderen Partikelbestandteile außer dem biogenen OC im aufgewirbelten Straßenstaub natürlichen Ursprungs sein könnten, müsste noch genauer festgestellt werden (vgl. S. 242).

3.2.4. Metalle

Die Metallbestimmungen wurden für die Stationen DN, DHG und die jeweilige Bezugsstation gemäß der Anströmungsrichtung durchgeführt. Die partikulären Metallkonzentrationen der einzelnen Messtage sind im Tabellenanhang (Los 2, Tabelle 19) aufgeführt. Für die Anströmung Südost im Winter gibt es keine Metallmessungen, da dieser Messtag (30.12.06) erst nachträglich analysiert wurde. Die Metallmessungen waren da schon abgeschlossen.

In Abbildung 3.2.4.1 sind die mittleren Konzentrationen des Halbmetalls Silizium (Si) sowie der Metalle Eisen (Fe), Aluminium (Al) und Titan (Ti) dargestellt.

Partikuläres Silizium, Aluminium, Eisen und Titan sind hauptsächlich geogenen Ursprungs (Swietlicki and Krejci, 1996; Fernandez et al., 2000). In der Erdkruste ist Si mit 25,8 % das zweithäufigste Element, gefolgt von Al (7,5 %) und Fe (4,7 %). Ti findet sich mit 0,6 % auf Rang 10. Anthropogene Quellen sind die Kohleverbrennung (Eisen und Titan) sowie an innerstädtischen Straßen Abrieb von Straßenbahnschienen (Eisen).

Die höchsten Konzentrationen an allen Stationen wurden im Grobstaubbereich ($D_{p(aer)}=1,2-10 \mu\text{m}$, Stufen 4 und 5) mit weit mehr als 50 % gefunden, was vor allem auf lokale Quellen hinweist (Kruste, Aufwirbelung, Bauarbeiten, Kohleverbrennung). Die Station Dresden Nord (verkehrsbelastet) zeigte bei allen Kriterien (Anströmung, Sommer, Winter) die höchsten Metallkonzentrationen. Ein Teil der hohen Konzentrationen an der Station DN im Sommer muss den Bauarbeiten (Aufwirbelung bei Erdarbeiten) an dieser Station zugeschrieben werden.

Die Konzentrationen von Si (Mittelwert über alle Größenbereiche: 85 ng/m^3 , Maximum: 600 ng/m^3), Fe (Mittelwert über alle Größenbereiche: 52 ng/m^3 , Maximum: 200 ng/m^3) und Al (Mittelwert über alle Größenbereiche: 56 ng/m^3 , Maximum: 300 ng/m^3) lagen ca. eine Größenordnung höher als die Ti-Konzentrationen (Mittelwert über alle Größenbereiche: 3 ng/m^3 , Maximum: 16 ng/m^3).

Die Hintergrundstationen (SW, M, N) und auch die urbane Hintergrundstation wiesen deutlich geringere Metallkonzentrationen auf (zwischen 20 und 40 %) als die Station DN.

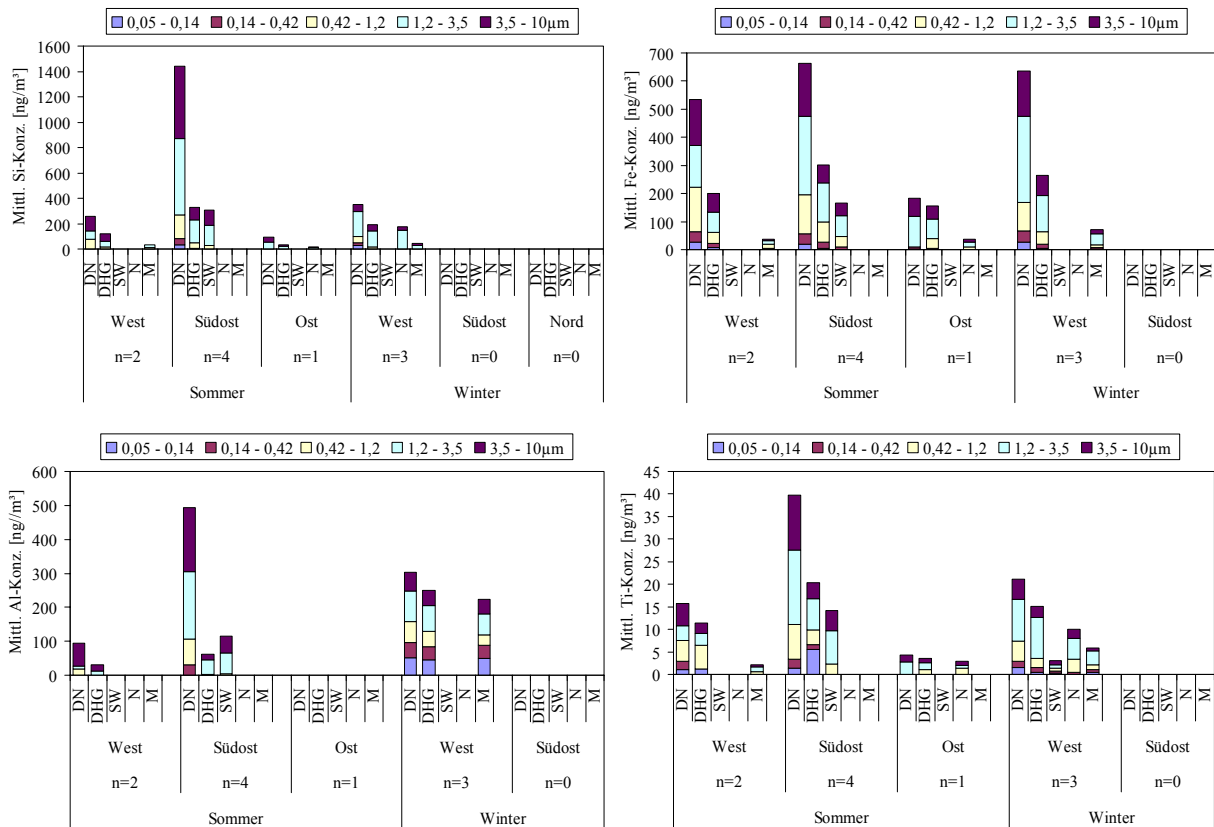


Abb. 3.2.4.1: Mittlere partikuläre Konzentration der Metalle Silizium, Eisen, Aluminium und Titan nach Anströmung sowie Sommer und Winter

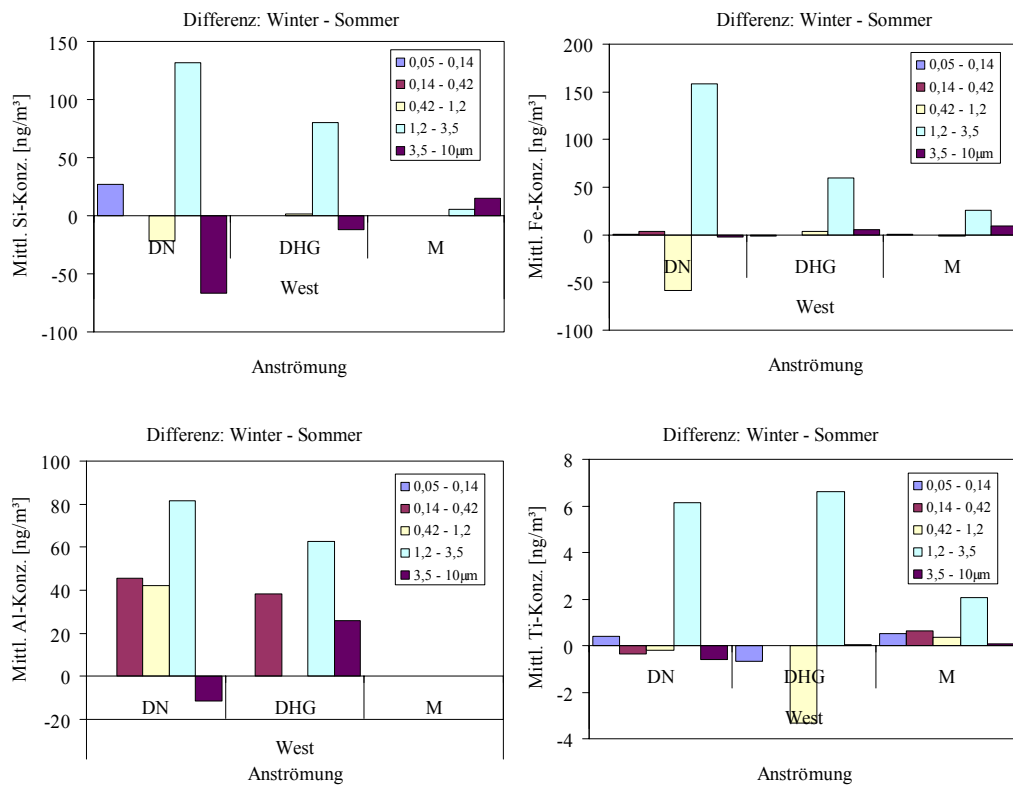


Abb. 3.2.4.2: Winter-Sommer-Differenzen der mittleren Metallkonzentrationen der Partikel

Der Sommer/Winter-Vergleich ergibt vor allem im Größenbereich ($D_{p(aer)}=1,2-3,5 \mu\text{m}$, Stufe 4) höhere Konzentrationen aller vier Metalle im Winter (siehe Abbildung 3.2.4.2). Hier könnten Emissionen aus Heizungsanlagen eine Rolle spielen.

3.2.5. Alkane und PAK

Die Messung der Alkane ist an allen Stationen stets ohne Probleme möglich gewesen, während die PAK-Bestimmung besonders im Sommer an den Hintergrundstationen häufig zu Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze bzw. darunter führte. Die Ergebnisse der ausgewählten Messtage sind in den Tabellen 7 bis 18 des Ergebnisteils zu finden.

Der Eintrag von Alkanen und PAK in die Stadt Dresden und die Beiträge des städtischen Hintergrundes bzw. des Verkehrs sind in den Abbildungen 3.2.5.1. und 3.2.5.2. in Abhängigkeit von der Jahreszeit und der Luftmassenherkunft dargestellt. Dabei sind alle 12 Messungen, die die Auswahlkriterien für geeignete Messtage erfüllten, berücksichtigt worden (Sommer: Ost: 1 Tag, West: 2 Tage, Süd: 4 Tage; Winter: West: 3 Tage, Nord: 1 Tag, Südost: 1 Tag).

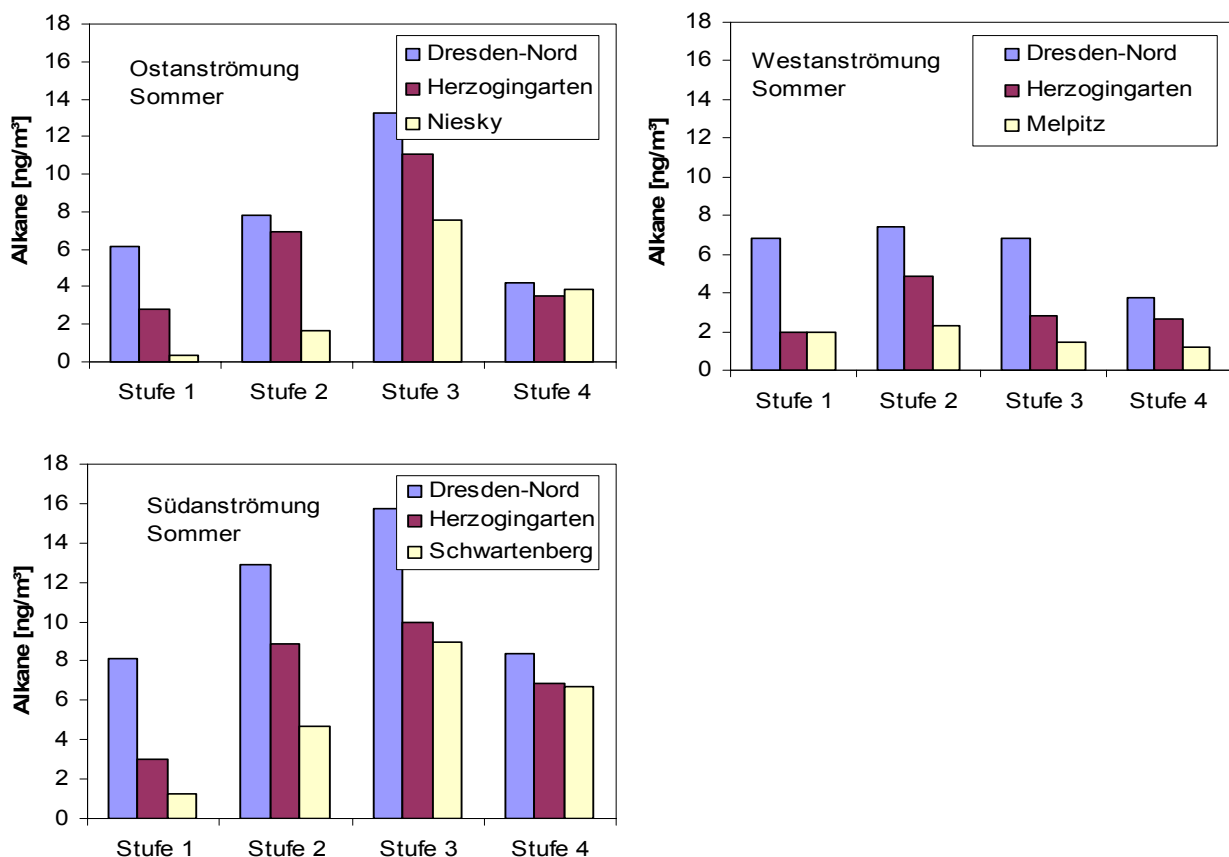


Abb. 3.2.5.1: Summe der Alkankonzentrationen in Abhängigkeit von der Luftmassenherkunft im Sommer (Mittelungen über alle Messungen, die die Auswahlkriterien erfüllten)

Während der Sommermessperiode lieferte der regionale Hintergrund erhebliche Anteile der in der Stadt gemessenen Alkane, die in hohem Maße aus biogenen Quellen stammten. Die Bestimmung der CPI-Werte (Herrmann et al., 2006) lieferte für die Stufen drei und vier des Impaktors Werte zwischen 2 und 5, während für die Stufen 1 und 2 an den Messstellen der Stadt Werte zwischen 1 und 2 auf erhebliche Verkehrsanteile hinweisen. Die geringsten Alkankonzentrationen wurden bei Westanströmung gemessen, während bei südlicher Luftmassenherkunft die höchsten Werte gemessen wurden. Erwähnenswert ist die relativ hohe Alkankonzentration auf Stufe 1 in Melpitz, was durch Verkehrsemissionen der B87 und von Leipzig beeinflusst wird. Der städtische Kfz-Verkehr lieferte auf den Stufen 1-3 erhebliche Anteile der gemessenen Alkankonzentration, die größten Anteile wurden bei Westwinden gefunden, da nur geringe Beiträge mit dem Ferntransport nach Dresden gelangen.

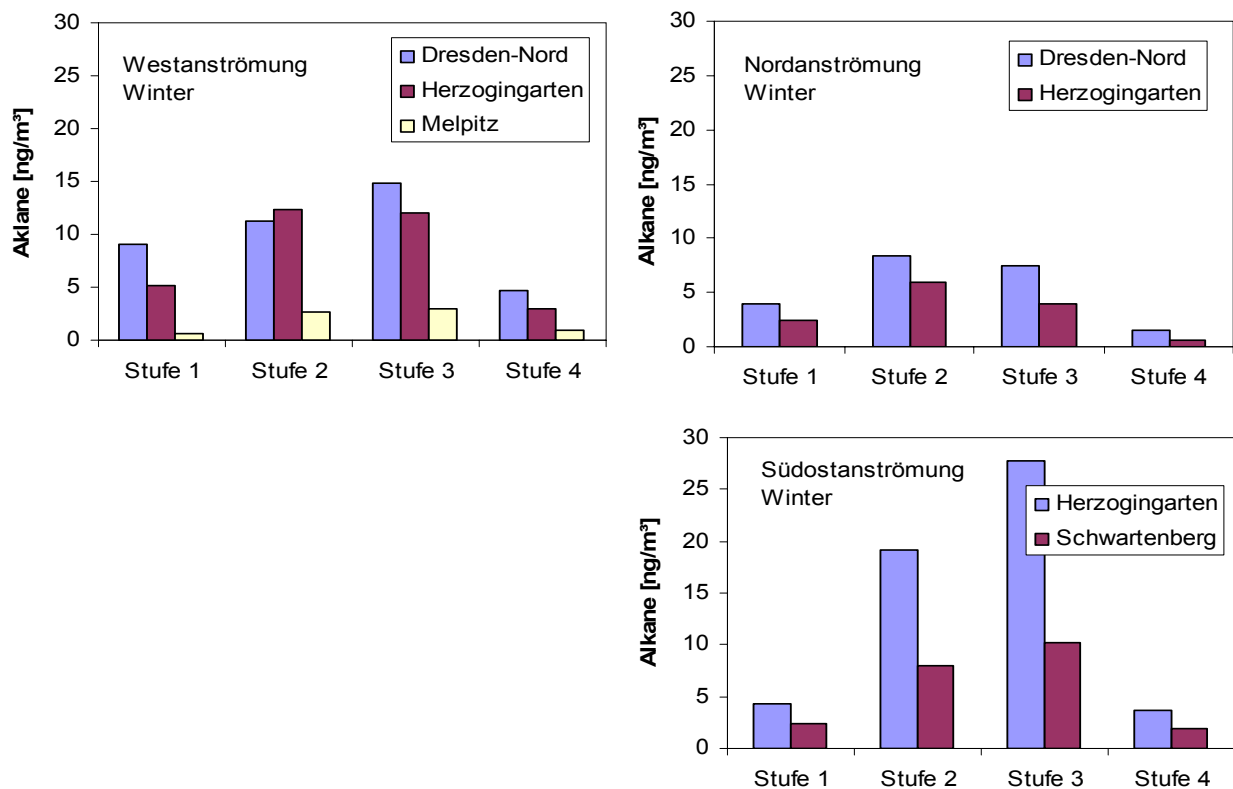


Abb. 3.2.5.2: Summe der Alkankonzentrationen in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung im Winter

Während der Wintermesskampagne konnte keine Ostanströmung beobachtet werden. Für den Vergleich der Jahreszeiten waren deshalb nur die Westanströmung und bedingt die Südostanströmung (hier gibt es jedoch nicht von allen Stationen Messwerte) geeignet. Die winterlichen Alkankonzentrationen waren vor allem auf den Stufen 2 und 3 deutlich höher als die sommerlichen Werte. Ursache dafür waren vor allem die höheren städtischen

Emissionen aus Quellen, die nicht dem Verkehr zugeordnet werden (Heizung). Die Ferntransportkomponente war im Winter nicht größer als im Sommer. Die nur im Winter beobachtete Nordanströmung lieferte besonders niedrige Konzentrationen, die meteorologisch bedingt waren.

Wenn man das Muster der Alkanverteilung der sommerlichen (Abb. 3.2.5.3) und winterlichen (Abb. 3.2.5.4) Westlagen gemittelt betrachtet, sieht man zuerst, dass die biogenen Alkane C29 und C31 stets auffällig hoch sind. Dies gilt sowohl für Sommer als auch für Winter. Ursache dafür kann in den Grobstaubfraktionen Pflanzenabriebmaterial aus dem Straßenstaub sein, aber da sie auch in den feineren Partikeln in erhöhten Konzentrationen gefunden wurden, liegt nahe, dass andere Quellen zusätzliche Beiträge lieferten, vielleicht Schmierstoffe und die Holzverbrennung, deren Emissionen im submikronen Bereich liegen.

Der Vergleich der Stufe 1 im Sommer liefert den deutlichen Hinweis, dass die Alkane von C22 – C27 hier deutlich erhöht sind, was auf den direkten Verkehrseinfluss deutet. Während der Vergleich zwischen den Jahreszeiten bei den kleinsten Partikel an der Verkehrsstation kaum Unterschiede liefert, fällt auf, dass die Alkane C22 bis C27 im Winter an beiden Stationen der Stadt Dresden erheblich erhöht waren, was also auf Quellen in der Stadt zurückzuführen ist, die nicht unmittelbar dem Verkehr zuzuordnen sind.

Die Hintergrundstation Melpitz erreichte nur in Ausnahmen bei biogenen Alkanen die Konzentration der Stadtproben, was auch an der Vegetation (Grasland und Felder – keine Waldgebiete) westlich von Melpitz liegt.

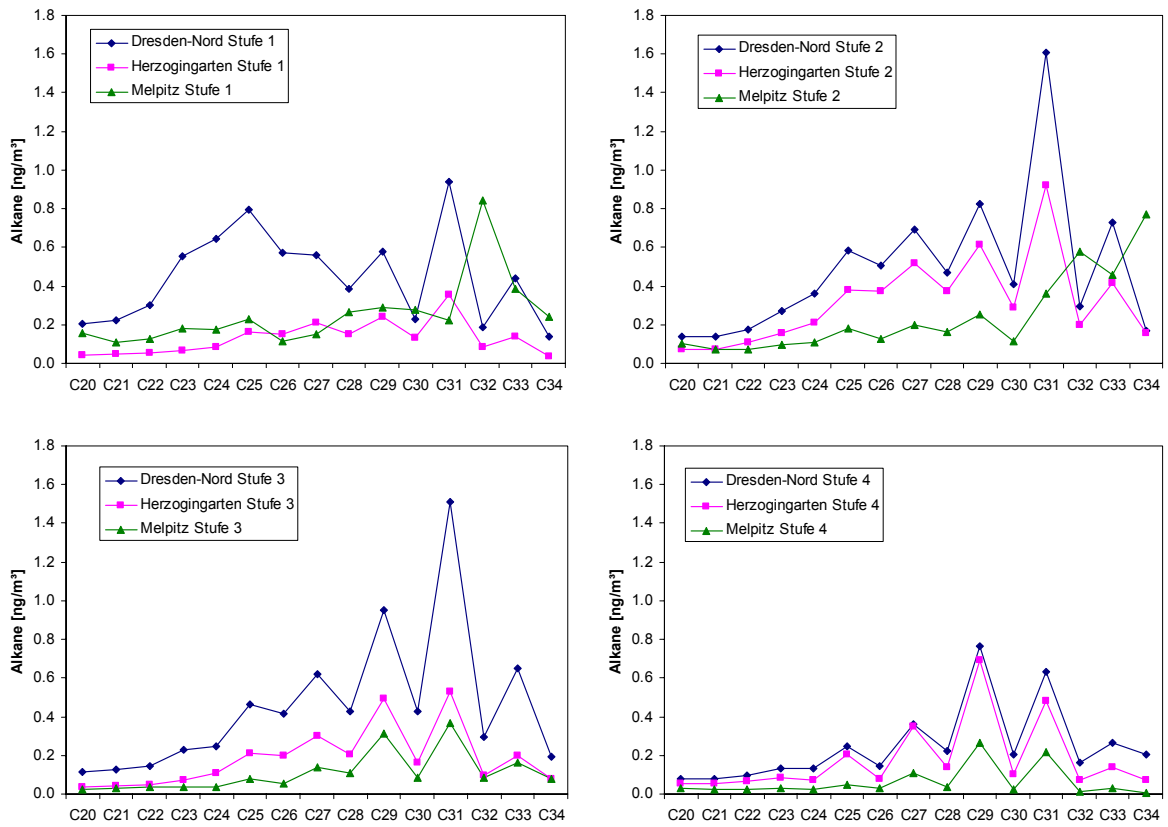


Abb. 3.2.5.3: Mittlere Alkanverteilung während der Sommermesskampagne bei Westanströmung auf den Impaktorstufen 1 bis 4

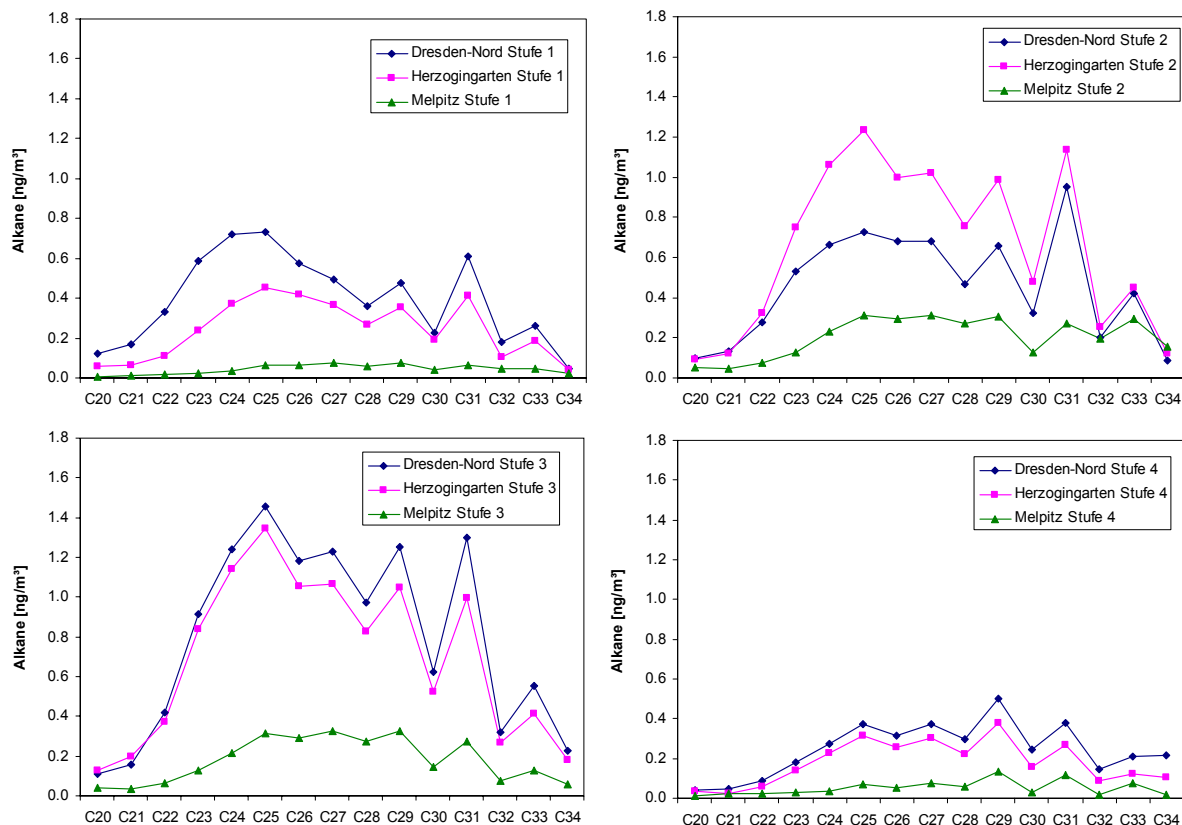


Abbildung 3.2.5.4: Mittlere Alkanverteilung während der Wintermesskampagne bei Westanströmung auf den Impaktorstufen 1 bis 4

Bei der am 17.09.2006 vorherrschenden Anströmung aus Südost war die Messstation Schwarzenberg die geeignete Hintergrundstation für Dresden (Abbildung 3.2.5.5 und 3.2.5.6). Die guten Korrelationen in allen Größenklassen sind ein Hinweis auf die gleiche Luftmasse an beiden Orten. Der Anstieg der Ausgleichsgeraden ist klein für Partikel, wo der Verkehr als Quelle von Alkanen eine wichtige Rolle spielt (Stufe 1 und in geringerem Maße auch Stufe 2). Auf Stufe 3 finden wir vorherrschend das langstreckentransportierte Hintergrundaerosol (Anstieg der Ausgleichsgerade nahezu 1). Das grobe Aerosol auf der Stufe 4 stammte zumeist aus nahen Quellen, die auf dem Schwarzenberg vor allem im biogenen Bereich zu beobachten waren (Wachse), während in Dresden diese auch vorhanden waren aber nicht eine so große Rolle spielten. Dafür werden Aufwirbelungen von Straßenstaub mit daran haftenden Wachsen und Schmierstoffen in Dresden zur Alkankonzentration im Grobstaub beitragen. Bei sehr hohem Korrelationskoeffizienten war der Anstieg der Ausgleichsgeraden in dieser Fraktion im Sommer sogar >1 .

Im Winter spielten Emissionen aus Verkehr und Heizungen sowie Ferntransporte die wichtigste Rolle für die Konzentration der Alkane. In allen Größenklassen ist eine sehr gute

Korrelation für die gemessenen Alkankonzentrationen zu beobachten, jedoch sind die Konzentrationen im städtischen Hintergrund stets um Faktor 2-3 größer als am Schwartenberg, was auf die größeren Heizungs- und Verkehrsemissionen in der Stadt zurückzuführen ist. Prinzipiell erreichte den Schwartenberg aber das gleiche Alkanspektrum, wie es in der Stadt Dresden beobachtet wurde, nur das Konzentrationsniveau war deutlich unterschieden. Ursache dafür ist auch die im Winter geringere Abbaurrate.

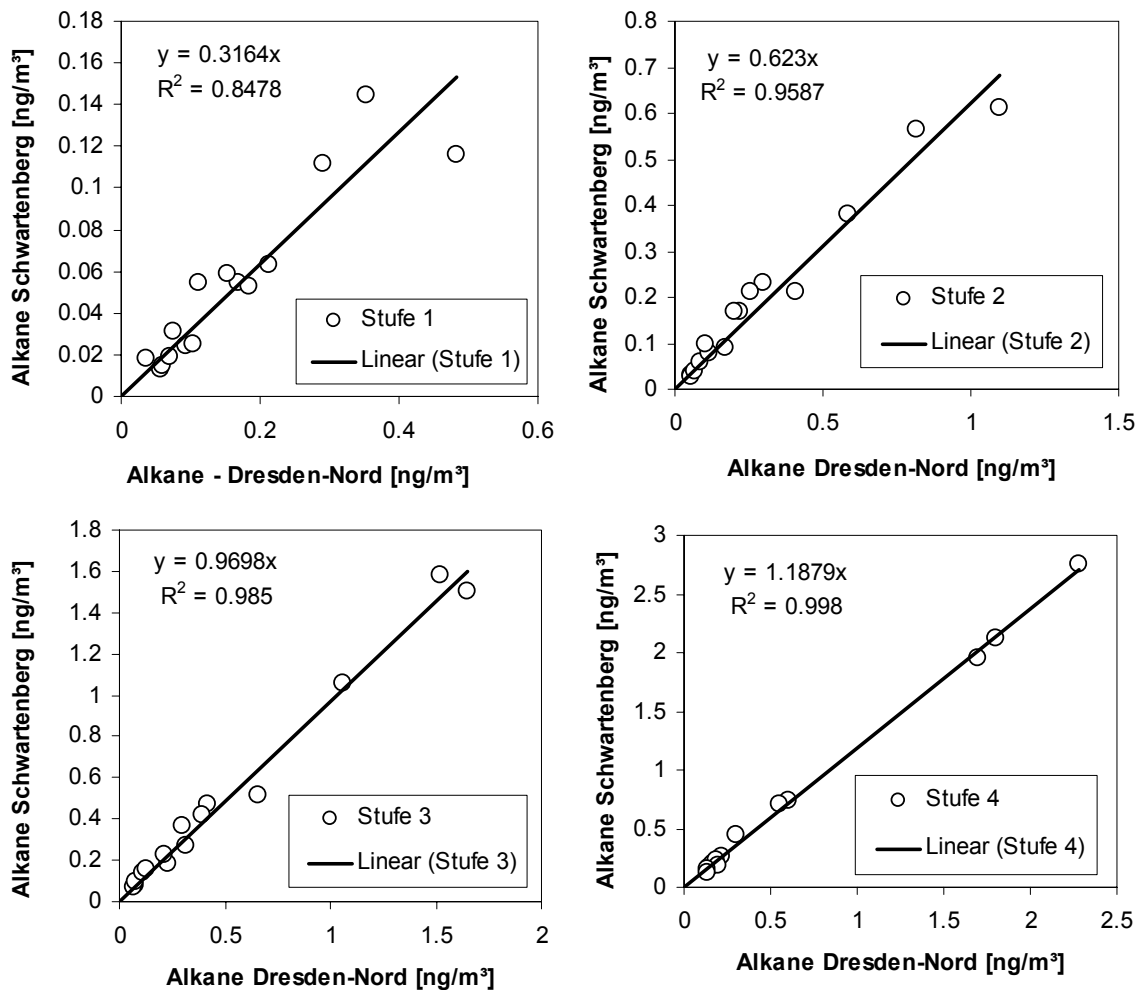


Abb. 3.2.5.5: x-y-Plots der Konzentrationen der Alkane (C₂₀-C₃₄) auf den vier kleineren Stufen des BERNER-Impaktors im Vergleich der Hintergrundstation Schwartenberg und der Verkehrsstation Dresden Nord am 17.09.2006

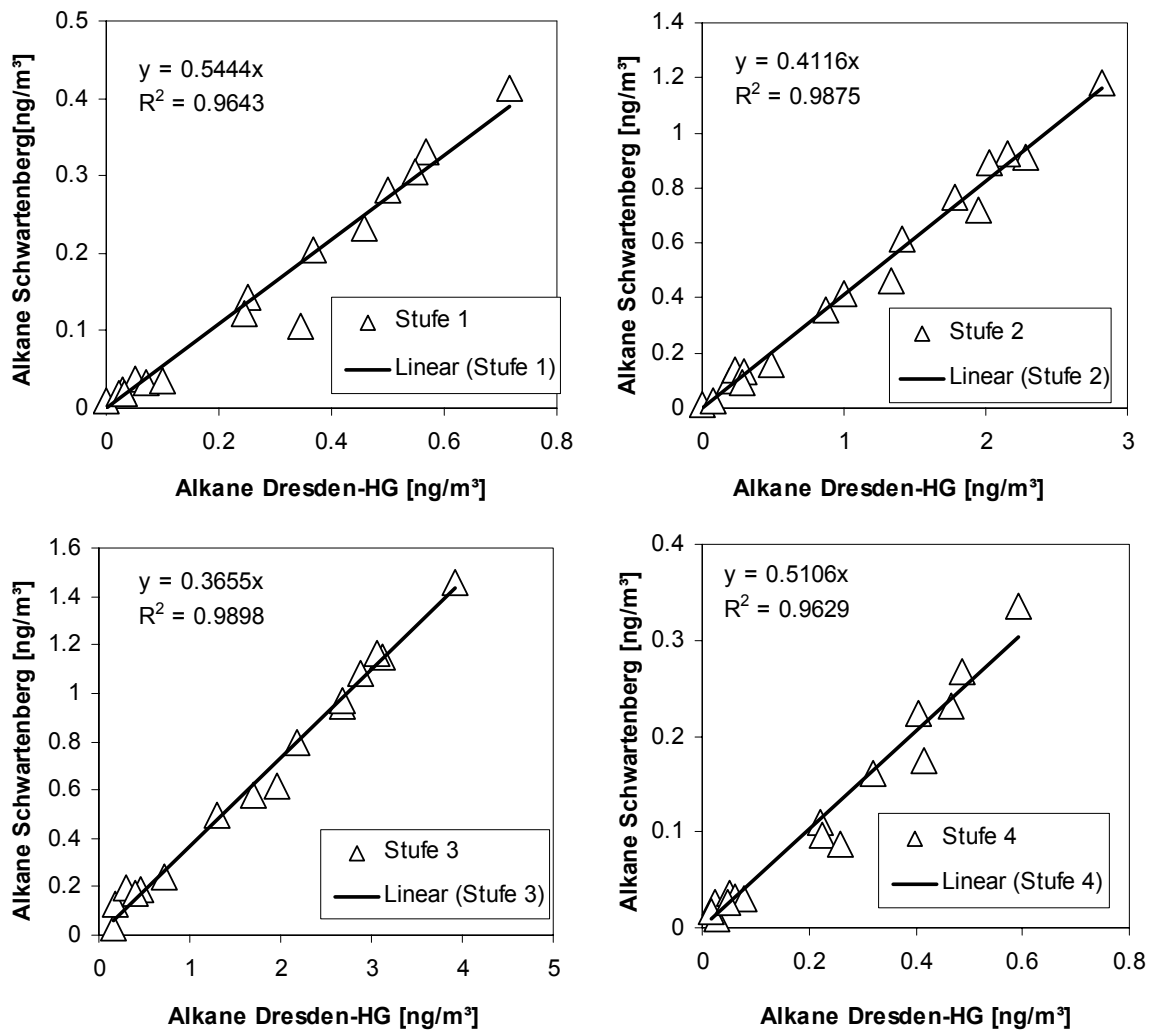


Abb. 3.2.5.6: x-y-Plots der Einzelalkankonzentrationen auf den vier kleineren Stufen des BERNER-Impaktors im Vergleich der Hintergrundstation Schwarzenberg und der städtischen Hintergrundstation Dresden HG am 30.12.2006

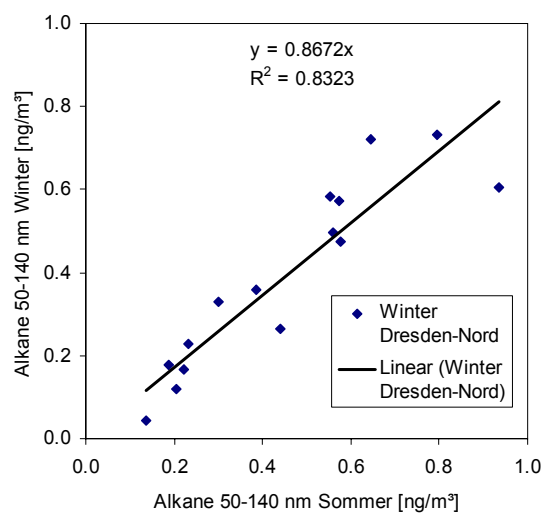


Abb. 3.2.5.7: x-y-Plot der Alkanemittelwerte der kleinsten Partikelklasse an der Station Dresden Nord – Vergleich Sommer-Winter

In Abb. 3.2.5.7. sind die Mittelwerte der gemessenen Alkankonzentration für die beiden Messperioden Sommer und Winter an der Station Dresden Nord als x-y-Plot dargestellt. In dieser Partikelgrößenklasse gab es da fast keine Unterschiede zwischen den Jahreszeiten. Die Dominanz des Verkehrs als Quelle für die Alkane auf den kleinsten Partikeln wird hiermit deutlich.

Der in Abb. 3.2.5.8 gezeigte x-y-Plot der PAK-Konzentrationen an den beiden Dresdner Messstationen zeigt sehr deutlich, dass die Konzentrationen auf Stufe 3 nicht so stark durch den Verkehr sondern mehr durch Heizung und Ferntransport bestimmt wurden. Das großräumig vorhandene Aerosol war hier bestimmend. Für die PAK sind diese Korrelationen an allen Wintertagen sehr gut für die Stufen 2 und 3. Bei den Stufen 1 und 4 ist die Korrelation stark variabel. An diesem Tage ist sie für Stufe 1 schlecht, was aber nicht prinzipiell der Fall war.

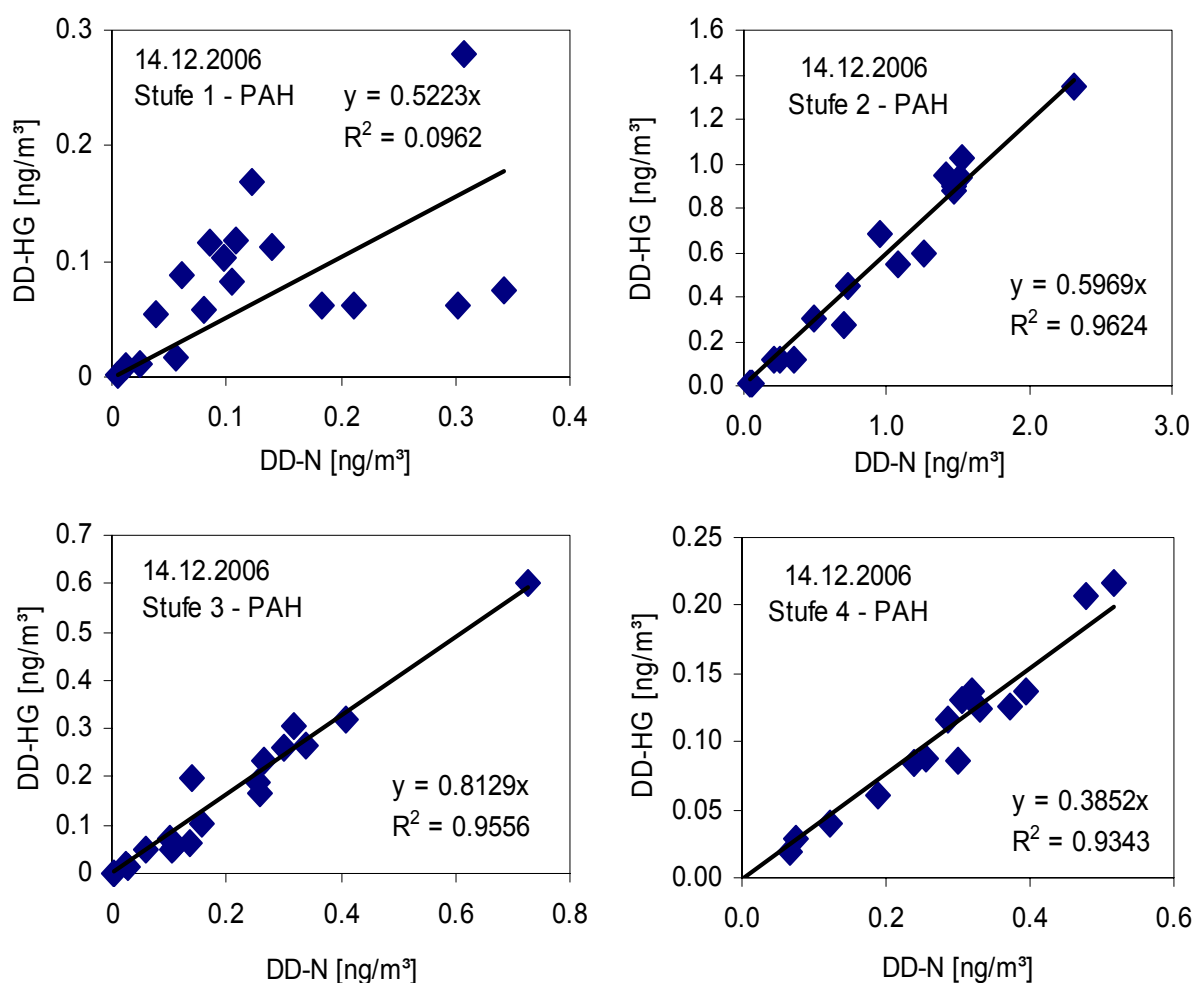


Abb. 3.2.5.8: x-y-Plots der PAK-Konzentrationen an den beiden Stationen in Dresden bei westlicher Luftmassenherkunft am 14.12.2006

In den anderen Größenklassen stellte der Verkehr die dominante Quelle der PAK dar. Kleine Partikel kommen in hohem Maße aus Primäremissionen während die Grobstaubpartikel aus aufgewirbeltem Staub stammen. Die schlechte Korrelation auf Stufe 1 ist nur mit unterschiedlichen Quellen erklärbar, während in den anderen Größenklassen offensichtlich an beiden Stationen eine stabile Mischung beobachtet wurde, die jedoch unterschiedlich stark Einfluss ausübte (Anstieg der Ausgleichsgeraden). An einigen Tagen wurde auch für die Stufe 1 eine gute Korrelation zwischen beiden Standorten beobachtet. Zwischen den ländlichen Hintergrundstationen und der Messstation Dresden Herzogingarten war die Korrelation immer dann gut, wenn eine Luftmasse beide Standorte beeinflusst hat.

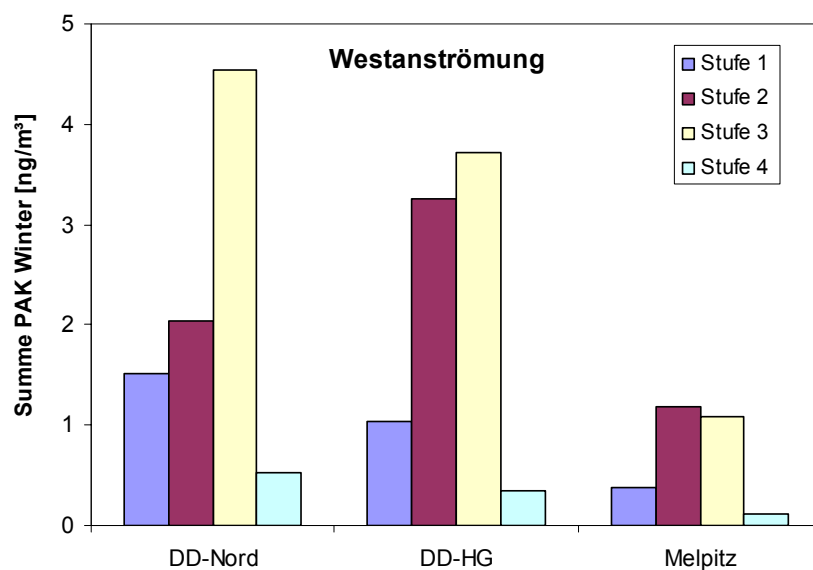


Abb.: 3.2.5.9: PAK-Verteilung über die Stufen des Berner-Impaktors (gemessen an der Hintergrundstation Melpitz und den beiden Dresdner Messstationen) als Mittel der drei winterlichen Westanströmungen

Der Hintergrund war bei dieser Anströmung (Abb. 3.2.5.9) nur mit weniger als 25 % der an der städtischen Hintergrundstation gemessenen Konzentration beteiligt. Die PAK wurden also zu wesentlichen Anteilen durch innerstädtische Quellen emittiert.

3.3. Physikalische Partikelcharakterisierung

3.3.1. Grundlegende Phänomenologie

3.3.1.1. Die Partikelgrößenverteilung

In Kapitel 3.3.1. wird der sechsmonatige Messzeitraum anhand der Partikelgrößenverteilung beschrieben, an die sich die Diskussion der meteorologischen Bedingungen anschließt. Weiterhin werden die Wochen- und Tagesgänge der Partikelmessungen diskutiert.

Einen ersten Überblick liefern die mittlere Gesamtpartikelanzahl (Abbildung 3.3.1.1.1) und die Partikelgrößenverteilung (Größenbereich von 10 nm bis 5 µm) der fünf Messstationen (Abbildung 3.3.1.1.2). Man sieht, dass ein deutlicher Unterschied in der Partikelanzahlkonzentration zwischen den Stationen besteht: Der Messstandort Dresden Nord weist eine deutlich höhere Anzahlkonzentration verglichen mit den urbanen Hintergrundstationen DHG und IfT sowie der ländlichen Regionen auf. Abbildung 3.3.1.2. erlaubt eine Gruppierung der Stationen in vier Kategorien: 1) verkehrsnah, 2) städtischer Hintergrund, 3) ländlich und 4) ländlich im Mittelgebirge.

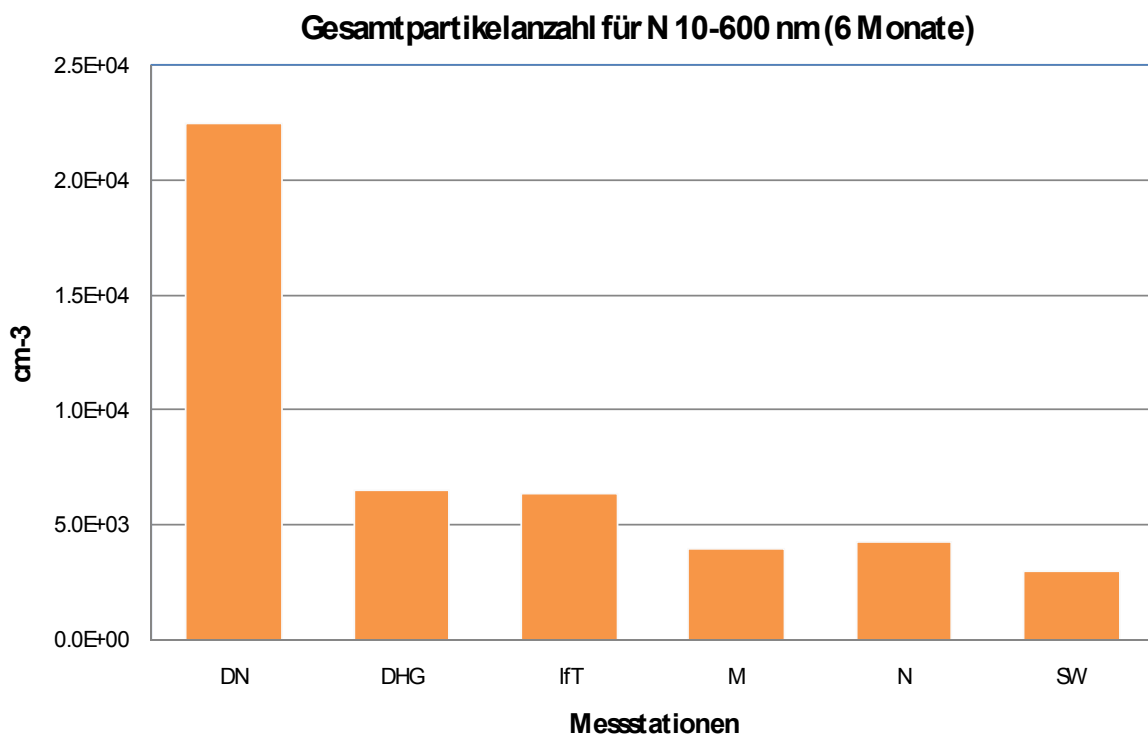


Abb. 3.3.1.1.1: Mittlere Gesamtpartikelanzahl N 10-600 nm (IfT und die 5 Messstationen)

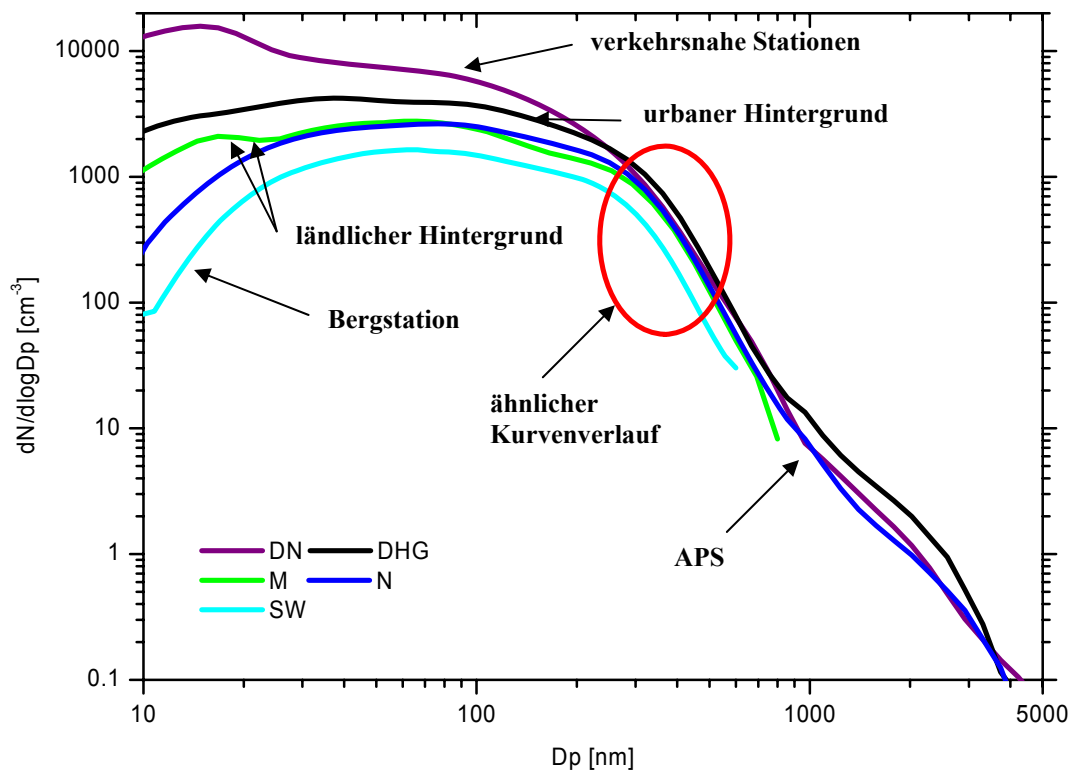


Abb. 3.3.1.1.2: Mittlere Partikelgrößenverteilungen für verkehrsnahen Station (DN: Dresden Nord), urbaner Hintergrund (DHG: Dresden Herzogingarten), ländlicher Hintergrund (M: Melpitz; N: Niesky) und einer Bergstation (SW: Schwarzenberg) im Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007

Die höchsten Gesamtpartikelkonzentrationen mit über 10.000 Partikel/cm³ wurden an der verkehrsnahen Station DN gemessen. Verkehrsnahen und urbanen Hintergrundstationen sind durch zwei Maxima in der Partikelgrößenverteilung (eines um 20 nm, eines um 80 nm) gekennzeichnet, wobei das Maximum um 20 nm stärker ausgeprägt ist. Die als Bergstation bezeichnete Messstelle SW weist im Durchschnitt einen zehnfach niedrigeren Wert auf. Die Bezeichnung „Bergstation“ ist dadurch gerechtfertigt, da sie sich aufgrund ihrer Höhenlage von anderen ländlichen Stationen abhebt.

Das weniger ausgeprägte Partikelgrößenverteilungsmaximum an den städtischen Messstationen liegt bei 80 nm. Ländliche Stationen hingegen besitzen in der Regel ihr Maximum bei ca. 100 nm, was durch das Abfallen der Konzentrationen an beiden Seiten des Größenbereiches zu erkennen ist. Je ländlicher oder je höher eine Station liegt, desto geringer sind ihre absoluten Partikelanzahlkonzentrationen und umso geringer fallen ihre Konzentrationsschwankungen aus.

Je weiter man sich zu größeren Partikeln bewegt, umso geringer werden die relativen Unterschiede zwischen den Stationen. Dies liegt an der Dominanz des Größenbereichs oberhalb von 150 nm durch den langlebigen Anteil des Aerosolspektrums. Erst im Größenbereich $> 1 \mu\text{m}$ werden die Unterschiede wieder etwas größer, da diese Partikel durch Resuspension erzeugt werden.

Fazit:

Die Partikelgrößenverteilungen besitzen stark standorttypische Merkmale. Die größten Unterschiede treten unterhalb 100 nm auf, vor allem ein Ergebnis der Straßenverkehrsemissionen. Je größer der Partikeldurchmesser, desto mehr gleichen sich die betrachteten Messstationen hinsichtlich der Partikelanzahlkonzentration an. Der Akkumulationsmode (200-800 nm) ist in hohem Maße repräsentativ für die großräumige Hintergrundbelastung.

3.3.1.2. Meteorologischer Überblick

Der sechsmonatige Messzeitraum zwischen September 2006 und Februar 2007 war gekennzeichnet durch eine warme, zum Teil „sommerliche“ Periode im Herbst und sehr milden Temperaturen im Winter, in der sowohl ausgeprägte Hochdruck- sowie Tiefdruckeinflüsse vorherrschten. In Abbildung 3.3.1.2.1. sind der Verlauf der Temperatur und die während der Messkampagne aufgetretenen Windrichtungen dargestellt. Zur besseren Veranschaulichung wurde für die Temperatur ein gleitendes Fünf-Tages-Mittel und für die Windrichtung ein Einzelwert aller sechs Stunden verwendet.

Im ersten Teil des Messzeitraums wurde Sachsen von einer südlichen bis südöstlichen Luftströmung geprägt, welche im Flachland zu Temperaturen um die 20°C führten. Der Schwarzenberg hingegen wies aufgrund seiner Höhenlage im Erzgebirge (787 m) niedrigere Temperaturen auf.

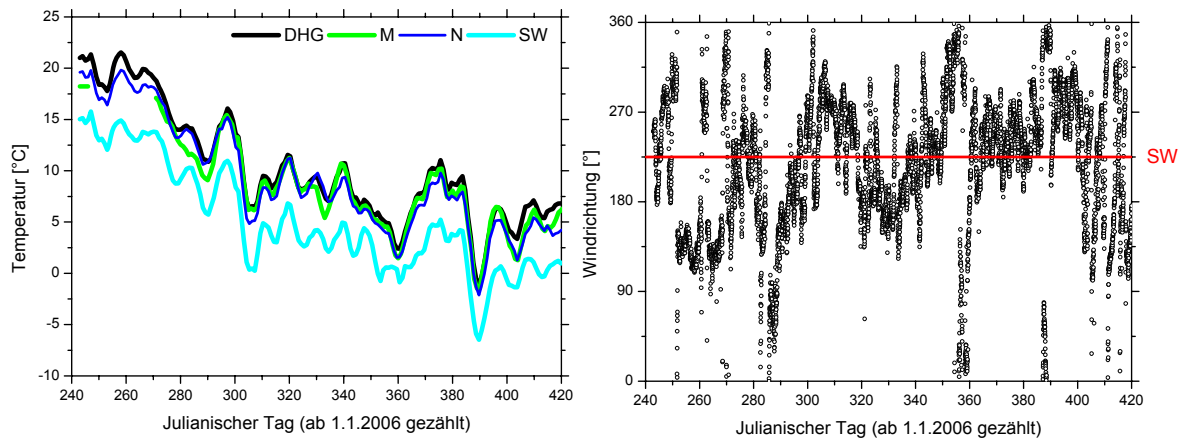


Abb. 3.3.1.2.1: Der Temperatur- und Windrichtungsverlauf während der Intensivkampagne vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007. Die Temperatur ist als gleitender Fünf-Tages-Mittelwert dargestellt; die Windrichtung – Globalwind - als Einzelwert aller sechs Stunden

Die im Mittel höchsten Temperaturen wurden in der sächsischen Elbtalstadt Dresden gemessen.

Die Herbstmonate waren im Allgemeinen durch leicht sinkende Temperaturen gekennzeichnet, die Ende Oktober durch einen kurzzeitigen Wärmeverstoß aus südwestlicher Richtung unterbrochen wurden. Die Wintermonate setzten diesen milden, leicht fallenden, aber mit positiven Temperaturen verlaufenden Trend weiter fort und waren hauptsächlich durch West- und Südwestanströmungen gekennzeichnet. In den ersten Januartagen ist ebenfalls durch den Einfluss von Südwestwetterlagen ein sprunghafter Temperaturanstieg in ganz Sachsen detektiert wurden, der milde Temperaturen um die 10°C zur Folge hatte. Weiterhin weist der Januar kurzzeitig - im Zeitraum 390 JD, was dem 26.01.2007 entspricht - Temperaturen unter dem Gefrierpunkt auf, die am SW Werte bis zu -10 °C erreichten. Des Weiteren war der Januar durch das am 18.01.2007 über Sachsen ziehende Sturmtief Kyrill gekennzeichnet, welches orkanartige Windgeschwindigkeiten aufwies (Kapitel 3.4.2.3).

Da die Windrichtung für die Zusatzbelastung der urbanen Hintergrundstationen in Sachsen einen wesentlichen Schwerpunkt dieser Studie ausmacht, wird anhand eines Balkendiagramms Abbildung 3.3.1.2.2. die Häufigkeit der während der Intensivkampagne

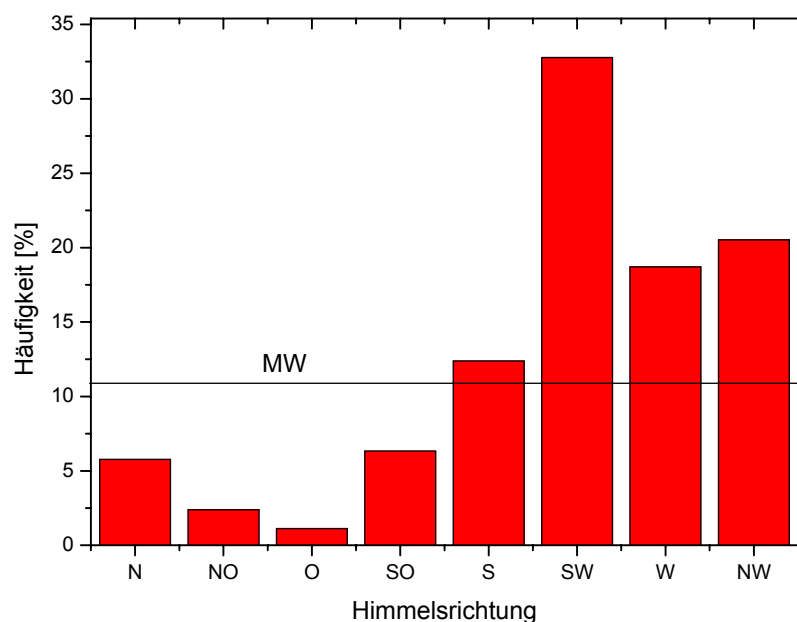


Abb. 3.3.1.2.2: Darstellung der Windrichtung nach ihrer Häufigkeit während der sechsmonatigen Intensivkampagne 2006/07. Die häufigsten Anströmungen mit 33 % traten bei Südwestanströmungen auf. Hingegen sind Ost-anströmungen nur sehr selten detektiert wurden. Vorwiegend Westströmungen liegen über dem Mittelwert von 12 %

auf tretenden Windrichtungen prozentual dargestellt. Es ist festzustellen, dass Sachsen vorwiegend durch drei Hauptwindrichtungen Südwest, West und Nordwest beeinflusst wurde, wobei Südwest mit 33 % den größten Anteil der Anströmung ausmacht. Anströmungen aus Osten traten mit weniger als 10 % nur sehr selten auf, was bei der Betrachtung der windrichtungsabhängigen Partikelkonzentration berücksichtigt werden musste.

3.3.1.3. Zeitreihe der Partikelanzahlkonzentration

In diesem Abschnitt wird die zeitliche Variation der Partikelanzahlkonzentration für den ganzen Messzeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007 diskutiert.

Um einen Überblick der vollständigen Messkampagne zu erhalten, wurde ein gleitender Mittelwert über fünf Tage verwendet, da in dieser Darstellung höherfrequente Schwankungen, wie Tagesgänge eliminiert werden können. Des Weiteren eignet sich diese Art der Darstellung, um eine luftmassenmäßige Einteilung und jahreszeitliche Effekte besser klassifizieren zu können. Da die Emission von Partikeln bestimmter Größenbereiche stark von der Region abhängen, d.h. eine dichte Infrastruktur an Emittenten bedingt eine hohe Anzahl

an ultrafeinen Partikeln in der planetarischen Grenzschicht, werden diese in Abbildung 3.3.1.3.1 auch getrennt ausgewertet.

In der folgenden Tabelle wird die Partikelgrößeneinteilung, aus TDMPS und SMPS bestimmt, systematisch eingeteilt und die dominierenden Emittenten bzw. Prozesse aus den jeweiligen Partikelgrößenbereichen beschrieben:

Parameter	Vorkommen ist dominiert durch
N 3 nm bis 10 nm	<ul style="list-style-type: none"> • Photochemisch neu gebildete Aerosolpartikel aus der Gasphase • Straßenverkehrsemission
N 10 nm bis 30 nm	<ul style="list-style-type: none"> • Photochemisch neu gebildete Aerosolpartikel aus der Gasphase • starke Straßenverkehrsemission
N 30 nm bis 60 nm	<ul style="list-style-type: none"> • starke Straßenverkehrsemission • Industrie/Hausbrand
N 60 nm bis 200 nm	<ul style="list-style-type: none"> • Straßenverkehrsemission (Ruß) (<u>Aitkenmode</u>)
N 200 nm bis 600 nm	<ul style="list-style-type: none"> • ferntransportierter Anteil (<u>Akkumulationsmode</u>) • gealterte Partikel des Aitkenmode
N 10 nm bis 600 nm	<ul style="list-style-type: none"> • Partikelgesamtanzahl in cm^{-3}
M 10 nm bis 600 nm	<ul style="list-style-type: none"> • Partikelmassekonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ • ferntransportierter Anteil des Aerosols

Tendenziell ist in den Zeitreihen zu erkennen, dass während der Winterperiode (ab 01.11.2006) die Partikelkonzentration niedriger war, als während der Herbstperiode (ab 01.09.2006). Die Betrachtung der einzelnen Partikelgrößenbereiche hat ergeben, dass die Messkampagne durch Perioden mit stark ausgeprägten Konzentrationsmaxima und Perioden mit geringer Aerosolbelastung gekennzeichnet ist. Diese Konzentrationsschwankungen finden in der Regel an urbanen und ländlichen Hintergrundstationen synchron statt, wobei die Haupttendenz Straße > Stadt > Land zu erkennen ist.

Verteilt über den gesamten Messzeitraum weisen urbane Regionen im Gegensatz zu den ländlichen Regionen für einen Größenbereich $D_p < 60 \text{ nm}$ deutlich höhere Partikelanzahlkonzentrationen auf. Diese sind durch stark ausgeprägte Konzentrationsspitzen, vor allem von November bis Dezember (304 JD bis 365 JD) gekennzeichnet. Die in der Farbe

schwarz (DHG) dargestellte urbane Hintergrundstation kann dabei um einen Faktor 5 höher liegen. Mit den jetzigen Kenntnissen lässt sich diese Zunahme durch die Abnahme der Temperatur und einer drehenden Windrichtung um eine süd- bis südöstliche Anströmung erklären. Des Weiteren hat die Abnahme der Temperatur in der Regel einen verstärkt einsetzenden Hausbrand, aufgrund der Heizperiode zur Folge. Vermuten lässt sich ebenfalls, dass in den Wintermonaten wegen der schlechten Witterungsbedingungen die Verkehrsdichte zunimmt, was zum erhöhten Ausstoß von Vorläufergasen und somit zur Bildung neuer Aerosolpartikel führen kann. Zusätzlich konnte anhand neuer Studien die These bestätigt werden, dass bei niedrigen Temperaturen die Neubildung von Nanopartikeln (< 50 nm) in Autoabgasen begünstigt wird (Kittelson et al. 2004), was den Partikelanstieg in den Wintermonaten bestätigen würde.

Die Verläufe der Temperatur sowie der Partikelanzahlkonzentration zeigen, dass ein gewisser Zusammenhang besteht. Zudem verursachen geringe Temperaturen eine niedrige Mischungsschichthöhe (MLH), was ebenfalls einen Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zur Folge haben kann. Der Einfluss der MLH bzw. der Temperatur auf die Partikelanzahlkonzentration wird später detaillierter betrachtet.

Der angesprochene Einfluss meteorologischer Parameter ist ebenfalls im Akkumulationsmode (200 nm bis 600 nm) zu beobachten und somit für den Ferntransport von Aerosolen charakteristisch. Das Verhältnis urbaner zu ländlicher Messstation unterscheidet sich sowohl in der Anzahl, wie auch in der Masse, nicht signifikant voneinander.

Der Januar, der vorwiegend durch warme Luftmassen aus westlicher Richtung geprägt ist, weist die niedrigsten Partikelanzahl- sowie Partikelmassekonzentrationen während der gesamten Messkampagne auf. Der Eintrag sauberer maritimer Luftmassen in Verbindung mit instabilen Wetterlagen (gute Durchmischung) und die nachlassende Emission von Aerosolpartikeln aus Hausbrandanlagen sind mögliche Ursachen für die sprunghafte Abnahme der Masse.

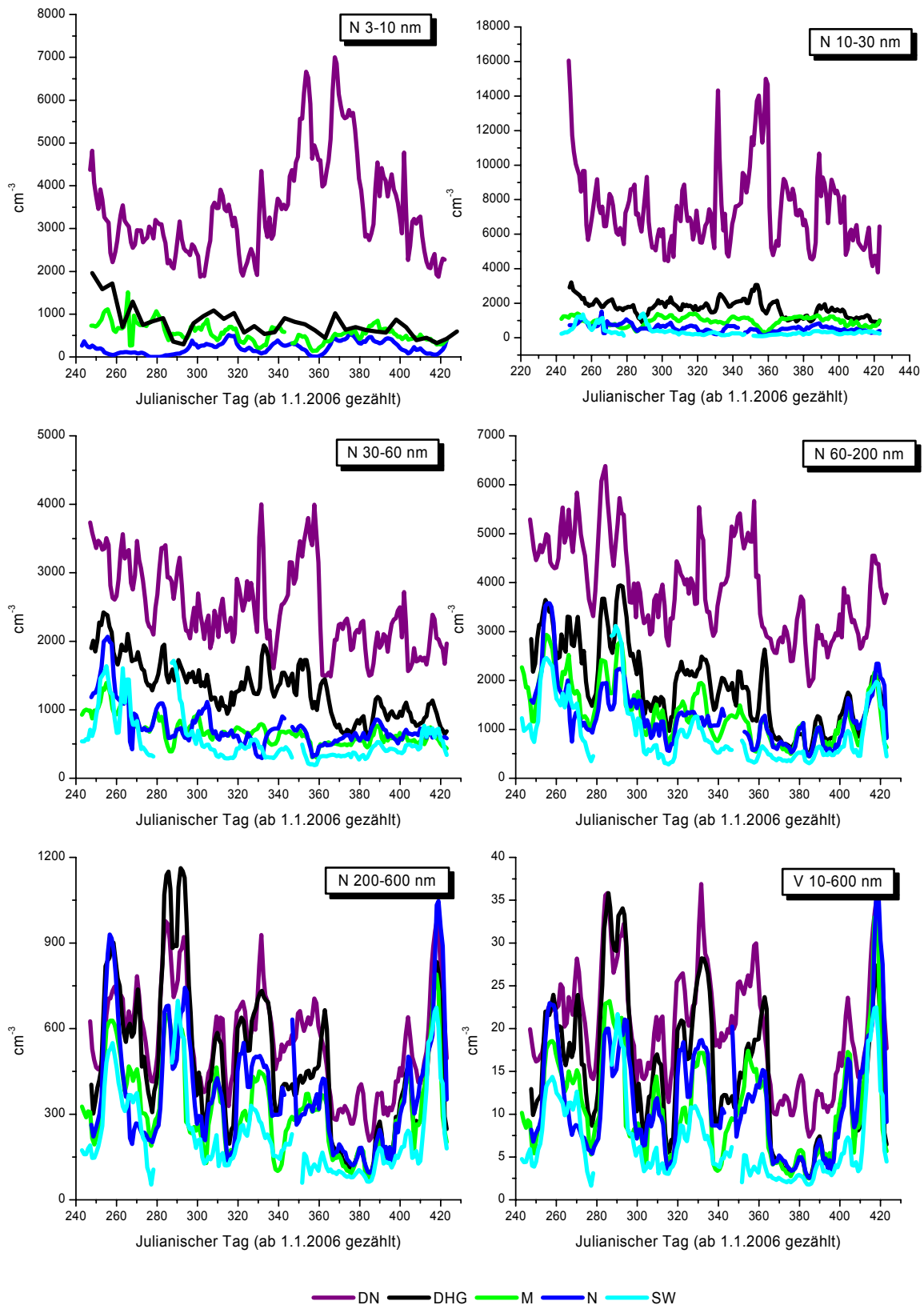


Abb. 3.3.1.3.1: Partikelanzahl und -masse für die Gesamtmessdauer, aus TDMPS bzw. SMPS-Daten abgeleitet. Dargestellt sind die Kurven des gleitenden Mittels über sieben Tage

Eine weitere Besonderheit sind die niedrigen Partikelmassekonzentrationen am SW im Zeitraum vom Tag 350 JD bis 371 JD (vom 17.12.2006 bis zum 07.01.2007), die um einen Faktor 3 bis 5 niedriger ausfallen als im Flachland. Bedingt durch die niedrigen Temperaturen zu dieser Zeit besitzt die MLH eine sehr geringe vertikale Ausdehnung. Dies hat zur Folge, dass der SW häufiger in höheren, saubereren Luftschichten oberhalb der Grenzschicht liegt. In der Partikelmassekonzentration ist weiterhin eine Abkopplung der Messstation M im Nordwesten zu den im Südosten liegenden Messstationen DHG und N am Tag 322 JD (19.11.2006) zu erkennen.

Die im nordwestlichen Teil von Sachsen liegenden Messstellen weisen eine höhere Konzentration, Faktor 2, als die im Südosten befindlichen Regionen auf. Bedingt durch eine Luftmassengrenze, wird Sachsen in zwei unterschiedlich belastete Luftmassen getrennt, die aufgrund der Anströmung die angesprochenen Konzentrationsunterschiede hervorrufen.

Fazit:

Anhand der Zeitreihen wurden Schwankungen der Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentrationen urbaner und ländlicher Messstationen während der sechsmonatigen Messkampagne analysiert werden. Es wurde gezeigt, dass meteorologische Einflussfaktoren eine wesentliche Rolle für die Anreicherung, Verminderung bzw. den Transport von Aerosolpartikeln aus regionalen sowie überregionalen Gebieten spielen.

3.3.1.4. Wochengang der Partikelgrößenverteilung

Im Kapitel 3.3.1.1. wurde mit Hilfe der Partikelgrößenverteilung bereits auf die unterschiedlichen Konzentrationen zwischen ländlichen und städtischen Messstationen hingewiesen. Aufbauend auf dieser Erkenntnis wird im folgenden Abschnitt die Partikelgrößenverteilung für den Wochengang der Partikelanzahlkonzentration näher betrachtet.

Durch die Einteilung der Woche in Werk- und Wochenendtage entsteht ein Wochenzklus, der durch einen unterschiedlichen Partikeleintrag in die planetarische Grenzschicht gekennzeichnet ist, auch Wochengang genannt. Die Hauptfaktoren für den Wochengang bilden die anthropogen emittierten Quellen aus der Industrie und dem Straßenverkehr. Die Emissionen ultrafeiner Partikel im Nukleations- und Aitkenmode liefern einen entscheidenden Beitrag der Aerosolbelastung in der planetarischen Grenzschicht. In Großstädten führt z.B. der erhöhte Pendlerverkehr an den Werktagen zu steigenden Konzentrationen.

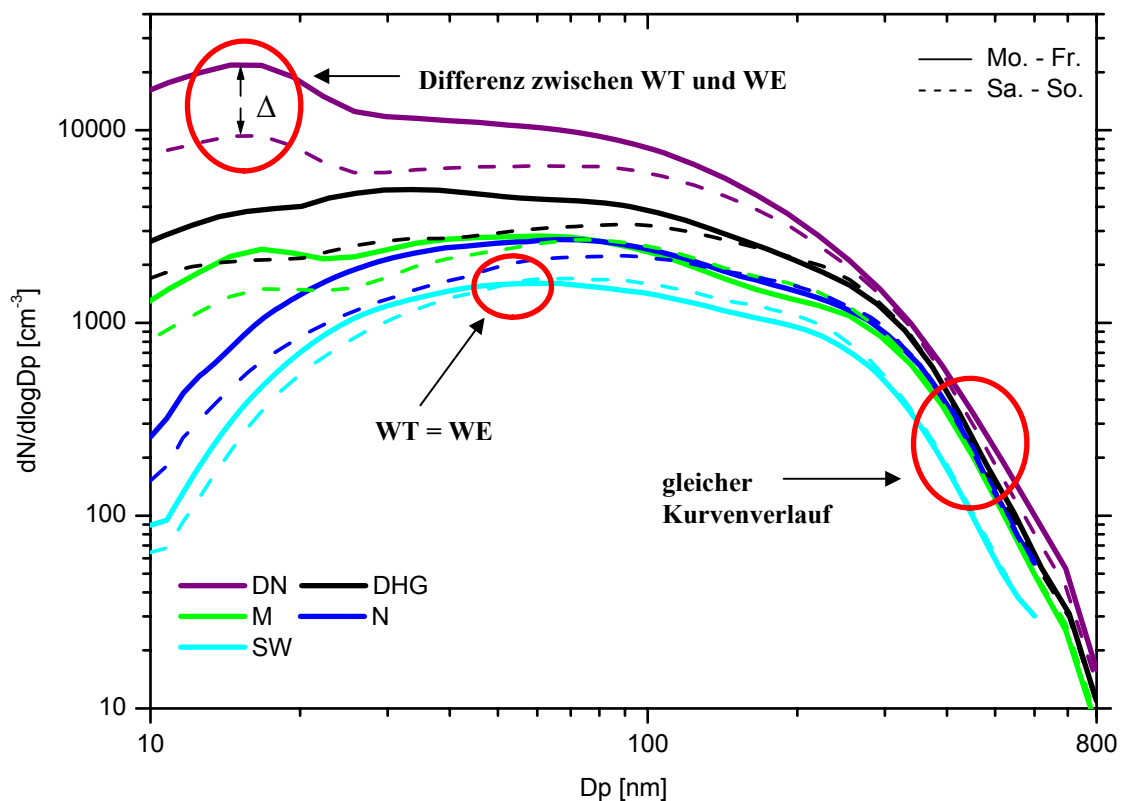


Abb. 3.3.1.4.1: Unterteilung der Partikelgrößenverteilung verkehrsnaher, urbaner sowie ländlicher Stationen in Werktage (Mo.-Fr.) und Wochenendtage (Sa.-So.). Unterschieden werden die Wochenperioden durch verschiedene Farb- und Kurvenkodierungen

Um den anthropogenen Wochengang zu untersuchen, wurde der TDMPS-Datensatz im Größenbereich von 10 nm bis 800 nm getrennt nach Wochentagen und Wochenenden gemittelt. Abbildung. 3.3.1.4.1. zeigt für jede Station zwei Größenverteilungen, die jeweils die Werktage (WT) Montag bis Freitag und die Wochenendtage (WE) Samstag bis Sonntag charakterisieren. Die Überhöhung der Konzentration an Werktagen, vor allem durch das erhöhte Verkehrsaufkommen verursacht, ist am deutlichsten in DN sichtbar, und hier vor allem im Partikelgrößenbereich < 200 nm.

Um den anthropogenen Wochengang zu quantifizieren, wurde die Partikelgrößenverteilung der WT von der Partikelgrößenverteilung der WE abgezogen. Diese Differenz Δ ist in Abbildung 3.3.1.4.2. dargestellt. Kennzeichnend für alle Messstationen ist das Maximum der Differenz Δ für Partikeldurchmesser kleiner 100 nm. Dabei bilden verkehrsnaher Stationen die größten Unterschiede zwischen WT und WE, was durch das Differenzmaximum von bis zu 12.000 Partikeln/cm³ gekennzeichnet ist.

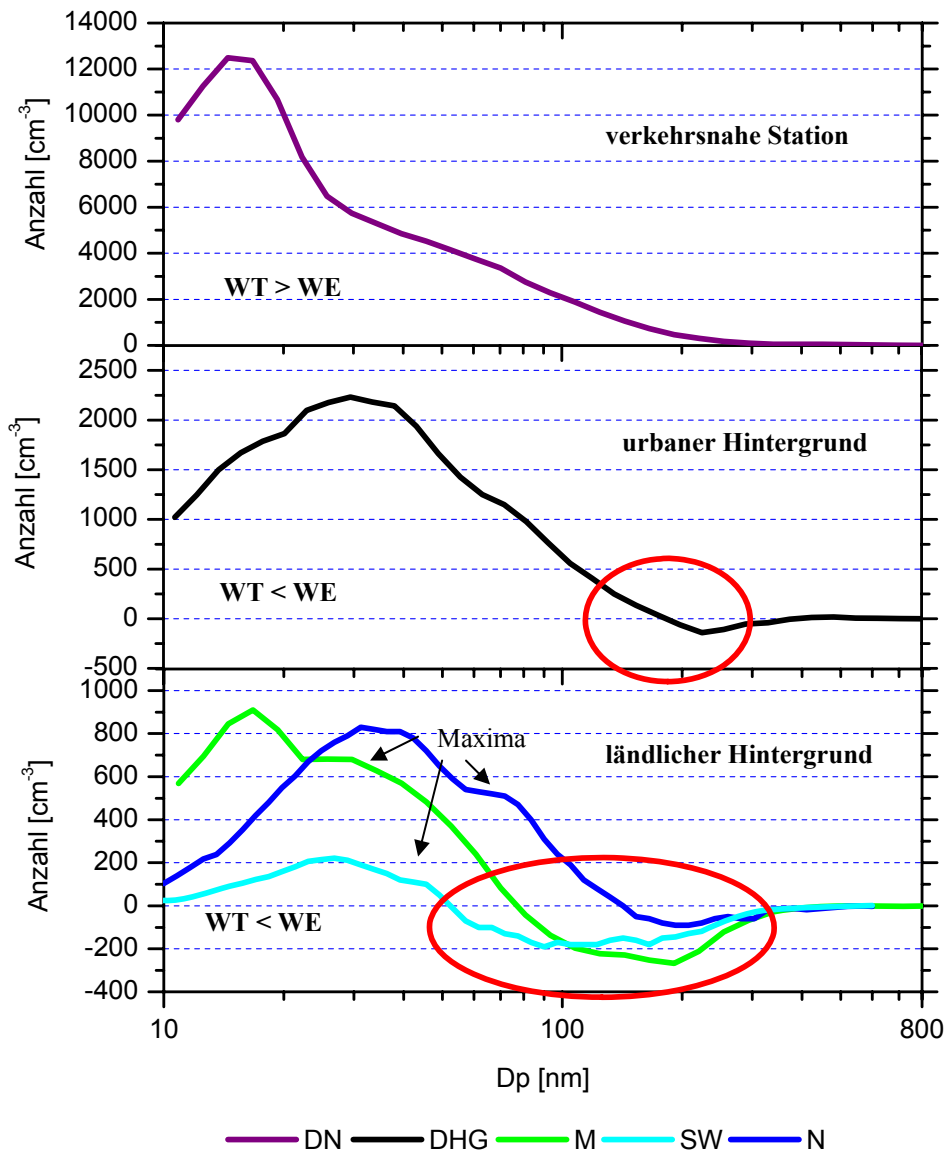


Abb. 3.3.1.4.2: Differenzen der Partikelgrößenverteilungen zwischen WT und WE. Bemerkenswert ist, dass ländliche Stationen im Größenbereich von 50 nm bis 200 nm höhere Belastungen am Wochenende im Vergleich zu den Werktagen aufweisen

Der Grund für den in der Stadt beobachteten Wochengang ist die vermehrt schwankende Verkehrsdichte, die während der Hauptverkehrszeiten zu hohen Partikelzahlen führt. Der Wochengang ist umso weniger ausgeprägt, je ländlicher sich die Station befindet. Auch fällt auf, dass die Stationen DN und DHG ihre Maxima bei Partikeldurchmessern kleiner 20 nm besitzen, wohingegen die Maxima der Stationen M, N und SW bei Partikeldurchmessern über 30 nm zu finden sind. Eine Erklärung für diese Verschiebung könnte an der unterschiedlichen Entfernung zur Verkehrsquelle liegen: Stromabwärts der Quelle wirkt Koagulation anzahlmindernd besonders auf die kleinsten Aerosolpartikel (< 30 nm) im Partikelspektrum (Tunved et al., 2004).

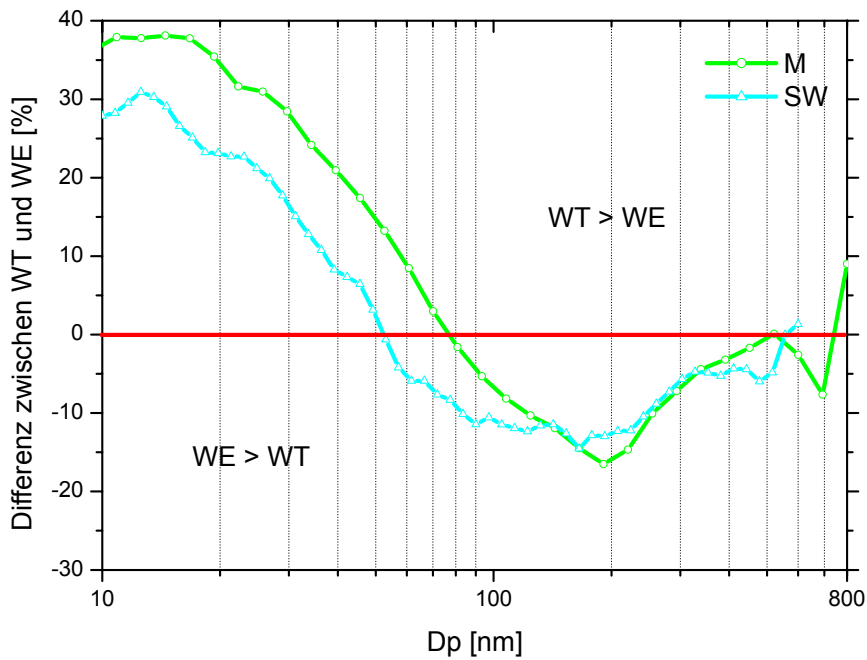


Abb. 3.3.1.4.3: Prozentuale Differenzen der Partikelgrößenverteilungen zwischen WT und WE für die ländlichen Hintergrundstationen M und SW. Im Größenbereich 100 nm bis 300 nm werden ca. 15 % mehr Partikel am WE als an den WT detektiert

Des Weiteren ist zu erkennen, dass hauptsächlich für ländliche Stationen bei Partikeldurchmessern zwischen 50 nm bis 300 nm an den WE eine höhere Partikelanzahlkonzentration als an den WT vorliegt. Dies ist an der negativen Differenz der Partikelanzahlkonzentration erkennbar. Für ländliche Stationen ist dieser Effekt stärker ausgeprägt als für urbane Hintergrundstationen, was sich besonders bei M und SW zeigt. Betrachtet man z.B. den SW, ist beim o.g. Partikelgrößenbereich an den WE eine höhere Aerosolbelastung, von ca. 200 Partikel/cm³, zu verzeichnen. Zur besseren Veranschaulichung wird in Abbildung 3.3.1.4.3 der Konzentrationsunterschied der angesprochenen Stationen prozentual dargestellt. Es ist zu erkennen, dass sich WT und WE im Größenbereich von 50 nm bis 300 nm um ca. 15 % unterscheiden.

Für genauere Aussagen wurde in Abbildung 3.3.1.4.4-5 der Tagesgang der Wochentage Montag bis Sonntag von M und SW näher betrachtet, um die Schwankung der Aerosolbelastung zu analysieren. Dazu wurde der relevante Partikelgrößenbereich von 100 nm bis 200 nm betrachtet. Dieser Tagesgang veranschaulicht, dass in ländlichen Regionen am Montag die geringsten und am Samstag die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu finden sind. D.h. im Laufe der Woche ist eine Zunahme der Partikelanzahlkonzentration an allen beiden Messstellen zu verzeichnen.

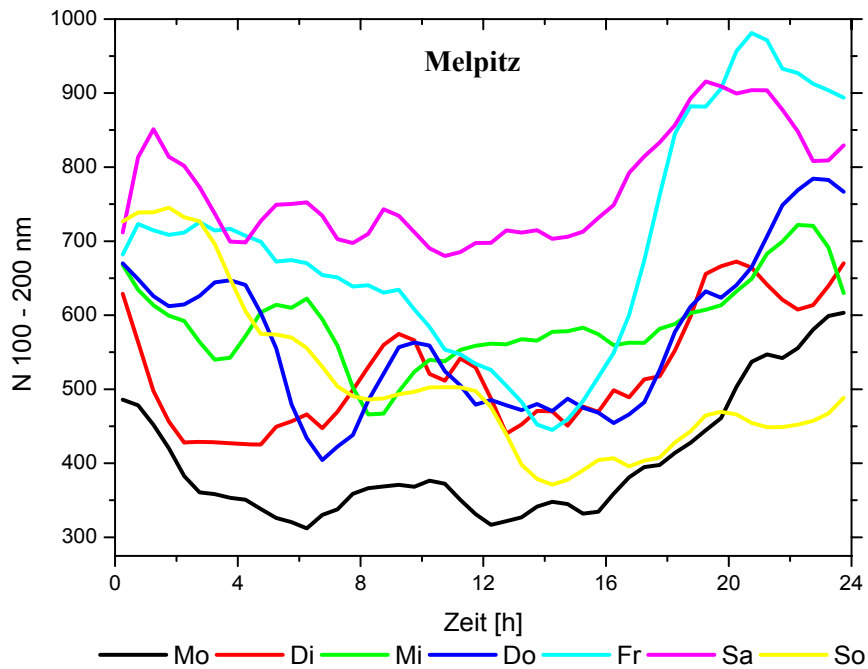


Abb. 3.3.1.4.4: Tagesgang der Partikelanzahlkonzentration an allen Wochentagen in Melpitz. Zu erkennen ist, dass Samstags die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu verzeichnen sind

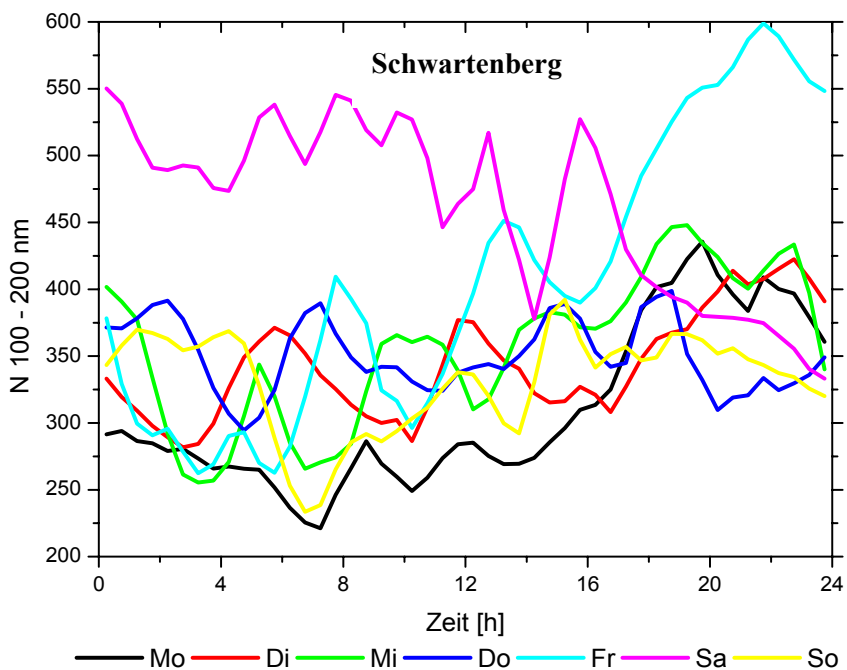


Abb. 3.3.1.4.5: Tagesgang der Partikelanzahlkonzentration an allen Wochentagen am Schwarzenberg. Zu erkennen ist, dass am Samstag die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu verzeichnen sind

Über die Ursachen der überschüssigen Anzahlkonzentration im ländlichen Bereich an Wochenenden, vor allem an den Samstagen, kann hier nur spekuliert werden: Aufgrund der Transportdauer innerhalb der planetarischen Grenzschicht könnte in ländlichen Gebieten eine zeitversetzte Aerosolbelastung, resultierend vom Freitag, detektiert werden.

Wie bereits festgestellt, gleichen sich die Stationen im Akkumulationsmode immer mehr an, was ebenfalls durch das Angleichen der Anzahldifferenzen gekennzeichnet ist. Damit konsistent ist, dass Aerosolpartikel im Akkumulationsmode (> 200 nm) nur gering vom Wochengang beeinflusst werden.

Fazit:

Die Partikelgrößenverteilung zeigt, dass urbane Regionen an WT eine höhere Belastung als am WE aufweisen. Ländliche Regionen hingegen werden durch den Ferntransport von Aerosolpartikeln innerhalb der planetarischen Grenzschicht beeinflusst, was zu einer erhöhten Aerosolkonzentration am WE führt.

3.3.1.5. Tagesgang der Partikelkonzentration

Um Partikelkonzentrationen als Funktion der Tageszeit zu charakterisieren, betrachtet man mittlere Tagesgänge für verschiedene Aerosol-Größenbereiche. Ziel ist es, den Einfluss anthropogener sowie meteorologischer Parameter auf die Aerosolkonzentration über einen Zeitraum von 24-Stunden zu diskutieren. Die Betrachtung der Tagesgänge soll Aufschluss darüber geben, zu welcher Tageszeit die stärksten Belastungen in urbanen sowie ländlichen Regionen zu erwarten sind. In Abbildung 3.3.1.5.1 sind die Partikelanzahlkonzentrationen für den Größenbereich von 10 nm bis 600 nm dargestellt. Abbildung 3.3.1.5.2. betrachtet die Partikelmassekonzentration im Größenbereich von 200 nm bis 600 nm. Die Tagesgänge beziehen sich auf den gesamten Messzeitraum von sechs Monaten.

Die Betrachtung der Tagesgänge zeigt, dass in Abhängigkeit der Messstationen und dem Größenbereich deutliche Unterschiede in den Partikelanzahlkonzentrationen bestehen, d.h. für Partikel im Aitkenmode sind in den Abendstunden die niedrigsten und während der Hauptverkehrszeiten die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen zu beobachten. Bereits aus früheren Studien ist hinreichend bekannt, dass diese Konzentrationsspitzen vor allem durch die Partikelemission des Straßenverkehrs während der morgendlichen Hauptverkehrszeiten verursacht werden (Harrison et al. 1999; Wehner et al. 2002a; Wiedensohler et al. 2002).

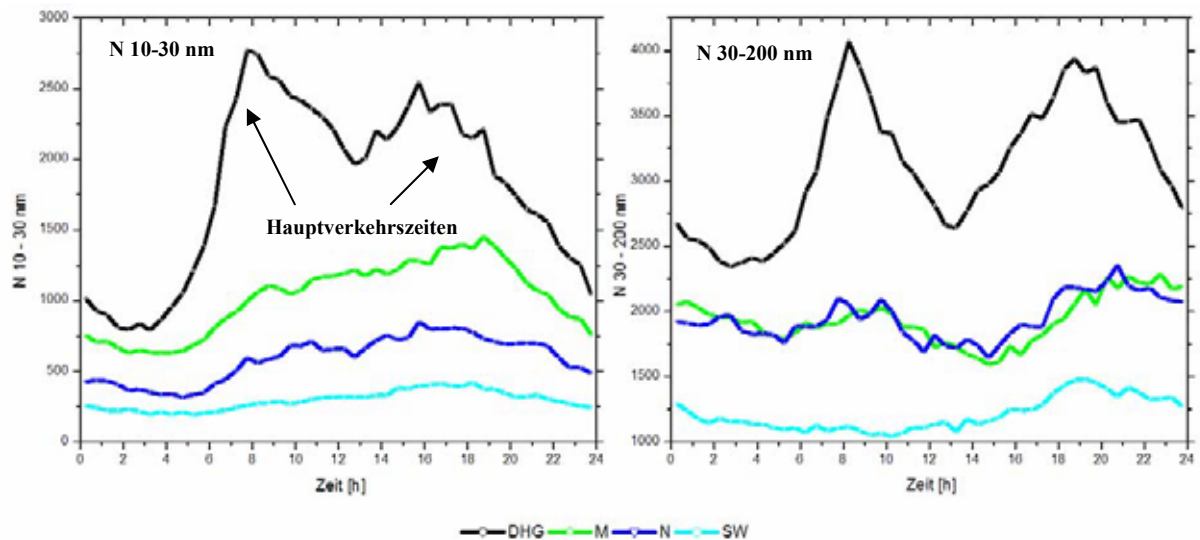


Abb.3.3.1.5.1: Darstellung der Tagesgänge im Zeitraum von sechs Monaten, für die Partikelgrößenbereiche N 10-30 nm und N 30-200 nm. Die verkehrsbedingten Emissionen anthropogener Aerosolpartikel verursachen in urbanen Hintergrundstationen tagesabhängige Konzentrationsspitzen, die in ländlichen Stationen deutlich geringer ausgeprägt sind.

Beginnend mit dem Größenbereich von 10 nm bis 30 nm sind urbane Hintergrundstationen durch einen ausgeprägten Tagesgang, der durch Konzentrationsspitzen in den Morgen- und Abendstunden geprägt ist, gekennzeichnet. Ländliche Stationen besitzen ebenfalls einen Tagesgang, der aber weit aus schwächer ausfällt. Mit der einsetzenden solaren Strahlung in den Morgenstunden gegen 5 Uhr bis 6 Uhr ist an allen Messstationen ein Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zu verzeichnen. Der sprunghafte Anstieg urbaner Hintergrundstationen um einen Faktor 2-3 im Gegensatz zu den ländlichen Stationen lässt sich auf die allmorgendlich erhöhte Verkehrsdichte zurückführen. Bedingt durch den Pendlerverkehr führt der Ausstoß ultrafeiner Partikel vor allem in Ballungsgebieten gegen 8 Uhr zu einem Maximum mit 2.500 Partikeln/cm³ bis 3.000 Partikeln/cm³. Diese Anreicherung von Aerosolpartikeln kann darüber hinaus meteorologisch erklärt werden. Aufgrund der geringen Mächtigkeit der MLH in Verbindung mit einer stabilen Schichtung in den frühen Morgenstunden kommt es zum verminderten Austausch der Luftmassen untereinander. Da der Anstieg der MLH relativ zur Emission von Partikeln langsamer abläuft, ist somit in den Vormittagsstunden ein massiver Anstieg zu verzeichnen. Der Einfluss von meteorologischen Parametern auf die Partikelanzahlkonzentration wird auch später in Kapitel 4.2.2.2 genauer betrachtet. Das zweite, nicht so stark ausgeprägte Maximum findet sich in den späten Nachmittagstunden.

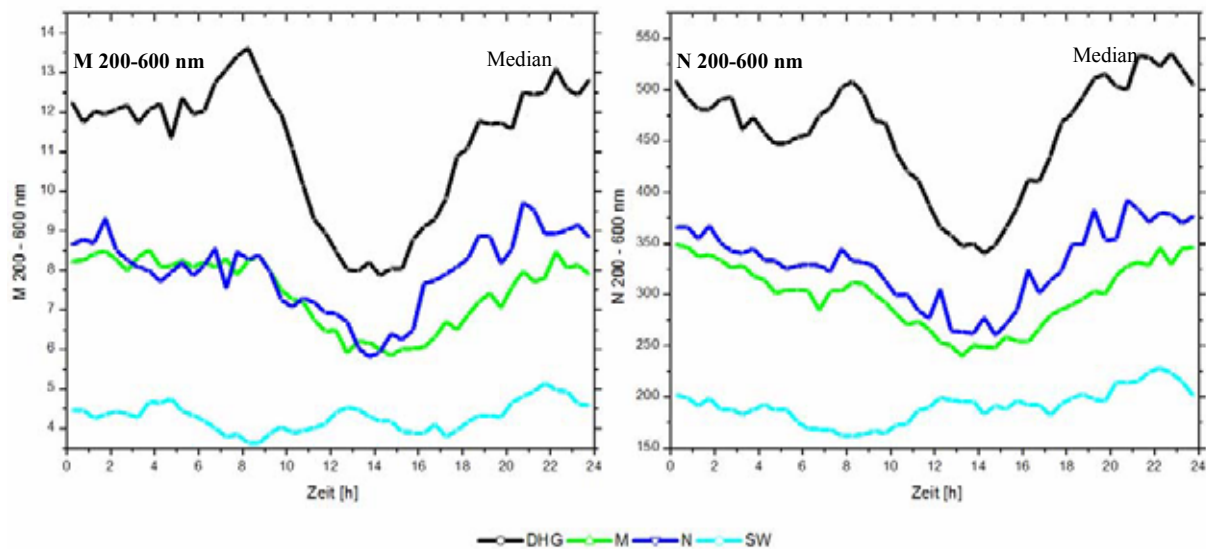


Abb. 3.3.1.5.2: Darstellung der Tagesgänge im Zeitraum von sechs Monaten, für die Partikelgrößenbereiche M 200-600 nm und N 200-600 nm. Abhängig von der Lage der Stationen ist das Konzentrationsminimum in den Nachmittagstunden auf die ausgeprägte Mächtigkeit der MLH zurückzuführen.

Auch ländliche Stationen weisen im Laufe des Tages einen Anstieg der Partikelanzahlkonzentration, die in den Nachmittagstunden ihr Maximum erreicht, auf. Es zeigt sich daraus, dass die Dichte der Infrastruktur und somit die Emission anthropogen erzeugter Aerosole durch Industrie und Verkehr mit der Entfernung von Ballungszentren rapide abnimmt, was einerseits in der Verminderung der Anzahlkonzentration und andererseits durch den immer schwächer werdenden Tagesgang sichtbar wird. Im ländlichen Raum misst man demnach das Ergebnis der Durchmischung verschiedener Quellbeiträge.

Im Folgenden wird nun der Größenbereich 30 nm bis 200 nm betrachtet, der vorwiegend durch angewachsene Aitkenmodepartikel (angewachsen aufgrund von Kondensation und Wolkenprozessen) gekennzeichnet ist. Zusätzlich zu den schon vorhandenen Aerosolen dominieren in diesem Bereich die vom Verkehr und der Industrie ausgestoßenen Rußpartikel die Schadstoffbelastung urbaner Gebiete. Anhand der Partikelgrößenverteilung aus Kapitel 4.1. besitzt dieser Bereich der Aerosolpopulation die längste Verweildauer in der planetarischen Grenzschicht. Des Weiteren wird die höhere Belastung der Elbtalstadt Dresden ersichtlich.

Der fast identische Kurvenverlauf der Stationen M und N und das allmählich einsetzende Konzentrationsminimum in den Nachmittagstunden lässt auf einen weiteren großräumigen Effekt in der planetarischen Grenzschicht schließen. Um darüber genauere Aussagen treffen zu können, wird der für den Ferntransport relevante Größenbereich von 200 nm bis 600 nm

betrachtet. Da kaum ein markanter Unterschied im Kurvenverlauf der Anzahl und der Masse besteht, wird sich auf die für diesen Größenbereich aussagekräftige Masse bezogen.

Beginnend mit der Bergstation SW ist auch in diesem Größenbereich kein signifikanter Tagesgang zu beobachten, d.h. die Partikelmassekonzentration weist eine geringfügige Abweichung vom Tagesmittelwert auf. Ein möglicher Grund ist die Entfernung der Station SW von Quellregionen, die durch tagesgangabhängige Partikelemissionen gekennzeichnet sind. Durch den Ferntransport dieser Partikel werden sie mit dem Hintergrundaerosol vermischt und bewirken somit eine annähernd gleich bleibende, tagesgangunabhängige Partikelkonzentration. Da die Tagesgänge einer sechsmonatigen Intensivmesskampagne zugrunde liegen, kann geschlossen werden, dass kleinräumig anthropogen verursachte Effekte keinen Einfluss auf die im Erzgebirge gelegene Messstation SW haben. An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass die betrachteten Tagesgänge einer Mittelung unterliegen und tagesabhängige Witterungsbedingungen, in der Aerosolschwankung nicht berücksichtigt wurden. Darauf wird in der Fallstudie „Abkopplung der Station Schwartenberg“ in Kapitel 3.5.1. näher eingegangen.

Das vor allem im Akkumulationsmode ausgeprägte Minimum der anderen Messstationen könnte, wie schon bei den Aitkenmodepartikeln betrachtet, ihre Ursache in der MLH haben. In diesem Fall sorgt die ausgedehnte MLH für ausgeprägte Advektions- und Konvektionsprozesse in der planetarischen Grenzschicht, die einen Austausch bzw. eine Verdünnung von Luftmassen begünstigen.

Fazit:

Für den Aitkenmode spielen lokal emittierte anthropogene Quellen eine entscheidende Rolle, da diese vorwiegend durch die Hauptverkehrszeiten in den Morgen- und Abendstunden emittiert werden. Im Akkumulationsmode sind lokal emittierte Aerosolpartikel eher weniger bedeutend, d.h. der Ferntransport dominiert.

3.3.1.6. Relative Beiträge städtischer Quellen an der Gesamtanzahlkonzentration

Hier werden die aus den in Kap. 3.3.1.1. gezeigten Partikelgrößenverteilungen die prozentualen Anteile verkehrsbedingter, gesamtstädtischer und ländlich bedingter Aerosolpartikel diskutiert:

Der unmittelbar verkehrsinduzierte Beitrag der Messung in DN wurde durch Differenzbildung zwischen den Stationen DN und DHG bestimmt. In Abb. 3.3.1.6.1 erkennt man, dass im Größenbereich N 10-40 nm der Verkehr mehr als 70 % der Partikelanzahl in DN ausmacht. Dieser Anteil sinkt mit zunehmender Partikelgröße.

Die mittlere städtische Zusatzbelastung wurde durch Differenzbildung zwischen den Stationen DHG einerseits und M und N andererseits ermittelt. Für die mittlere städtische Zusatzbelastung (15-20 %) konnte kein signifikanter Größentrend bemerkt werden.

Mit zunehmender Partikelgröße ist zu erkennen, dass der relative Anteil des Eintrags aus dem ländlichen Bereich steigt. Dies ist unmittelbar durch die längere Lebensdauer dieser Partikel begründet.

Summarisch wird hier hervorgehoben, dass der Einfluss der Straßenverkehrsquellen vor allem an den Anzahlkonzentrationen der Partikel < 40 nm feststellbar ist.

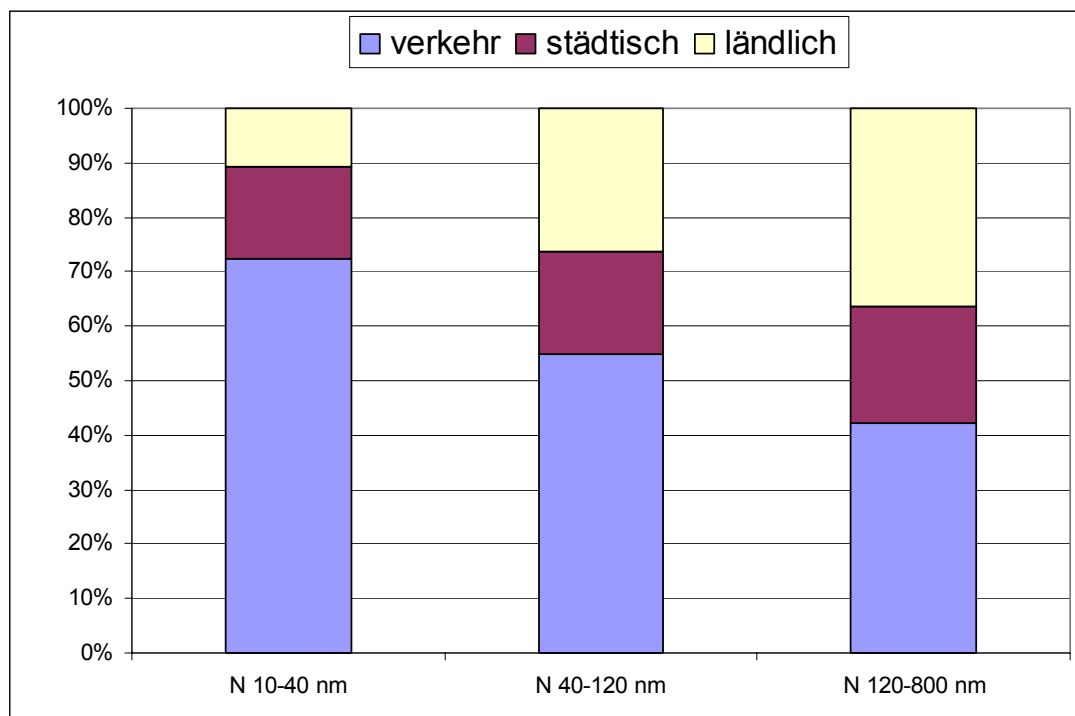


Abb. 3.3.1.6.1: Darstellung der Gesamtanzahlkonzentration für die Partikelgrößenbereiche N 10-40 nm, N 40-120 nm und N 120-800 nm. Aufgeteilt in Verkehr, städtisch und ländlich wird jeweils der prozentuale Anteil dieser Region im definierten Partikelgrößenbereich veranschaulicht.

3.4. Meteorologische Effekte auf die Partikelkonzentrationen in Sachsen

In diesem Abschnitt werden schwerpunktmäßig die physikalischen Aerosolparameter (Partikelgrößenverteilung, Partikelanzahl- und Partikelmassekonzentration) in Abhängigkeit der meteorologischen Parameter, vor allem der Windrichtung und Mischungsschichthöhe, diskutiert. Weiterhin wird der Einfluss meteorologischer Parameter, wie z.B. die Temperatur, die Feuchte und die Windgeschwindigkeit auf die Schadstoffbelastung urbaner sowie ländlicher Regionen untersucht (Diplomarbeit Weinhold, 2007).

Aufgrund der Übersichtlichkeit wurde die Bezeichnung der Stationen gegenüber den letzten Kapiteln leicht verändert: DHG (DHg), M (Me), N (Ni), SW (Sw).

3.4.1. Allgemeine Windrichtungseffekte an den Messstationen

3.4.1.1. Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration

Bezugnehmend auf die obige Motivation spielen Luftmassen und deren Strömungsrichtung eine entscheidende Rolle, wenn es um die Belastung/Anreicherung von atmosphärischen Aerosolen in der planetarischen Grenzschicht geht. Zunächst wird ausschließlich die Partikelkonzentration in Abhängigkeit von der Windrichtung betrachtet, um eine Aussage über den windrichtungsabhängigen Transport und deren Belastung von Aerosolpartikeln zu erhalten. Hierzu wurde die Anströmung im Freistaat Sachsen anhand von Rückwärtstrajektorien und Wetterkarten (www.wetter3.de) in drei Hauptanströmungsrichtungen unterteilt. Dies ermöglicht für jeden Tag der Kampagne eine Charakterisierung der Anströmung.

In Abbildung 3.4.1.1.1 wird die Windrichtungsverteilung der Stationen DHg, IfT, Me, Ni und Sw über den Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007 dargestellt. Die im letzten Abschnitt betrachteten Partikelgrößenbereiche werden zur Interpretation ebenfalls herangezogen (N10-30 nm, N30-200 nm, N200-600 nm, N10-600 nm, M200-600 nm). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass diese Einteilung auf der Partikelgrößenverteilung

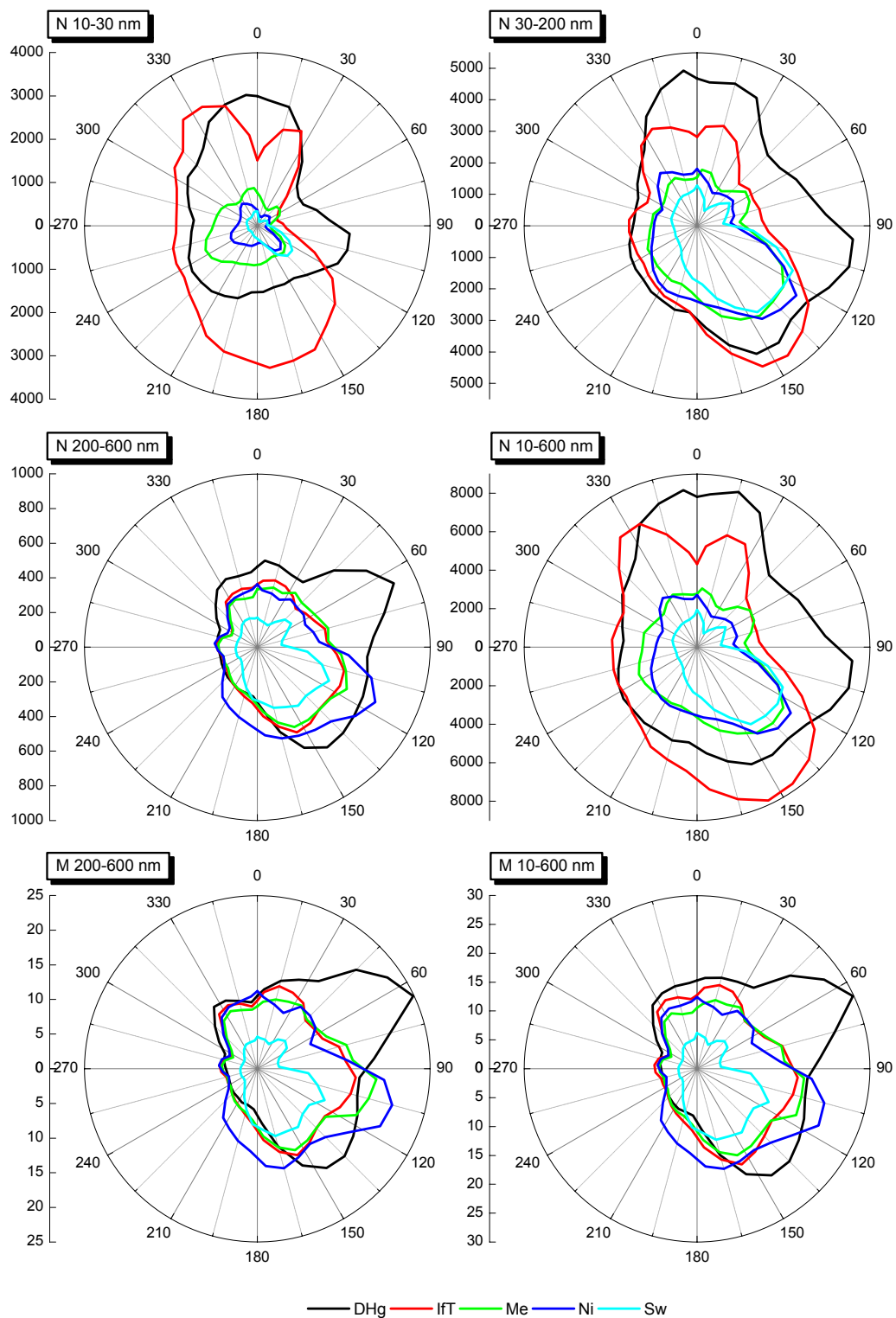


Abb. 3.4.1.1.1: Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration an 5 Messstellen in Sachsen (Dresden-Herzotingarten, DHg; Leipzig-Ift Ift; Melpitz, Me; Niesky, Ni; Schwarzenberg; Sw) Partikelanzahl ($1/\text{cm}^3$) bzw. Partikelmassekonzentration (g/cm^3)

im Kapitel 3.3.1. beruht. Auf der Grundlage einer einheitlich bestimmten Windrichtung „Globalwind“ werden Medianwerte der Partikelanzahlkonzentration, die mit einem TDMPS/SMPS gemessen wurden, aufgetragen. Der Globalwind ist eine Darstellung der Windrichtung in Sachsen auf der Basis gewonnener meteorologischer Daten, die vektoriell aus der Windrichtung und Windgeschwindigkeit jeder einzelnen Station bestimmt wurden. Diese einheitliche Windrichtung konnte für die Station DHg nicht verwendet werden, da Dresden durch seine Elbtal Lage eine leicht gedrehte Windrichtung aufweist. Aus diesem Grund musste die gemessene Windrichtung am Messcontainer verwendet werden.

Einen Gesamtüberblick der Stationen liefert die Partikelanzahlkonzentration von 10 nm bis 600 nm. Die schon bekannte Gruppierung der städtischen und ländlichen Stationen wird auch bei dieser Betrachtung bestätigt. Vergleicht man die beiden urbanen Hintergrundstationen untereinander, ist festzustellen, dass die Partikelanzahlkonzentrationen bei Westwind ähnlich sind, wohingegen sie sich bei anderen Anströmungsrichtungen unterscheiden. Die tendenziell höhere Konzentration in DHg wird vorwiegend bei nördlichen bis südöstlichen Windrichtungen beobachtet. Das IfT weist aus südsüdöstlichen Richtungen leicht höhere Konzentrationen, um die 8.000 Partikel/cm³ auf. Einerseits ist dies bedingt durch regionale Quellen, wie Verkehr bzw. Industrie und andererseits durch den zusätzlichen Eintrag ferntransportierter Aerosolpartikel. Betrachtet man die ländlichen Stationen besteht eine sehr gute Übereinstimmung der Kurven für alle Windrichtungen, wobei aus Westen bzw. Osten die Station Me und aus Südosten die Station Ni leicht dominiert. Die Station Sw besitzt aufgrund ihrer Höhenlage tendenziell die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen.

Betrachtet man im selben Größenbereich die Masse (10 nm bis 600 nm) der Partikel, besteht kein markanter Unterschied zwischen den städtischen und ländlichen Stationen hinsichtlich der Anströmungsrichtung. Das Maximum ist auch hier bei südöstlichen Windrichtungen zu beobachten. Das Extremum in DHg in nordöstliche Richtung ist auf Einzelwerte zurückzuführen. Diese Einzelwerte liefern keine repräsentativen Vergleichswerte, da während der Messkampagne die nordöstliche Anströmungsrichtung nicht signifikant auftrat. Die Masse ist weiterhin ein Indiz dafür, dass ländliche Stationen, wie z.B. Ni unter bestimmten Bedingungen höhere Partikelmassekonzentrationen aufweisen können, als urbane Hintergrundstationen. Da Aerosole ständigen Transformationsprozessen in der planetarischen Grenzschicht ausgesetzt sind, lassen sich mit Hilfe der Partikeldurchmesser (> 100 nm) regionale Quellen von überregionalen Quellen unterscheiden. Ultrafeine Partikel im Größenbereich von 10 nm bis 30 nm, die durch den Verkehr oder die Industrie emittiert

werden, weisen an urbanen Hintergrundstationen deutlich höhere Partikelanzahlkonzentrationen gegenüber den ländlichen Stationen auf. Diese Abhängigkeit zwischen anthropogener Quelle und Partikelanzahlkonzentration ist an der Messstation IFT am stärksten ausgeprägt. Aufgrund der Lage im östlichen Randgebiet von Leipzig wird bei Ostanströmung die geringste Partikelanzahlkonzentration gemessen, was auf die niedrige Infrastruktur in dieser Region zurückzuführen ist. Der übrige Anströmungsbereich ist u.A. durch das Leipziger Stadtzentrum und den Flughafen Leipzig/Halle geprägt. Ein wohl entscheidender Faktor bei Südanströmungen ist die in ca. 100 m Entfernung befindliche Abluftfahne einer Esse. In welchem Maß sie Einfluss darauf hat, kann nicht eindeutig geklärt werden.

Aufgrund der zentralen Lage der Messstation DHg innerhalb der Stadt Dresden, ist eine vom Globalwind abweichende Windrichtungsverteilung zu beobachten. Die Verkehrs- und Industriedichte ist im Umkreis der Messstelle nahezu gleich, wodurch eine relativ gleichmäßig verteilte Partikelanzahlkonzentration im Größenbereich von 10 nm bis 30 nm zu verzeichnen ist.

Mit zunehmender Entfernung von den Ballungsräumen nimmt die Dichte der Quellen für anthropogen emittierte Aerosolpartikel immer mehr ab, was durch die Gesamtkonzentrationsabnahme der ländlichen Stationen von Me bis zum Sw sehr gut zu erkennen ist. Durch den erhöhten Pendlerverkehr und die Abluftfahnen der umliegenden Ballungsräume (Südwest: Leipzig; Nordost: Torgau) gilt Me als am stärksten belastete ländliche Hintergrundstation.

Die geringsten Partikelanzahlkonzentrationen werden an der Erzgebirgsstation Sw registriert. Mögliche Gründe wurden in vorangegangenen Kapiteln dieser Arbeit bereits mehrfach angesprochen. Jedoch soll an dieser Stelle auf das keulenförmige Maximum aus südöstlichen Richtungen hingewiesen werden. In erster Linie ist dies auf den Transport belasteter Luftmassen aus tschechischen Industriegebieten zurückzuführen. Ein weiterer möglicher Faktor stellt die Abluftfahne, der in ca. 100 m Entfernung liegenden Gaststätte „Schwarzenbergbaude“ und dem direkt angrenzenden Parkplatz dar.

Im Folgenden wird der Größenbereich von N 30 nm bis 200 nm betrachtet. Dieser Bereich ist einerseits durch den Ausstoß von Rußpartikeln und durch ablaufende Transformationsprozesse gekennzeichnet. Außerdem wird die Gruppierung der städtischen und ländlichen Stationen untereinander am deutlichsten. Die hohe Partikelanzahl, bis zu 3.000 Partikel/cm³, in ländlichen Gebieten ist mit der langen Lebensdauer dieser Aerosolfraktion in der planetarischen Grenzschicht gekoppelt. Das ähnliche Verhalten der Windverteilung zur Gesamtanzahlkonzentration N 10 nm bis 600 nm, spiegelt die Belastung einer urbanen bzw. ländlichen Station hinsichtlich der Anströmungsrichtung am idealsten wider.

Die vorwiegend durch Luftmassen herantransportierten Aerosole im Akkumulationsmode werden im Größenbereich von N 200 nm bis 600 nm betrachtet. Dieser Größenbereich besitzt die niedrigste Anzahl, unter 800 Partikel/cm³. Betrachtet man z.B. die Station Ni, weist diese bei südöstlicher und südsüdwestlicher Windrichtung höhere Konzentrationen als urbane Stationen auf. Das liegt daran, dass Ni vor allem bei Südost-Wetterlagen in den Abluffahnen Nieder- und Oberschlesiens und dem Braunkohlekraftwerk östlich von Zittau liegt. Mit zunehmender Entfernung vom Ort der Emission wirken Entfernungsprozesse wie z.B.: Koagulation, trockene und feuchte Deposition, die eine Abnahme der Aerosolpartikel zur Folge haben, was sich in einer geringeren Schadstoffbelastung z.B. wie in Dresden zeigt. D.h. bei einer Ostanströmung kommt es zur Verdünnung bzw. Abnahme der Partikelmassekonzentration beim Überqueren des Freistaates Sachsen. Erkennbar durch die unterschiedlich stark ausgeprägte Keulenform jeder einzelnen Station.

Weiterhin wird deutlich, dass sich die urbane Hintergrundstation IfT und die ländliche Station Me im Bereich von 200 nm bis 600 nm sehr ähnlich verhalten. Dies kann an der geringen Entfernung (50 km) der Station Me zur Vergleichsstation IfT liegen, da sich Luftmassen bei so geringer Entfernung nur geringfügig unterscheiden. Für Westanströmungen werden in diesem Partikelgrößenbereich die geringsten Differenzen zwischen den Stationen beobachtet. Westanströmungen sind bekanntermaßen durch geringere Schadstoffbelastungen gekennzeichnet, was u.a. durch austauschreiche Wetterlagen bedingt sein kann. Zusätzlich wird in Abbildung 3.4.1.1.2 die Windrichtungsabhängigkeit der verkehrsnahen Messstation DN in Abhängigkeit zu den andern Stationen dargestellt. Es ist zu erkennen, dass vor allem für kleine Partikel im Aitkenmode eine deutlich höhere Partikelanzahlkonzentration vorliegt.

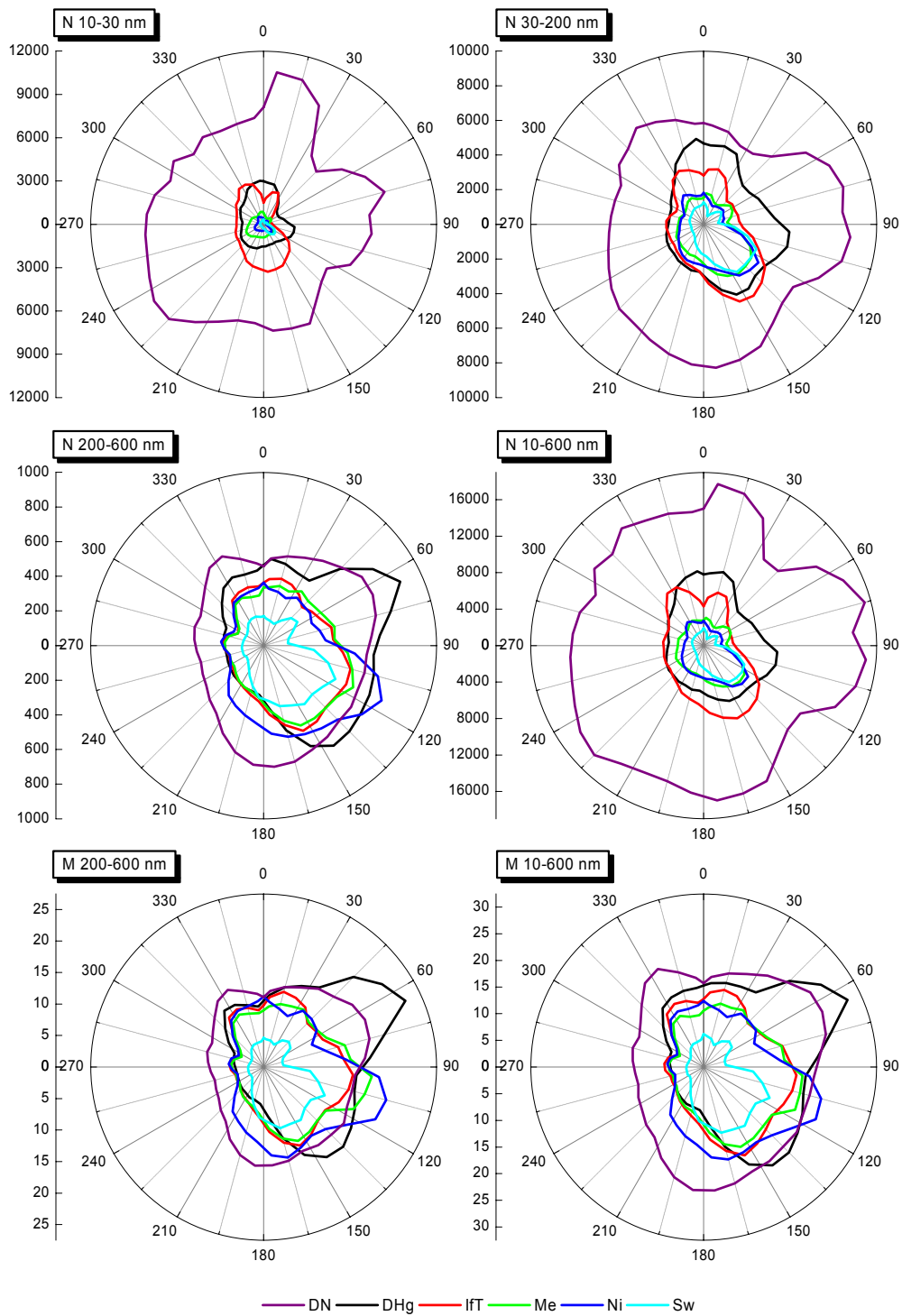


Abb. 3.4.1.1.2: Windrichtungsabhängigkeit der Partikelkonzentration an 6 Messstellen in Sachsen (Dresden-Nord, DN; Dresden-Herzotingarten, DHg; Leipzig-IfT IfT; Melpitz, Me; Niesky, Ni; Schwartenberg; Sw) Partikelanzahl ($1/\text{cm}^3$) bzw. Partikelmassekonzentration (g/cm^3)

3.4.1.2. Jahreszeitliche Windrichtungsabhängigkeit

Die mittleren Breiten sind durch einen ausgeprägten Jahreszeitenwechsel gekennzeichnet, der durch unterschiedliche meteorologische Bedingungen charakterisiert ist. Der Messzeitraum wurde in eine Herbst- und Winterperiode unterteilt. Die Herbstperiode umfasst den Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 30.11.2006. Die Winterperiode reicht vom 01.12.2006 bis 28.02.2007 (Abbildung 3.4.1.2.1.).

Die Herbst- und Winterperiode unterscheidet sich hauptsächlich in der anströmungsabhängigen Partikelkonzentration, d.h. für Partikel im Aitkenmode kommt es in den Herbstmonaten vermehrt zur Partikelneubildung durch solare Strahlung. Dies hat zur Folge, dass urbane Stationen eine gleichmäßige höhere Partikelanzahlkonzentration aus allen Anströmungsrichtungen aufweisen. Wohingegen der Winter durch keulenförmige windrichtungsabhängige Maxima gekennzeichnet ist. Dies zeigt sich vor allem an der Messstation IfT, bei der Nordwest- bzw. Südwestlagen eine erhöhte Aerosolbelastung verursachen. Der in den Wintermonaten verstärkt einsetzende Eintrag von Rußpartikeln einerseits durch Holz- und Kohleheizungen im Erzgebirge und andererseits durch die Industriegebiete der Nachbarländer Tschechien und Polen kann über weite Strecken durch ganz Sachsen transportiert werden. Die Schadstoffbelastung durch Holz- und Kohleheizungen wird in einem nachfolgenden Projekt im Erzgebirge „Seiffen“, welches im Oktober 2007 beginnt, näher betrachtet.

Fazit:

Es lässt sich feststellen, dass abhängig vom betrachteten Partikelgrößenbereich Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Windrichtungsverteilung zwischen urbanen und ländlichen Stationen zu finden sind. Urbane Hintergrundstationen dominieren bei ultrafeinen Partikeln und weisen bei Nord- und Südostanströmungen die höchsten Luftbelastungen auf. Ländliche Stationen hingegen besitzen eine markant ausgeprägte Keulenform in Richtung Südost. Schlussfolgernd werden die stärksten Hintergrund-Aerosolbelastungen in Sachsen durch Südostanströmung verursacht. Die ländlichen Hintergrundstationen für Partikeldurchmesser kleiner 100 nm können dazu genutzt werden, um die Zusatzbelastung urbaner Regionen zu bestimmen.

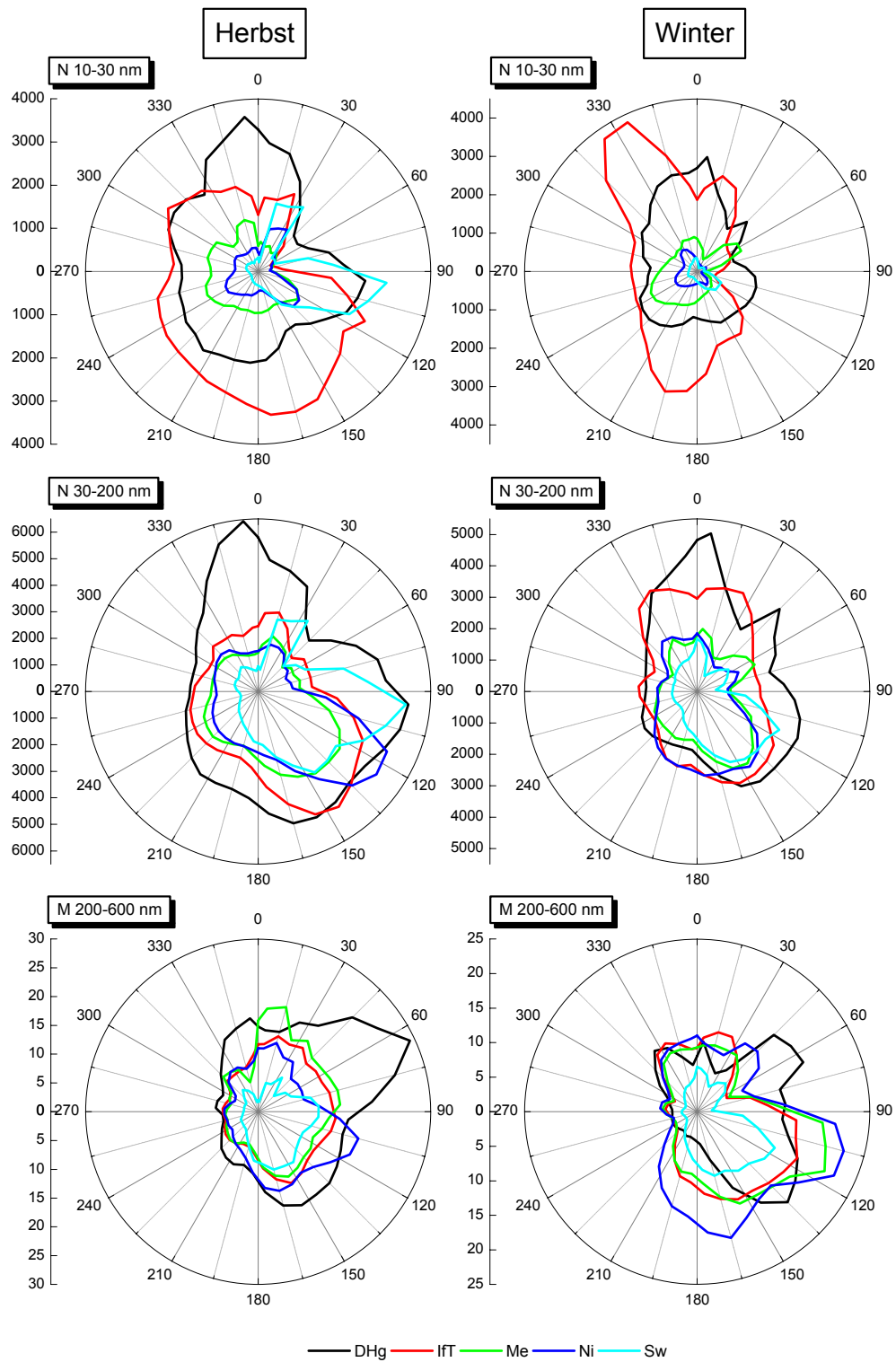


Abb. 3.4.1.2.1: Darstellung der windrichtungsabhängigen Partikelkonzentration für die Herbst- (01.09.2006 bis 30.11.2006) bzw. die Winterperiode (01.12.2006 bis 28.02.2007). Wintermonate sind dabei durch keulenförmige windrichtungsabhängige Konzentrationsspitzen aus belasteten Regionen gekennzeichnet.

3.4.1.3. Großräumige Ferntransporteffekte

Um die Schadstoffbelastung an den Messstationen bezüglich der eben betrachteten Anströmungsrichtung zu verifizieren, wurde der Datensatz in drei Hauptwindrichtungen Nordwest, Südwest und Südost unterteilt und anhand zweier Partikelgrößenverteilungen, wobei eine doppelt logarithmisch und die andere einfach logarithmisch ist, aufgetragen. Diese Art der Darstellung verdeutlicht nochmals die durch den Ferntransport oder durch regional verursachte Emissionen herantransportierten Luftbeimengungen. Im Folgenden wird schwerpunktmäßig auf die Stationen IfT und Sw eingegangen (Abbildung 3.4.1.3.1).

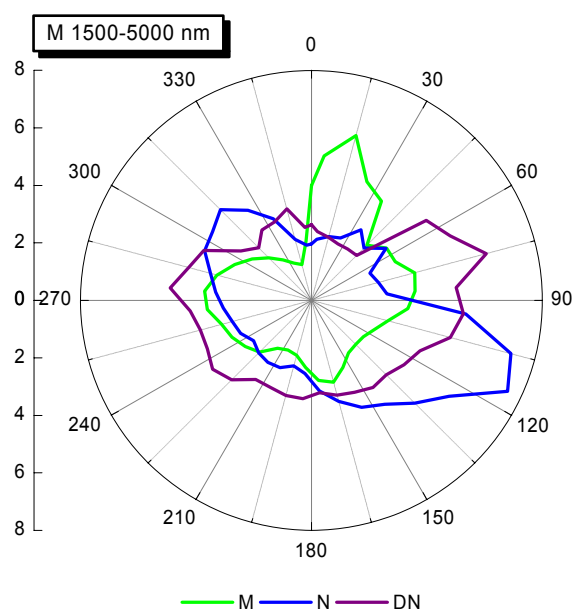


Abb. 3.4.1.3.1: Darstellung der windrichtungsabhängigen Partikelmassekonzentration für die aus APS abgeleiteten Massenkonzentrationen M 1500-5000 nm. Man erkennt, dass die Messstation Niesky (N) ein Maximum in östlicher Richtung aufweist, welches durch Partikelquellen im Nahfeld (Polen) erklärt werden kann.

Die durch schwarz und grün mit einem Kreis gekennzeichneten Windrichtungen NW und SW an der Station IfT weisen im Aitkenmode erhöhte Anzahlkonzentrationen von bis zu 6.000 Partikel/cm³ auf. Für die Station Sw hingegen zeigen diese Anströmungen nicht nur für Aitkenmodepartikel sondern auch für Akkumulationsmodepartikel deutlich geringere Belastungen. Die durch den Ferntransport charakterisierte Südostanströmung (rote Kurve) zeigt für alle vier Messstationen ein deutlich ausgeprägtes Maximum im langlebigen Teil des Aerosolspektrums, das durch Anzahlkonzentrationen über 5.000 Partikel/cm³ gekennzeichnet ist (Abbildung 3.4.1.3.2/3).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass bei Südostanströmungen die höchsten Belastungen durch den Ferntransport von Aerosolpartikeln zu erwarten sind. Weiterhin kann

daraus abgeleitet werden, dass sich diese Perioden nicht für eine Bestimmung der Zusatzbelastung urbaner Regionen auf der Grundlage des Lenschow-Ansatzes eignen, da die vom Lenschow-Ansatz angestrebte Differenzbildung urbaner minus ländlicher Hintergrundstation einen negativen Beitrag ergeben würde. Im Fall eines positiven Beitrages, charakterisiert dies den von der Stadt emittierten Anteil in der planetarischen Grenzschicht, d.h. die urbane Hintergrundstation registriert eine höhere Partikelkonzentration als die dazu betrachtete ländliche Hintergrundstation.

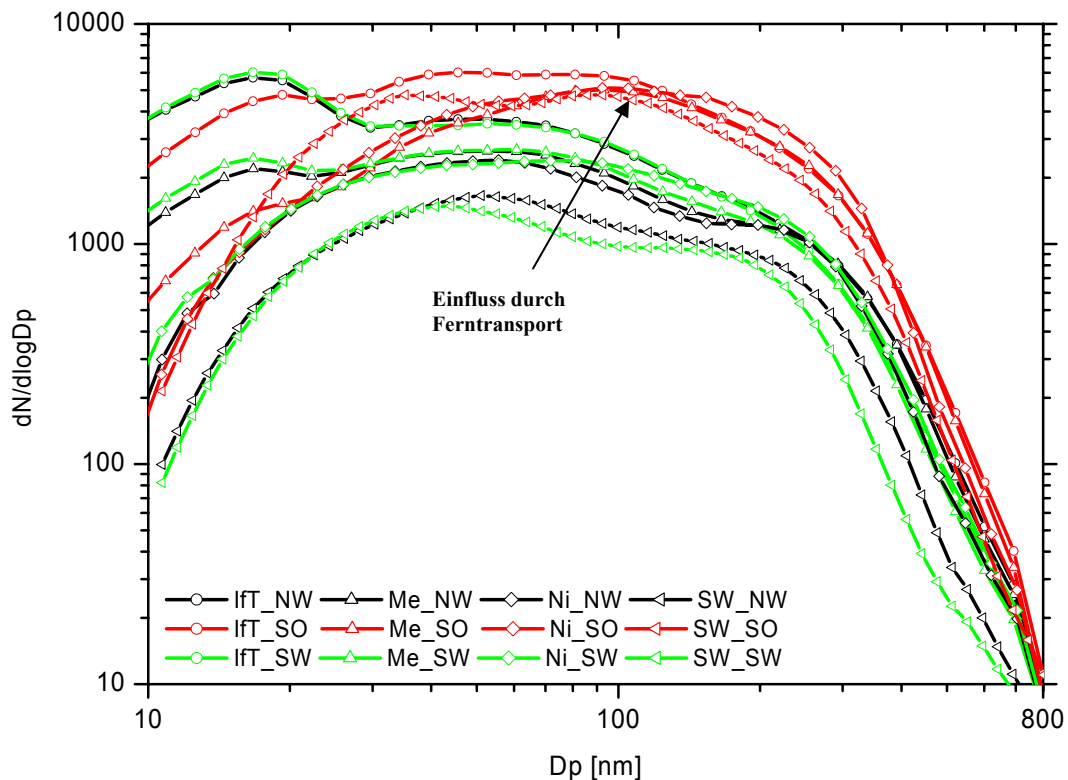


Abb. 3.4.1.3.2: Darstellung der logarithmischen windrichtungsabhängigen Partikelgrößenverteilung für die Messstationen IFT, Me, Ni und Sw. Jede Station wird anhand der Symbole unterschieden. Die betrachteten Windrichtungen werden durch die Farben schwarz (Nordwest), rot (Südost) und grün (Südwest) hervorgehoben.

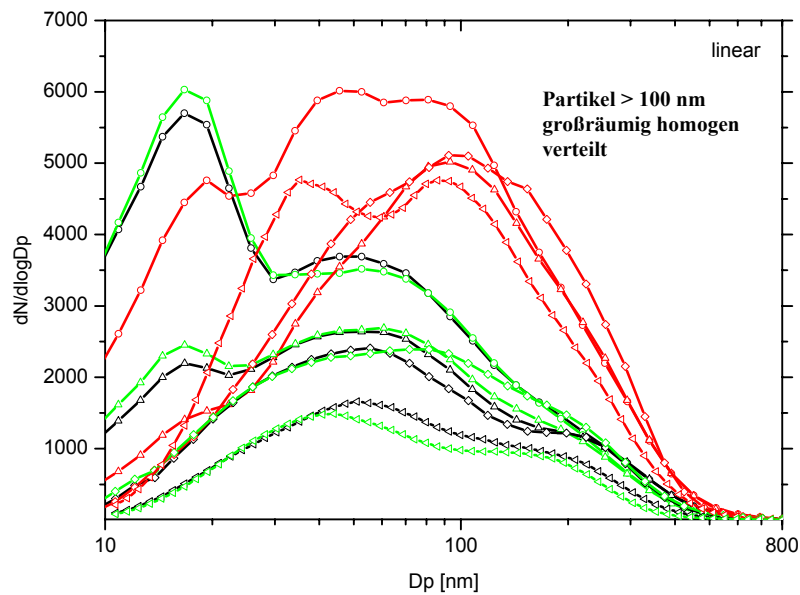


Abb. 3.4.1.3.3: Darstellung der linearen windrichtungsabhängigen Partikelgrößenverteilung für die Messstationen IfT, Me, Ni und Sw. Jede Station wird anhand definierter Symbole unterschieden. Die betrachteten Windrichtungen werden durch die Farben schwarz (Nordwest), rot (Südost) und grün (Südwest) hervorgehoben.

3.4.2. Meteorologische Mischungseffekte in der planetarischen Grenzschicht

Die Mischungsschichthöhe ist ein wichtiger meteorologischer Parameter, der den vertikalen Luftaustausch und somit den Transport von Luftschadstoffen charakterisiert (Stull 1988).

3.4.2.1. Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die Partikelkonzentration

Die Mischungsschichthöhe⁹ spielt eine entscheidende Rolle bei der Ausbreitung von Luftschadstoffen in der Troposphäre. Sie wird in erster Linie vom vertikalen Aufbau der atmosphärischen Grenzschicht¹⁰ bestimmt. Die darin auftretenden thermischen und/oder mechanischen Turbulenzen sorgen für eine Durchmischung dieser Schicht. Dabei hat das Stabilitätsverhalten einen grundlegenden Einfluss auf den vertikalen Austausch von Luftbeimengungen und der Luftqualität (Stull 1988).

Somit liegt die Vermutung nahe, dass die Ausbreitung und Verdünnung von bodennah emittierten Aerosolen von der MLH abhängt. Ein Gedankenexperiment wird vorangestellt: Es wird angenommen, dass eine niedrige MLH und eine geringe Turbulenz - niedrige Windgeschwindigkeit - in der planetarischen Grenzschicht vorherrschen,

⁹ Mixing Layer Height (MLH)

¹⁰ Atmospheric Boundary Layer (ABL)

1. dann besitzen urbane, wie zum Teil auch ländliche Stationen hohe Partikelmassekonzentrationen.
2. ländliche Stationen werden durch den Ferntransport von stark belasteten Luftmassen geprägt, da eine Verdünnung/Austausch mit sauberen Luftmassen gehemmt wird.
3. urbane Stationen erfahren durch Advektion von Luftmassen aus umliegenden Regionen eine erhöhte Zusatzbelastung.

Auf Grundlage dieser Überlegungen wird die Wechselwirkung zwischen der MHL und der windrichtungsabhängigen Partikelmassekonzentration genauer untersucht. Informationen über die MLH können in der Fernerkundung mittels SODAR (Beyrich, 1997) oder Radiosonden gewonnen werden, welche zwei Kenngrößen liefern (siehe Abbildung 3.4.2.1.1):

- das vertikale Windprofil¹¹ und
- den Temperaturgradienten¹².

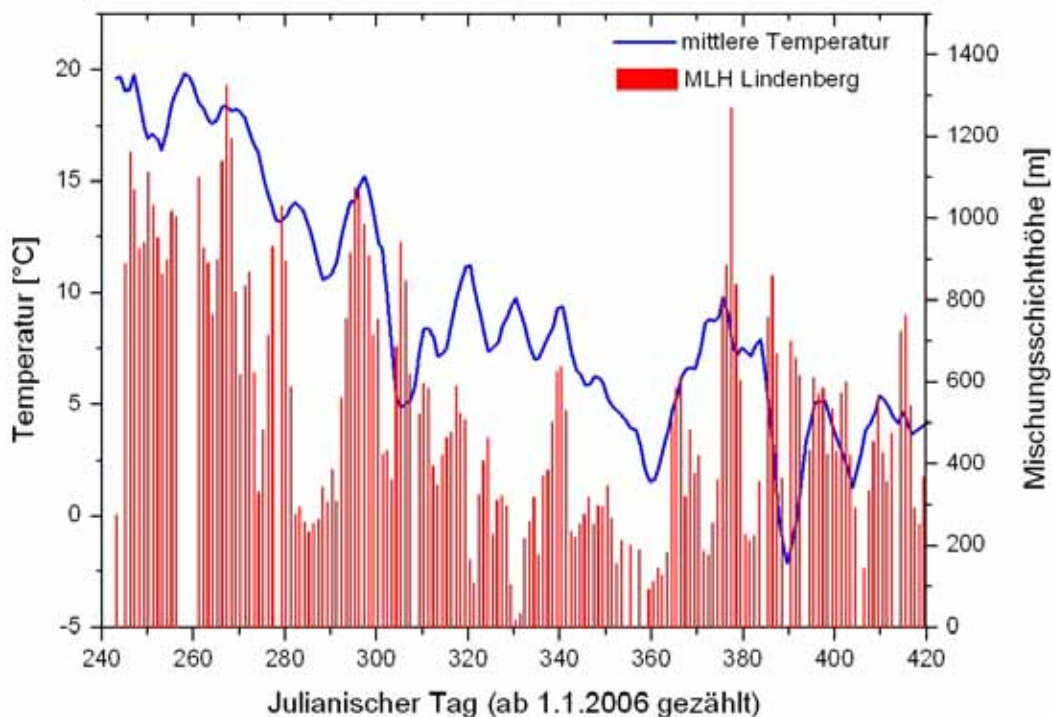


Abb. 3.4.2.1.1: Darstellung der Mischungsschichthöhe (Lindenberg) und der mittleren Temperatur über den Zeitraum von sechs Monaten. Der jahreszeitliche Effekt der Temperatur auf die Mischungsschichthöhe wird verdeutlicht.

¹¹ Bestimmung über die Dopplerverschiebung der rückgestreuten Schallwellen.

¹² Bestimmung über die Stärke des zurückkommenden Signals.

Anhand von Radiosondenaufstiegen¹³ die zu den Zeiten 00, 06, 12 und 18 UTC an den Stationen Lindenberg und Prag gemessen wurden, konnte die MLH in Sachsen für den Zeitraum der Messkampagne abgeschätzt werden. Das nachstehende Diagramm zeigt die MLH für Lindenberg und die mittlere Temperatur über den Zeitraum von sechs Monaten. Es liegt ein signifikanter Unterschied zwischen den Jahreszeiten Herbst und Winter vor. Tendenziell ist eine Abhängigkeit zwischen der Temperatur und der MLH zu erkennen, d.h. eine niedrige Temperatur hat in der Regel eine geringe Mächtigkeit der MLH zur Folge. An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass weitere meteorologische Faktoren, wie z.B. die Strahlung, für die Schwankung der MLH verantwortlich sein können.

Zurück zum Gedankenexperiment.

Dazu wurden die Mischungsschichthöhen im Zeitraum vom 01.09.2006 bis zum 28.02.2007 von 13 UTC in Abhängigkeit vom Globalwind in einem Polar-Diagramm dargestellt (Abbildung 3.4.2.1.2).

¹³ <http://www.weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html>

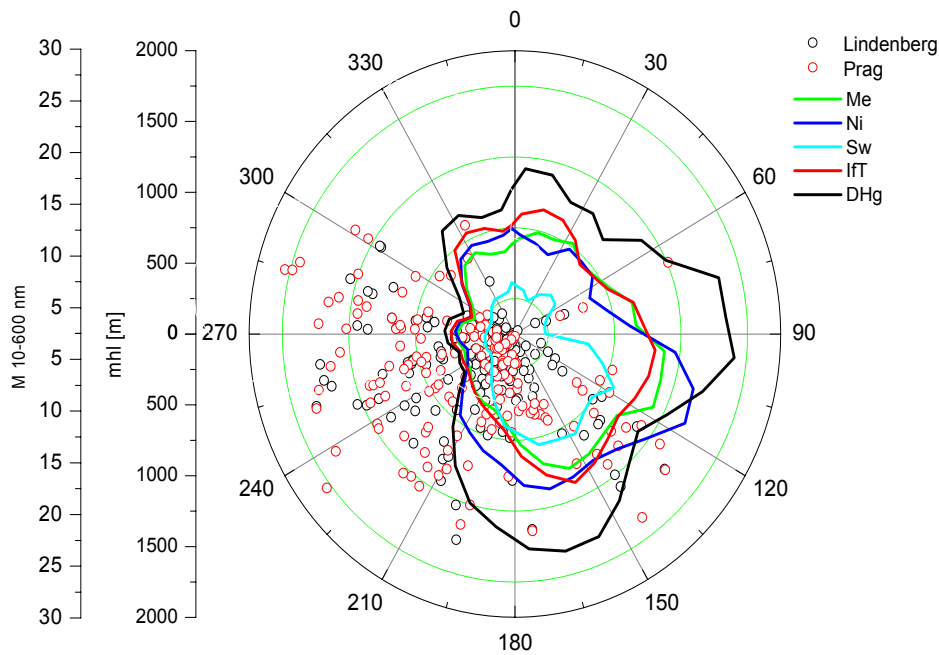


Abb. 3.4.2.1.2: Darstellung der atmosphärischen Mischungsschichthöhe (für Lindenberg und Prag) sowie die Partikelmassekonzentration M 10-600 nm in Abhängigkeit von der Windrichtung. Hohe Mischungsschichthöhen sind durch niedrige Partikelmassekonzentrationen gekennzeichnet.

Rot markiert Mischungsschichthöhen in Prag, schwarz diejenigen in Lindenberg. Gemittelte Partikelmassekonzentrationen im Größenbereich von 10 nm bis 600 nm wurden zum Polar-Diagramm hinzugefügt. Die Abb. 3.4.2.1.2 zeigt daher den nach Windrichtung differenzierten Zusammenhang zwischen Partikelmasse und Mischungsschicht auf. Generell sieht man eine Antikorrelation zwischen den Partikelmassekonzentrationen und der MLH: Bei niedriger MLH herrschten hohe Partikelmassekonzentrationen vor und umgekehrt. Der als erstes angesprochene Zusammenhang lässt sich häufig an Tagen mit Nord-, Ost- und Südanströmungen beobachten. An Tagen mit Westanströmung, an denen vermehrt hohe MLH auftraten, wurden die niedrigsten Partikelmassekonzentrationen detektiert.

Nun wird die Südostanströmung genauer betrachtet: Aus Kapitel 3.4.1.1. ist bekannt, dass aus dieser Windrichtung die höchsten Partikelmassekonzentrationen registriert wurden. In Abb. 3.4.2.1.2 ist zu erkennen, dass im Bereich der Windrichtung 135° eine Verminderung der Partikelmassekonzentration in Verbindung mit einer hohen MLH besteht, sowohl an urbanen, wie auch an ländlichen Stationen. Dies ist auf den Verdünnungsprozess in der planetarischen Grenzschicht, wie im Gedankenexperiment beschrieben, zurückzuführen. Zur Verdeutlichung dient ein in der Abbildung 3.4.2.1.3 dargestelltes Streudiagramm, in dem die MLH (Lindenberg) als Funktion der Partikelmassekonzentration aufgetragen sind.

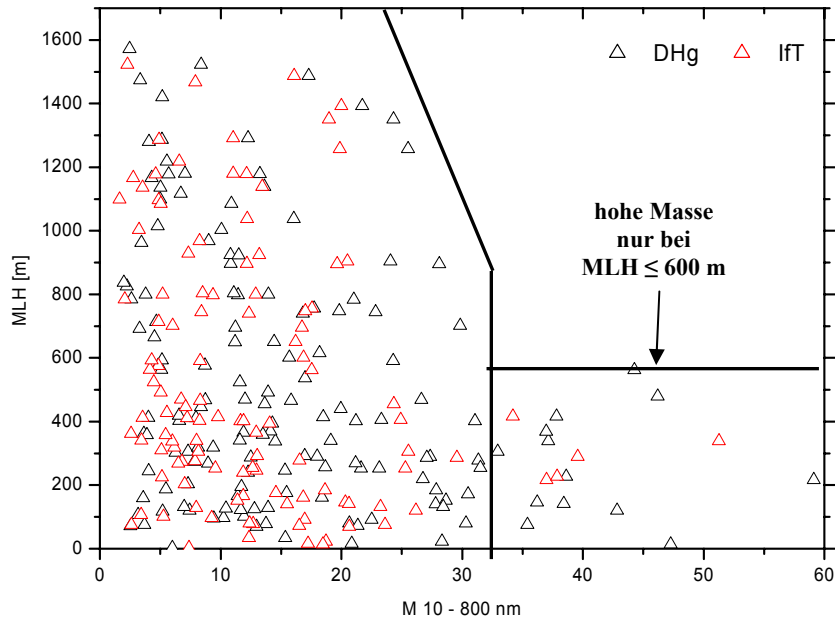


Abb. 3.4.2.1.3: Dargestellt ist die Mischungsschichthöhe als Funktion der Partikelmasse (10-800 nm) Die Partikelmassen repräsentieren die Zeit zwischen 10 und 14 UTC, die Mischungsschichthöhe den Einzelwert um 12 UTC in Lindenberg.

Trotz dieser Übereinstimmung, kann die MLH nicht als alleiniger Faktor für die Konzentration von Aerosolen verantwortlich gemacht werden. Vielmehr ist eine Kombination aus MLH und Anströmungsrichtung in Verbindung mit der Windgeschwindigkeit die Erklärung hoher Partikelkonzentrationen in Sachsen. Des Weiteren ist die Analyse durch die MLH mit Ungenauigkeiten behaftet, durch die räumlichen Entfernungen nach Lindenberg und Prag.

Fazit:

Das Verdünnungspotential für bodennah emittierte Aerosolpartikel ist von der vertikalen Mächtigkeit der konvektiv durchmischten Schicht am Tag abhängig, d.h. eine niedrige MLH führt zu einem Anstieg der Partikelmassekonzentration. Des Weiteren können niedrige MLH die Überströmung belasteter Luftmassen über das Erzgebirge erschweren. Zur Klärung dieses Phänomens dienten Radiosondendaten.

Hochdruckwetterlagen sind im Winter mit starken Inversionsschichten verbunden. In Verbindung mit Ost- bis Südostanströmungen überlagern sich diese beiden Faktoren und sorgen somit für eine erhöhte Schadstoffbelastung in Sachsen.

3.4.2.2. Effekte meteorologischer Einzelparameter auf die Partikelkonzentration

In der Meteorologie versteht man unter einer Wetterlage, den momentanen Zustand der Atmosphäre. Dieser Zustand wird durch verschiedene meteorologische Komponenten, wie z.B. Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Feuchte und Strahlung geprägt. Diese Komponenten, welche durch wechselnde Jahreszeiten und Anströmungsrichtungen charakterisiert sind, beeinflussen in entscheidendem Maß die Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration der urbanen bzw. ländlichen Regionen in der planetarischen Grenzschicht. Um das Verhalten der Aerosolpartikel hinsichtlich der Meteorologie zu analysieren, wurden die gemessenen meteorologischen Komponenten in Abhängigkeit von der Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration dargestellt (Abbildung 3.4.2.2.1. bis 3.4.2.2.5.). Betrachtet werden die bekannten urbanen sowie ländlichen Hintergrundstationen.

Temperatur und Strahlung

Aufgrund der engen Beziehung zwischen der Temperatur (Abbildung 3.4.2.2.1) und der solaren Strahlung (Abbildung 3.4.2.2.2.) ist es sinnvoll, diese zusammen zu analysieren. Es ist zu erkennen, dass die Partikelanzahlkonzentrationen der urbanen und ländlichen Hintergrundstationen, im Bereich von $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $30\text{ }^{\circ}\text{C}$, durch zwei Maxima und ein Minimum bei ca. $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ gekennzeichnet sind. D.h. mit sinkender sowie steigender Temperatur wächst die Partikelanzahlkonzentration an fast allen Stationen an, ausgenommen vom Sw.

Beginnend mit der Strahlung lässt sich nachweisen, dass eine erhöhte solare Einstrahlung, die gleichzeitig einen Temperaturanstieg nach sich zieht, die Bildung von ultrafeinen Aerosolpartikeln durch photochemische Partikelneubildung, vor allem in Industriezentren, deutlich begünstigt. Dies zeigt der sprunghafte Anstieg der Partikelanzahlkonzentration einerseits in Verbindung mit der Strahlung (ab 500 W/m^2) und andererseits mit der Temperatur (ab $15\text{ }^{\circ}\text{C}$).

Betrachtet man nun die niedrige Temperatur, ist vor allem in DHg ein massiver Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zu verzeichnen. Anhand der solaren Strahlung kann dieser Anstieg nicht nachgewiesen werden (Abbildung 3.4.2.2.2). Eine weitere mögliche Erklärung liefert eine über dem Elbtal liegende Inversionsschicht, die zur Anreicherung von Luftschadstoffen beiträgt. Der Sw weist durch seine Höhenlage (787 m) bei niedrigen Temperaturen die Besonderheit auf, dass er sich durch die sinkende MLH oberhalb der Grenzschicht in sauberen Luftschichten befindet. Der Einfluss der Temperatur auf die Masse wird besonders bei negativen Temperaturen sichtbar in dem es zu einem sprunghaften Partikelmasseanstieg kommt. Dies kann auf die Korrelation zwischen MLH und der Temperatur zurückgeführt werden.

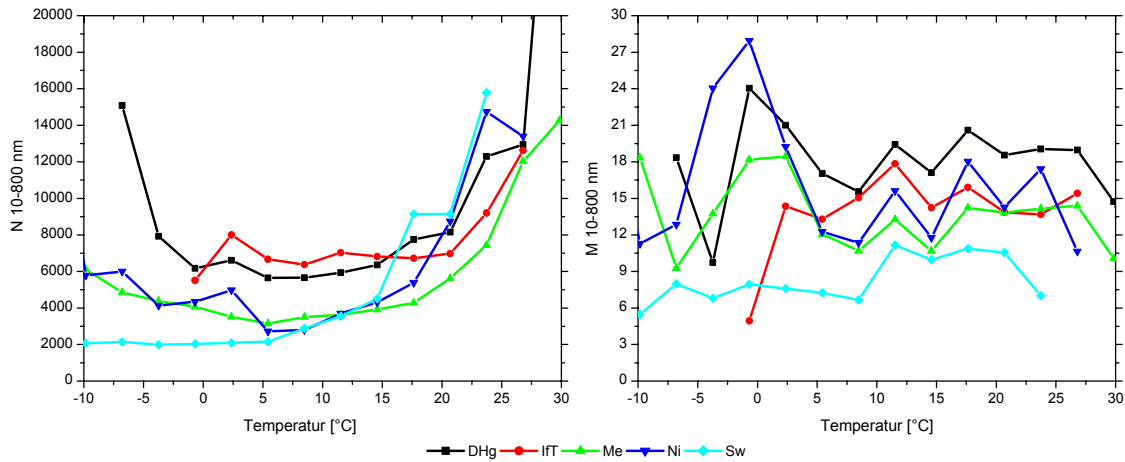


Abb. 3.4.2.2.1: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur

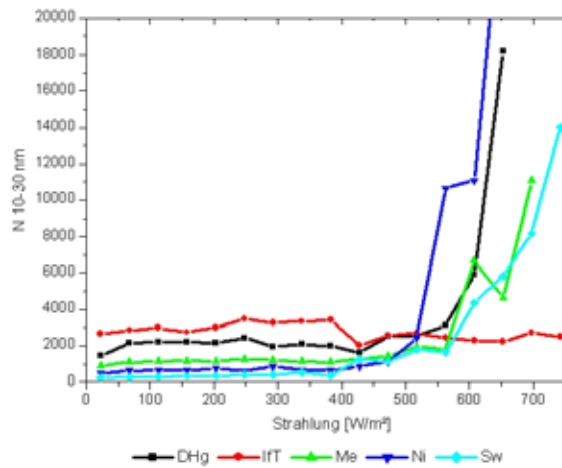


Abb. 3.4.2.2.2: Partikelanzahlkonzentration (N 10-30 nm) in Abhängigkeit von der Strahlung

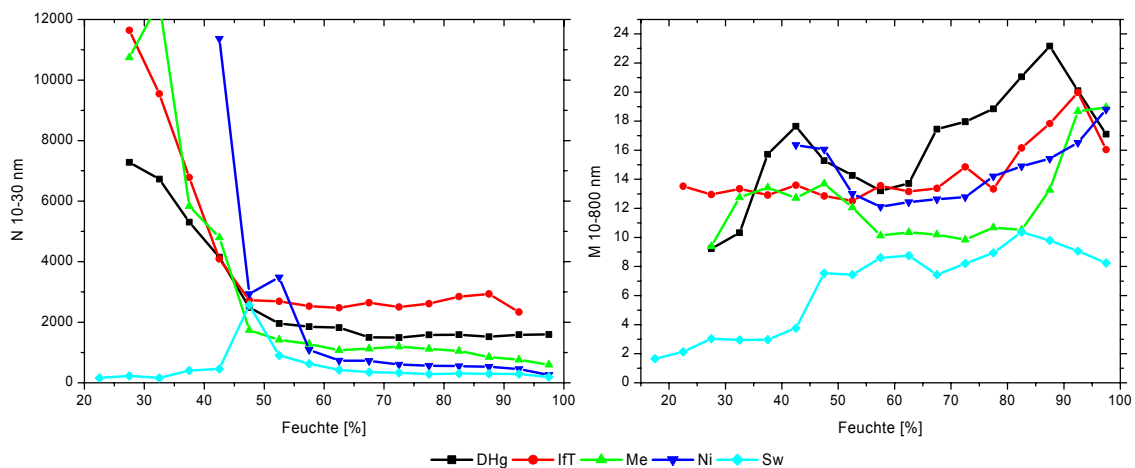


Abb. 3.4.2.2.3: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Feuchte. Mit abnehmender Feuchte (< 60 %) ist ein sprunghafter Anstieg der Partikelmassekonzentration urbaner sowie ländlicher Messstationen zu verzeichnen.

Fazit:

Die durch unterschiedliche Temperatur verursachte Mächtigkeit der planetarischen Grenzschicht prägt die in der Region vorherrschende Aerosolkonzentration. Des Weiteren ist der Zusammenhang abhängig von der Höhenlage der Station über dem Meeresspiegel sowie von urbanen und ländlichen Regionen.

Luftfeuchte

Eine niedrige Feuchte ist verbunden mit einer hohen Partikelanzahlkonzentration (N 10-30 nm) in der planetarischen Grenzschicht (Abbildung 3.4.2.2.3). Mit zunehmender Feuchte nimmt die Konzentration stark ab und pegelt sich bei einem Wert von ca. 60 % für urbane Hintergrundstationen im Mittel auf 2.000 Partikel/cm³ und für ländliche Hintergrundstationen unter 2.000 Partikel/cm³ ein. Niedrige Feuchten sind durch strahlungsintensive Tage gekennzeichnet, was den sprunghaften Anstieg der Partikelanzahlkonzentration erklärt. Die Partikelmasse scheint keine signifikante Abhängigkeit zur Feuchte zu besitzen. Lediglich am Sw ist mit zunehmender Feuchte ein Anstieg der Partikelmasse zu erkennen. Des Weiteren kann eine Korrelation zwischen der Grenzschichtluft zur freien Troposphäre bestehen.

Windgeschwindigkeit

Verknüpft man die Windgeschwindigkeit mit der Partikelanzahl bzw. Partikelmasse ist festzustellen, dass hohe Windgeschwindigkeiten einer niedrigen Konzentration entsprechen und umgekehrt (Abbildung 3.4.2.2.4). Durch die Emission von Aerosolpartikeln in die planetarische Grenzschicht kommt es zur Anreicherung von Aerosolpartikeln. Diese Anreicherung - Anstieg der Aerosolkonzentration - ist eine Folge der niedrigen Windgeschwindigkeit, da der Austausch mit sauberen Luftmassen gehemmt wird. Da urbane Stationen einen höheren Ausstoß von ultrafeinen Partikeln detektieren, sind diese durch einen steileren Anstieg der Partikelanzahl gekennzeichnet.

Die höheren Windgeschwindigkeiten (> 6 m/s) sind mit Turbulenzen und Austauschprozessen in der planetarischen Grenzschicht verbunden, was die Anreicherung und somit den Anstieg der Aerosolkonzentration weitgehend vermindert. Dieser Effekt ist sowohl auf kleinräumiger Skala (Ballungsgebieten), wie auch auf großräumiger Skala (Ferntransport) zu beobachten. Ersteres wird durch den Größenbereich N 30-200 nm veranschaulicht. Der Anstieg der Windgeschwindigkeit führt zum Austausch/Verdünnung belasteter Luftmassen innerhalb von Straßenschluchten und Stadtgebieten. Für den Ferntransport kann dieser Effekt in der Partikelmasse M 200-600 nm ebenfalls beobachtet werden. Mit Zunahme der Windge-

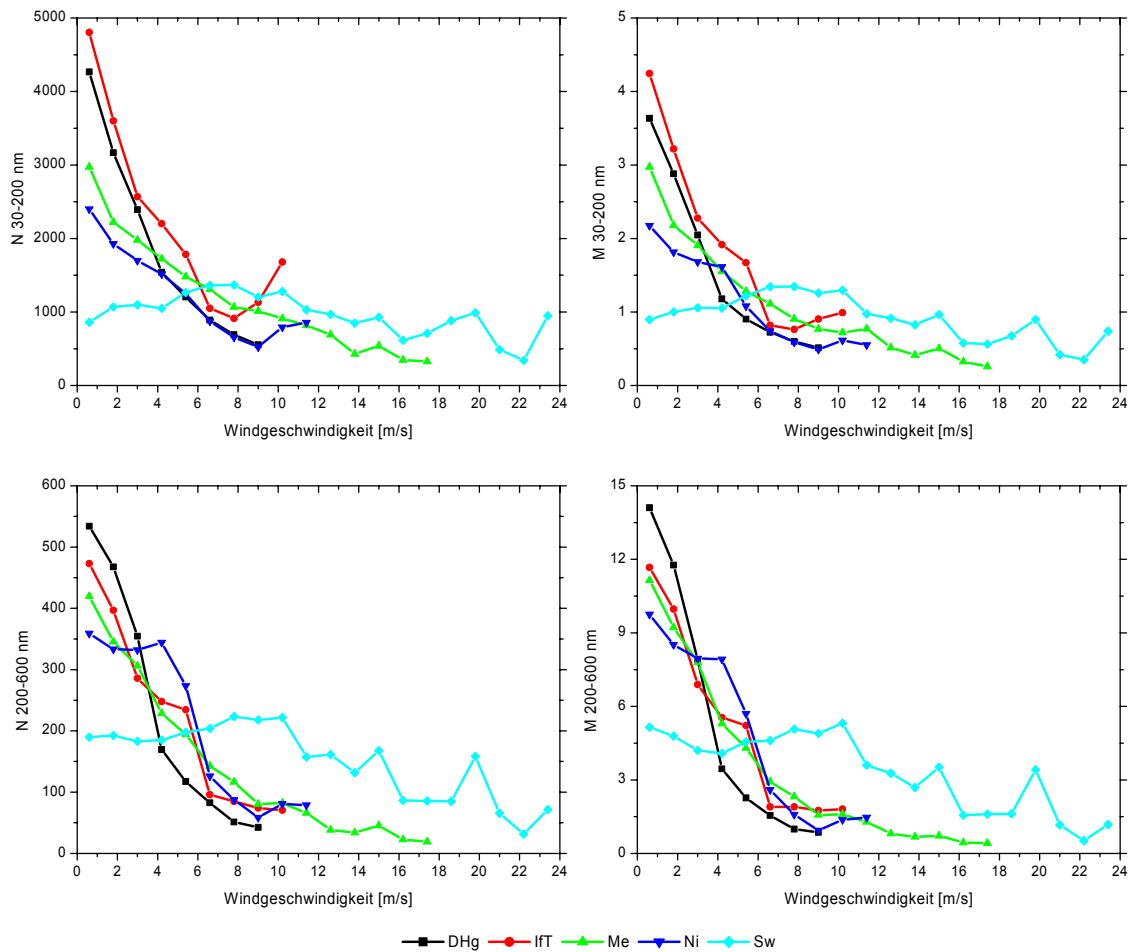


Abb. 3.4.2.2.4: Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentration in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Niedrige Windgeschwindigkeiten tragen zur Anreicherung der Partikelanzahl- bzw. der Partikelmassekonzentration bei, wogegen hohe Windgeschwindigkeiten eine Verbesserung der Luftqualität bewirken.

schwindigkeit hat die Prägung der Luftmasse einen entscheidenden Einfluss, d.h. beispielsweise bei einer Westanströmung wird Sachsen durch saubere maritime Luftmassen beeinflusst, die zur Verdünnung der Aerosolkonzentration beitragen.

Die Bergstation Sw hingegen, weist bei Windgeschwindigkeiten kleiner 6 m/s eine Abnahme der Partikelanzahlkonzentration auf. Vermutlich bedingt die geringe Windgeschwindigkeit keinen ausreichenden Transport belasteter Luftmassen zum Gipfel.

Fazit:

Die Windgeschwindigkeit und der damit verbundene Transport von Aerosolpartikeln bedingt die Aerosolkonzentration in einer Region, vor allem in Städten. Sie ist ein Maß für den Austausch urban und ländlich geprägter Luftmassen.

Kombination der meteorologischen Parameter

Des Weiteren kann die Windgeschwindigkeit einerseits in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe und andererseits von der Windrichtung betrachtet werden (Abbildung 3.4.2.2.5). Letzteres zeigt, dass bei Westwetterlagen die höchsten Windgeschwindigkeiten auftreten. Die Bergstation Sw weist aus Nordwest bzw. Südwest zwei Windgeschwindigkeitsmaxima auf.

Die zweite Abbildung zeigt die MLH in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Es ist ein Trend zu erkennen, dass mit steigender Windgeschwindigkeit die MLH ansteigt, außer am Sw. Des Weiteren wurde in der Abbildung 3.4.2.2.4 schon gezeigt, dass die Partikelanzahl- bzw. die Partikelmassekonzentration mit steigender Windgeschwindigkeit abnimmt.

Aufgrund der Kombination dieser soeben angesprochenen meteorologischen Parameter und der daraus gewonnenen Erkenntnisse, wird an dieser Stelle auf das im Kapitel 3.4.2.1.2. dargestellte Polardiagramm verwiesen. Zur besseren Veranschaulichung ist es in folgender Abbildung 3.4.2.2.6. nochmals dargestellt. Die Grafik zeigt, dass bei Westwetterlagen an allen Stationen die niedrigsten Partikelkonzentrationen während der sechsmonatigen Messkampagne auftraten, was sich mit den aus diesem Kapitel betrachteten Abhängigkeiten deckt. Der Einfluss sauberer maritimer Luftmassen aus Westen in Verbindung mit ausgeprägten Austausch-/Verdünnungsprozessen in der planetarischen Grenzschicht ermöglicht eine geringe Aerosolbelastung in Sachsen.

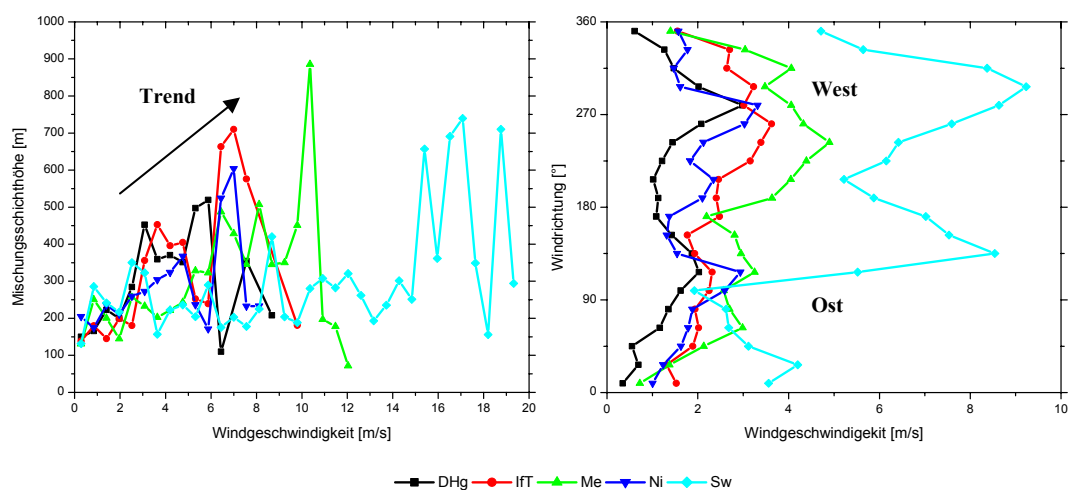


Abb. 3.4.2.2.5: Mischungsschichthöhe und Windrichtung in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit

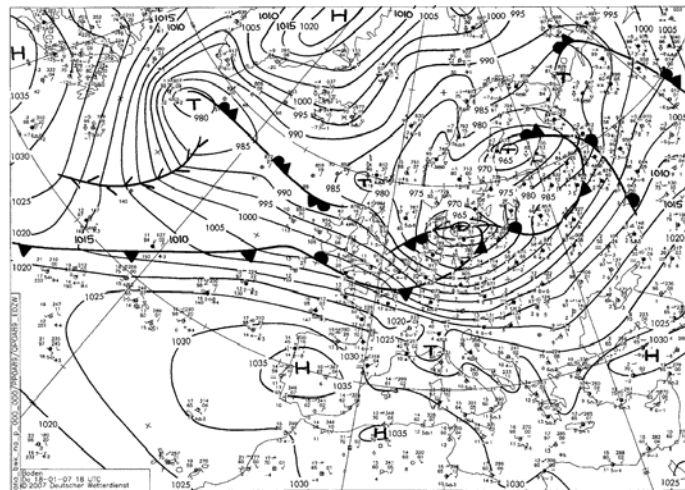
3.4.2.3. Sturmtief Kyrill (18.01.2007) - Verminderung der Aerosolkonzentration

Im Zeitraum vom 16.01.2007 bis zum 19.01.2007 wurde Sachsen durch das Sturmtief Kyrill beeinflusst. Die ausgeprägte Kaltfront, deren Kern über der Ostsee lag, durchquerte Deutschland vom Nordwesten her mit orkanartigen Windgeschwindigkeiten (Abbildung 3.4.2.3.1/2). Dies hatte zur Folge, dass über einen Zeitraum von zwei Tagen die Belastung von Aerosolpartikeln in urbanen sowie ländlichen Regionen stark abfällt. Die Verminderung der Partikelmassekonzentration und die meteorologischen Bedingungen, während dieser Zeit, werden anhand der Abbildung 3.4.2.3.3 dargestellt.

Meteorologisch ist dieser Zeitraum durch zwei Warmfronten und einen Kaltfrontdurchgang mit steigenden Windgeschwindigkeiten bis zum 18.01.2007 gegen 22 Uhr gekennzeichnet. Mit dem Passieren der Front wird ein Temperatursprung sowie ein Luftdruckanstieg registriert, was laut Definition einer Kaltfront entspricht. Des Weiteren wird ab den frühen Morgenstunden des 18.01.2007 Niederschlag detektiert.

Der 17.01.2007 ist bis 12 Uhr durch hohe Partikelmassekonzentrationen an urbanen wie auch an ländlichen Messstationen gekennzeichnet. Ursächlich dafür könnte die leicht erhöhte Windgeschwindigkeit in Kombination mit der geringfügigen Windrichtungsänderung auf Südwest sein. DHg weist in dieser Zeit einen Windrichtungswechsel nach Südost auf, was einem erhöhten Ferneintrag von Akkumulationsmodepartikeln aus dieser Region entspricht. Ab ca. 12 Uhr ist an allen Messstationen außer in Niesky, um sechs Stunden verschoben, eine Abnahme der Partikelmasse zu verzeichnen, was auf einen Luftmassenwechsel mit dem Passieren einer Warmfront zurückzuführen ist. In DHg bewirkt dies einerseits bedingt durch den Windrichtungswechsel auf Westen und andererseits die im Laufe des Tages bis zum 18.01.2007 ansteigende Windgeschwindigkeit.

An den Stationen Me, Sw und Ni ist kein Windrichtungswechsel zu verzeichnen, nur eine Zunahme der Windgeschwindigkeit. Der Grund, warum Ni erst sechs Stunden später eine Abnahme der Partikelmasse detektiert, ist auf deren Lage im Osten Sachsens zurückzuführen. Der verstärkte Transport von Aerosolpartikeln aus Westsachsen Richtung Niesky hat einen leichten Anstieg der Partikelmasse zur Folge, welche mit Erreichen der Warmfront ebenfalls abfällt.



<http://www.wetter3.de>

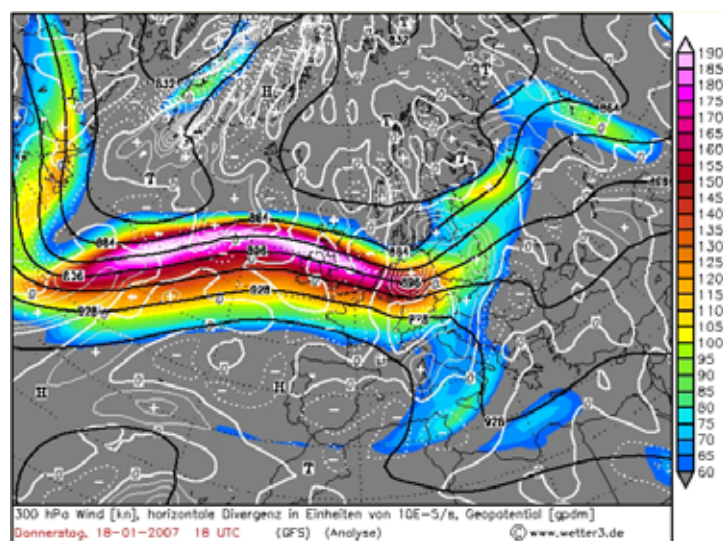


Abb. 3.4.2.3.1/2: Darstellung der Bodenwetterkarte und dem über Deutschland ziehenden Windband am 18.01.2007. In der Bodenwetterkarte ist eine Kaltfront, die in den späten Abendstunden Sachsen überquert, zu erkennen. Das Windband zeigt die durch das Sturmtief Kyrill hervorgerufenen hohen Windgeschwindigkeiten.

Des Weiteren ist die Partikelmasseabnahme durch einen sprunghaften Temperaturanstieg gekennzeichnet, der z.B. in DHg und Me Temperaturen um die 12 °C bewirkt. Der Anstieg der Temperatur in Verbindung mit der Windgeschwindigkeit sorgt für eine gute Durchmischung und somit Verringerung der Partikelmassekonzentration in der planetarischen Grenzschicht. Der Niederschlag ab den frühen Morgenstunden des 18.01.2007 verursacht ebenfalls eine weitere Abnahme der Aerosolpartikelkonzentration durch nasse Deposition. Mit dem Erreichen der Kaltfront werden an allen Messstationen die höchsten Windgeschwindigkeiten und die niedrigsten Partikelmassekonzentrationen, unter 5 µg/cm³, detektiert.

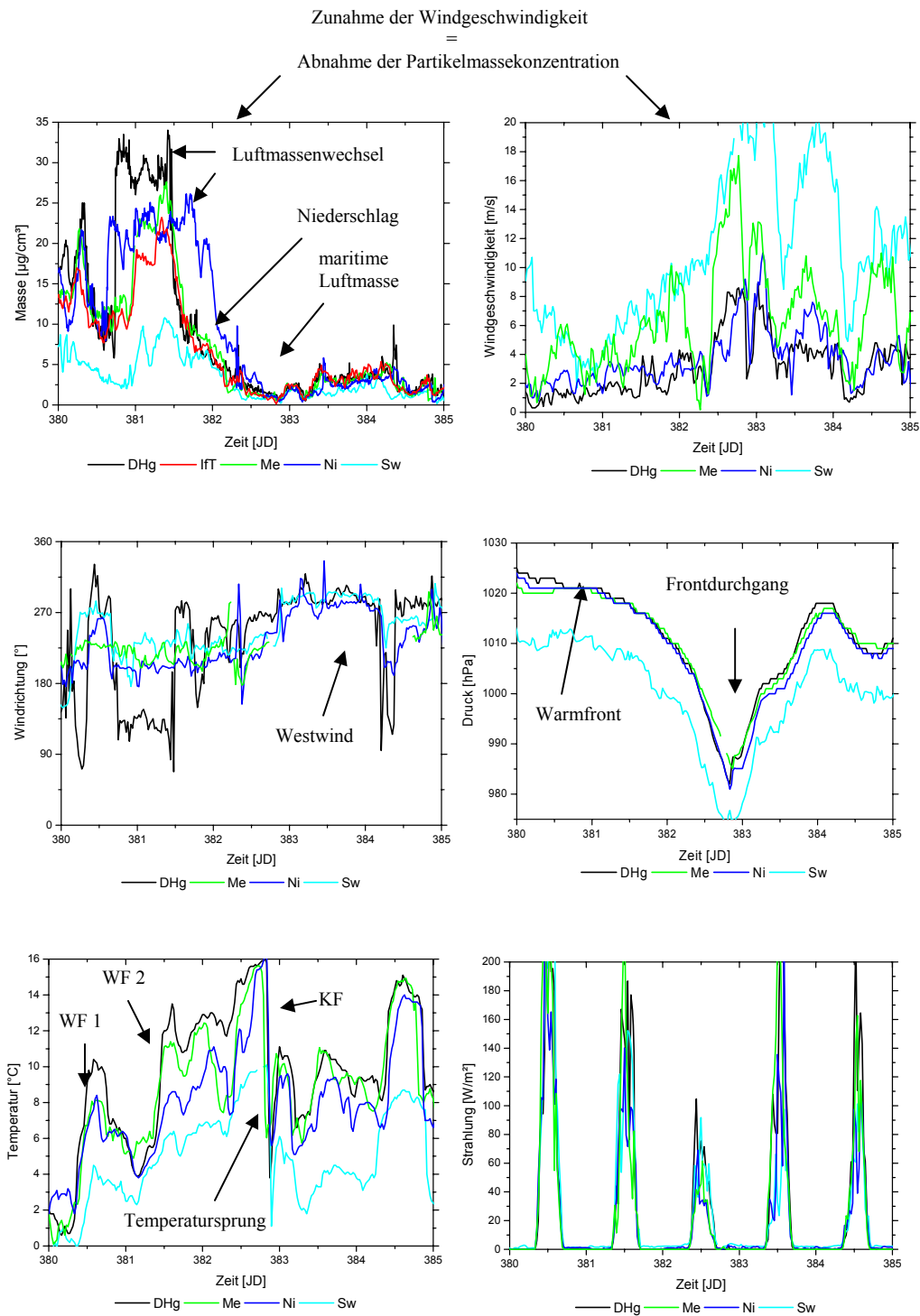


Abb. 3.4.2.3.3: Wetterlage und Partikelmassekonzentration während des Sturmtiefs Kyrill vom Julianischen Tag 380 bis 385. (Das entspricht einem Zeitraum vom 16.01.2007 bis zum 21.01.2007.) Anhand meteorologischer Parameter (Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Druck, Temperatur und Strahlung) wird die im ersten Plot dargestellte Abnahme der Partikelmassekonzentration in diesem Zeitraum ersichtlich.

Zusätzlich wird jede Messstation in einem so genannten Konturplot-Diagramm (Abbildung 3.4.2.3.4) vom 18.01.2007 dargestellt. Dabei wird die Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit von der Tageszeit und vom Partikeldurchmesser aufgetragen. Der Akkumulationsmode weist über den ganzen Tag geringe Konzentrationen auf. Der Anstieg der Windgeschwindigkeit führt im Laufe des Tages zur Abnahme an allen Stationen. Das Maximum der Windgeschwindigkeit entspricht dem Minimum der Partikelanzahlkonzentration im kompletten Größenbereich.

In Abbildung 3.4.2.3.5 wird anhand der Partikelgrößenverteilung vom 17.01.2007 und 18.01.2007 die Abnahme der Partikelanzahlkonzentration nochmals verdeutlicht.

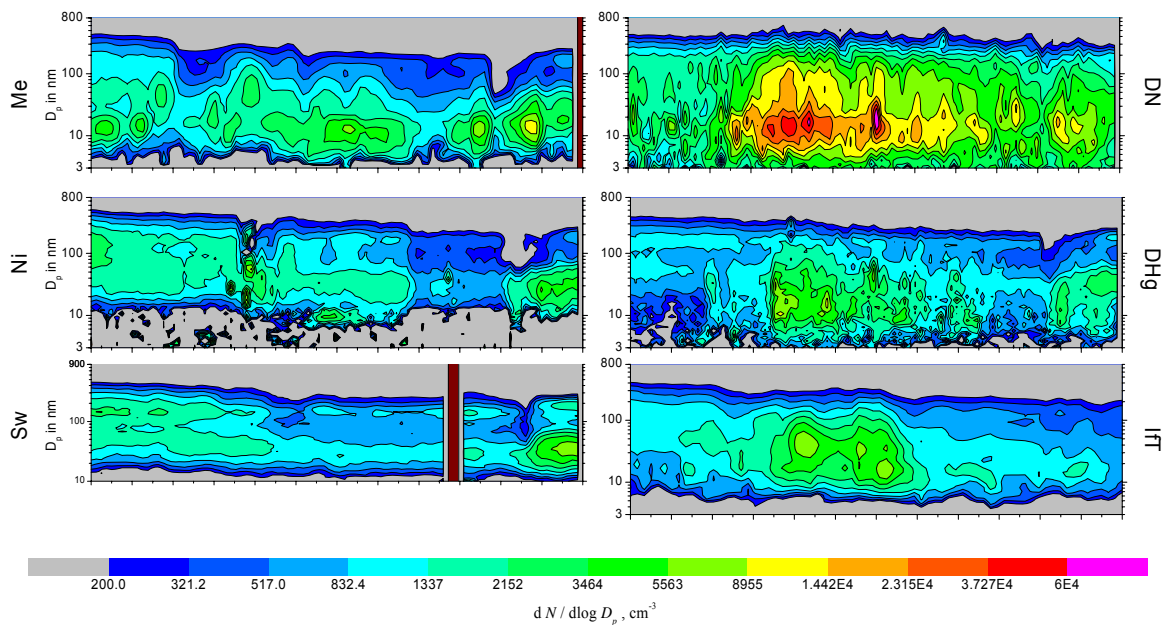


Abb. 3.4.2.3.4: Konturdiagramm der Partikelgrößenverteilung am 18.01.2007 (382 JD). Dargestellt ist die Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit der Tageszeit und des Partikeldurchmessers für 6 Messstationen in Sachsen.

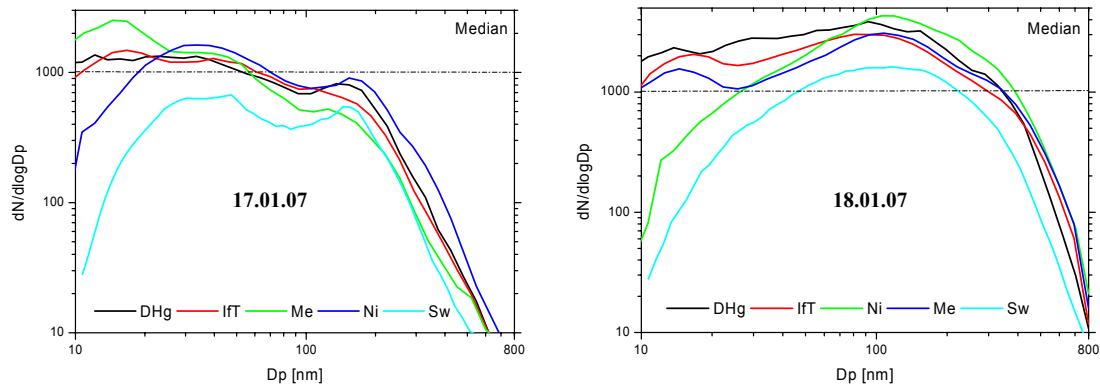


Abb. 3.4.2.3.5.: Darstellung der Partikelgrößenverteilung während des Sturmtiefs Kyrill. Dargestellt ist die Partikelanzahlkonzentration vor (17.01.2007) bzw. nach (18.01.2007) dem Frontdurchgang.

Fazit:

Durch die hohen Windgeschwindigkeiten während des Sturmtiefs Kyrill werden die vorherrschenden Luftmassen in kürzester Zeit durch saubere Luftmassen aus Westen ersetzt, was zu einer Abnahme der Partikelmassekonzentration an allen Stationen führt. Unter diesen Bedingungen hat dies eine negative Belastung in urbanen Gebieten zur Folge, d.h. es kommt zur Verminderung der Schadstoffbelastung.

3.4.3. Lokale Orographie und meteorologische Effekte

Aufgrund der Vielfältigkeit in der Orographie des betrachteten Messnetzes werden in diesem Kapitel die Elbtalstadt Dresden und der Schwarzenberg hinsichtlich ihrer regionalen Lage näher betrachtet. Der Einfluss lokaler meteorologischer Effekte bedingt durch die Orographie wird bezüglich der Anreicherung bzw. dem Transport von Luftschadstoffen diskutiert. Des Weiteren soll geklärt werden, unter welchen Bedingungen eine Region im Freistaat Sachsen von den übrigen als abgekoppelt betrachtet werden kann.

3.4.3.1. Abkopplung der Station Schwarzenberg am 30.10.2006

Im folgenden Abschnitt wird das Heben und Senken der planetarischen Grenzschicht am Schwarzenberg, 30.10.2006, untersucht. Zur Bestimmung der groben Anströmungsrichtung diente das NOAA HYSPLIT Modell. Auf der Basis von 24-Stunden-Rückwärtstrajektorien der Messstationen Me, Ni und Sw konnte für den Zeitpunkt 06 UTC eine Nordanströmung festgestellt werden, die sich im Laufe des Tages auf eine südliche Windrichtung drehte (Abbildung 3.4.3.1.1).

In Abbildung 3.4.3.1.2 (I) ist die gemessene Partikelgrößenverteilung für diesen Tag dargestellt. Hierzu dient ein Konturplot-Diagramm, bei dem die Partikelanzahlkonzentration auf der z-Achse in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser (y-Achse) und der Zeit (x-Achse) dargestellt ist. Die Abstufung der Konzentration wird anhand von Farben veranschaulicht, bei dem rot für hohe und blau für niedrige Partikelkonzentrationen steht. Bei der Untersuchung von Partikelneubildungsereignissen dienen meteorologische Daten als Ansatzpunkte. Der Konturplot (I) zeigt anschaulich, dass der Schwarzenberg bis 10 Uhr sehr niedrige Konzentrationen aufweist, also in einer sauberen Anströmung zu liegen scheint. Eine Stunde später erhöht sich die Konzentration schlagartig. Es kommt zur Detektion von Partikeln im Aitken- und Akkumulationsmode. Im Abstand von zwei Stunden setzt Partikelneubildung ein, die durch eine so genannte „Bananenform“ sichtbar wird.

Um dieses zu erklären, wird als erstes die Mischungsschichthöhe betrachtet. Hierfür wurden Radiosondennmessungen aus Lindenberg und Prag verwendet. In Abbildung (V) werden die gewonnenen Radiosondendaten aus Prag in Abhängigkeit von der Zeit dargestellt. Beim Verlauf der MLH ist zu erkennen, dass die Grenzschicht am Vormittag unter 200 m über dem Meeresspiegel lag, was eine Zerteilung der Luftmassen zur Folge hatte. Da in der oberen Luftschicht eine Feuchte um 100 % gemessen wurde, lassen sich Nebel und Wolken nicht ausschließen. Der eventuell einsetzende Niederschlag, kann ebenfalls zur niedrigen Partikelkonzentration in den frühen Morgenstunden beitragen.

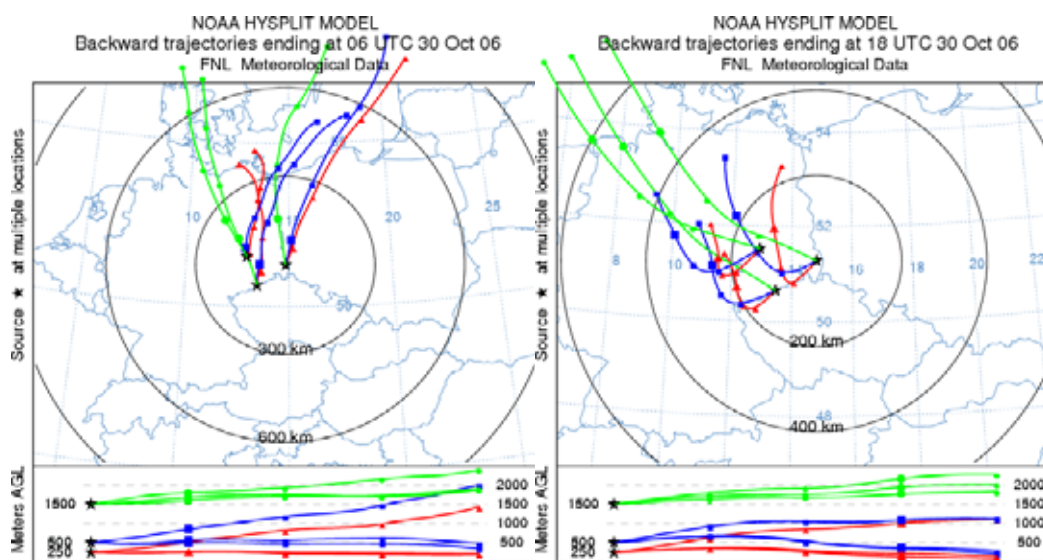


Abb. 3.4.3.1.1: NOAA HYSPLIT Modell. Dargestellt sind drei Rückwärtstrajektorien, deren Ausgangspunkte Melpitz, Niesky und Schwarzenberg von 06 und 18 UTC am 30.10.2006 bilden. Es ist zu Beginn des Tages eine Nordströmung zu verzeichnen, welche im Laufe des Tages auf eine Südwestströmung dreht.

Ein weiterer Aspekt, der die niedrigen Konzentrationen im Feinmode erklären kann, ist die subpolare Höhenströmung. Luftmassen aus Norden gelten durch ihre maritime Prägung als gering belastete Luftmassen. Durch die Inversionsschicht, die den Kontakt mit den unteren Luftschichten ausschließt, wird der Transport der Luftmasse nur durch den Zeitverlauf bestimmt. Mit zunehmender Globalstrahlung (IV), im Diagramm durch das Ansteigen der roten Kurve erkennbar, steigt auch die Grenzschicht am Schwartenberg, worauf wiederum ein Ansteigen der bodennahen Luftschichten folgt. Die dabei ansteigende Temperatur lässt die Feuchte immer weiter sinken. Mit dem Absinken der Feuchte auf 60 % durchbricht die Grenzschicht mit dem Maximum der Globalstrahlung (ca. 400 W/m^2) gegen 10 Uhr den Gipfel des Schwartenberges. Die im Laufe des Tages einsetzende Windrichtungsänderung (II) auf eine Südkomponente, mit zusätzlichem Anstieg der Windgeschwindigkeit, bedingt einen Luftmassentransport aus der Tschechischen Republik. Es kommt zum Anstieg der SO_2 Konzentration (IV). Durch die erhöhte Globalstrahlung wird die Umwandlung von SO_2 zu H_2SO_4 begünstigt, was zu einem Partikelneubildungsereignis führt. Die im Konturplot dargestellte charakteristische „Bananenform“ für ein Nukleationsereignis wird ca. zwei Stunden später beobachtet, da das am Schwartenberg eingesetzte SMPS-System erst ab einem Partikelgrößenbereich von 10 nm detektiert.

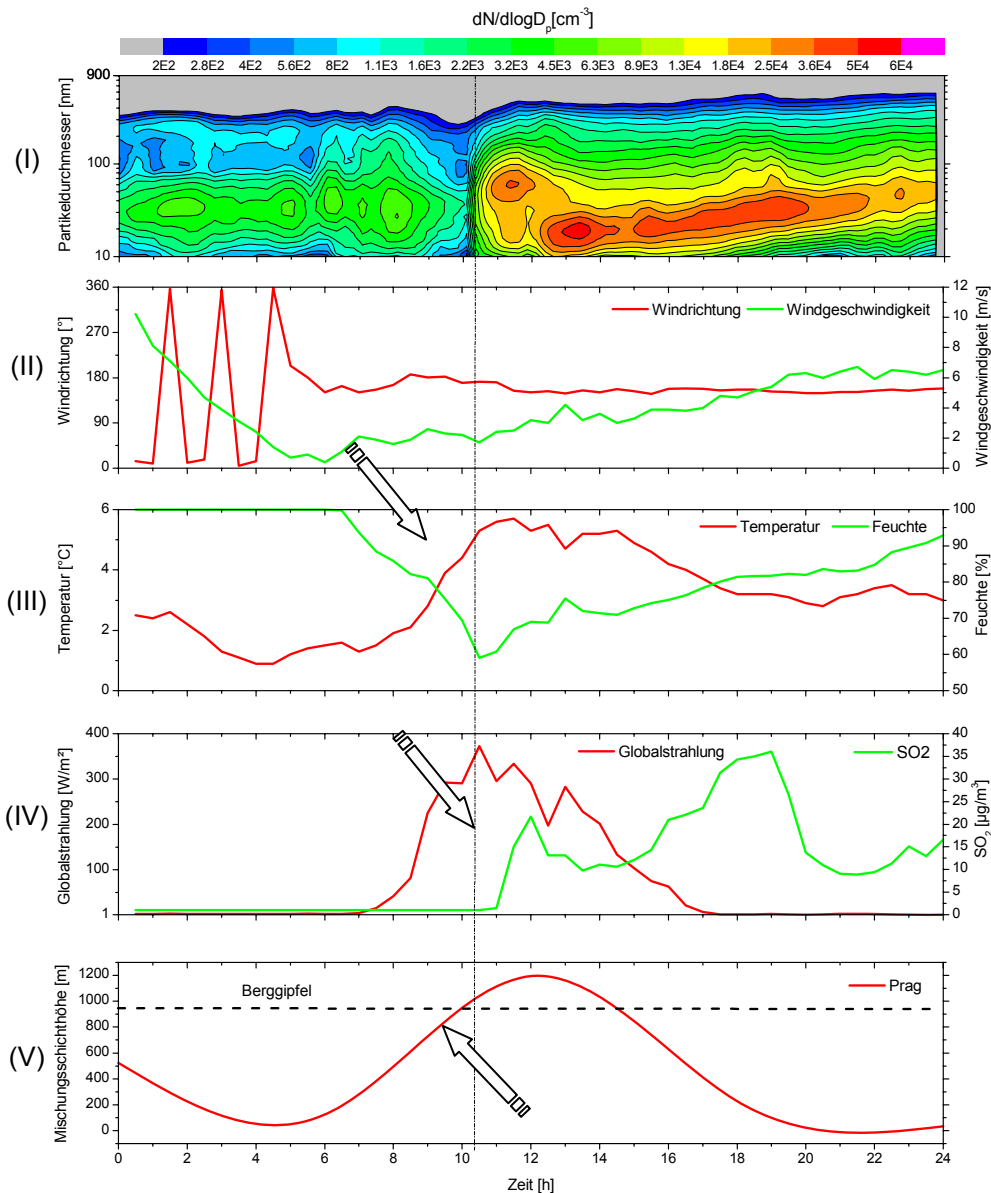


Abb. 3.4.3.1.2: Partikelneubildungsereignis am Schwarzenberg (Abbildung I). In Abbildung II und III sind die am 30.10.2006 vorherrschenden meteorologischen Bedingungen aufgetragen. Des Weiteren wird in Abbildung IV und V die Globalstrahlung, SO₂ sowie die Mischungsschichthöhe dargestellt.

Die Bildung der Aerosolpartikel durch Nukleation beginnt unmittelbar nach dem Erreichen der planetarischen Grenzschicht am Gipfel. Da die Reaktionszeit für die Bildung von H₂SO₄-Partikeln auf 2 nm ca. 1 ½ beträgt (Weber et al. 1997) und zusätzlich einsetzende Kondensations- und Koagulationsprozesse das Anwachsen der Aerosole auf 10 nm bedingen, ist das Nukleationsereignis erst gegen 13 Uhr zu beobachten. Diese neu gebildeten Partikel um 20 nm dominieren über mehrere Stunden die mittlere Aerosolpopulation.

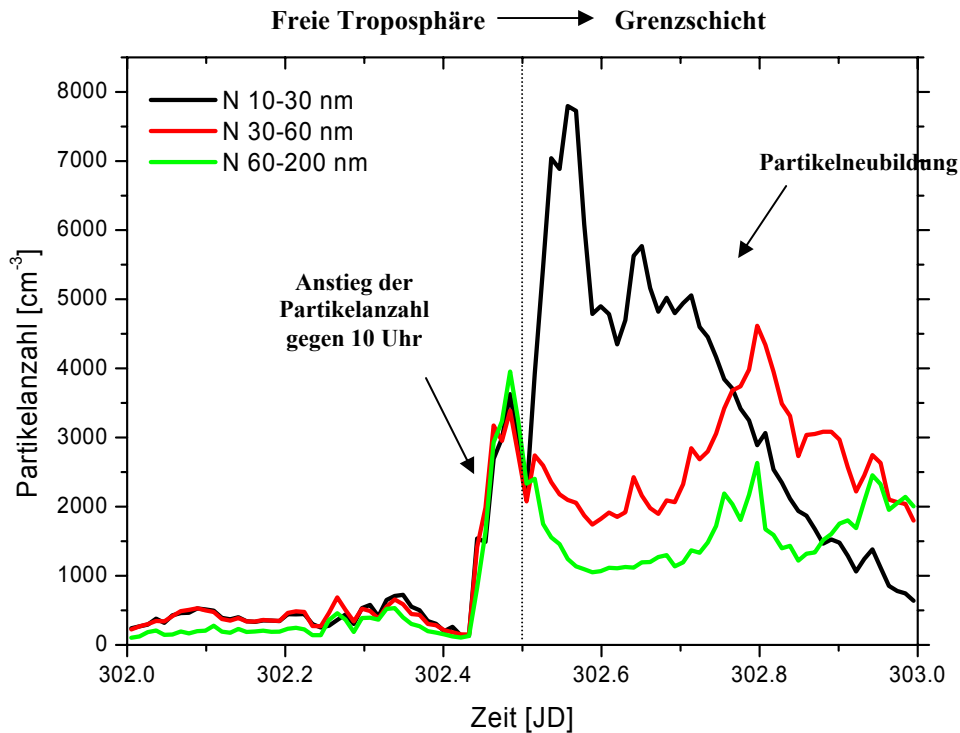


Abb. 3.4.3.1.3: Darstellung der Partikelanzahlkonzentration für die Partikelgrößenbereiche N 10-30 nm, N 30-60 nm und N 60-200 nm an der Bergstation Schwartenberg. In den Vormittagstunden ist ein sprunghafter Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zu verzeichnen, der durch den Anstieg der planetarischen Grenzschicht zum Eintrag belasteter Luftmassen am Gipfel des Sw führt.

Die gerade angesprochenen fundierten Ergebnisse lassen sich in den Intervallen der Partikelanzahl von N 10 nm bis 30 nm, N 30 nm bis 60 nm und N 60 nm bis 200 nm exemplarisch verdeutlichen (Abbildung 3.4.3.13). Die niedrige Konzentration am Vormittag, wird durch das Aufbrechen der Inversionsschicht im Laufe des Tages in 787 m verändert. Es kommt zum Anstieg der Partikelanzahlkonzentration. Der sprunghafte Anstieg der Partikel N 10 bis 30 nm ist möglicherweise auf Partikelneubildung in der Luft mit hoher SO₂-Anreicherung zurückzuführen.

An dieser Stelle wird auf Nilsson (2001), der ähnliche Ergebnisse in Finnland nachweisen konnte, verwiesen.

Fazit:

Durch meteorologische Effekte, wie z.B. die Mischungsschichthöhe, konnte eindrucksvoll nachgewiesen werden, dass eine Station hinsichtlich ihrer Lage entkoppelt sein kann.

3.4.3.2. Kanalisierung des Windes im Elbtal

Der aus meteorologischen Stationsdaten gewonnene Globalwind repräsentiert die in Sachsen vorherrschende großräumige Windrichtung, was sich durch Stichproben der einzelnen Stationen bestätigt. Diese Verallgemeinerung der Windrichtung ist nicht immer anwendbar, da Landschaftsformationen die Wetterfaktoren, wie z.B. Windrichtung und Windgeschwindigkeit modifizieren können.

Das Elbtal bietet die Topographie für eine solche Abkopplung vom Globalwind. Durch die Strömungsrichtung der Elbe, von Südost nach Nordwest, entsteht eine Art Elbtalkessel, in der die Stadt Dresden liegt. Dies hat zur Folge, dass Luftmassen beim Überqueren der Landeshauptstadt durch das Elbtal geprägt werden - ein „Windkanal-Effekt“ entsteht. Dieser Effekt hat Auswirkungen auf die Windrichtungsverteilung der Partikelmessungen an der urbanen Hintergrundstation DHg.

Dieser Effekt wird anhand der windrichtungsabhängigen Partikelanzahlkonzentration für Partikelgrößen von 10 nm bis 600 nm veranschaulicht (Abbildung 3.4.3.2.1). Dazu wurde der TDMPS-Datensatz auf der Basis des Globalwindes (rote Kurve) und in einem anderen Fall mittels des Stationswindes (pink) berechnet. Betrachtet man den Verlauf der Kurven, stellt man eine gewisse Ähnlichkeit fest, d.h. die in DHg bekannten Maxima der Partikelanzahlkonzentrationen sind bei beiden Windberechnungen vorhanden. Dennoch weisen sie leichte Unterschiede in der Windrichtung und Partikelanzahl auf. Für diesen Unterschied gibt es zwei mögliche Erklärungen.

Die an der Messstation DHg gewonnenen Winddaten unterliegen den bodennah auftretenden Turbulenzen, die durch die Rauigkeit der umliegenden Gebäude verursacht werden. Dies kann zur Abweichung von der Hauptwindrichtung führen. Ein weiterer Grund besteht in der Formation des Elbtals, dass aufgrund der Strömungsrichtung der Elbe von südöstlicher in nordwestliche Richtung geprägt ist. Da dieser Windrichtungsverteilung ein TDMPS-Datensatz von sechs Monaten zu Grunde liegt, repräsentieren die markant keulenförmigen Partikelanzahlkonzentrationen entlang des Elbtalwindes die vorherrschenden Advektionsbedingungen belasteter Luftmassen aus Industriegebieten. Vor allem bei Südost Wetterlagen kommt es zum Eintrag von Luftschadstoffen aus Pirna. Ein direkter Vergleich des sächsischen Globalwindes mit der Station DHg befindet sich im Anhang (Abbildung 3.4.3.2.2). Anhand dieser Darstellung wird die Assoziation von Globalwind und der Station DHg nochmals verdeutlicht.

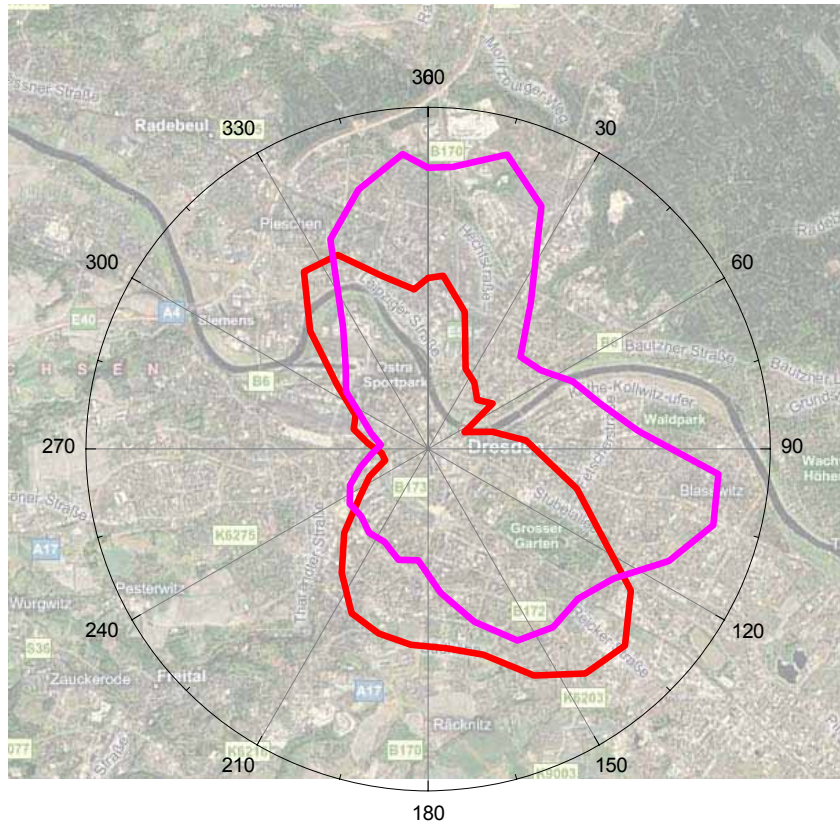


Abb. 3.4.3.2.1: Partikelanzahlkonzentration an der urbanen Hintergrundstation DHg in Abhängigkeit von der großräumigen Globalwindrichtung (rot) und vom lokalen Stationswind (pink). Die Belastung der urbanen Hintergrundstation Dresden Herzogingarten wird durch den Stationswind besser charakterisiert als durch den Globalwind, aufgrund des Elbtalkessels (Sattelitenbild: Virtual Earth).

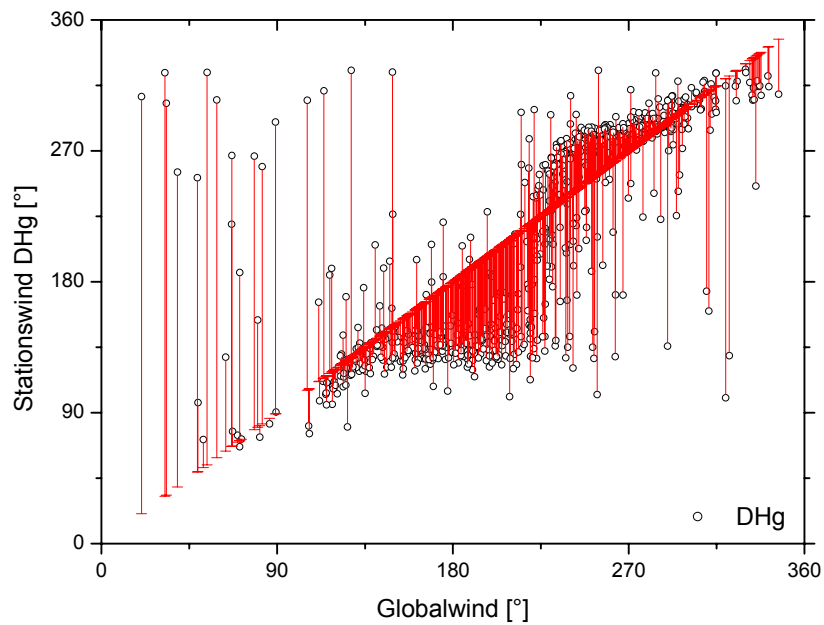


Abb. 3.4.3.2.2.: Abweichung der gemessenen Windrichtung in Dresden Herzogingarten vom Globalwind.

Fazit:

Bei der Betrachtung der windrichtungsabhängigen Partikelanzahl- bzw. Partikelmassenkonzentration an der Messstation DHg wurden die an der Station gewonnenen meteorologischen Komponenten verwendet. Für alle anderen Messstellen konnte der Globalwind zur Darstellung benutzt werden.

3.4.3.3. Inversionswetterlagen im Elbtal

„Aus Beobachtungen, insbesondere von Schwankungen der Windgeschwindigkeit, folgt, dass der turbulente Austausch in Inversionsschichten beträchtlich abgeschwächt wird“ (Woronzow et al. 1960; Malberg 2001).

Im Folgenden wird ein meteorologisches Ereignis betrachtet, bei dem nicht der ferntransportierte Anteil des Aerosolspektrums eine erhöhte Zusatzbelastung in Ballungsräumen bewirkt, sondern die in Dresden angehäuften anthropogen emittierten Aerosolpartikel.

In der Meteorologie werden Inversionswetterlagen durch die Umkehr des atmosphärischen Temperaturgradienten geprägt, bei der zwei vertikale Luftmassen durch eine Inversionsschicht am Masseaustausch von Aerosolpartikeln gehemmt werden. Dies kann zum Anstieg der Partikelanzahlkonzentration im Elbtal führen.

Um diese Phänomen im Elbtal nachzuweisen, wurden die Differenz der Temperatur, Feuchte und PM₁₀-Werte zwischen der Station DHg - im Elbtal - und Radebeul Wahnsdorf¹⁴ (Rad'W) - außerhalb des Elbtals - während des kompletten Messzeitraumes berechnet. Diese Differenzen wurden anschließend über den gesamten Zeitraum gemittelt und in Abbildung 3.4.3.3.1/2 dargestellt.

Auf der x-Achse wird in beiden Fällen die Differenz der Temperatur, einmal in Abhängigkeit von den PM₁₀-Werten (y-Achse) und andererseits von der Feuchte (y-Achse) betrachtet. Die Temperaturachse ist wie folgt zu interpretieren: Bei positiven Werten ist die Temperatur in DHg höher als die in Rad'W, was zu einer instabilen Schichtung und somit zum konvektiven Masseaustausch mit oberen Luftschichten führt. Bei negativen Temperaturdifferenzen fallen die im Elbtal gemessenen Temperaturen niedriger aus, was eine Inversionswetterlage begünstigt. Betrachtet man dazu den Median, ist vorwiegend bei negativen Temperaturdifferenzen ein Faktor 3 der Partikelanzahlkonzentrationen im Elbtal detektiert wurden. Aufgrund der Abhängigkeit der Feuchte von der Temperatur lässt sich ebenfalls ein Rückschluss auf unterschiedliche Luftmassen innerhalb und außerhalb des Elbtals ziehen. Das heißt, bei Inversionswetterlagen wird in DHg, bei niedrigeren Temperaturen, eine höhere Luftfeuchte gemessen als in Rad'W, die das Vorherrschen zweier vertikal unterschiedlicher Luftmassen verdeutlichen.

¹⁴ Messstation des LfUG-Messnetzes

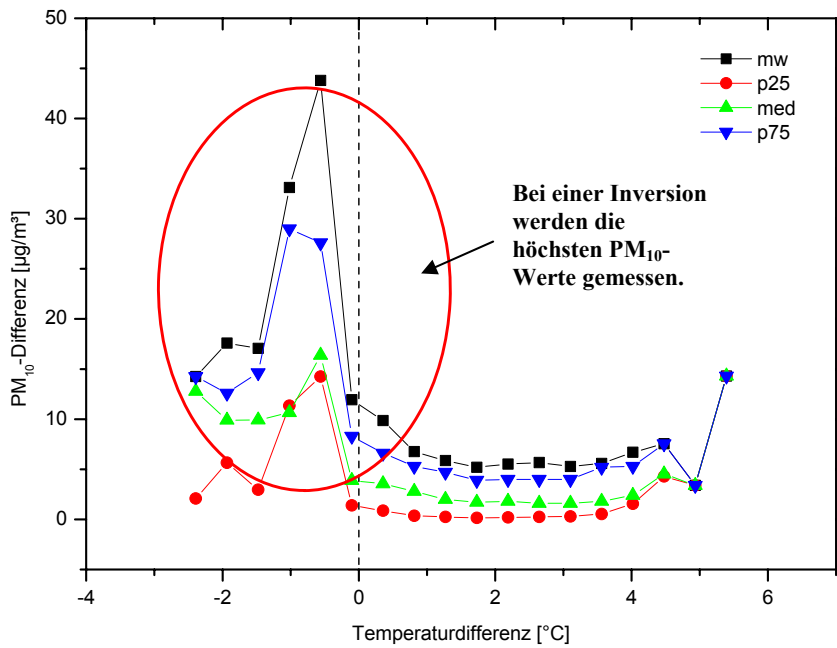


Abb. 3.4.3.3.1.: Darstellung der Differenz zwischen Dresden Herzogingarten und Radebeul Wahnsdorf für PM_{10} -Werte in Abhängigkeit von der Temperaturdifferenz. Es liegt eine Mittelung von sechs Monaten zu Grunde. Niedrige Temperaturen weisen dabei eine erhöhte PM_{10} -Konzentration auf.

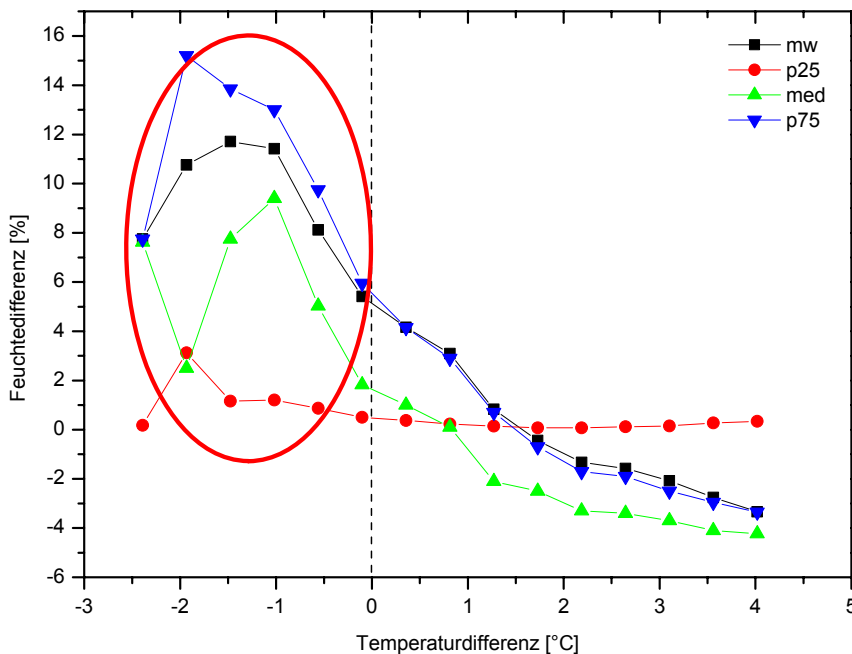


Abb. 3.4.3.3.2.: Darstellung der Differenz zwischen Dresden Herzogingarten und Radebeul Wahnsdorf für die Feuchte in Abhängigkeit von der Temperaturdifferenz. Es liegt eine Mittelung von sechs Monaten zu Grunde. Niedrige Temperaturen weisen dabei eine erhöhte Feuchte auf.

Fazit:

Schlussfolgernd ist festzustellen, dass stabile Schichtungen im Elbtal eine erhöhte Anreicherung von Luftschadstoffen begünstigen, was eine Abkopplung der Messstation DHg von der urbanen Hintergrundstation IfT zur Folge hat. Durch den verminderten Masseaustausch der überregionalen Luftmasse und der Luftmasse im Elbtal ist eine Zusatzbelastung von Aerosolpartikeln aus ländlichen Regionen nur gering zu verzeichnen.

3.4.3.4. Inversionswetterlage am 22.10.2006 in Dresden Herzogingarten

Im Laufe der Arbeit wurde die Besonderheit des Elbtals bezüglich der Kessellage bereits mehrfach erwähnt. Dieses „Phänomen“ wird unter Berücksichtigung meteorologischer Faktoren näher betrachtet, da es eine mögliche Ursache für eine Abkopplung der Station DHg von den übrigen sächsischen Messstellen sein kann. Unter einer Abkopplung¹⁵ versteht man zwei Luftmassen, die auf meteorologischer Basis voneinander getrennt sind, so dass lediglich ein geringer Austausch der Luftschichten stattfinden kann. Diese Art der Luftmassentrennung wurde am 22.10.2006 im Elbtal beobachtet. Durch eine Inversion¹⁶ wurde die kältere bodennahe Luftschicht von der darüber liegenden wärmeren Luftschicht abgeschirmt, was man als stabile Schichtung bezeichnet. Aufgrund des fehlenden Luftmassenaustausches kommt es durch regional bedingte Quellen zum Anstieg der Partikelanzahlkonzentration, auch Smog genannt. Des Weiteren kann bei einer Inversionswetterlage die Hintergrundbelastung einer urbanen Messstation nicht auf der Grundlage des Lenschow-Ansatzes bestimmt werden, da der direkte Luftmassentransport nicht gewährleistet ist.

Zur Analyse des 22.10.2006 (294 JD) dienten die in Rad'W und in DHg gewonnenen meteorologischen Daten. Rad'W liegt in nordwestlicher Richtung von Dresden und ist somit repräsentativ für die oberen Luftschichten, außerhalb des Elbtals. Wie schon erwähnt, ist eine Inversionsschicht durch einen umgekehrten Temperaturgradienten gekennzeichnet. Einen Beweis liefert der Vergleich der Temperaturverläufe im ersten Diagramm der Abbildung 3.4.3.4.1.

¹⁵ Abkopplung z.B. durch Inversion, Fronten etc.

¹⁶ Umkehr des atmosphärischen Temperaturgradienten, d.h. die Temperatur steigt mit der Höhe an.

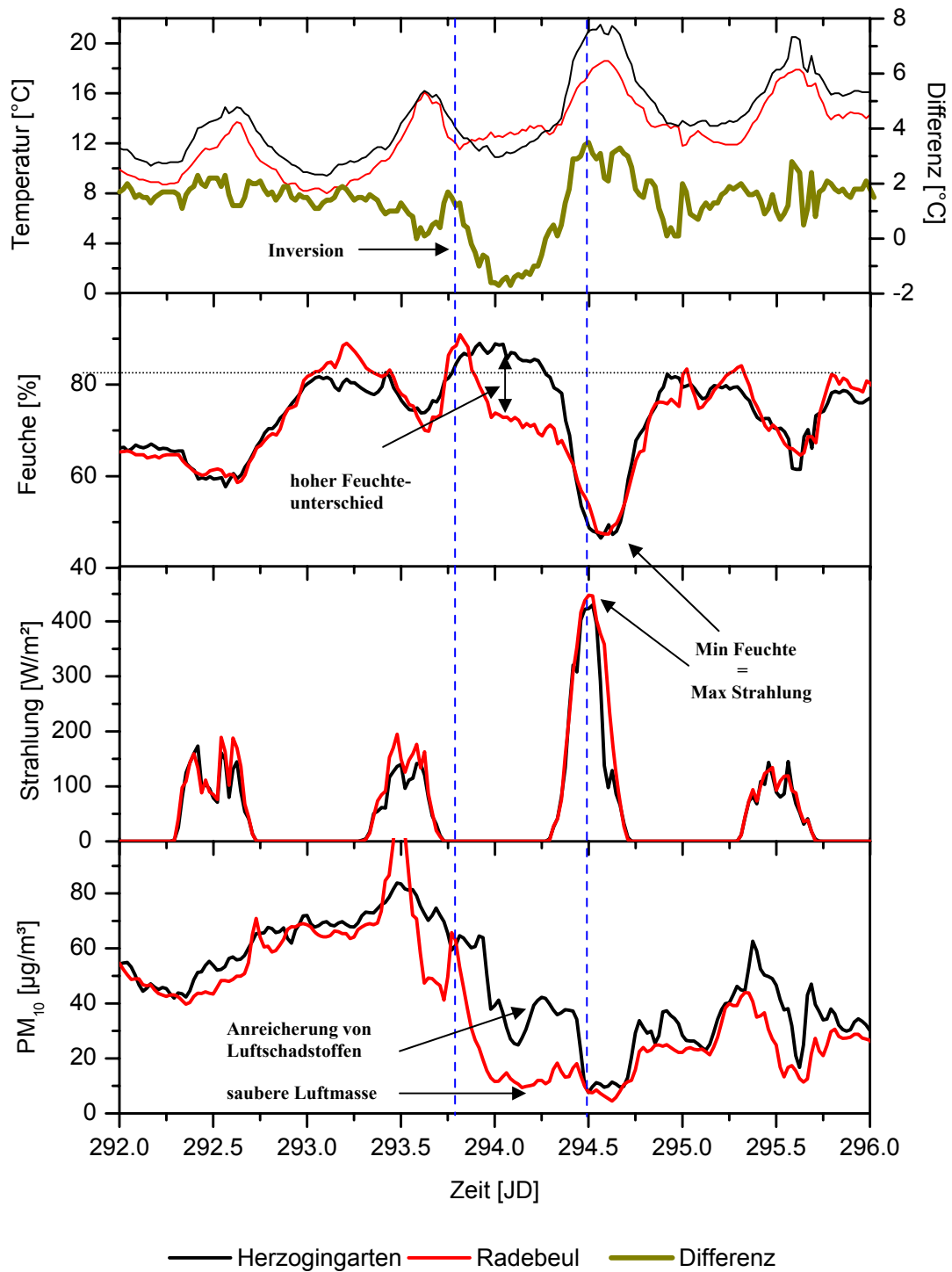


Abb. 3.4.3.4.1: Für die Inversionswetterlage vom 22.10.2006 sind die gewonnenen meteorologischen Daten und die von der LfUG bereitgestellten PM₁₀-Werte von Dresden Herzogingarten und Radebeul Wahnsdorf dargestellt.

Es ist deutlich zu erkennen, dass sowohl vor als auch nach dem 22.10.2006 die Temperatur in DHg höher ist als in Rad'W, was einer Temperaturabnahme mit zunehmender Höhe entspricht. Über einen Zeitraum von ca. zehn Stunden kehrt sich dieses Verhältnis um. Am späten Abend des 21.10.2006 wurden an beiden Stationen 12 °C gemessen. Im Laufe der Nacht steigt die Temperatur in Rad'W geringfügig an. In DHg hingegen sinkt sie bis kurz nach 24 Uhr auf knapp 10 °C ab, wodurch eine Temperaturdifferenz von 2 °C zustande kommt. Die Abnahme der Temperatur steht im direkten Zusammenhang mit dem Anstieg der Luftfeuchte, die in DHg am Tag zuvor einsetzte. Das Maximum der Feuchte über 80 % wird mit dem Minimum der Lufttemperatur erreicht. Rad'W ist hingegen durch eine Abnahme der Feuchte von 80 % auf 50 % im Laufe des Tages gekennzeichnet.

Aufgrund der Anreicherung von Wasserdampf, was wiederum zu einer verstärkten thermischen Abstrahlung führt, kommt es zur Abkühlung der Lufttemperatur innerhalb des Elbtals (Alley et al. 2007).

Mit dem Einsetzen der Strahlung in den frühen Morgenstunden kommt es zur schlagartigen Erwärmung der unteren Luftschicht. Dieser markant höhere Temperaturanstieg im Elbtal ist auf den „glockenförmigen Deckel“ über Dresden zurückzuführen. Die Wärmestrahlung ist quasi gefangen. Innerhalb einer Stunde fällt die Feuchte um ca. 30 % und gleicht sich der oberhalb liegenden Messstelle Rad'W mit dem Maximum der solaren Strahlung an.

Um eine Abkopplung der Partikelanzahlkonzentration im Elbtal nachzuweisen, werden mehrere Messstationen auf ihre Inkonsistenz hin verglichen. Der erste Indikator dafür ist PM₁₀, der an allen Messstellen des LfUG-Netzes gemessen wird. Des Weiteren wird die aus den TDMPs-Messungen gewonnene Partikelmasse im Größenbereich von 100 nm bis 800 nm genutzt, um einen Konzentrationsunterschied zur urbanen Hintergrundstation IFT herzustellen. Da der Transport und somit die Detektion der Partikelanzahlkonzentration an den Messstationen von der Windrichtung und Windgeschwindigkeit abhängt, müssen diese in die Betrachtung einbezogen werden. Dazu der Verweis auf die Abbildung 3.4.3.4.2.

Innerhalb des Betrachtungszeitraumes ist ein deutlicher Unterschied der Windgeschwindigkeiten zu erkennen, die von 3 m/s bis 4 m/s oberhalb und fast Windstille unterhalb der Inversion gekennzeichnet sind. Dies entspricht einem Faktor 4. Zur Bestimmung des Einflusses der Windrichtung wurden an verschiedenen Positionen in Sachsen die Windrichtungen einschließlich des daraus ermittelten Globalwindes dargestellt. Berechnete NOAA HYSPLIT Rückwärtstrajektorien stimmen mit den Windrichtungen der sächsischen Messstationen überein, wodurch die Südwest-Windrichtung zusätzlich bestätigt

wird. Eine Ausnahme stellt die Station DHg dar, in der eine Südost-Windrichtung gemessen wurde.

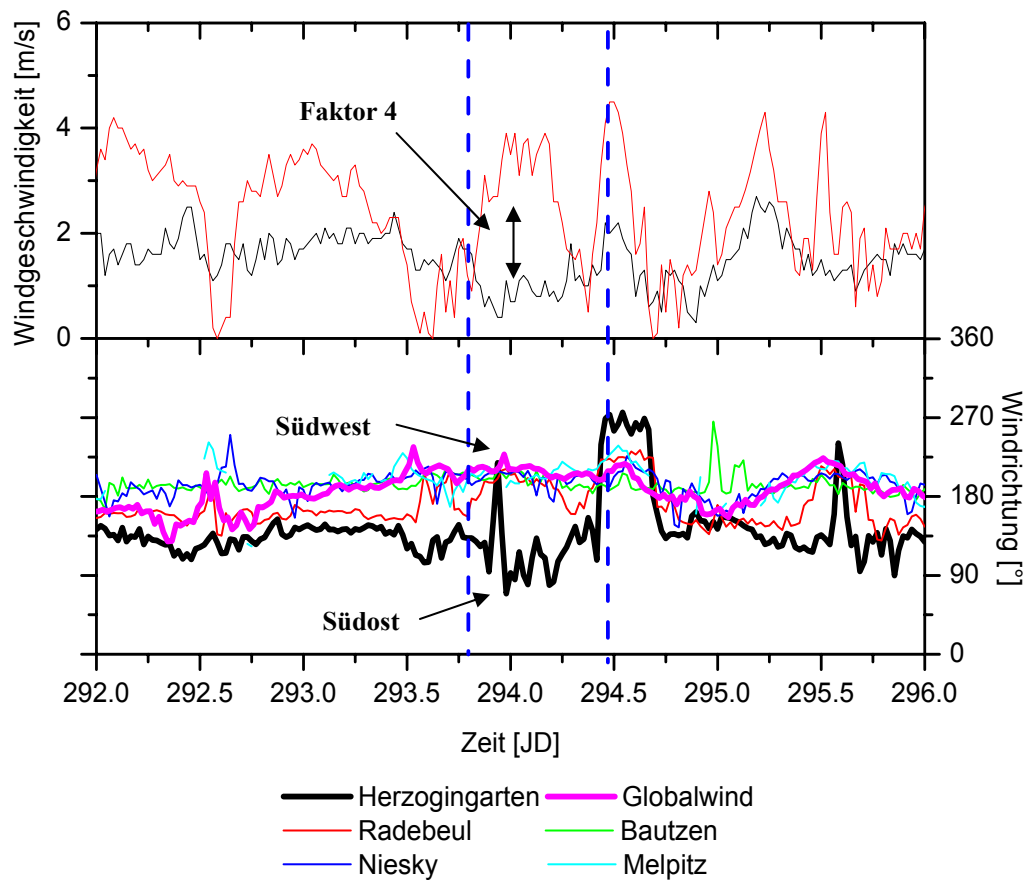


Abb. 3.4.3.4.2: Darstellung der Windgeschwindigkeit und Windrichtung anhand ausgewählter LfUG-Messstationen. Die Windgeschwindigkeit unterscheidet sich zwischen den beiden Stationen Radebeul Wahnsdorf (rot) und Dresden Herzogingarten (schwarz) um einen Faktor 4. Des Weiteren weist Dresden Herzogingarten mit Südost eine gedrehte Windrichtung zum Globalwind auf.

Betrachtet man in diesem Zusammenhang die in Abbildung 3.4.3.4.1 dargestellten PM_{10} -Werte, ist der Verlauf der Kurven in beiden Fällen von unterschiedlichen Effekten charakterisiert. In der ersten Hälfte ist eine kontinuierliche Abnahme zu erkennen, wobei die Verminderung in Rad'W zum Teil auf die erhöhte Windgeschwindigkeit und die leicht gedrehte Windrichtung zurückzuführen ist. Die Abnahme der PM_{10} -Werte in DHg ist eher gekennzeichnet durch die verminderte Windgeschwindigkeit, da der Transport von Aerosolen aus belasteten Quellregionen abgeschwächt wird.

Aufgrund der einsetzenden „Windstille“ und der Inversion, kommt es im weiteren Tagesverlauf zur Anreicherung von Luftschadstoffen im Elbtal, verursacht durch anthropogene Quellen. In Folge der Inversion wird eine Verdünnung mit der oberen Luftmasse erschwert. Die durch Industrie und Verkehr emittierten Vorläufergase bilden in Zusammenhang mit der einsetzenden solaren Strahlung neue Aerosolpartikel. Bereits vorhandene wachsen durch Diffusion und Koagulation weiter an. Diese Anreicherung von Aerosolpartikeln wird in einem 3D Schnittmodell visualisiert (Abbildung 3.4.3.4.3). Die Luftmasse A charakterisiert die aus Südwest-Richtung mit hoher Windgeschwindigkeit (blaue Pfeile) strömende saubere Luftmasse. Die o.g. Inversionsschicht B trennt die stärker belastete Luftmasse C räumlich ab, die durch die roten Pfeile gekennzeichnet (geringere Windgeschwindigkeit), eine Südost-Richtung besitzt.

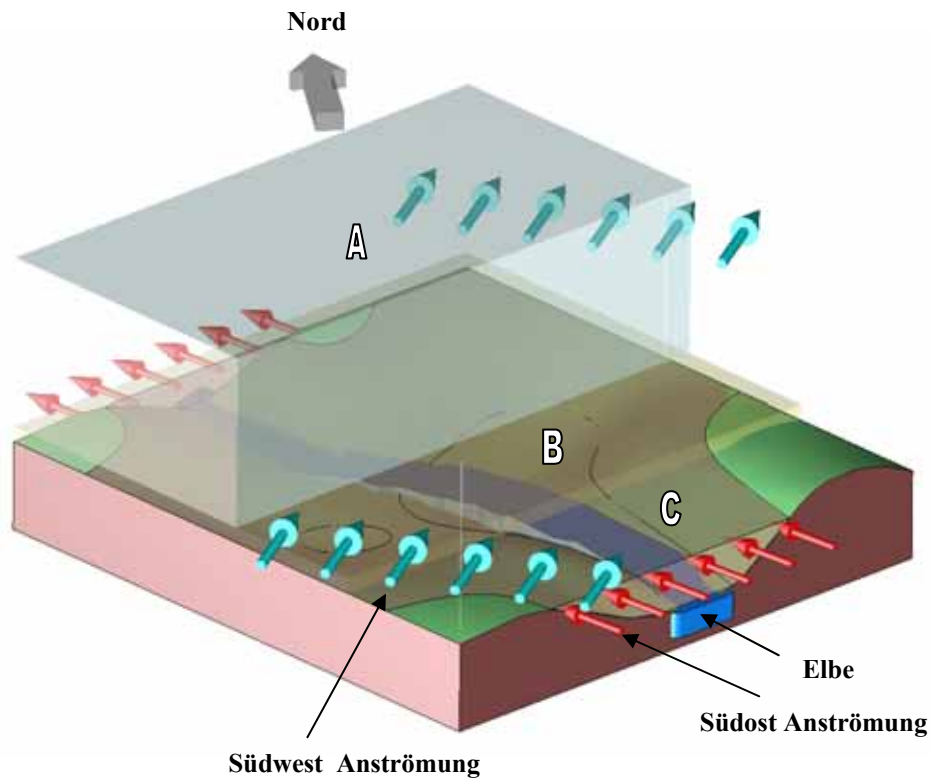


Abb. 3.4.3.4.3: 3D-Schnittmodell. Das durch eine Inversionsschicht B abgedeckte Elbtal wird von einer sauberen Südwest Luftmasse A oberhalb und einer aus Südost strömenden Luftmasse C beeinflusst. Dabei kommt es zum Anstieg der Partikelanzahlkonzentration im Elbtal.

Im kommenden Absatz wird der Blick auf weitere TDMPS-Messungen in Sachsen gerichtet, die eine Abkopplung des Elbtals verdeutlichen sollen. Als Vergleichsstationen wurden zusätzlich die ländlichen Stationen Me bzw. Ni einbezogen (Abb. 3.4.3.4.4). In Abhängigkeit von der Zeit wird die Masse der Partikel in einem Größenbereich von 10 nm bis 800 nm betrachtet. Es ist ein deutlicher Gradient zwischen den westlichen Stationen IfT, Me und den östlichen Stationen DHg, Ni hinsichtlich der Partikelmasse zu erkennen, was indirekt auf eine saubere Luftmasse im Westen und eine höher belastete Luftmasse im Osten schließen lässt. Der Schwerpunkt der Betrachtung richtet sich auf den Inversionszeitraum von 294 JD bis 294,5 JD. Markant ist der sprunghafte Partikelmasseanstieg in DHg, wohingegen die urbane Hintergrundstation IfT, durch die orange hervorgehobene Kurve, um einen Faktor 4 niedriger ausfällt. Die nahe gelegene ländliche Hintergrundstation Me bestätigt bei Südwestanströmung indirekt die geringere Luftbelastung im IfT.

Aufgrund der hoch aufgelösten TDMPS-Messungen ist es möglich einen Anstieg der Partikelmasse in DHg nachzuweisen, der in diesem Ausmaß an keiner anderen Messstelle detektiert wurde. Der schon angesprochene Temperatur- und Strahlungsanstieg in den Morgenstunden verursachte das Aufsteigen der Inversionsschicht, die allmählich aufbricht. Durch das Einströmen von gering belasteten Luftmassen aus dem Umland setzt eine Verdünnung der Luftschichten im Elbtalkessel ein. Dies hat einen Partikelmasseabfall von ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zur Folge. Diese Verdünnung bewirkte, dass sich die Partikelmasse in DHg für eine kurze Zeit an die der urbanen Hintergrundstation IfT angleich.

Das Aufreißen der Inversionsschicht bewirkt aufgrund des einsetzenden konvektiven Transportes - warme Luftmassen des Elbtals steigen vertikal auf - eine sprunghafte Massenabnahme.

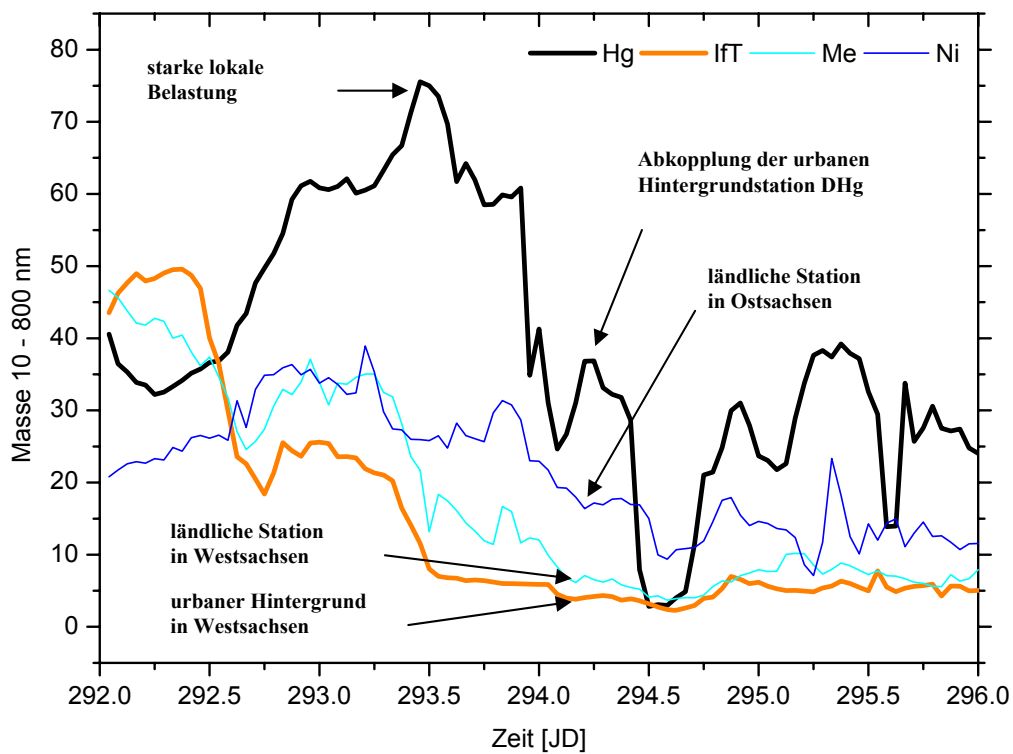


Abb. 3.4.3.4.4: Darstellung der Partikelmassekonzentration im Größenbereich von 10 nm bis 800 nm. Abkopplung der urbanen Hintergrundstation Dresden Herzogingarten von anderen Messstationen in Sachsen ist durch die Konzentrationsspitze am Zeitpunkt 294,25 JD zu erkennen.

Fazit:

Eine Abkopplung des Elbtals zu anderen Regionen im Freistaat Sachsen ist in der Regel bei Inversionswetterlagen zu beobachten. Die Luftbeimengung wird an diesen Tagen vorwiegend von regional bedingten Quellen dominiert, da der Eintrag von Hintergrundaerosolen aus den ländlichen Regionen unterdrückt wird. Eine Grenzwert überschreitende Schadstoffbelastung ist an diesen Tagen im Elbtal zu erwarten.

4. Ableitungen über Anteile der verschiedenen Quellgruppen

Die Abschätzung des Einflusses des Verkehrs als Quelle zur Partikelmasse kann auf der Basis von Vergleichsmessungen der Hauptkomponenten Masse, Ionen, EC/OC, Metalle, organische Einzelspezies an Stationen des ländlichen Hintergrunds, einer urbanen Hintergrund-Messstation und an einer verkehrsreichen Straße durchgeführt werden. Diese Art der Abschätzung des Verkehrseinflusses auf die Partikelmasse und deren Komponenten wurde in Lenschow et al. (2001) vorgestellt und für Partikel der Größenklasse PM_{10} und $PM_{2,5}$ angewandt. In dieser Arbeit wurde eine Abschätzung nach Lenschow für PM_{10} (Kapitel 4.1.) und auch größen aufgelöste Partikelmessungen (Kapitel 4.2.) durchgeführt. Das gleiche Prinzip wird auch auf die Partikelanzahl-Größenverteilung (Kapitel 4.3.) angewandt.

Die partikuläre Konzentration der einzelnen Komponenten der Stationen Schwartenberg (SW), Niesky (N) und Melpitz (M) stellen den regionalen Hintergrund dar. Die Differenz zwischen der urbanen Hintergrundstation Dresden Herzogingarten (DHG) und der jeweiligen regionalen Hintergrundstation (nach Anströmungsrichtung) wurde hier definiert als urbaner Hintergrund der Partikelkonzentration (diffus verteilte städtische Quellen einschließlich Verkehrsemissionen). Zwischen der verkehrsreichen Station Dresden Nord (DN) und DHG bezeichnet die Differenz den lokalen Einfluss des Verkehrs an der entsprechenden Straße.

Lokaler Verkehr: Verkehr = DN – DHG

Urbaner Hintergrund: urb. Hintergr. = DHG – (M oder N oder SW)

Hintergrund: Hintergrund = M (West) oder N (Ost) oder SW (Südost)

Zur Vermeidung von Verwechslungen sei hier angemerkt, dass der Term „urbaner Hintergrund“ auch anders benutzt werden kann: Urbaner Hintergrund bezeichnet dabei die gemessenen Konzentrationen an der urbanen Hintergrundstation (DHG) Nach Abzug der außerhalb der Stadt liegenden regionalen Hintergrundstation bleiben davon die städtischen Quellbeiträge übrig (die in diesem Bericht als urbaner Hintergrund bezeichnet werden).

4.1. Digital-HVS – Messungen

Die Quellgruppen-Auswertungen der PM_{10} -Konzentrationen nach Anströmungsrichtung und saisonal (Sommer, Winter) beruhen auf den Messwerten, die mittels Rückwärtstrajektorien (NOAA Hysplit Model) den Anströmsektoren West-maritim (West(mar.)), West-kontinental

(West(kont.)), Südost und Ost zugeordnet und gemittelt wurden. Für die Sommerauswertungen wurden die Daten von September und Oktober 2006 sowie April bis August 2007, für den Winter die Daten von November 2006 bis März 2007 verwendet.

4.1.1. PM₁₀-Masse

In Abbildung 4.1.1.1 ist die Abschätzung der mittleren PM₁₀-Masseanteile (aller Messwerte vom 01.09.2006 bis 31.08.2007) der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund nach Anströmungsrichtung und saisonal (Sommer, Winter) dargestellt. Die prozentualen Anteile wurden auf die mittlere PM₁₀-Massekonzentration der Station DN bezogen.

Die mittleren PM₁₀-Masseanteile der Quellgruppe Hintergrund an der PM₁₀-Massekonzentration in DN betragen bei Anströmung aus West(mar.) ca. 18 µg/m³ (ca. 70 %), West(kont.) im Sommer ca. 18 µg/m³ bzw. Winter ca. 21 µg/m³ (77 % bzw. 57 %), aus Südost im Sommer und Winter ca. 25 µg/m³ (ca. 80 % bzw. 50 %) und aus Ost im Sommer ca. 28 µg/m³ (ca. 80 %).

Für die Quellgruppe urbaner Hintergrund wurde im Messzeitraum bei West(mar.)- und Ostanströmung nur ein geringfügiger Anteil gefunden. Bei Anströmung West(kont.) im Sommer bzw. Winter ca. 4 bzw. 10 µg/m³ (18 bzw. 26 %) und Südost ca. 5 bzw. 20 µg/m³ (ca. 15 bzw. 40 %). Der höhere Anteil im Winter kann zum Teil auf Emissionen aus Braunkohle-Heizungen zurückgeführt werden und zum Teil auf die Gebäudesanierung an der Station DHG.

Die höchsten mittleren PM₁₀-Anteile aus dem Verkehr wurden bei Anströmung West(mar.) im Sommer und Winter gefunden und betragen ca. 8 µg/m³ (ca. 30 %). Für die anderen Anströmrichtungen wurden deutlich weniger Anteile, im Winter höher als im Sommer, gefunden.

Die Absolutbeiträge des urbanen Hintergrunds waren im Winter bei Südostanströmung mehr als doppelt so hoch wie bei kontinentaler Westanströmung, bei maritimer Westanströmung war kein urbaner Hintergrund erkennbar. Dieser Effekt beruht auf der unterschiedlichen Anströmung, die aus Südostrichtung über das ganze Stadtgebiet führt, während bei West(kont.) nur ein kleiner Teil berührt wird und bei West(mar.) praktisch nur das Elbtal.

Die PM₁₀-Massekonzentration an der Station DN im Messzeitraum 01.09.06 bis 31.08.2007 wurde im Sommer zu ca. 70 bis 80 % bei allen Anströmrichtungen und im Winter zwischen 50 und 70 % vom Hintergrund beeinflusst.

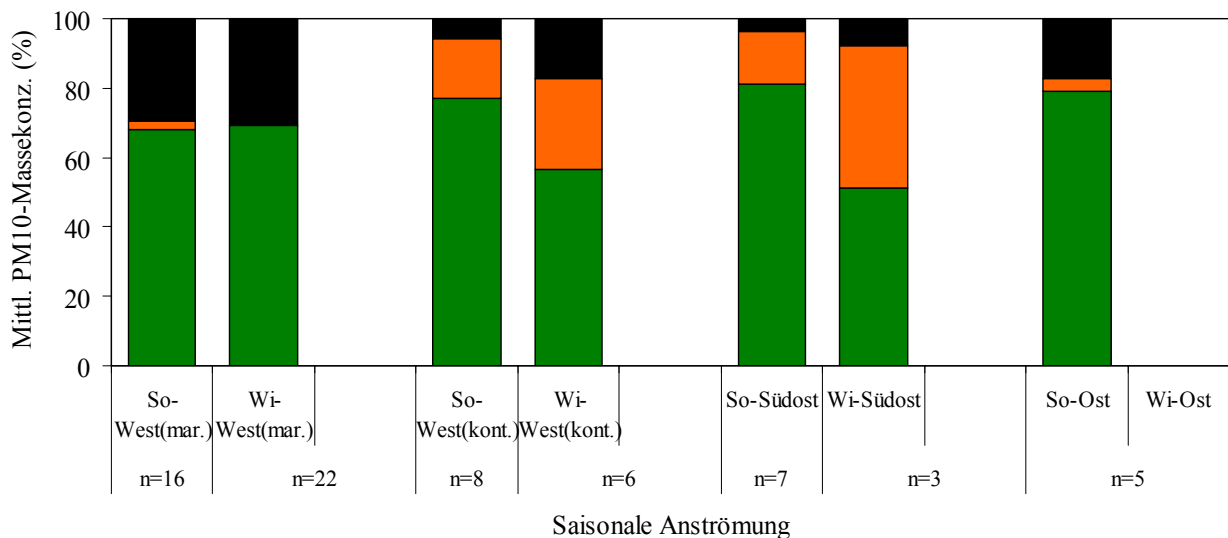
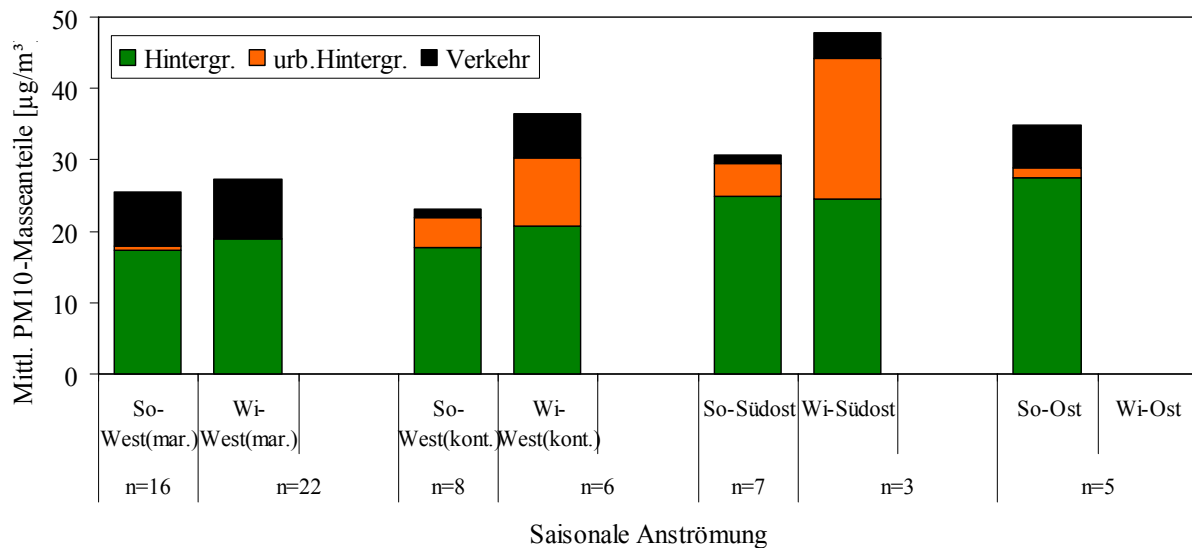


Abb. 4.1.1.1: Abschätzung der mittleren PM₁₀-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund saisonal (Sommer, Winter) und nach Anströmrichtung

4.1.2. Hauptionen

In Abbildung 4.1.2.1 ist die Abschätzung der mittleren Anteile der partikulären Hauptionen (Sulfat, Nitrat und Ammonium) der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund, ausgewertet nach Anströmrichtung für den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.08.2007

dargestellt. Die prozentualen Anteile der Komponenten wurden auf die mittlere PM₁₀-Massekonzentration der Station DN bezogen.

Der mittlere Sulfatanteil betrug bei Anströmung West(mar. und kont.) ca. 2 µg/m³ (ca. 8 %), bei Südost- und Ostanströmung reichlich 4 µg/m³ (ca. 14 %). Für Nitrat wurden bei West(mar.)-Anströmung reichlich 3 µg/m³ (ca. 12 %) bei West(kont.)- und Südost-Anströmung knapp 3 µg/m³ (ca. 9 bzw. 7 %) und bei Ostanströmung ca. 1 µg/m³ (ca. 3 %) mittlere Hintergrundanteile gefunden.

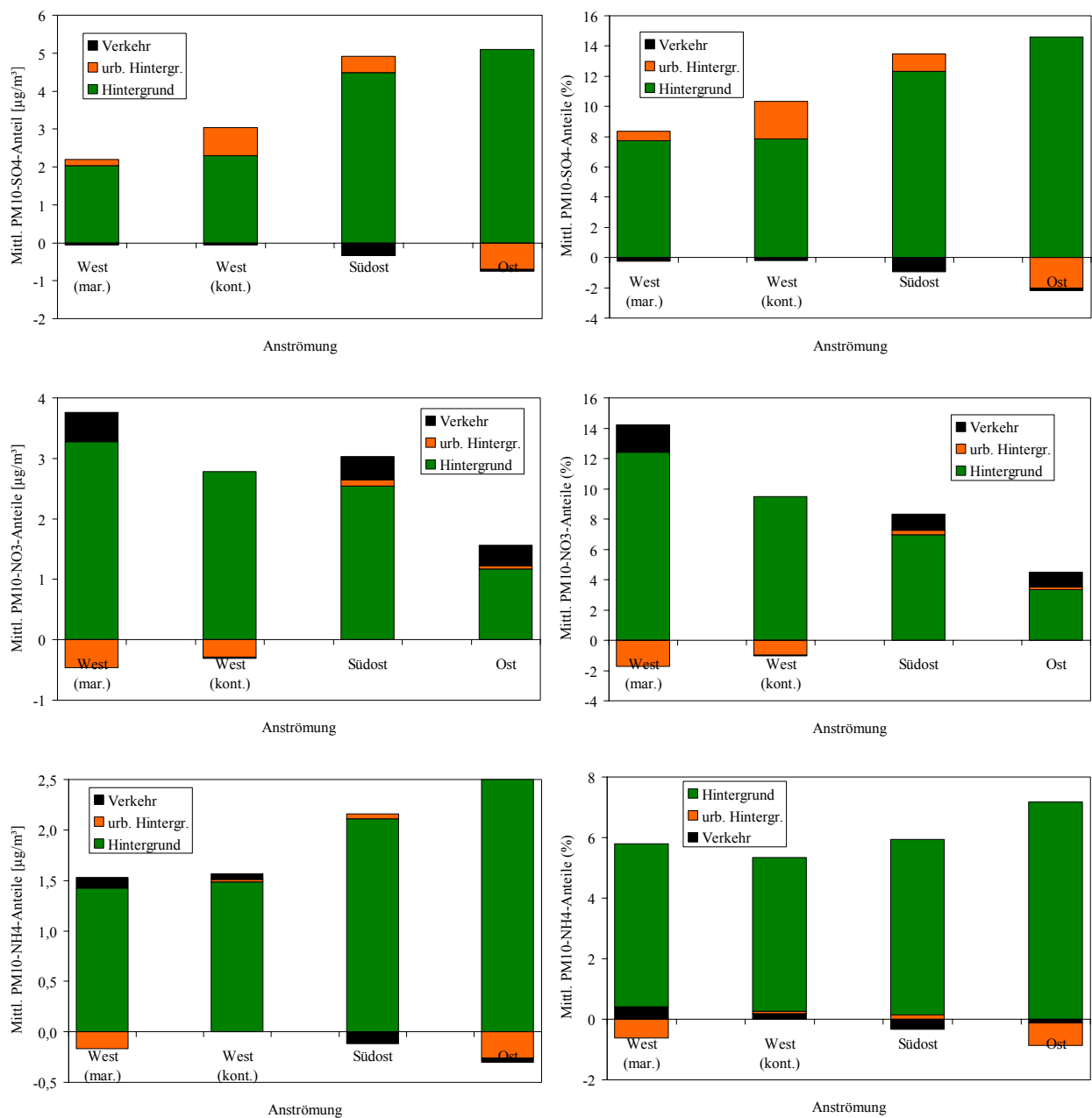


Abb. 4.1.2.1: Abschätzung der mittleren PM₁₀-Komponenten-Anteile Sulfat, Nitrat und Ammonium der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmrichtung

Die mittleren Hintergrundanteile für Ammonium betragen bei West(mar. und kont.) ca. 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (knapp 6 %), bei Südost- bzw. Ostanströmung ca. 2 bzw. 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 6 bzw. 7 %).

Die ionischen Komponenten Sulfat, Nitrat und Ammonium wurden hauptsächlich (zwischen 80 und 95 % bezogen auf die jeweilige Komponentenkonzentration an der Station DN) von der Quellgruppe Hintergrund bestimmt, unabhängig von der Anströmungsrichtung.

4.1.3. OC/EC

Die Abbildungen 4.1.3.1 und 4.1.3.2 enthalten die grafischen Darstellungen der Abschätzung der mittleren OC- bzw. EC-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund, ausgewertet nach Anströmungsrichtung für den Zeitraum 01.09.2006 bis 31.08.2007. Die prozentualen Anteile wurden auf die PM_{10} -Masse der Station DN bezogen.

Die mittleren OC-Anteile betragen für die Quellgruppe Hintergrund bei Anströmung West(mar.) und West(kont.) knapp 2 bzw. reichlich 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 7 bzw. 8 %), bei Anströmung aus Südost und Ost ca. 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 11 %). Bezogen auf die partikuläre OC-Konzentration an der Station DN entspricht dies ca. 40 % (West-mar.), ca. 50 % (West-kont.), ca. 60 % (Südost) und ca. 80 % (Ost).

Für die Quellgruppe urbaner Hintergrund wurden die höchsten Anteile bei Anströmung West(kont.) und Südost von ca. 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 6,5 bzw. 5 %) gefunden.

Die höchsten OC-Anteile der Quellgruppe Verkehr von 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 6 %) wurden bei maritimer Westanströmung gefunden, das entspricht ca. 35 % der OC-Konzentration an der Station DN.

Die Quellgruppe Hintergrund war auch für die OC-Anteile an der partikulären Konzentration der Station DN vor allem bei Südost- und Ost-Anströmung bestimmend.

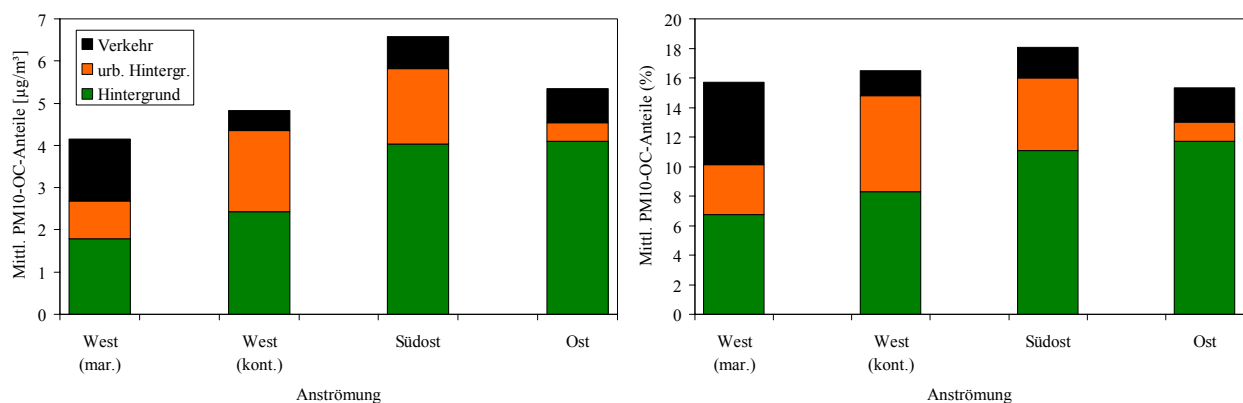


Abb. 4.1.3.1: Abschätzung der OC- PM_{10} – Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergrund) und Hintergrund nach Anströmrichtung

Die partikulären mittleren EC-Anteile an der Station DN wurden am stärksten von der Quellgruppe Hintergrund geprägt und betragen bei Anströmung West(mar.) ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 4 %), West(kont.) und Südost ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (6 %) und Ost ca. $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10 %). Das entspricht, bezogen auf die mittlere EC-Konzentration an der Station DN, ca. 35 % bei West(mar.)-, ca. 50 % bei West(kont.)- und Südost- sowie ca. 85 % bei Ostanströmung.

Der höchste mittlere EC-Anteil der Quellgruppe urbaner Hintergrund wurde bei Südost-Anströmung gefunden und betrug ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 2,5 %), das waren reichlich 20 % der mittleren EC-Konzentration an der Station DN.

Für die Quellgruppe Verkehr wurden ca. $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 5,5 %) EC-Anteile bei West (mar. und kont.)- und ca. $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 2,5 %) bei Südost- und Ost-Anströmung abgeschätzt. Bezogen auf die EC-Konzentration an der Station DN ergeben sich ca. 50 % (Westmar.), ca. 40 % (Westkont.) und reichlich 20 % (Südost und Ost).

Auch bei den mittleren EC-Anteilen war die Quellgruppe Hintergrund mit mindestens 40 bis 50 % prägend.

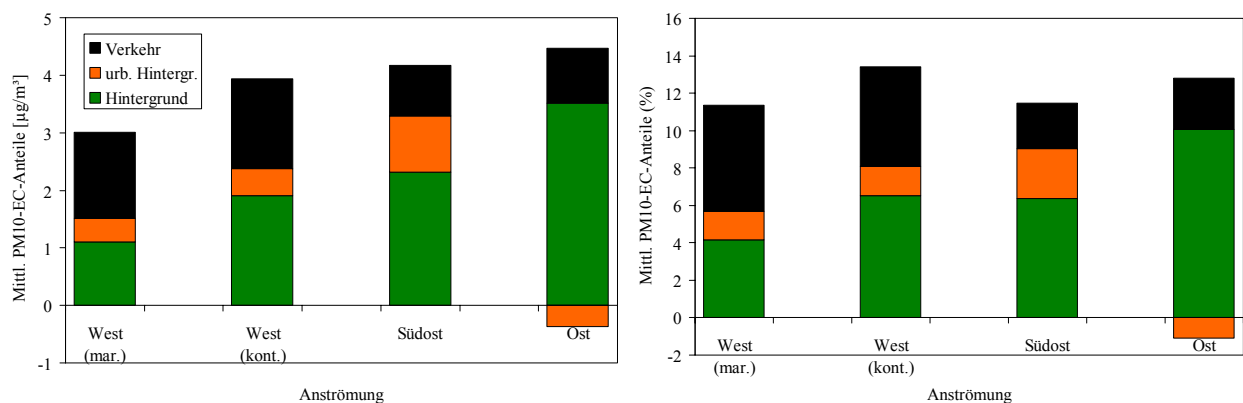


Abb. 4.1.3.2: Abschätzung der EC-PM₁₀ – Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergrund) und Hintergrund nach Anströmrichtung

Die Darstellung der Verhältnisse beim Gesamtkohlenstoff (TC) ergibt sich als eine Überlagerung der OC- und EC-Fraktion, wobei die prozentualen Anteile der Quellgruppen an der Gesamt-TC-Konzentration dargestellt sind.

In diesen Bildern ist der wachsende Einfluss der Hintergrundbelastung von West-mar. (40% des TC) bis Ost (80% des TC) gut erkennbar. Parallel dazu ging der Anteil des lokalen Verkehrs an der TC-Belastung in DN von 40% bei westlich-maritimer auf < 20% bei südöstlicher und östlicher Anströmung zurück. Der urbane Hintergrund von normalerweise etwa 20-30% verschwindet fast gänzlich bei Ostanströmung unter den herangeführten hohen TC-Konzentrationen.

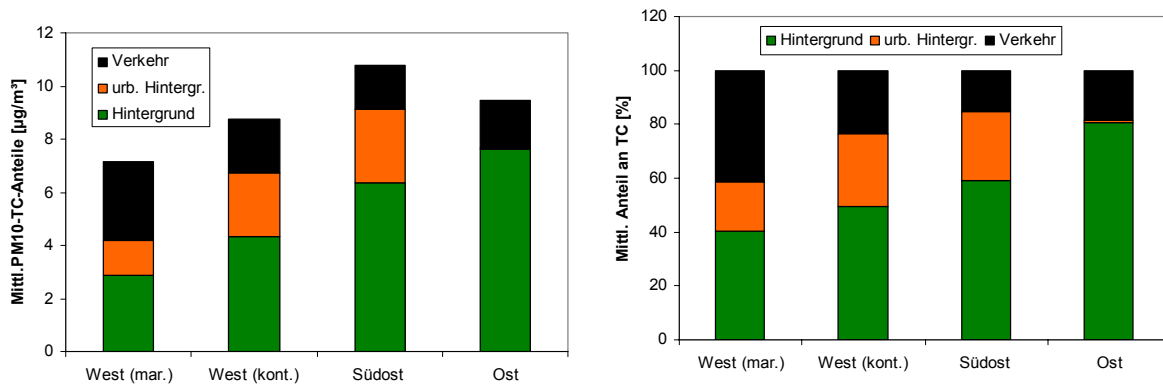


Abb. 4.1.3.3: Abschätzung der TC-PM₁₀-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmungsrichtung

4.1.4. Eisen und Titan

Die Abschätzung der mittleren Eisen- und Titan-Anteile nach Anströmungsrichtung der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund ist in Abbildung 4.1.4.1 dargestellt. Die prozentualen Anteile wurden auf die PM₁₀-Masse der Station DN bezogen.

Die mittleren Eisenanteile wiesen an der Station DN in der Quellgruppe Hintergrund eher geringere Konzentrationen auf als die Quellgruppen urbaner Hintergrund und Verkehr, die bei allen Anströmungsrichtungen prägend waren (hauptsächlich mineralischer und Flugasche-Bestandteil). Der Hintergrund-Anteil betrug bei Anströmung aus West(mar. und kont.) ca. 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 0,4 %) und bei Südost und Ostanströmung ca. 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 0,6 %), was einem Anteil an der Eisenkonzentration der Station DN von reichlich 10 % (West-mar. und -kont.) bzw. reichlich 20 % (Südost und Ost) entspricht. Für die Quellgruppe Verkehr wurde der höchste Anteil bei West(mar.)-Anströmung gefunden mit ca. 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2,7 %) entsprechend einem Anteil von ca. 70 %, bezogen auf die Eisenkonzentration an der Station DN.

Die mittleren Titananteile waren bei West(mar. und kont.)-Anströmung etwa zu gleichen Teilen auf die drei Quellgruppen verteilt. Bei Anströmung Südost wurde für die Quellgruppen Verkehr und Hintergrund je ca. 40 % der Titankonzentration an der Station DN gefunden. Bei Ostanströmung trug der Hintergrund fast 60 %, der urbane Hintergrund ca. 30 % der Titankonzentration an der Station DN bei. Die absoluten Anteile an der PM₁₀-Konzentration waren allerdings sehr gering.

Während die mittleren Eisenanteile bei allen Anströmungsrichtungen vom Verkehr und urbanen Hintergrund (Aufwirbelung von Straßenstaub, Flugasche, auch Bautätigkeit) geprägt waren, wurden die Titananteile bei Anströmung aus Südost und Ost stärker vom Hintergrund bestimmt.

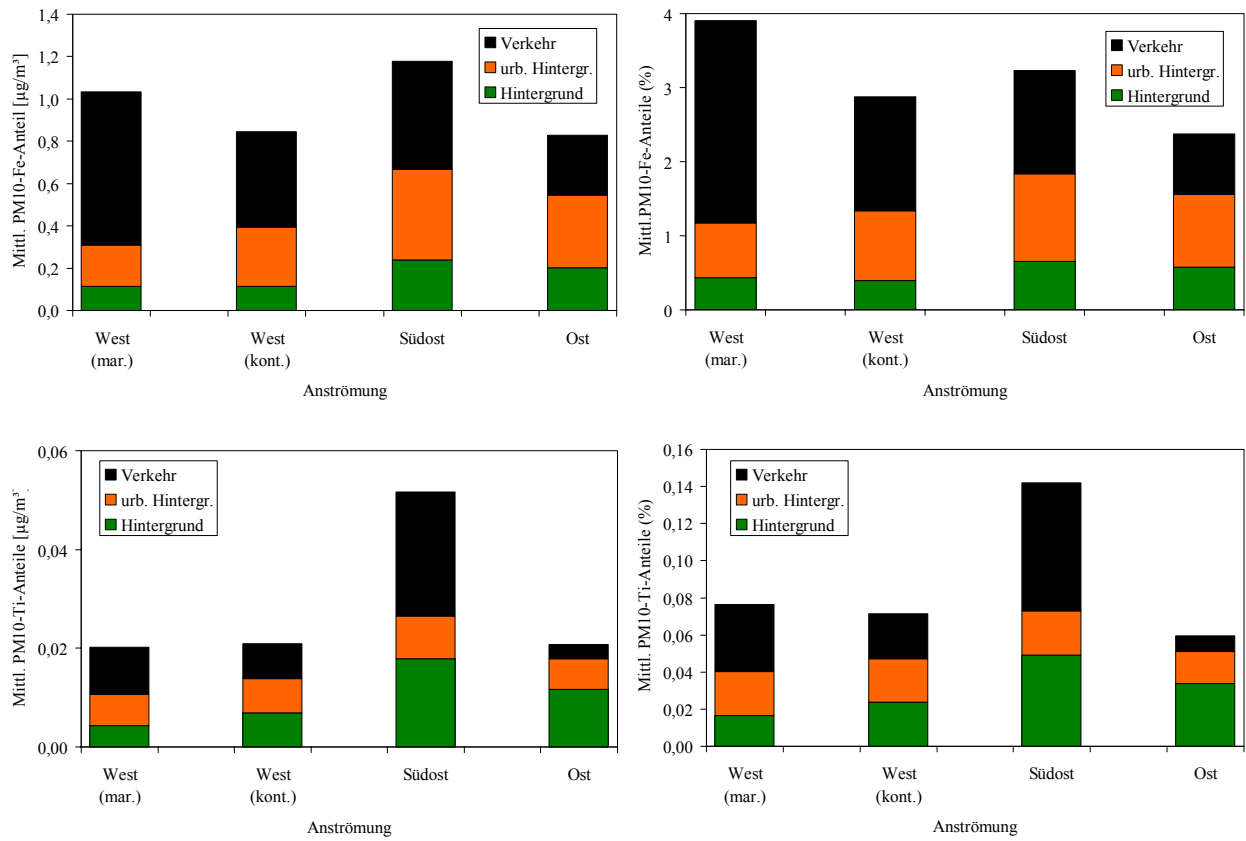


Abb. 4.1.4.1: Abschätzung der Eisen- und Titan – PM₁₀-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. Hintergr.) und Hintergrund nach Anströmrichtung

4.2. Größenaufgelöste Partikelmessungen (BERNER-Impaktor)

In gleicher Weise wie für die PM₁₀-DIGITEL-Filterproben kann der Lenschow-Ansatz zur Quellgruppenermittlung auch auf jede der einzelnen Impaktor-Größenklassen für jede der analysierten Partikelkomponenten angewandt werden. Damit können zusätzliche Informationen über das unterschiedliche Verhalten der verschiedenen Partikelgrößenbereiche und der einzelnen Komponenten gewonnen und zur Interpretation der gefundenen Phänomene herangezogen werden. Für die Auswertungen wurden die Daten der nach den Kriterien in Kapitel 2.4. und in Tabelle 2.4.6.1 aufgelisteten Messtage herangezogen.

Gelegentlich auftretende Negativwerte hängen mit der Empfindlichkeit des Verfahrens gegen lokale Einflüsse zusammen (wenn z.B. die außerstädtische Hintergrundkonzentration höher ausfällt als die urbane), die wahrscheinlich auch kurzfristig an einer Station auftreten und die Differenzbildung stören können.

4.2.1. Masseanteile

In Abbildung 4.2.1.1 ist die Abschätzung der größenaufgelösten Masse-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmungsrichtung im Sommer bzw. Winter dargestellt. Die prozentualen Anteile wurden auf die jeweilige Massekonzentration des Größenbereichs (BI-Stufe) der Station DN bezogen. Hohe Hintergrundanteile der Partikelmasse der einzelnen Größenbereiche wurden bei allen Anströmrichtungen vor allem im Feinpartikel-Größenbereich $D_{p(aer)} = 0,14-1,2 \mu\text{m}$ gefunden, die dem Ferntransport zugeordnet werden können. Die höchsten Anteile wurden im Sommer bei Südost- und Ostanströmung (bis 80 %) beobachtet.

Die Anteile des urbanen Hintergrundes waren vor allem im Winter in allen Größenbereichen bei allen Anströmrichtungen zu finden, was auf den Einfluss von Heizungsanlagen hinweist. Im Grobpartikel-Bereich ($D_{p(aer)} = 3,5-10 \mu\text{m}$) wurden Anteile bis zu 70 % gefunden.

Der lokale Verkehrsanteil zeigte vor allem im Ultrapartikel-Bereich ($D_{p(aer)} = 0,05-0,14 \mu\text{m}$) im Sommer bei allen Anströmrichtungen hohe Werte, die bis 70 % reichten, und den lokalen Verkehrsemissionen zugeschrieben werden können. Ähnlich hohe Werte in den größeren Partikeln können der Aufwirbelung von Straßenstaub (Fahrzeuge, aber auch Reifen- und Bremsabrieb), aber auch den Bauarbeiten an der Station DN (vor allem im Sommer) zugeordnet werden.

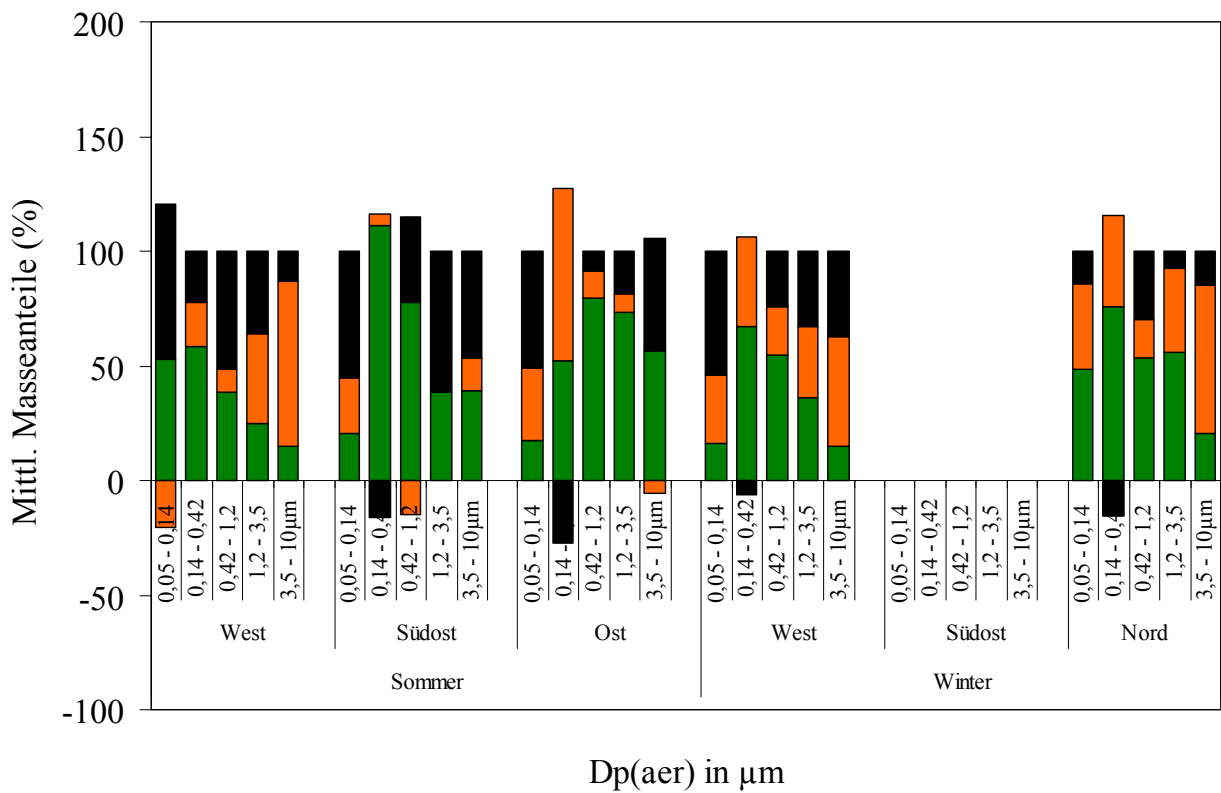
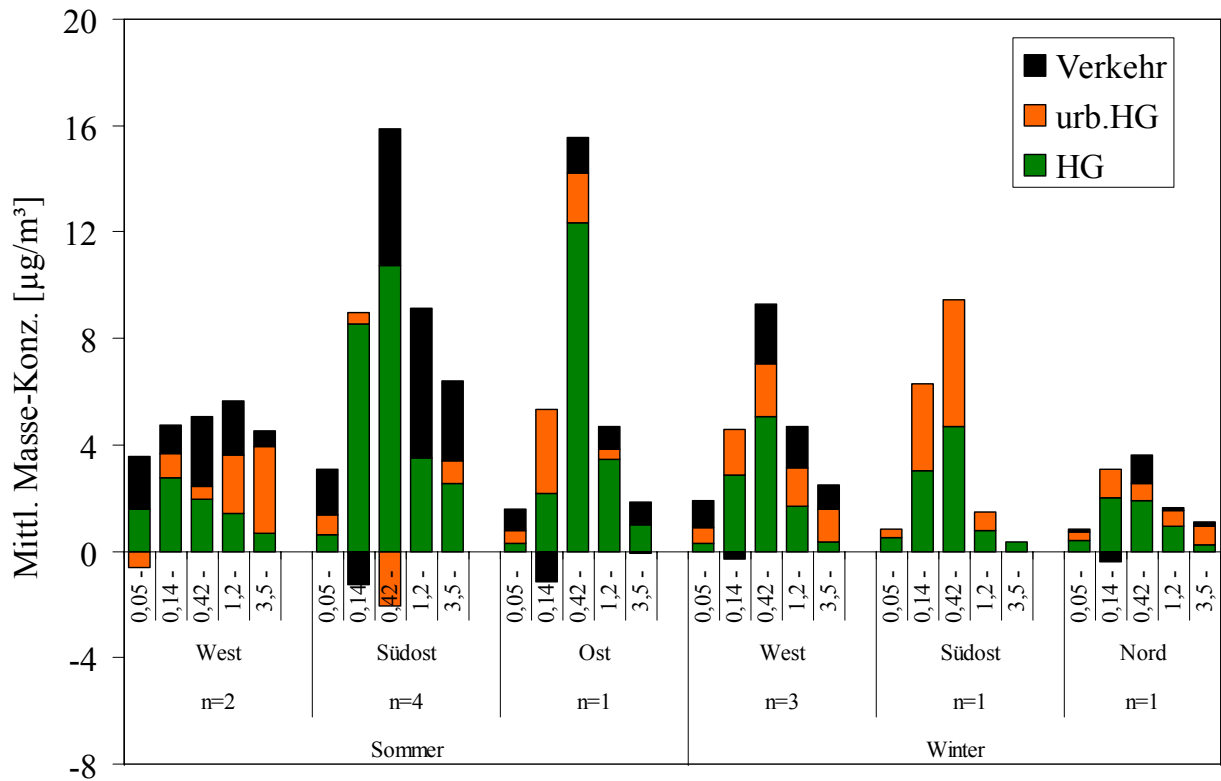


Abb. 4.2.1.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Masseanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

4.2.2. Anteile der Hauptionen

Die Quellgruppenidentifizierung nach Anströmungsrichtung im Sommer und Winter wurde für die Hauptionen Sulfat, Nitrat, Ammonium und Calcium durchgeführt und in den Abbildungen 4.2.2.1 bis 4.2.2.4 dargestellt, wobei jeweils die Quellanteile Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) als Konzentrationsmaß $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. als prozentualer Anteil dargestellt sind. Die prozentualen Anteile wurden auf die jeweilige Massekonzentration des Größenbereichs (BI-Stufe) der Station DN bezogen.

Für die Komponenten Sulfat, Nitrat und Ammonium dominierten die Anteile der Quellgruppe Hintergrund. Die Anteile des partikulären Größenbereichs $0,14\text{-}1,2\ \mu\text{m}$ (Stufen 2 und 3 – hauptsächlich Ferntransport) betragen zwischen ca. 70 und 90 % der Gesamthintergrundanteile für Sulfat, Nitrat (Ausnahme Sommer-Westanströmung: ca. 40 %) und Ammonium bei allen Anströmrichtungen sowie im Sommer und Winter. Die Quellgruppen urbaner Hintergrund und Verkehr spielten eine untergeordnete Rolle.

Die mittleren Calcium-Anteile (Krustenmaterial, aufgewirbelter Straßenstaub, Flugasche) wurden nicht von einer Quellgruppe dominiert. Die höchsten Konzentrationsanteile wurden im Partikelgrößenbereich $1,2\text{-}10\ \mu\text{m}$ (Stufen 4 und 5) gefunden, mindestens doppelt so hoch bei Anströmung Südost im Sommer als bei West, Ost und Nord im Sommer und Winter.

Die ionischen Komponenten Sulfat, Nitrat und Ammonium waren hauptsächlich in der Hintergrundfraktion zu finden.

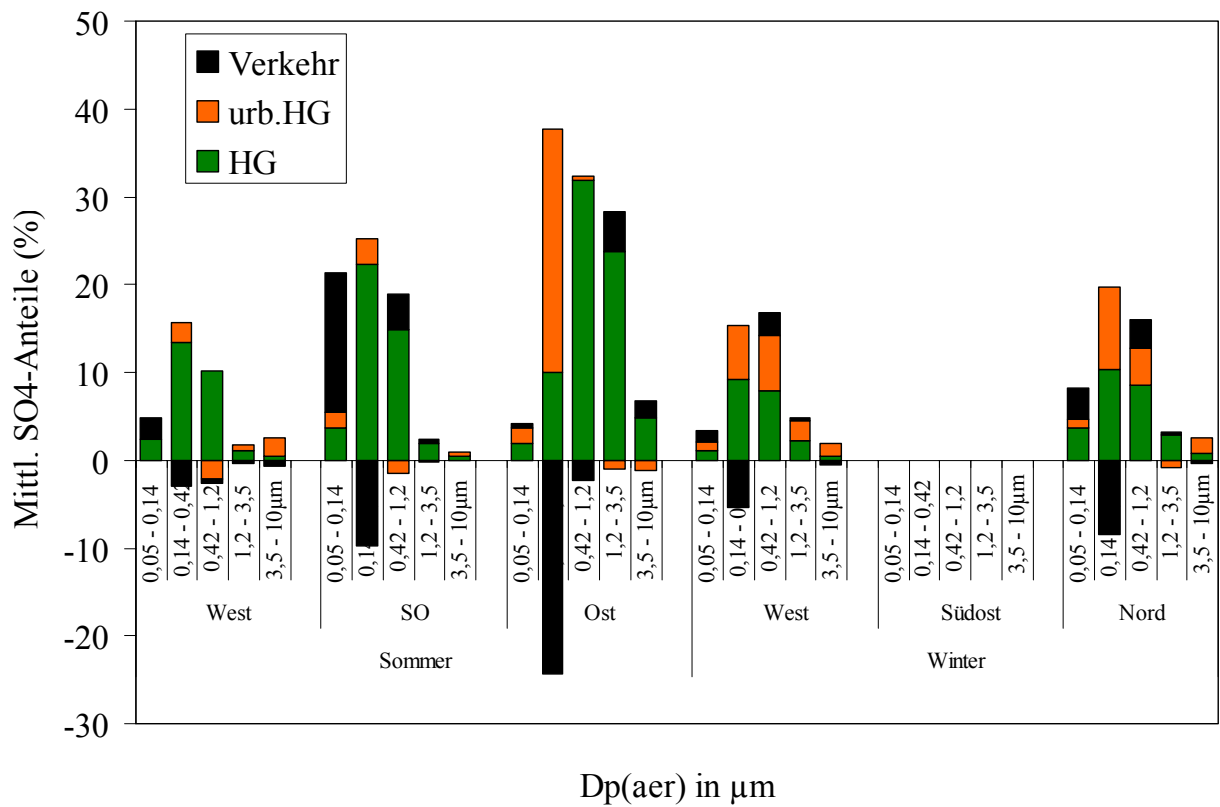
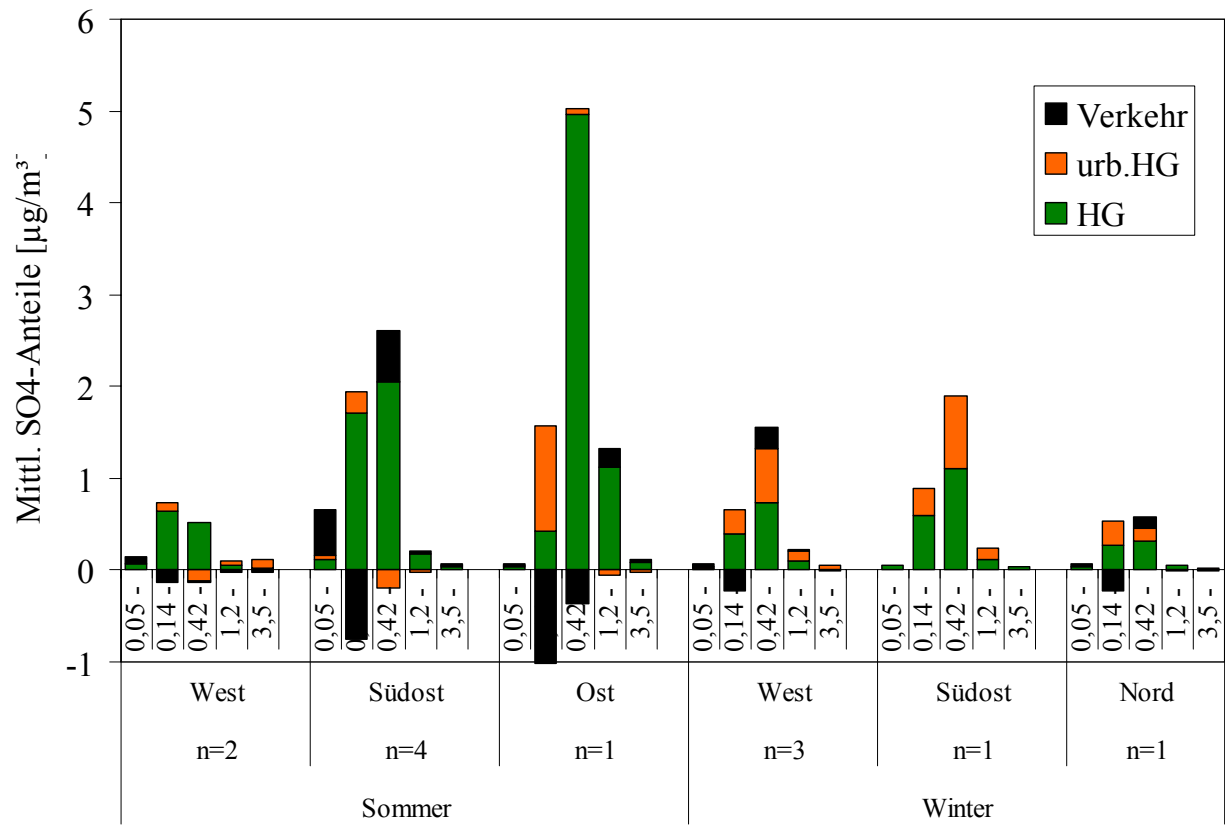


Abb. 4.2.2.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Sulfatanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

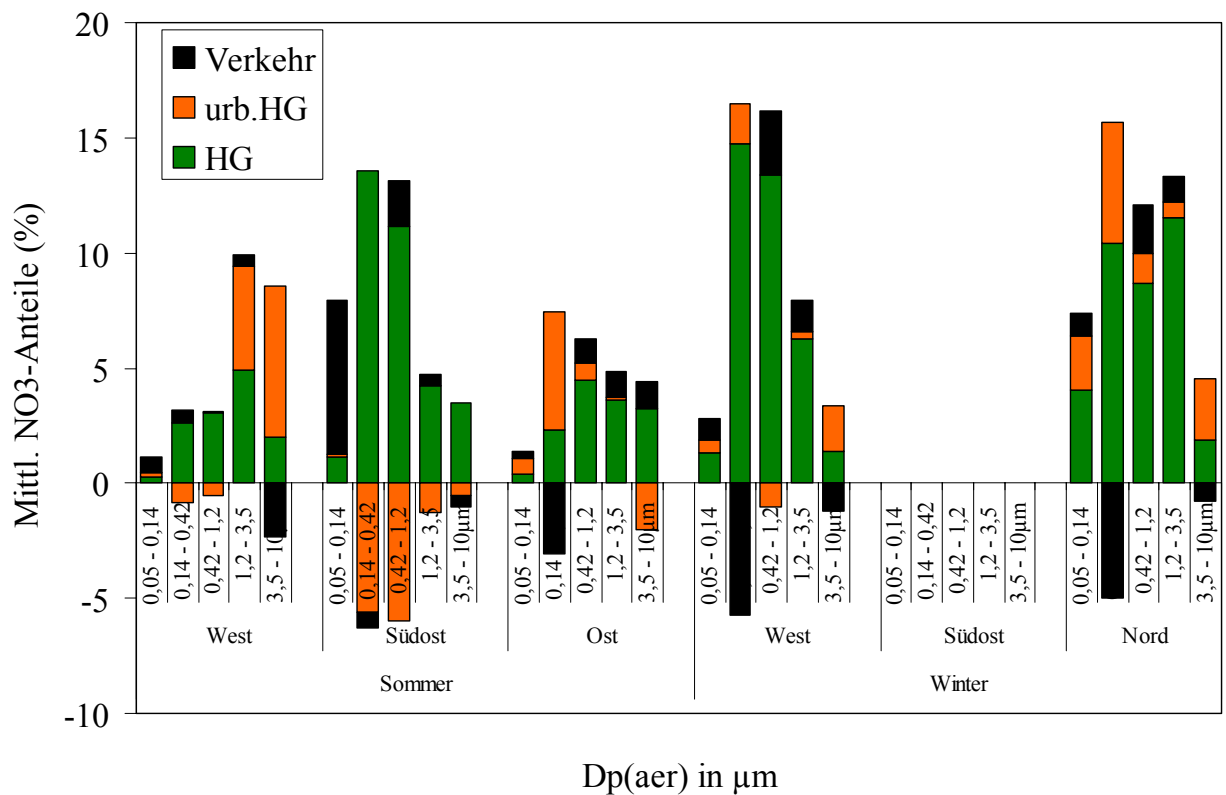
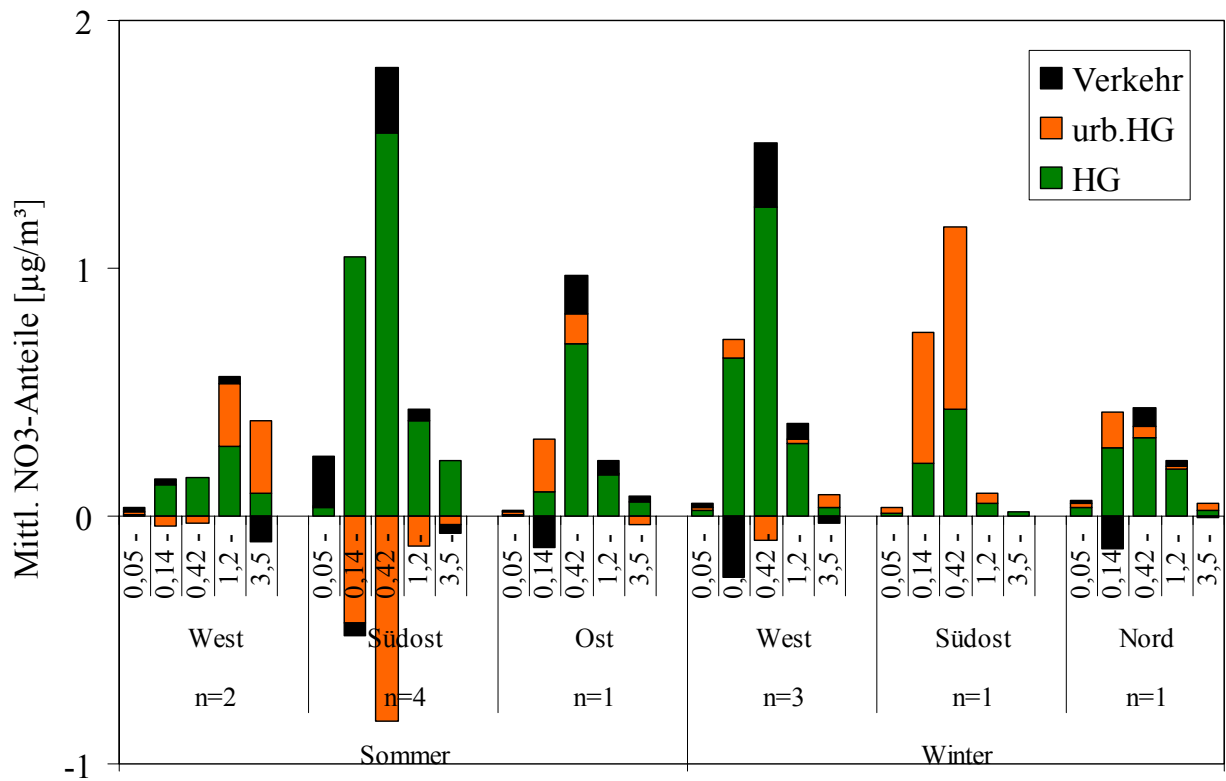


Abb. 4.2.2.2: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Nitratanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

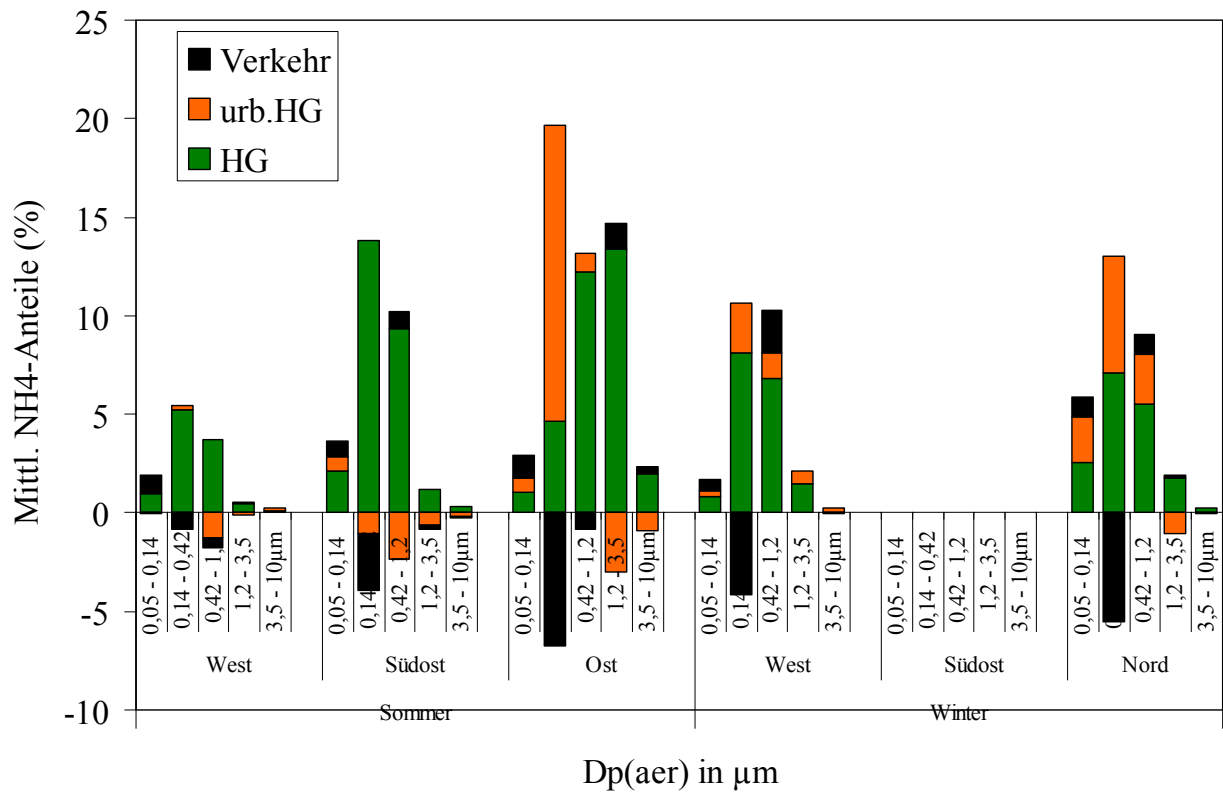
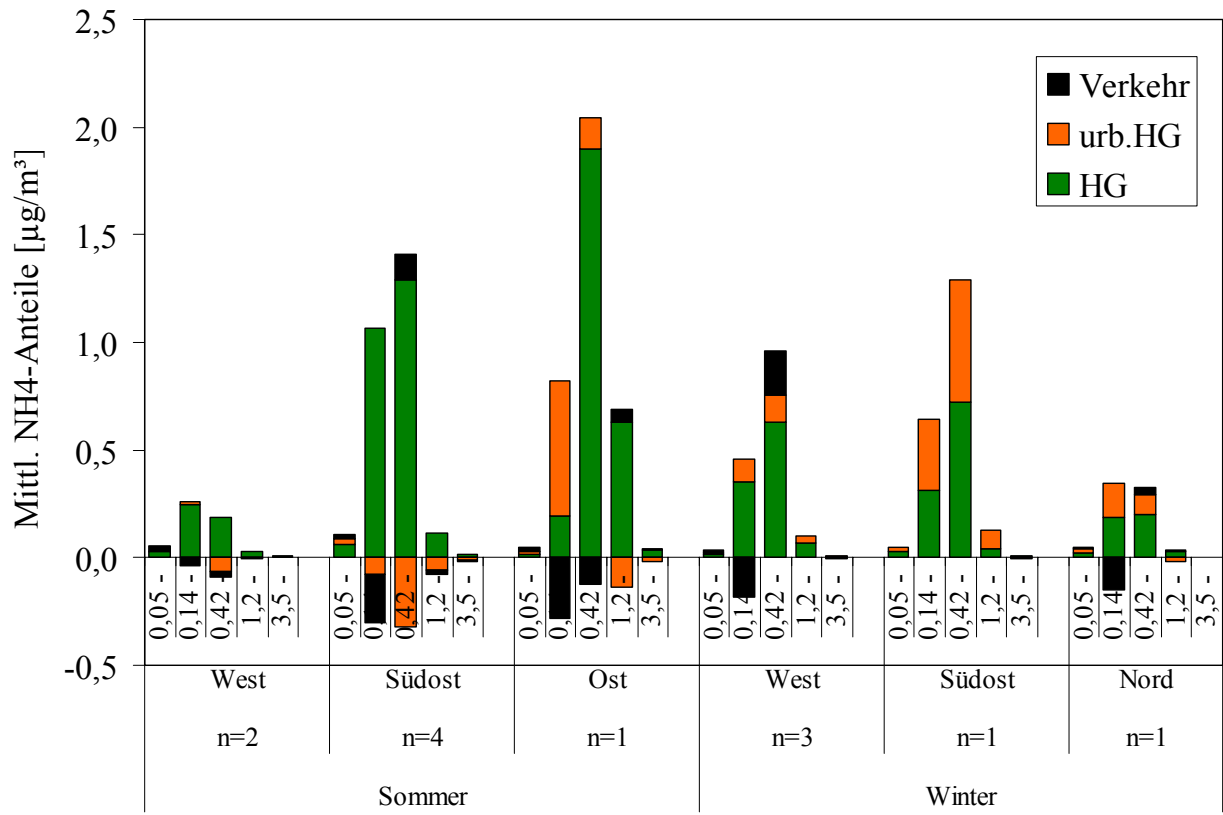


Abb. 4.2.2.3: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Ammoniumanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

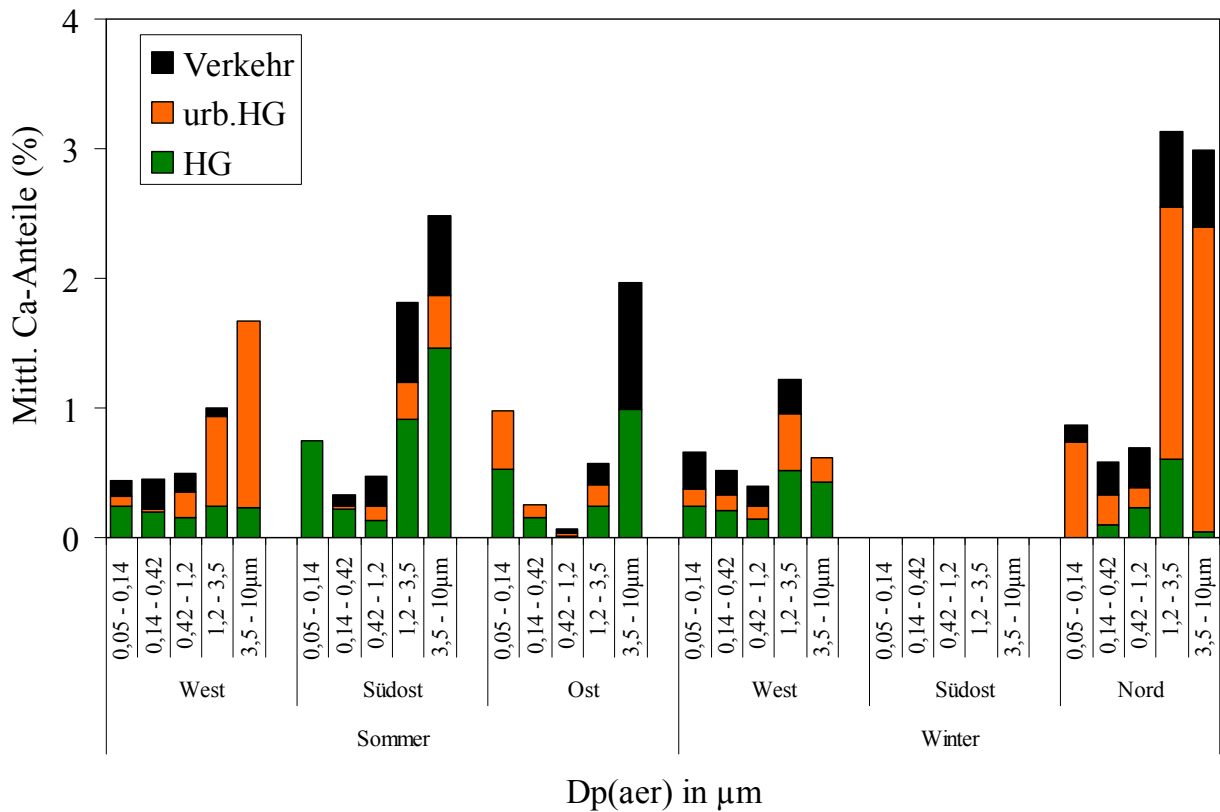
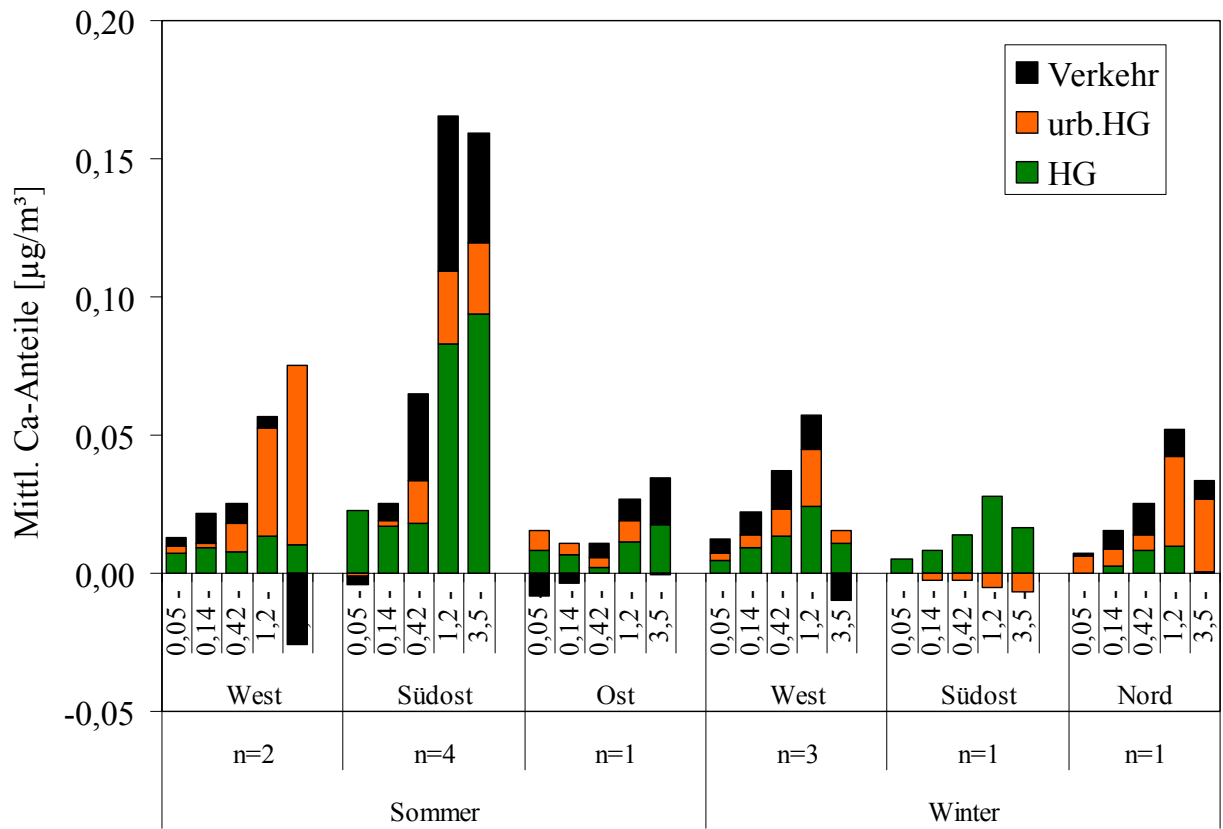


Abb. 4.2.2.4: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Calciumanteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

4.2.3. OC/EC-Anteile

In Abbildung 4.2.3.1 ist die Abschätzung des größen aufgelösten Anteils der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und regionaler Hintergrund in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung im Sommer bzw. Winter für TC dargestellt. Wie in Kap. 3.2.3. soll die Interpretation zuerst an TC-Werten vorgenommen werden, die nicht den Unsicherheiten der OC/EC-Trennung unterliegen.

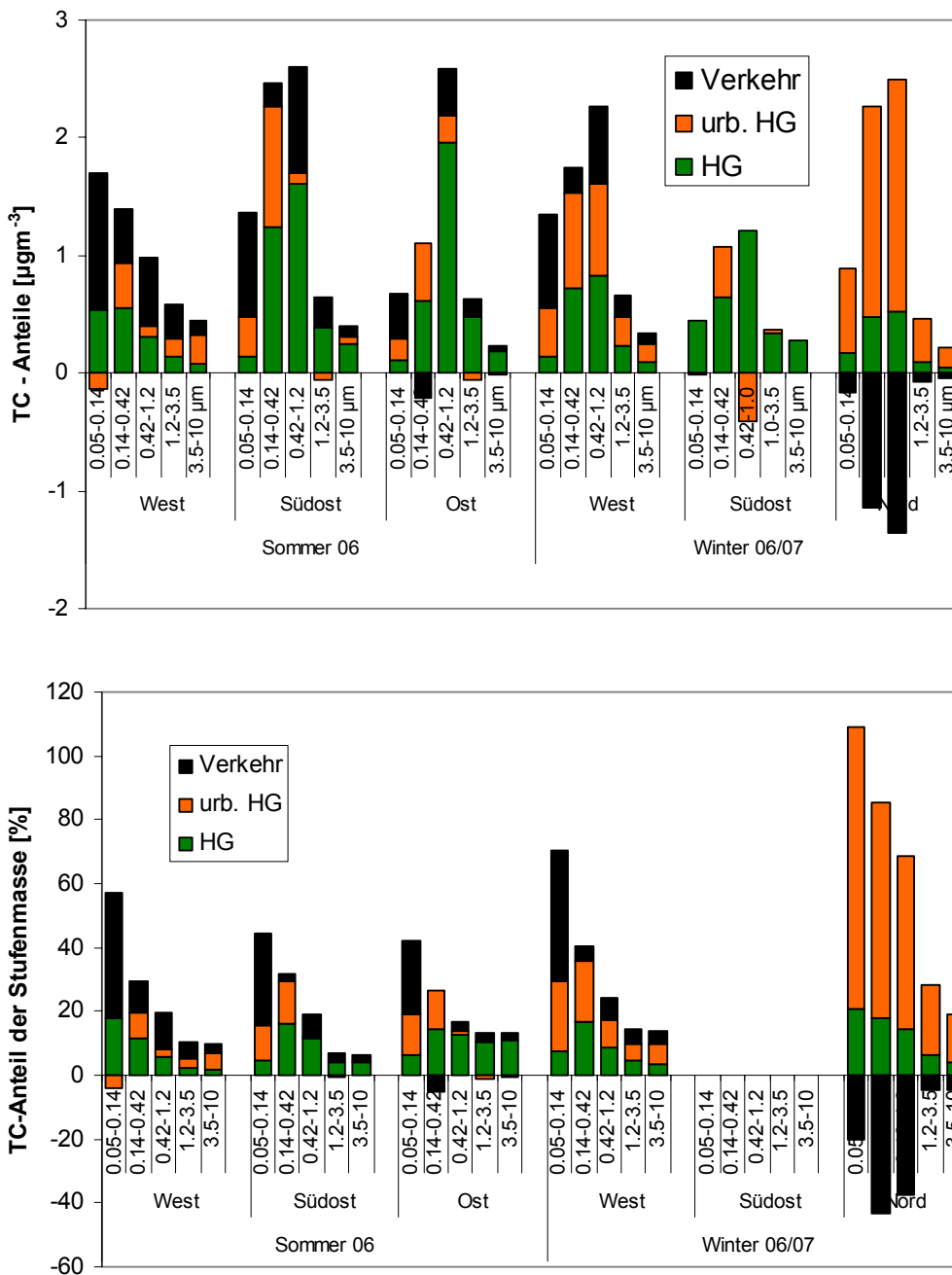


Abb. 4.2.3.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären TC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter

In dieser Darstellung sind die bei der Differenzbildung nach Lenschow gefundenen TC-Konzentrationen (oben) auf die jeweilige Stufenmasse bezogen (unten). Eine andere Möglichkeit besteht darin, die Anteile der Quellgruppen an der Gesamt-TC-Konzentration der jeweiligen Stufe darzustellen. Die Interpretation bezieht sich meist auf diese Variante, da hierbei die diskutierten Effekte deutlicher hervortreten.

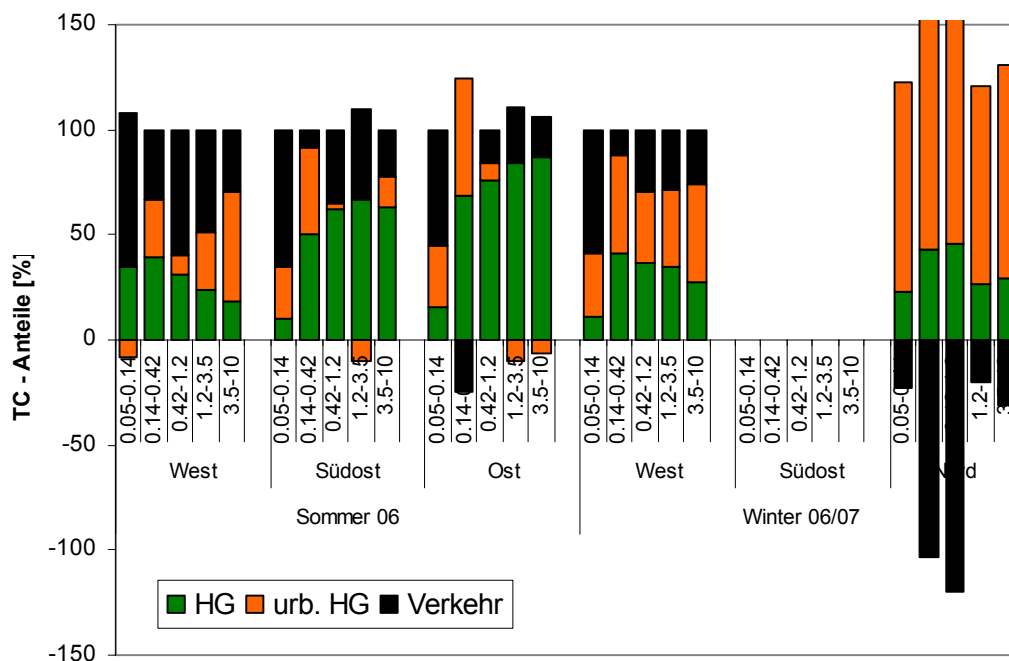


Abb. 4.2.3.2: Anteile der TC-Quellgruppen bezogen auf die Gesamt-TC-Konzentration

Aus den Abbildungen wird ersichtlich, dass der Lenschow-Ansatz im Winter 06/07 bei Südost- und Nordanströmung versagte. Bei SO-Anströmung war keine DN-Probe vorhanden und daher keine Verkehrsabschätzung möglich, bei Nordanströmung war die TC-Belastung der urbanen Hintergrundstation DHG wesentlich höher als die der Verkehrsstation DN. Diese Fälle sind für die Anwendung des Differenzansatzes ungeeignet.

In den auswertbaren Fällen kann erwartungsgemäß festgestellt werden, dass der Anteil des lokalen Verkehrs an der TC-Konzentration der Station DN im Bereich der Ultrafeinpartikel (0,05-0,14 μm) immer am höchsten war. Dieser Anteil beträgt 23-41% der auf dieser Stufe gefundenen Partikelmasse bzw. 55-74% der festgestellten TC-Konzentration. In diesem Größenbereich waren die Verkehrsemissionen dominierend. Dagegen lag der TC-Verkehrsanteil im Partikelgrößenbereich 0,14-0,42 μm (Stufe 2) immer niedriger als im

massereichsten und langlebigsten Bereich der Stufe 3 (0,42-1,2 μm). Verkehrsanteile in diesem Bereich bestehen aus ursprünglich kleineren Rußpartikeln, die durch Koagulationsprozesse vornehmlich mit größeren Partikeln aus dem Aitkenmode herausgewachsen sind. Möglicherweise ist das Aufwachsen bis in den Mikrometerbereich unter bestimmten Bedingungen effektiver, immerhin betrug der TC-Verkehrsanteil auf Stufe 3 noch 3-12% (bezogen auf Stufenmasse) bzw. 15-60% (bezogen auf Stufen-TC). Bei Westanströmung war der TC-Verkehrsanteil auf den Stufen 2 und 3 im Winter (12 und 29% des TC) nur etwa halb so hoch wie im Sommer (33 und 60% des TC), was auf Emission durch lokalen Hausbrand in der Heizperiode hinweist.

Der Anteil der TC-Hintergrundbelastung war bei größeren Partikeln höher und reichte bis zu > 80% (Ostanströmung, Stufe 4 und 5). Auf der massereichsten Stufe 3 manifestierte sich ein deutlicher Unterschied nach der Anströmungsrichtung: bei Westanströmung lag der TC-Hintergrundanteil bei 31 bzw. 36%, bei Südostanströmung bei 62% und bei Ostanströmung bei 76% (des TC). Hier war der hohe Anteil des Ferntransports mit langlebigen Rußpartikeln aus der Verbrennung fossiler Rohstoffe bei östlicher Anströmung deutlich erkennbar. Im Grobpartikelbereich (3,5-10 μm) lag der TC-Hintergrundanteil bei Westanströmung nur bei 18 bzw. 27% (des TC), bei Südost- und Ostanströmung jedoch bei 63 bzw. 87% (des TC).

Der urbane Hintergrund machte sich bei Westanströmung und dann in den gröberen Partikelfractionen stärker bemerkbar und erreichte im Grobstaubbereich (3,5-10 μm) über 50% (des TC). Diese Partikelfraktion entsteht im urbanen Hintergrund vor allem durch Aufwirbelung infolge des Straßenverkehrs, durch Baustellen und Erosion von Brachflächen. In der langlebigen Transportfraktion (0,42-1,2 μm) lag der urbane Hintergrundanteil des TC meist nur im einstelligen Prozentbereich. Der maximale beobachtete Anteil des urbanen Hintergrunds lag bei Ostanströmung im Sommer auf Stufe 2 bei 56% des TC. Bezogen auf die Stufenmasse lag das Maximum im Winter bei Westanströmung auf den Stufen 1 und 2 (19 und 22%), wobei kontinentale Anströmungen überwogen.

Die Darstellungen für OC und EC (Abb. 4.3.2.3 und 4.3.2.4) sind in ihren Mustern den TC-Diagrammen ähnlich, so dass auch hier (wie bei der Betrachtung der Konzentrationswerte in Kap. 3.2.3.) keine grundsätzlich anderen Aussagen gemacht werden müssen. Lediglich bei EC wird der Beitrag des lokalen Verkehrs noch deutlicher als bei TC und lag in allen Größenklassen (außer Stufe 2) bei >70-80% des EC, während auf Stufe 2 nur 26% erreicht wurden. Dieser Effekt war auch bei TC zu beobachten.

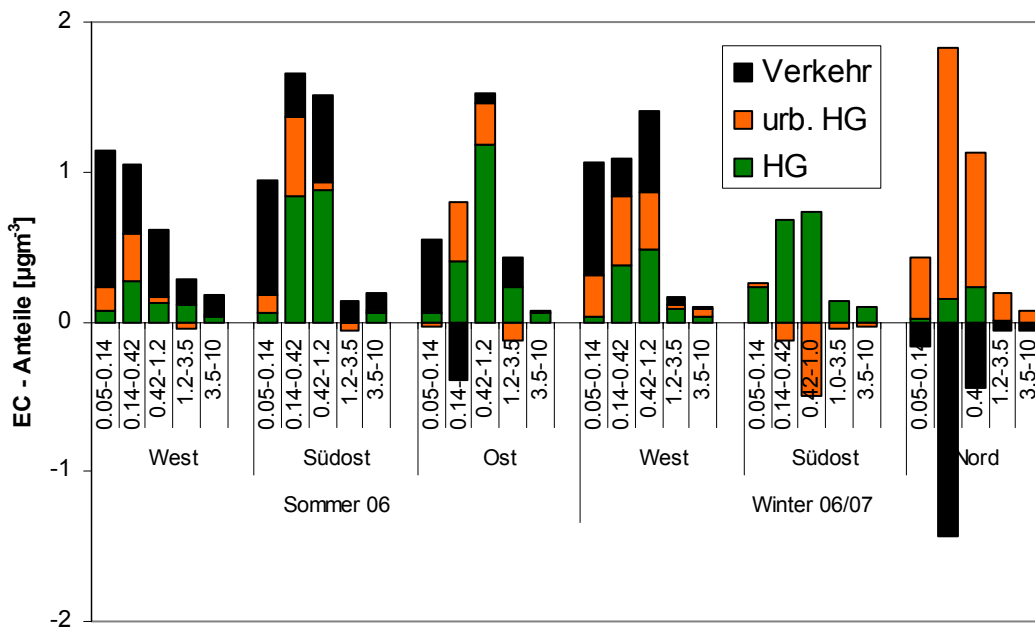


Abb. 4.2.3.3: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären EC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter

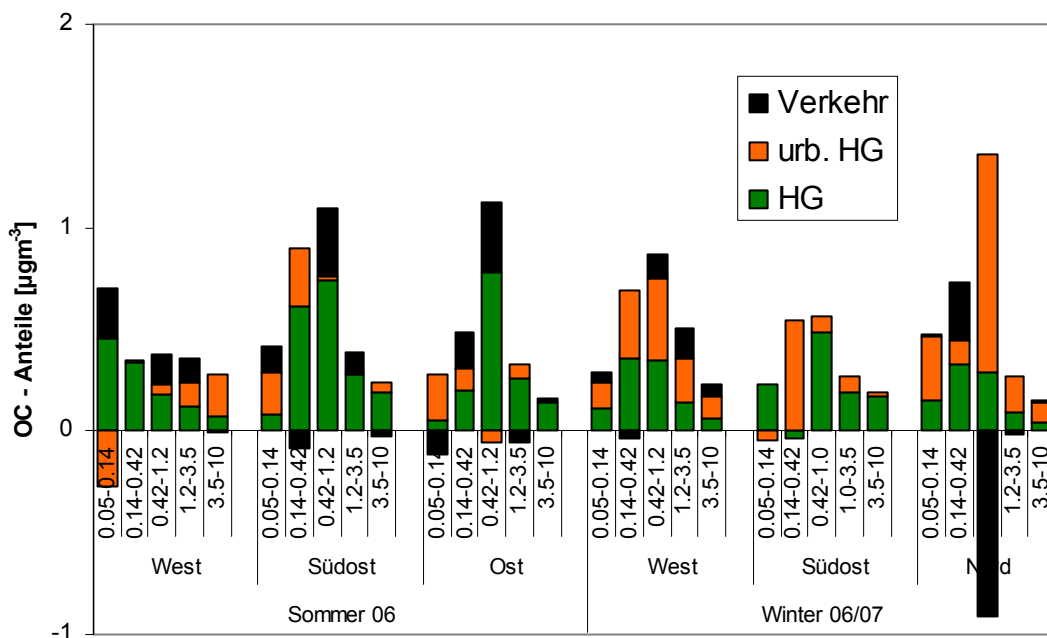


Abb. 4.2.3.4: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären OC-Anteile der verschiedenen Quellgruppen nach Anströmung im Sommer bzw. Winter

4.2.4. Metall-Anteile

Die Quellgruppenidentifizierung nach Anströmung im Sommer und Winter der Metallkomponenten Silizium (Si), Eisen (Fe), Aluminium (Al) und Titan (Ti) sind in der Abbildung 4.2.4.1 dargestellt, wobei jeweils die Quellanteile Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) als Konzentrationsmaß $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. als prozentualer Anteil dargestellt sind. Die prozentualen Anteile wurden auf die jeweilige Massekonzentration des Größenbereichs (BI-Stufe) der Station DN bezogen.

Die vier Metallkomponenten wurden hauptsächlich in den größeren Partikeln ($1,2\text{-}10\ \mu\text{m}$) gefunden, was vor allem auf lokale Verursacher hinweist.

Siliziumanteile wurden in allen drei Quellgruppen gefunden. Im Sommer waren die Anteile der Quellgruppe Verkehr am höchsten, vor allem bei Südostanströmung. Das deutet zum einen auf eine Aufwirbelung von Straßenstaub (sich bewegende Fahrzeuge), zum anderen aber auch auf einen Anteil der Bauarbeiten an der Station DN. Auch die Quellgruppe Hintergrund ergab einen höheren Siliziumanteil bei Anströmung Südost im Sommer als bei West- und Ostanströmung.

Eisenanteile wurden vor allem in den Quellgruppen Verkehr und urbaner Hintergrund beobachtet (lokale Emittenten: Kruste, Straßenstaub, Bremsabrieb, Heizung) bei allen Anströmrichtungen im Sommer und Winter. Hohe Fe-Anteile der Quellgruppe Hintergrund wurden im Sommer bei Südost-Anströmung gefunden (Flugasche aus Kraftwerken).

Aluminiumanteile wurden vor allem in den Quellgruppen Verkehr und Hintergrund bei Anströmung Südost im Sommer und bei Anströmung West im Winter Anteile der Quellgruppe Hintergrund (in allen Partikelgrößenbereichen etwa gleich stark) gefunden.

Titananteile wurden ebenso wie Eisenanteile in allen drei Quellgruppen gefunden (gleiche Verursacher). Ebenso ergab die Quellgruppe Hintergrund im Sommer bei Südostanströmung hohe Konzentrationsanteile.

Die partikulären Metallkomponenten Silizium, Eisen und Titan zeigten im Sommer bei Südostanströmung höhere Konzentrationsanteile der Quellgruppe Hintergrund als bei Westanströmung. Sie waren überwiegend in der Grobstaubfraktion ($D_{p_{\text{aer}}} = 1,2\text{-}10\ \mu\text{m}$) zu finden und entstammen damit hauptsächlich lokalen Quellen.

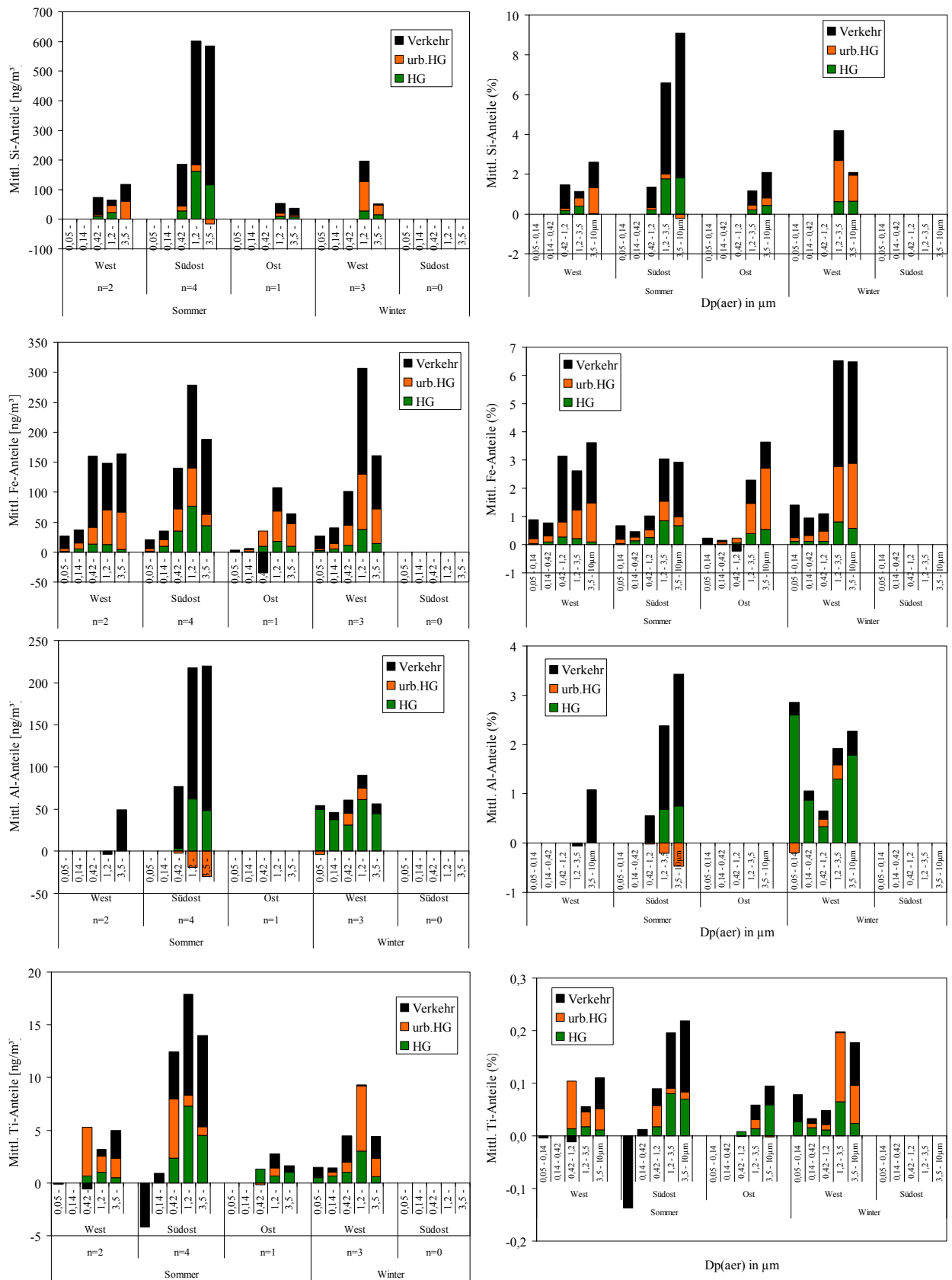


Abb. 4.2.4.1: Abschätzung der größen aufgelösten partikulären Si-, Fe-, Al- und Ti-Anteile der Quellgruppen Verkehr, urbaner Hintergrund (urb. HG) und Hintergrund (HG) nach Anströmrichtung im Sommer bzw. Winter

4.2.5. Anteile der Alkane und PAK

Bei der geringen Zahl von Messungen, die auf die jeweilige Anströmungsrichtung entfällt, können die ermittelten Werte nur einen Anhaltspunkt liefern. In die Betrachtungen sind hier nur die Messungen einbezogen worden, die den vorgegebenen meteorologischen Kriterien gerecht wurden. In der Tabelle 4.2.5.1 sind alle Ergebnisse als Summe der Stufen 1-4 des Impaktors zusammengefasst.

Tab. 4.2.5.1: Nach Anströmung und Jahreszeit bestimmte Anteile des ländlichen und urbanen Hintergrundes and der Gesamtkonzentration von Alkanen und PAK in Dresden-Nord

Anströmung/Saison	Alkane / PAK in DD-N [ng/m ³]	Städtischer Hintergrund + Hintergrund (%)	Hintergrund (%)
West/Sommer	24,926 / 5,387	49,4 / 40,4	27,8 / 8,9
Südost/Sommer	45,095 / 4,807	63,7 / 63,2	47,9 / 39,4
Ost/Sommer	31,407 / 7,576	77,5 / 81,2	42,7 / 61,9
West/Winter	39,925 / 8,6	81,4 / 97,1	18,6 / 32,1
Südost/Winter	54,948 / 26,12*	100	40,6 / 49,7
Nord/Winter	21,308 / 13,249	61 / 79,2	keine Werte

* Massenkonzentrationen von der Station Dresden-Herzogingarten

Aus den vorliegenden Daten kann hier der Schluss gezogen werden, dass die Verkehrsanteile der PAK und Alkane im Sommer eine bedeutende Rolle spielten, während im Winter für die PAK und Alkane der städtische Hintergrund (andere als Verkehrsquellen – Heizung) hohe Anteile lieferte. In Hinblick auf die Anströmungsrichtung ist eindeutig, dass die westliche Luftmassenherkunft die geringsten Ferntransportanteile lieferte, während aus östlicher und südöstlicher Anströmung deutlich größere Anteile und Absolutmengen durch den Ferntransport in die Stadt Dresden gelangten.

4.3. Partikelanzahl-Masseverteilung

Der Lenschow-Ansatz (Lenschow et al. 2001) beruht auf der Differenzbildung von urbanen zu ländlichen Hintergrundstationen, was einem Verhältnis der Aerosolbelastung in den betrachteten Regionen¹⁷ entspricht. Des Weiteren ist der Lenschow-Ansatz eine Methode die Zusatzbelastung in Ballungsgebieten zu bestimmen, um Rückschlüsse auf Grenzwert überschreitende Partikelanzahl- bzw. Partikelmassekonzentrationen unter bestimmten Anströmungsbedingungen¹⁸ zu ziehen.

In Abbildung 4.3.1 wird die Belastung der planetarischen Grenzschicht nach dem Prinzip von Lenschow veranschaulicht. Betrachtet wird die Partikelmassekonzentration im Größenbereich von 10 nm bis 800 nm. Der stockwerkartige Aufbau symbolisiert die Gruppierung der Belastungszonen im Verhältnis zur Emissionsfläche der Aerosolpartikel.

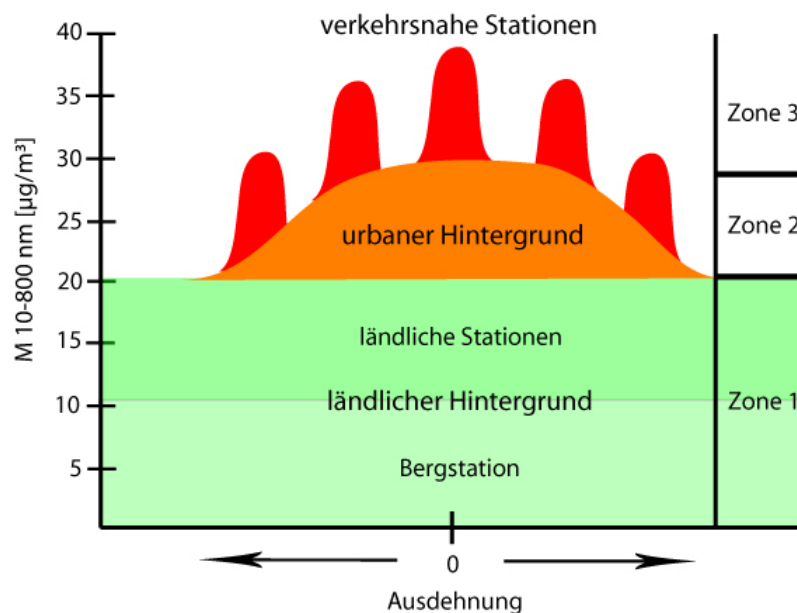


Abb. 4.3.1: Belastung der planetarischen Grenzschicht nach dem Lenschow-Ansatz. Die Schadstoffbelastung in Sachsen kann in drei Zonen aufgeteilt werden. Die Zone 1 charakterisiert ländliche Regionen, die in der planetarischen Grenzschicht durch eine niedrige Partikelmassekonzentration gekennzeichnet sind. Die Zone 2 (orange) und Zone 3 (rot) entsprechen Ballungszentren, bei denen die höchsten Konzentrationen z.B. in Straßenschluchten emittiert werden.

¹⁷ urbaner Hintergrund und ländlicher Hintergrund

¹⁸ Anströmungsrichtung, meteorologische Faktoren

4.3.1. Die Städtische Zusatzbelastung

Die in Kapitel 3.4.2.2. betrachteten jahreszeitlichen Abhängigkeiten der Partikelkonzentration von der Windrichtung dienen als Grundlage für den Lenschow-Ansatz. Betrachtet werden die urbanen Hintergrundstationen DHg und IfT, von denen jeweils die ländlichen Stationen Me, Ni und Sw abgezogen werden. Ihre Differenzen werden in den Abbildungen 4.3.1.1/2 in Abhängigkeit von vier übergreifenden Himmelsrichtungen Nordost (0° bis 90°), Südost (90° bis 180°), Südwest (180° bis 270°) und Nordwest (270° bis 360°) dargestellt. Diese Einteilung wurde auf der Basis der Anströmungshäufigkeiten in Sachsen während der Messkampagne vorgenommen. Diese Differenzen, in Form eines Säulendiagramms, sind wie folgt zu interpretieren.

Je höher der Differenzwert - im positiven Sinn - desto niedriger ist die Aerosolbelastung der ländlichen Station im Verhältnis zur urbanen Hintergrundstation, was gleichbedeutend für eine geringe ländliche Belastung durch Ferntransport in Ballungsgebieten steht. Bei negativen Differenzwerten besteht der umgekehrte Fall, d.h. ländliche Stationen weisen eine stärkere Belastung auf. Anknüpfend an die schon gewonnenen Studien wird die Massendifferenz bzw. Anzahldifferenz für ausgewählte Anströmungsrichtungen diskutiert.

Betrachtet man die Herbstperiode wird deutlich, dass DHg bei den vier definierten Anströmungsrichtungen eine höhere Belastung aufweist, als ländliche Stationen. Die urbane Hintergrundstation IfT hingegen, weist keine deutliche Überhöhung zu den ländlichen Station Me auf. Zudem ist die Differenzspanne zwischen urbanen und ländlichen Stationen in DHg um einen Faktor 2 höher als die im IfT, was einer höheren Partikelmassekonzentration im Größenbereich von 200 nm bis 600 nm entspricht. Betrachtet man dazu das Beispiel für eine Nordost- bzw. Südostanströmung der Messstation IfT in Bezug zu den ländlichen Stationen Me und Ni wird dies ebenso verdeutlicht. Bei einer Nordostanströmung besitzt Me eine höhere und Ni eine geringere Belastung, was sich bei einer Südostanströmung entgegengesetzt verhält.

In den Wintermonaten zeigt sich, dass vorwiegend für Windrichtungen aus Südost und Südwest eine höhere Belastung in ländlichen Gebieten vorherrscht, was auf den vermehrt einsetzenden Hausbrand zurückzuführen ist. Bedingt durch die Anströmungsrichtungen werden Aerosolpartikel aus urbanen in ländliche Gebiete und umgekehrt verlagert, was einen Konzentrationsausgleich zur Folge hat. Des Weiteren sind Wintermonate durch niedrige

Mischungsschichthöhen gekennzeichnet, die den Transport von Akkumulationsmode-Partikeln zusätzlich begünstigen.

Der direkte Vergleich zur Differenz der Partikelanzahlkonzentration macht deutlich, dass die anthropogenen Quellen für diesen Partikelgrößenbereich schwerpunktmäßig in urbanen Gebieten zu finden sind. Während der Herbst- und Wintermonate sind, bezogen auf die vier definierten Anströmungsrichtungen, vorwiegend positive Differenzwerte der Stationen zu verzeichnen.

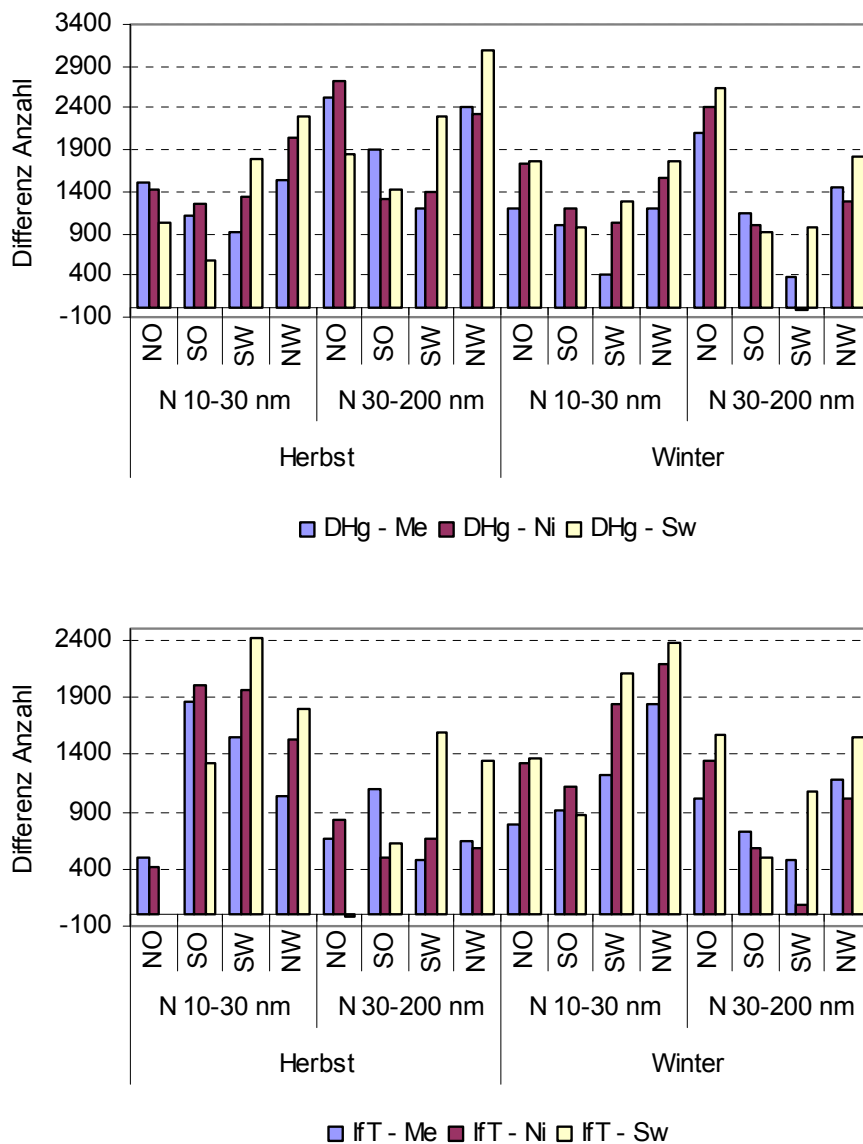


Abb. 4.3.1.1: Differenzbildung der Partikelanzahlkonzentration urbaner zu ländlicher Messstationen nach dem Lenschow-Ansatz. Von den urbanen Hintergrundstationen IfT und DHg wurde jeweils der Beitrag der ländlichen Hintergrundstationen Me, Ni, Sw abgezogen. Dabei stellen positive Differenzwerte eine höhere Belastung in urbanen und eine negative Differenzbelastung eine höhere Belastung in ländlichen Regionen dar.

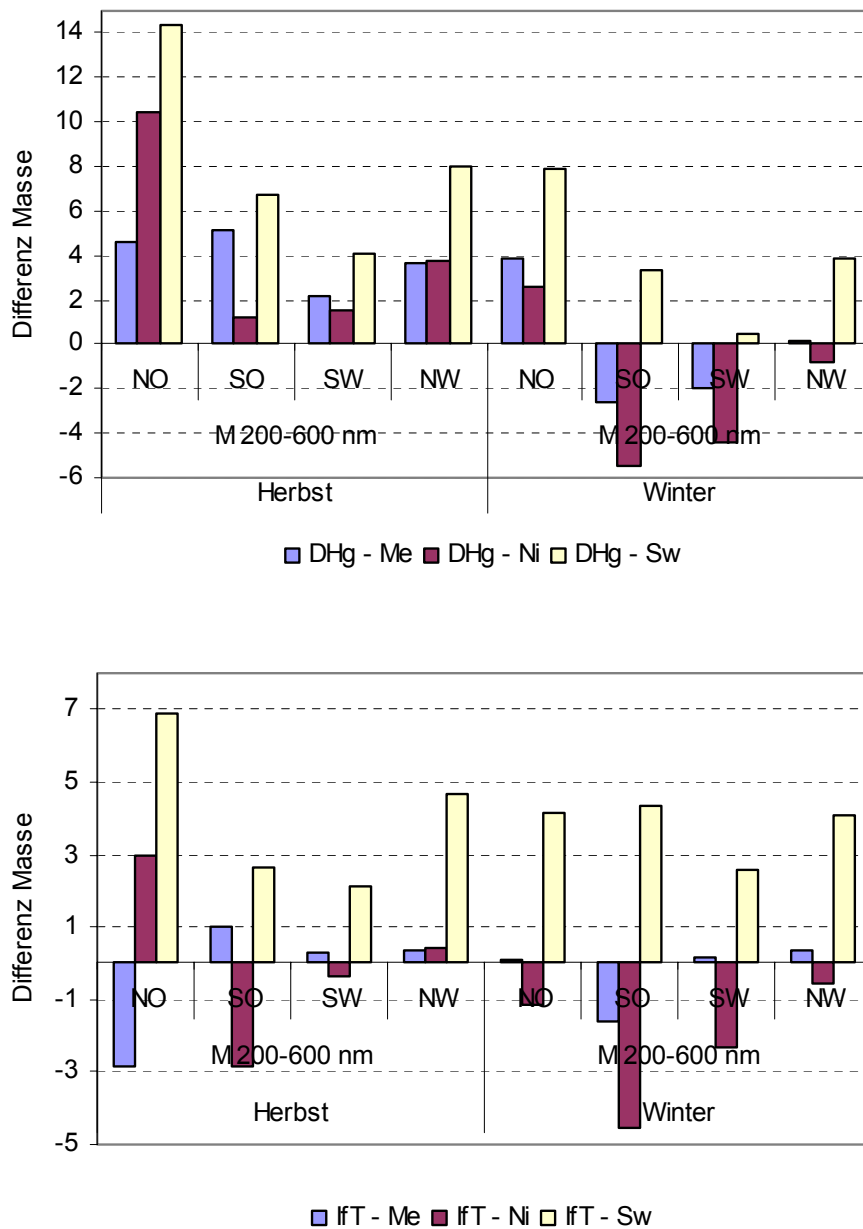


Abb. 4.3.1.2: Differenzbildung der Partikelmassekonzentration urbaner zu ländlicher Messstationen nach dem Lenschow-Ansatz. Von den urbanen Hintergrundstationen IfT und DHg wurde jeweils der Beitrag der ländlichen Hintergrundstationen Me, Ni, Sw abgezogen. Dabei stellen positive Differenzwerte eine höhere Belastung in urbanen und eine negative Differenzbelastung eine höhere Belastung in ländlichen Regionen dar.

Um gemessene Anströmungsdifferenzen in der Aerosolkonzentration zu bestätigen, dienen Satellitenbilder von Google Earth, anhand derer die Infrastruktur der umliegenden Regionen bildlich sichtbar wird, als eine Art Prüfkriterium für die Datensätze. Für die Messstation IfT konnte mit Hilfe der Satellitenbilder herausgefunden werden, dass in nordöstlicher Richtung eine schwache Infrastruktur besteht. Dies bestätigt die geringe Partikelmassekonzentration bei Nordostanströmung. Eine negative Differenz der Messstation Ni zu den urbanen Hintergrundstationen IfT und DHg lässt sich bei einer Südostanströmung erkennen. In diesen Fällen konnten anhand der Luftbilder die Abluftfahnen polnischer Industriezentren und die Großstadt Görlitz als Quellen bestimmt werden. Solche Vergleiche wurden an jeder Messstation durchgeführt und haben die gemessenen Datensätze weitgehend bestätigt. An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass dieser Vergleich nur ein Prüfkriterium ist und nicht für weiterführende wissenschaftliche Auswertungen verwendet wurde.

Fazit:

Die Differenzbildung anhand des Lenschow-Ansatzes zeigt:

Masse

- Tendenziell konnte festgestellt werden, dass das IfT nur geringe Partikelmasseunterschiede zur ländlichen Messstation Me aufweist. Im Gegensatz zur Messstation DHg ist das IfT deutlich geringer belastet.
- Im Herbst konnte eine Überhöhung von ca. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb der Städte nachgewiesen werden.
- Dresden wies in den Wintermonaten keine signifikante Überhöhung der Aerosolbelastung, aufgrund der erhöhten Hintergrundbelastung in Sachsen, auf.
- Die windrichtungsabhängige Analyse in Leipzig hat weiterhin ergeben, dass bei der Überströmung des Stadtzentrums keine signifikante Überhöhung der Partikelmassekonzentration am IfT auftrat.

Anzahl

- Im Gegenteil zur Masse konnten sowohl in Leipzig wie auch Dresden deutliche Überhöhungen von mehreren 1.000 Partikeln registriert werden, die hauptsächlich auf Verkehrsemissionen zurückzuführen sind.

- Die Betrachtung des Größenbereiches N 30 nm bis 200 nm hat ergeben, dass Dresden aus Nordost und Nordwest die höchsten Überhöhungen aufweist. Für das IfT sind diese Windrichtungsabhängigkeiten nicht charakteristisch.
- Je nach Windrichtungssektoren konnte eine Überhöhung von 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis über 1.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in den Herbst- und Wintermonaten festgestellt werden.
- Der Schwarzenberg erwies sich als nicht geeignete Messstation für die Bestimmung der Zusatzbelastung urbaner Regionen, aufgrund seiner Höhenlage und den dadurch bedingten Witterungsbedingungen.
- **Trend:** Unter dem Einfluss von Nordost- und Nordwestanströmungen ist eine deutliche Überhöhung der Schadstoffbelastung, vor allem für die Stadt Dresden, zu erwarten. Für Leipzig kann diesbezüglich keine eindeutige Aussage getroffen werden.

4.3.2. Einteilung des Datensatzes in Differenzklassen

Die Differenzen von urbanen und ländlichen Stationen wurden nun in sechs Differenzklassen aufgeteilt. In Abb. 4.3.2.1 werden diese Differenzen in Form eines Kuchenendiagramms dargestellt, um zu veranschaulichen, inwieweit sich urbane und ländliche Hintergrundstationen hinsichtlich ihrer Belastung unterscheiden. Betrachtet wird die Partikelanzahlkonzentration von 10 nm bis 600 nm. Dabei stehen die Farben schwarz, rot und grün für eine stärkere Belastung der urbanen im Gegensatz zu den ländlichen Stationen. Die Klasse „0“ beschreibt die Datenausfälle. Pink steht für die negativen Differenzen, die einer höheren Belastung in den ländlichen Gebieten, im Gegensatz zu den urbanen Regionen entsprechen.

Es ist zu erkennen, dass in über 60 % der Fälle die urbanen Hintergrundstationen eine höhere Belastung als die ländlichen Hintergrundstationen aufweisen. Bei ca. 15 % (schwarz) ist die Zusatzbelastung in urbanen Hintergrundstationen deutlich höher als die in ländlichen Regionen, was die starke Emission von Aerosolpartikeln in Ballungsgebieten bestätigt. Fälle, in denen ländliche Stationen stärker belastet sind als urbane Hintergrundstationen sind mit weniger als 5 % nur sehr selten zu verzeichnen.

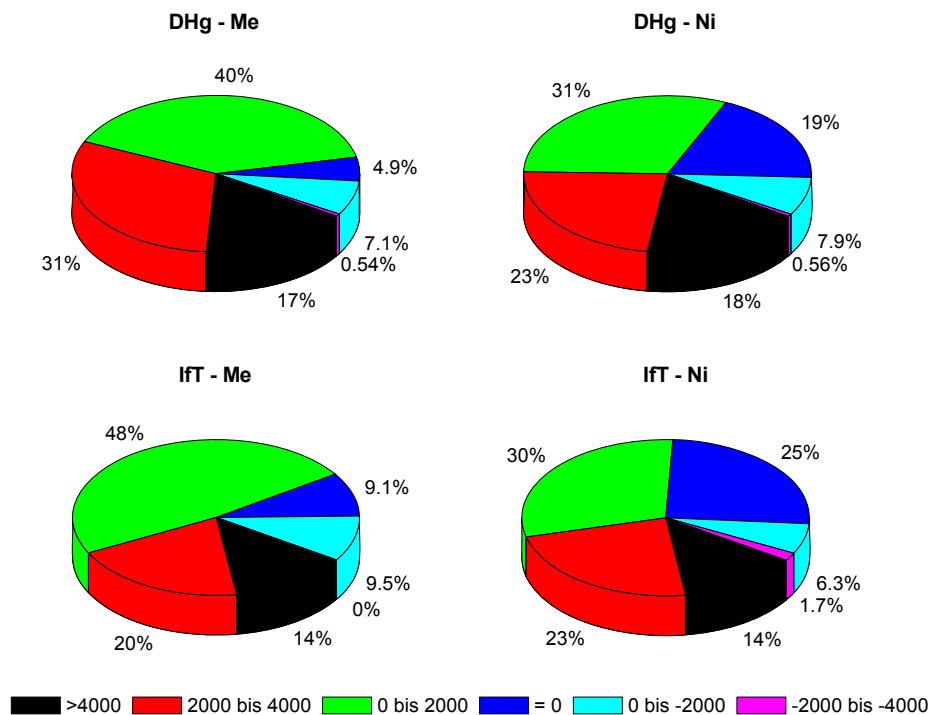


Abb. 4.3.2.1: Dargestellt sind die Differenzklassen auf der Basis von 24-Stunden-Mittelwerten für urbane und ländliche Messstationen. In mehr als 60 % der Fälle weisen urbane Regionen eine stärkere Belastung im Gegensatz zu ländlichen Stationen auf. In weniger als 5 % der Messtage konnte eine höhere Belastung ländlicher Hintergrundstationen nachgewiesen werden.

Fazit:

Urbane Regionen weisen aufgrund der stärkeren Emission von Feinstaub durch Industrie und Verkehr eine deutlich höhere Schadstoffbelastung als ländliche Regionen auf. Dennoch kann durch bedingte Anströmungen, sachsenweite meteorologische Effekte sowie der lokalen Orographie die Anreicherung, der Transport, der Austausch und die Verdünnung von Luftbeimengungen in der planetarischen Grenzschicht beeinflusst werden. Die Kombination dieser Faktoren lässt gewisse Rückschlüsse und ggf. Vorhersagen über die Belastung einer Region durch Aerosolpartikel zu.

5. Chemische und physikalische Massenschließung

5.1. Chemische Massenschließung

Die Massenschließung beinhaltet den Vergleich der gravimetrischen Partikelmasse, die durch Wägung bestimmt wurde, mit der aus der chemischen Analyse der Komponenten erhaltenen Partikelmasse. Für die chemische Massenschließung muss die Konzentration des OC in organische Masse (OM) umgewandelt werden. Umwandlungsfaktoren für OC zu OM werden typischerweise zwischen 1,2 und 2,6 (z.B. Turpin et al., 2000; 2001), je nach Standorttyp (kleiner Faktor für urbane Messstellen, großer Faktor für ländliche Standorte), angewandt. In dieser Studie wurden folgende Faktoren eingesetzt: Station DN und DHG (verkehrsgeprägt und städtischer Hintergrund) – Sommer 1,4 sowie Winter 1,2 ; Station SW, N, M (Hintergrund) – Sommer 1,9 und Winter 1,5. Der Wassergehalt wurde nach folgender Gleichung abgeschätzt (Neusüß et al., 2002, Gnauk et al., 2005):

$$m_{\text{H}_2\text{O}} = m_{\text{dry}} (((p_{\text{wet}}/p_{\text{dry}})f)-1)$$

mit $m_{\text{H}_2\text{O}}$ – resultierender Wassergehalt

m_{dry} – chemisch gemessene Massekonzentration

p_{wet} – Dichte der feuchten Partikel

p_{dry} – Dichte der trockenen Partikel

$f = (D_{\text{wet}}/D_{\text{dry}})^3$ – Volumenwachstumsfaktor (sphärische Partikel)

$D_{\text{wet,dry}}$ – Durchmesser der feuchten oder trockenen Partikel

Als einfache Abschätzung wurde ein mittlerer Volumenwachstumsfaktor von $(1,1)^3 = 1,33$ verwendet (Neusüß et al., 2000). Das Dichteverhältnis ($p_{\text{wet}}/p_{\text{dry}}$) wurde aus den Anteilen der gemessenen Komponenten ermittelt. Die Werte für p_{dry} wurden aus den Anteilen der Verbindungen bestimmt: Ionen (NH_4NO_3 und NH_4HSO_4 : $p_{\text{dry}} = 1,7 \text{ g cm}^{-3}$), OM (oxalate: $p_{\text{dry}} = 1,65 \text{ g cm}^{-3}$), EC (Ruß: $p_{\text{dry}} = 1,8 \text{ g cm}^{-3}$) und der nicht identifizierten Masse (SiO_2 : $p_{\text{dry}} = 2,2 \text{ g cm}^{-3}$). Die Werte für p_{wet} wurden nach folgender Gleichung berechnet:

$$p_{\text{wet}} = (1-(1/f))p_{\text{H}_2\text{O}} + (1/f) p_{\text{dry}}$$

Der mittlere Wassergehalt wurde im Mittel bei ca. 17-18 % bestimmt. Die Ergebnisse aus dieser Berechnung stellen nur grobe Werte dar, geben aber eine angenäherte Vorstellung über den Wassergehalt der Partikeln. Größenaufgelöste Absolutwerte der Komponenten und chemische Massenschließung für die einzelnen Messperioden an den Messstationen DN, DHG, SW, N und M sind in Abb. 5.1.1 bis 5.1.5. dargestellt.

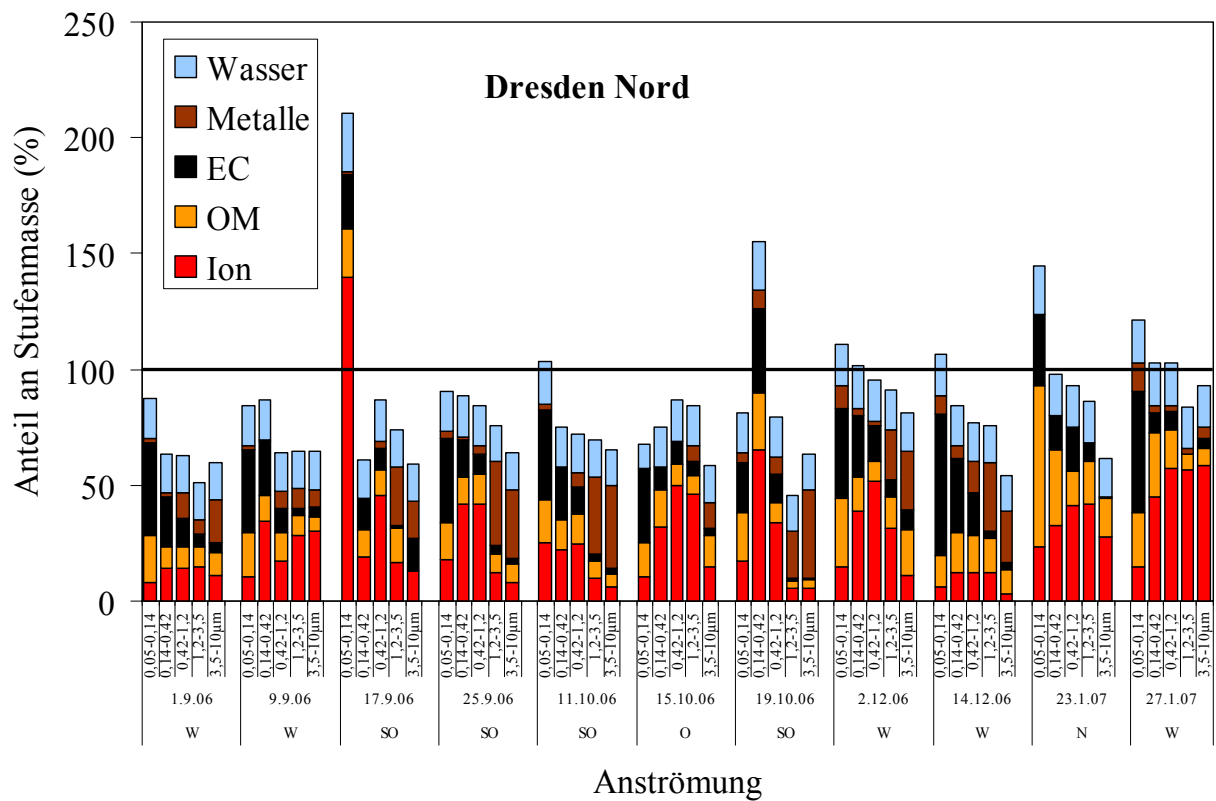
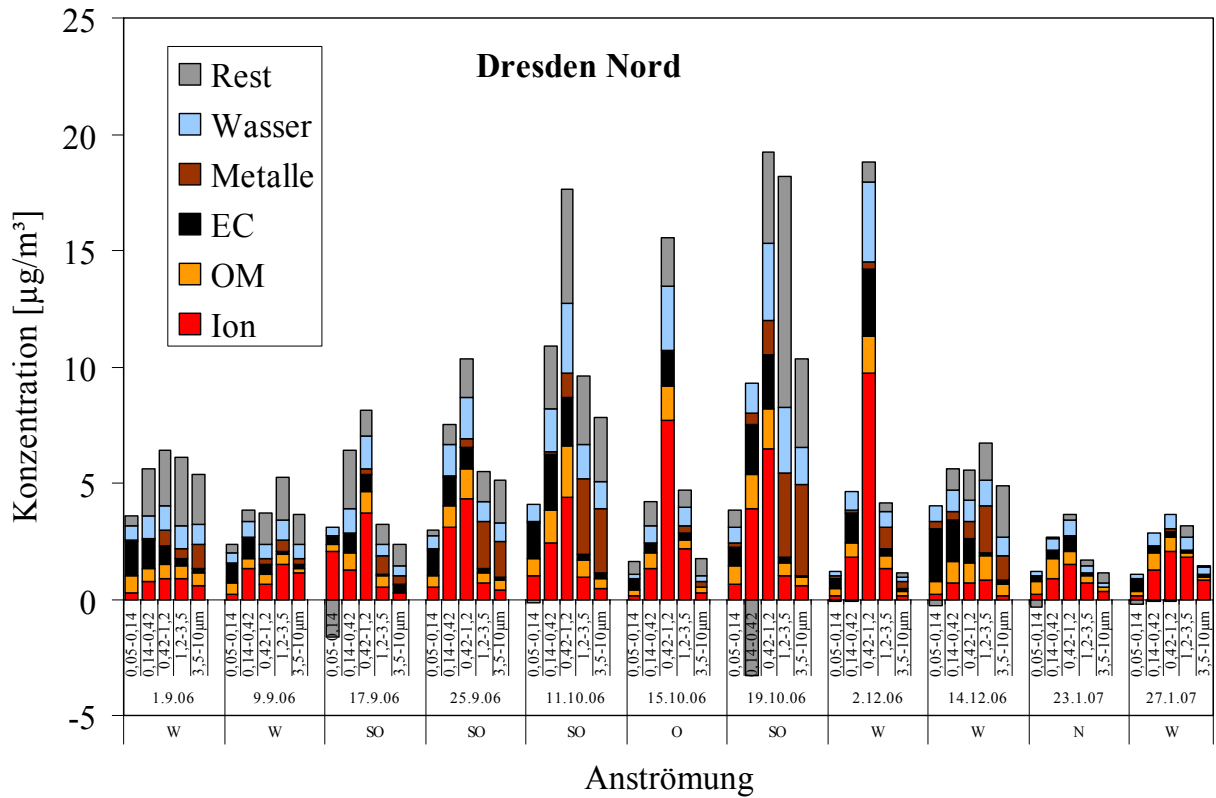


Abb. 5.1.1: Chemische Massenschließung (Station Dresden Nord), Rest: nicht identifizierter Anteil

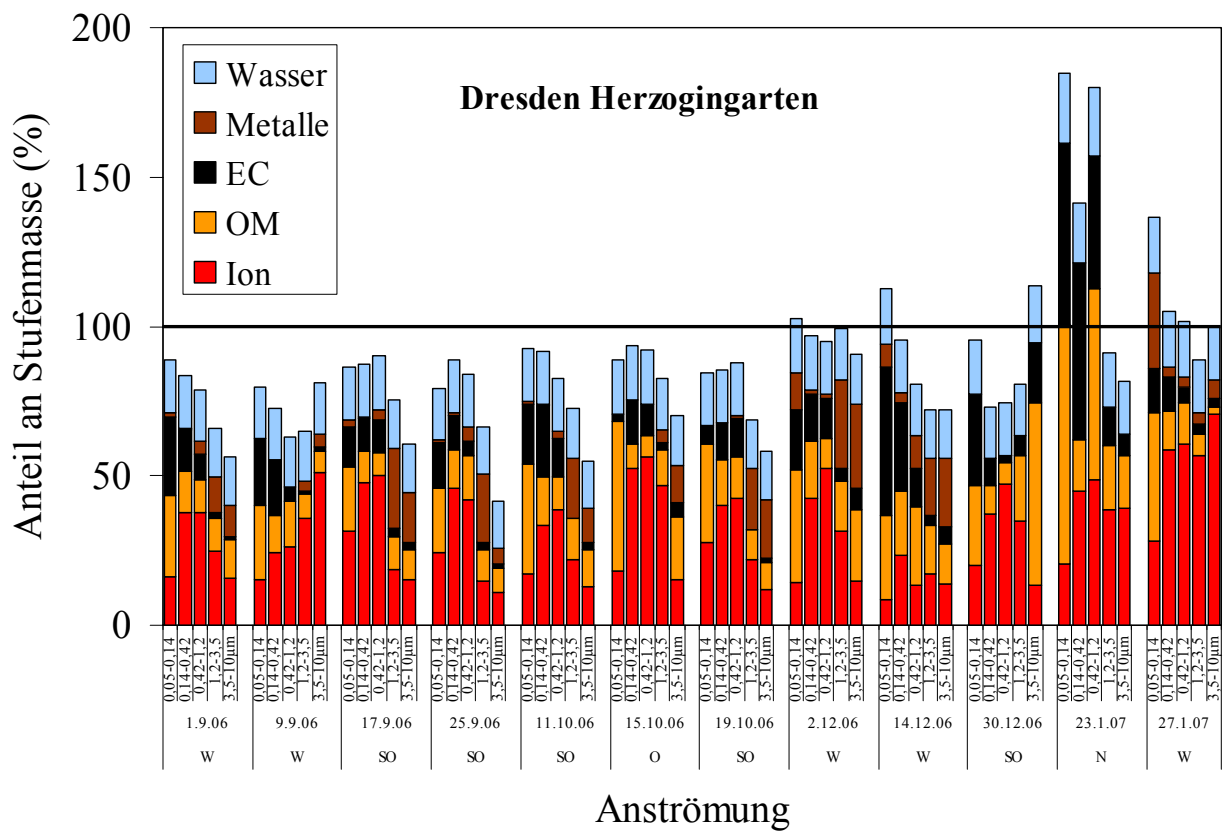
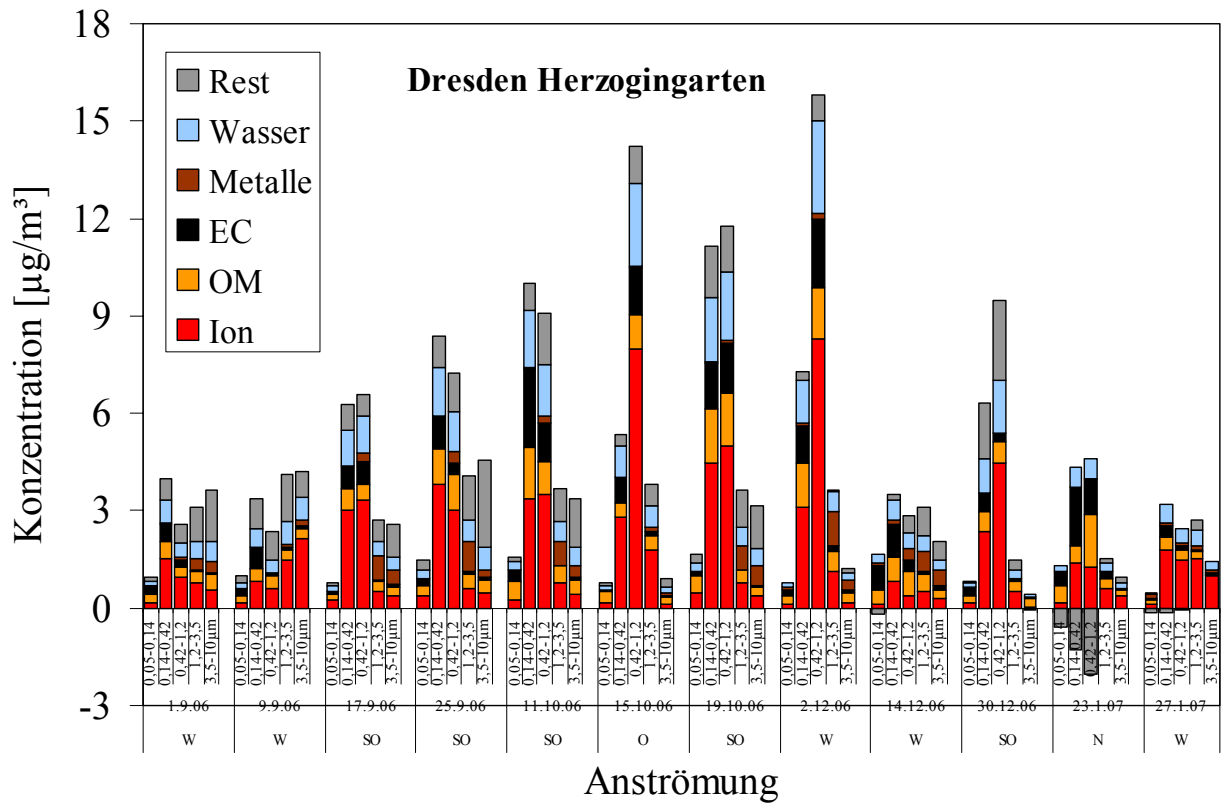


Abb. 5.1.2: Chemische Massenschließung (Station Dresden Herzogingarten)
Rest: nicht identifizierter Anteil

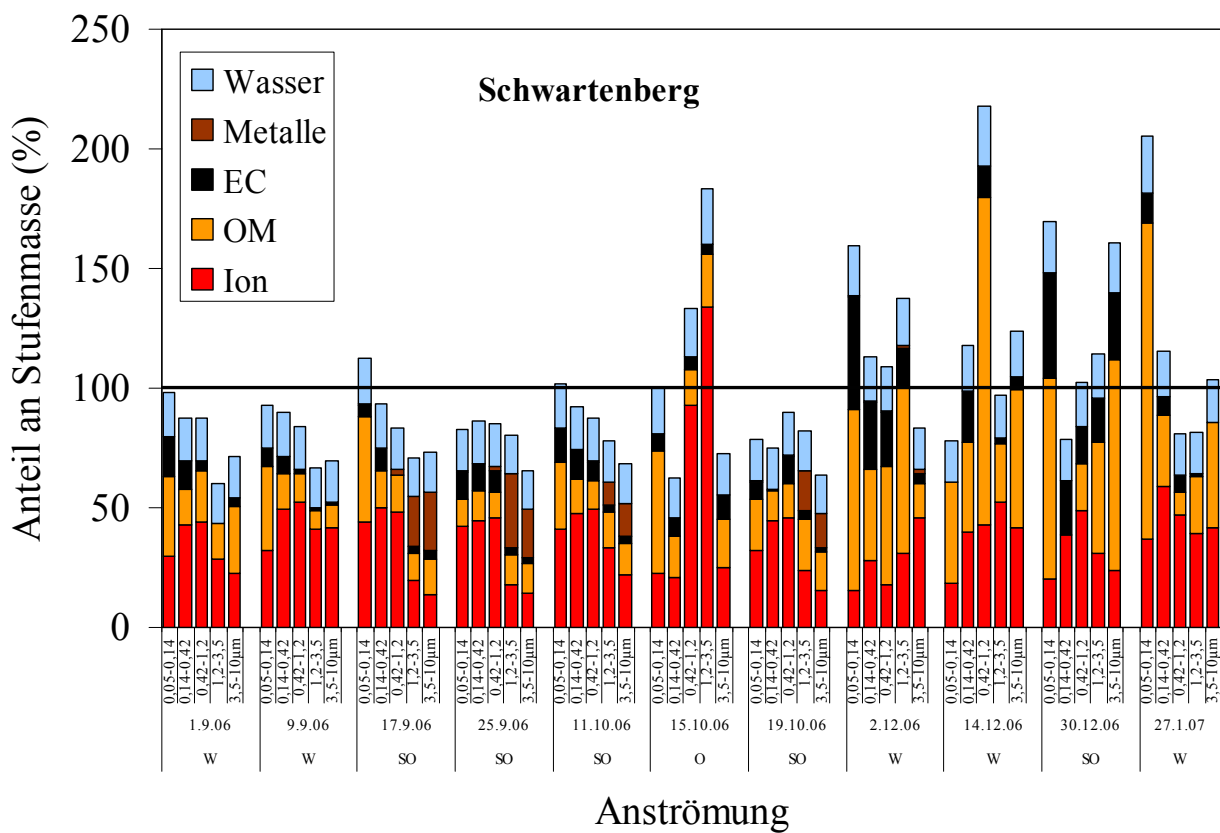
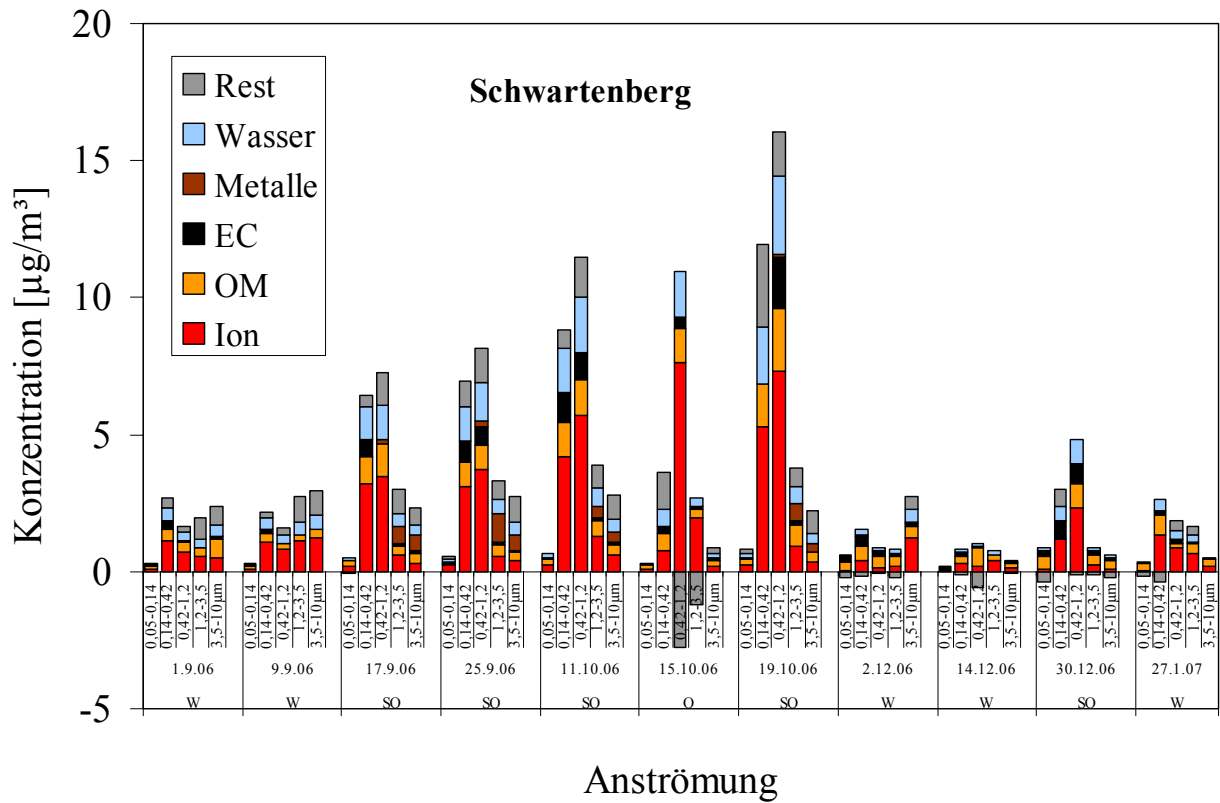


Abb. 5.1.3: Chemische Massenschließung (Station Schwartenberg)
Rest: nicht identifizierter Anteil

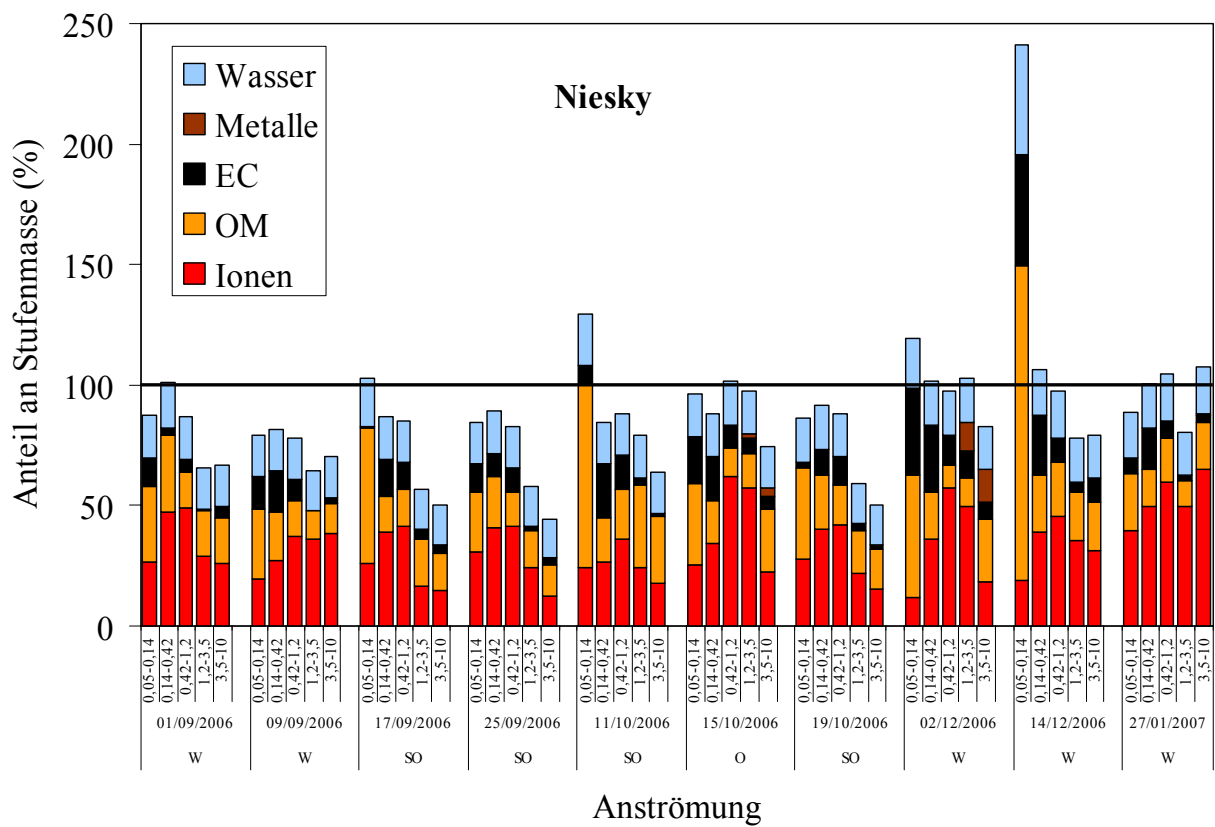
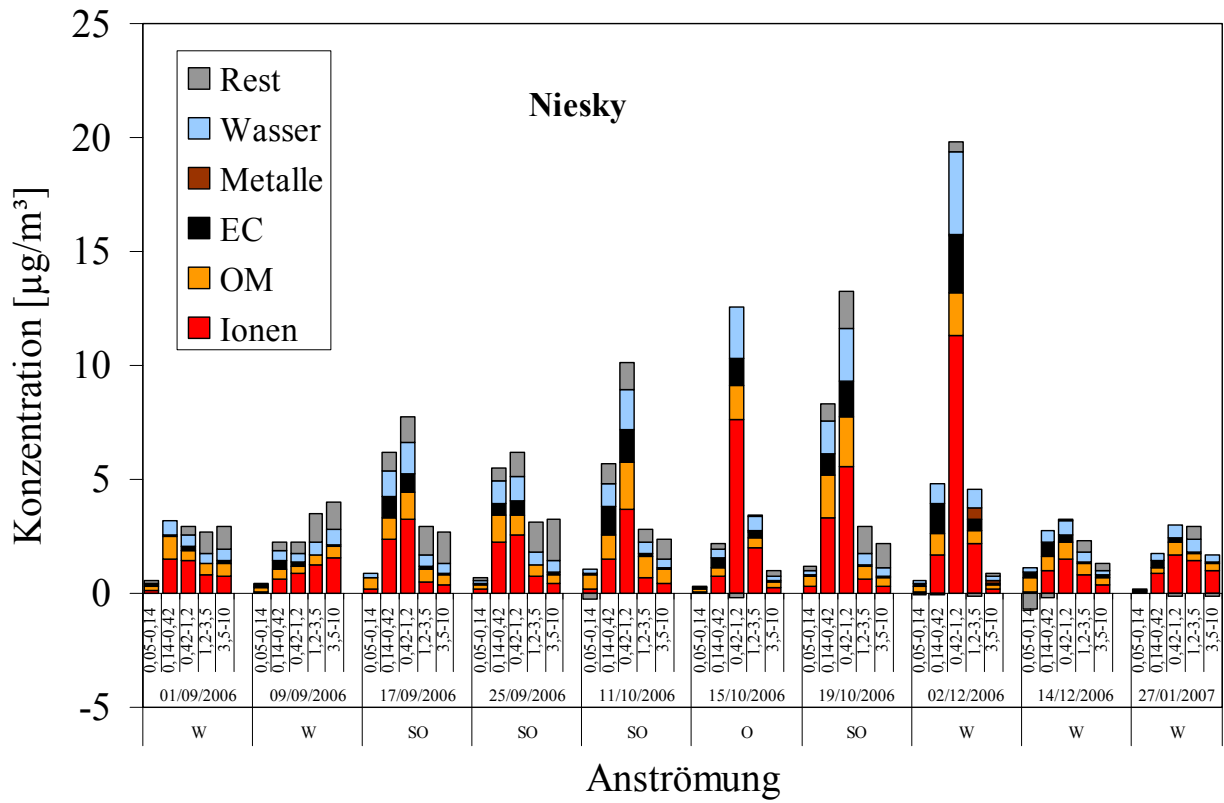


Abb. 5.1.4: Chemische Massenschließung (Station Niesky)
Rest: nicht identifizierter Anteil

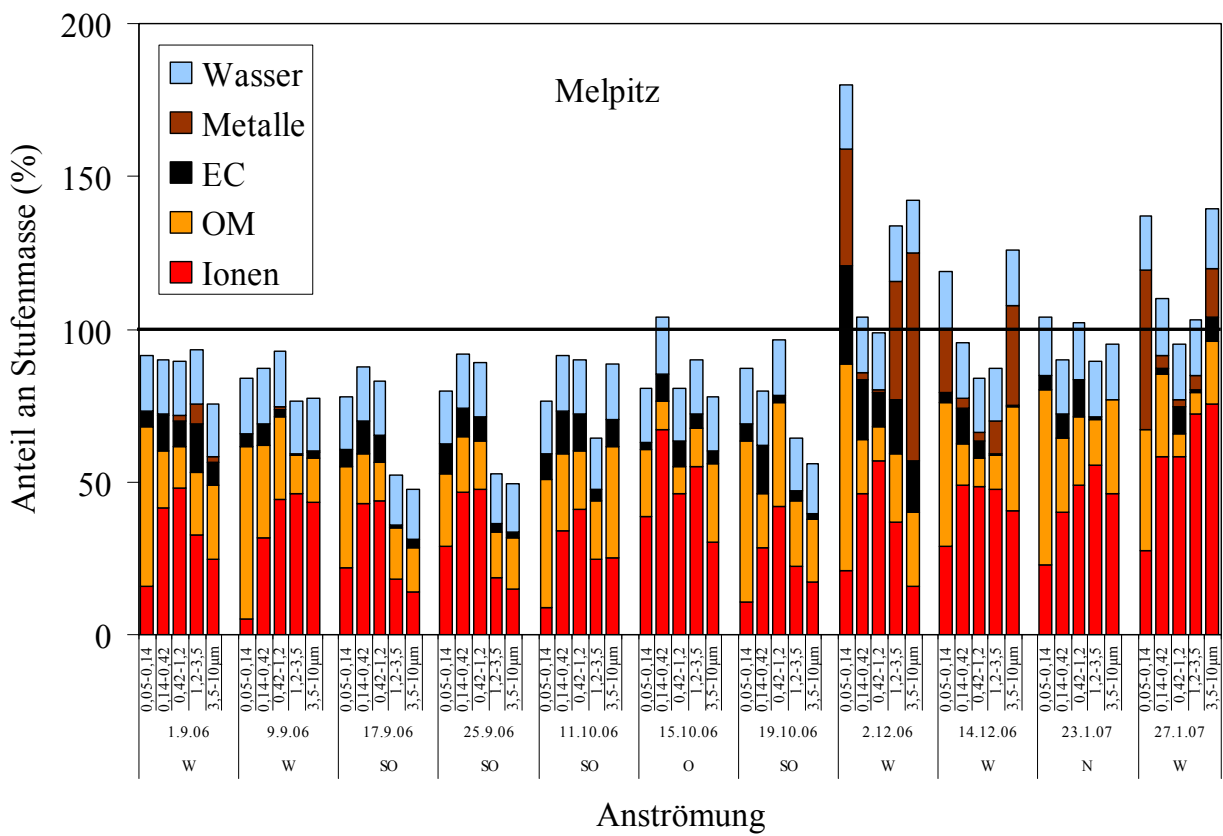
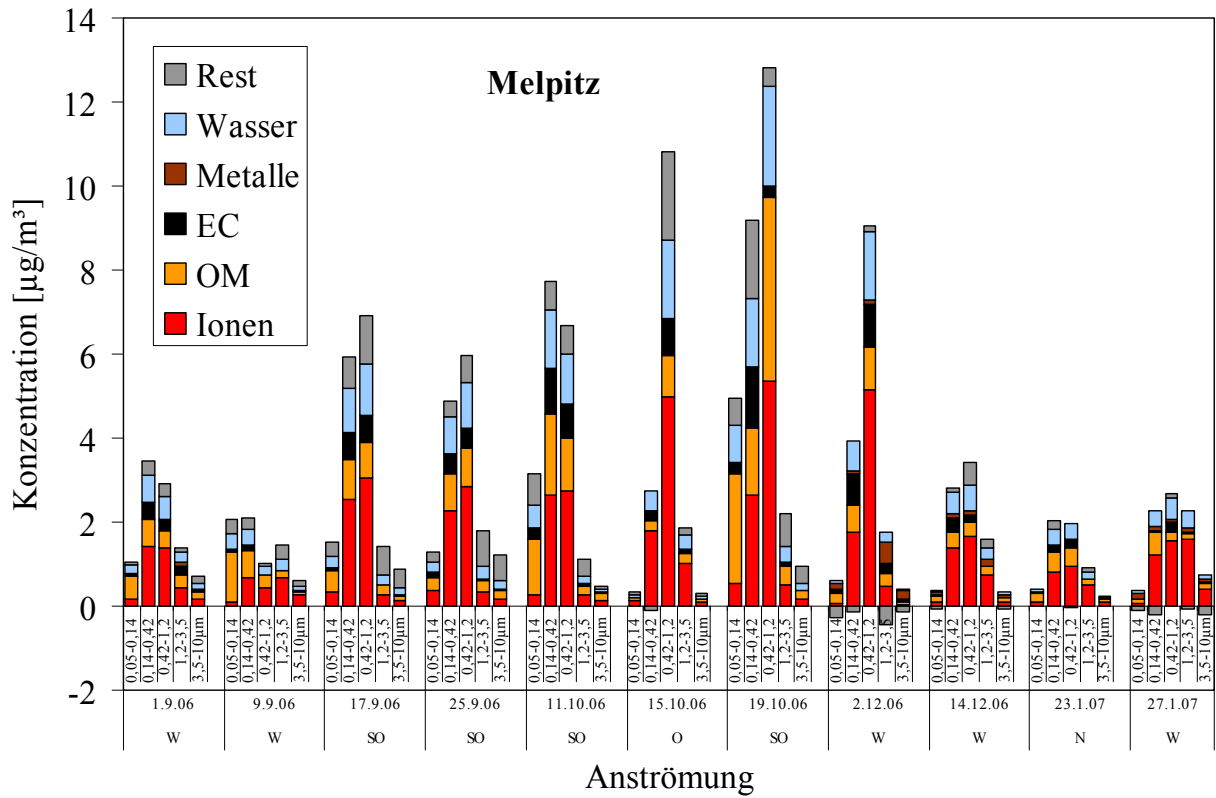


Abb. 5.1.5: Chemische Massenschließung (Station Melpitz)
Rest: nicht identifizierter Anteil

Für die ultrafeinen und feinen Partikel ($D_p = 0,05-1,2 \mu\text{m}$) entspricht die Partikelmasse zu mindestens 70 % den gemessenen Komponenten. Bei den groben Partikeln ($D_p = 1,2-10 \mu\text{m}$) nimmt dieser Anteil ab. Nicht identifizierte Masseanteile werden zwischen 20 und 50 % (Abrieb, Re-Suspension) gefunden.

Über- oder Unterbestimmungen können durch Analysefehler (bei Partikelproben mit wenigen μg Probemasse), der nur groben Abschätzung des Wassergehaltes, der näherungsweisen Umwandlung von OC zu OM und dem mittleren Volumenwachstumsfaktor (für alle Stufen gleich angewendet) auftreten.

Die Abbildungen 5.1.1 bis 5.1.5 zeigen außerdem, dass die Partikelmasse der ultrafeinen Partikel ($D_p = 0,05-0,14 \mu\text{m}$) von den kohlenstoffhaltigen Komponenten (EC und OM) dominiert wurde. Diese Dominanz verringerte sich mit der Zunahme der Partikelgröße. In allen Größenbereichen waren die EC-Anteile den Stationen DN (Straße) und DHG (urbaner Hintergrund) höher als an den Hintergrundstationen SW, N und M. Die ionische Masse erreichte ihre höchsten Anteile im Partikelgrößenbereich $D_p = 0,42-1,2 \mu\text{m}$ und die nicht identifizierte Masse im groben Bereich ($D_p = 1,2-10 \mu\text{m}$) an allen Stationen. Die Konzentration der Metalle (Summe von Silizium, Aluminium, Eisen und Titan) wurde nicht an allen Stationen und Messtagen bestimmt, sondern nur in DN und DHG sowie der Hintergrundstation bei entsprechender Anströmung (West und Nord – Melpitz, Südost – Schwartenberg, Ost – Niesky). Die Konzentration der Metalle zeigte die höchsten Konzentrationen im Partikelgrößenbereich $1,2-10 \mu\text{m}$, wobei Silizium und Eisen als Hauptteil gefunden wurden.

Die Ergebnisse der Massenschließung der Größenbereiche können für die einzelnen Messtage der 5 Stationen als gut eingeschätzt werden. Für die Stationen Schwartenberg und Melpitz ergibt die Massenschließung an den Wintermesstagen in fast allen Größenbereichen erhebliche Überbestimmungen durch die chemische Komponentenanalyse.

5.2. Chemische Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil

Aus der Bestimmung der Metalle Titan, Eisen, Aluminium und Kalzium sowie des Siliziums kann der Anteil des Krustenmaterials in den Partikelproben berechnet werden. Diese Berechnung erfolgt analog zu der von Maenhaut et al. (2005) vorgeschlagenen Methode. Die Zusammensetzung des Krustenmaterials ergibt sich nach typischen Zusammensetzungen von Alumosilikaten nach folgender Gleichung, in der die Faktoren vor der Elementmasse den

typischen Verbindungen mit Sauerstoff und Carbonaten Rechnung tragen. Der Faktor 1,16 berücksichtigt weitere Spurenmetalle, wie Mg, K, Na in ihren jeweiligen Verbindungen und daran adsorbiertes Wasser:

$$M_{Kruste} = 1,16 (1,9m_{Al} + 2,15m_{Si} + 1,41m_{Ca} + 1,67m_{Ti} + 2,09m_{Fe})$$

Diese Krustenmaterialberechnung konnte nur von den Impaktorproben realisiert werden, da nur dort alle Elemente bestimmt wurden.

In den Abbildung 5.2.1 und 5.2.2 sind die Massenschließungen der Stationen DN, DHG, SW, N und M unter Berücksichtigung des abgeschätzten partikulären Krustenanteils dargestellt.

Der Krustenmaterialanteil des Aerosols war auf die Stufen vier und fünf des Impaktors konzentriert ($1,2 \mu\text{m} < D_p < 10 \mu\text{m}$). In einigen Proben sind auch auf der Ferntransportstufe drei ($D_p = 0,42\text{-}1,2 \mu\text{m}$) erhebliche Anteile des Krustenmaterials nachgewiesen worden. Die Anteile des Krustenmaterials am PM_{10} -Aerosol waren während der Sommermesskampagne an der Station Dresden-Nord am größten (Ausnahme: 17.09.2006). Bis zu 20 % der Gesamtmasse konnten dabei auf Krustenmaterial zurückgeführt werden. Auf den Grobstaubstufen lagen diese Anteile häufig bei über 40 %. Im städtischen Hintergrund und im ländlichen Hintergrund waren die Werte für PM_{10} deutlich niedriger (2-11 %).

Die höchsten Konzentrationen wurden bei südöstlicher Anströmung in Dresden Nord gefunden. Bei dieser Windrichtung wird aufgewirbelter Straßenstaub dort eine wesentliche Komponente gewesen sein (Lage des Messcontainers zur Straße).

Während der Winterkampagne stehen nach der Untersuchung der meteorologischen Verhältnisse nur drei Proben (alles Westlagen) zum Vergleich der Stationen zur Verfügung. Hier streuten die Krustenmaterialanteile deutlich stärker als im Sommer. Auf den Grobstaubstufen lagen die Anteile des Krustenmaterials zwischen 9 und 77 % bei sehr geringen Absolutmassen an der Hintergrundstation Melpitz. In Dresden Nord wurden Anteile zwischen 8 und 33 % beobachtet. Für die Stufen 2 und 3 wurden während der Winterkampagne nur Krustenmaterialanteile zwischen 1 und 17 % ermittelt. Die hohen Anteile sind dabei nur am 14.12.2006 auf Stufe 3 an beiden Dresdner Stationen beobachtet worden.

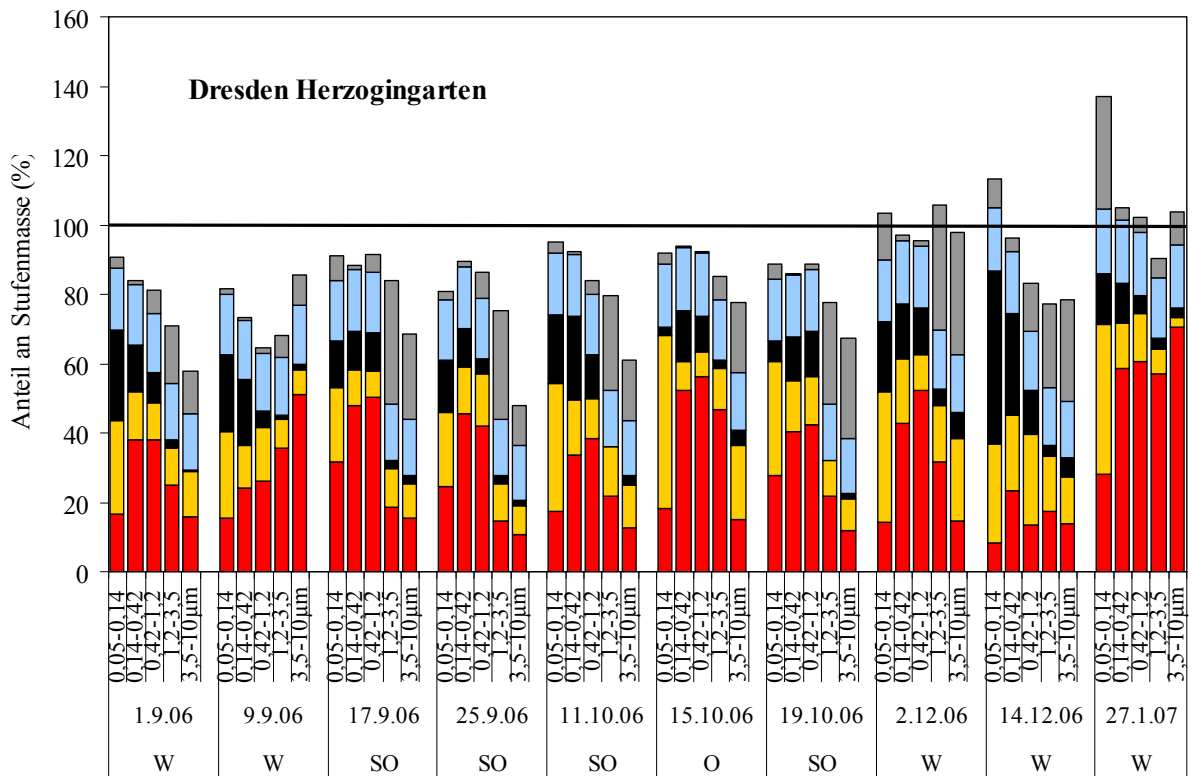
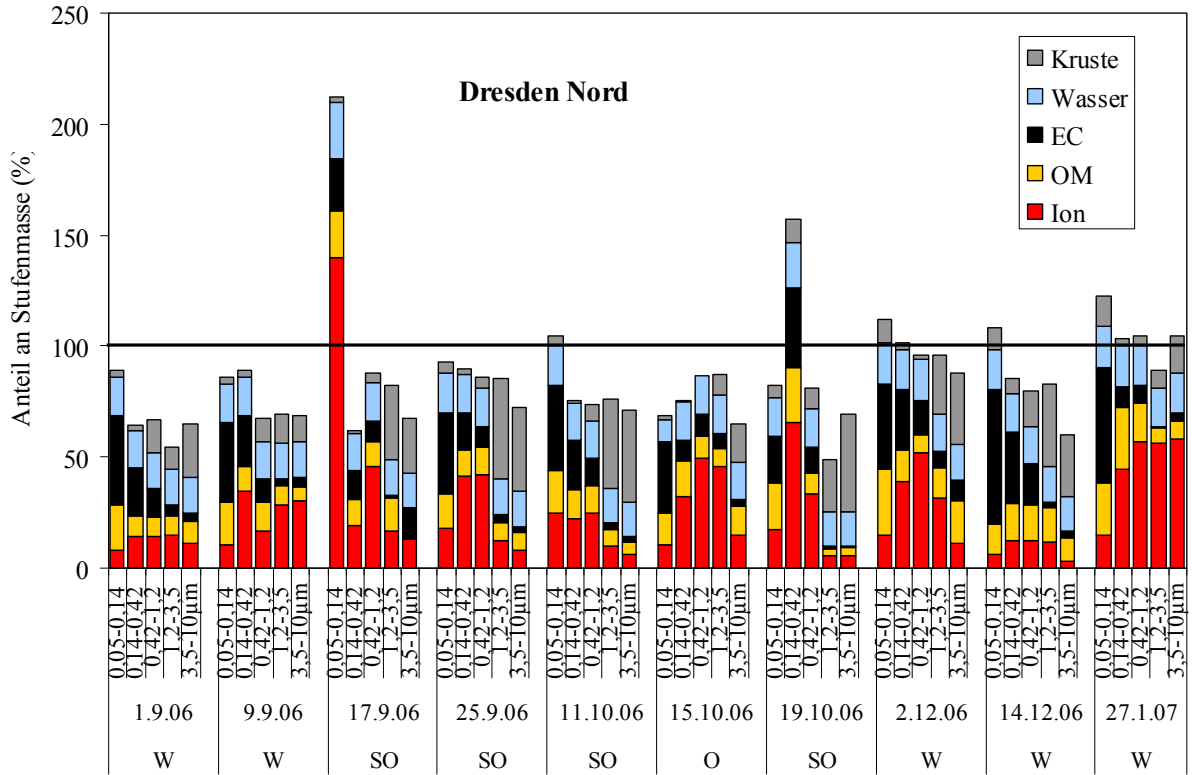


Abb. 5.2.1: Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil für die Stationen Dresden Nord und Dresden Herzogingarten

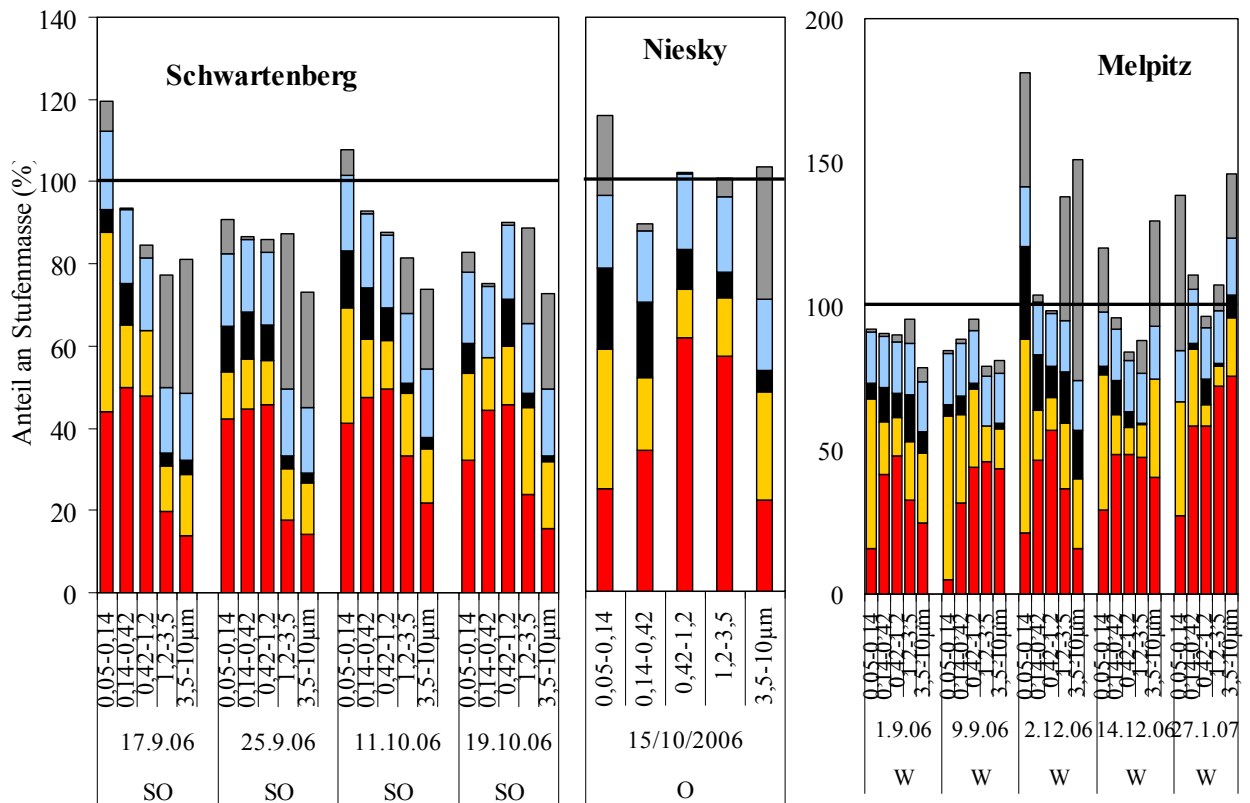


Abb. 5.2.2: Massenschließung mit abgeschätztem Krustenanteil für die Stationen Schwartenberg, Niesky und Melpitz

Mit dieser hier durchgeführten Berechnung der Krustenmaterialanteile ergibt sich eine deutliche Verringerung des nichtidentifizierten Anteils der Partikelproben. Diese Methode ist aber auch mit Fehlern versehen, was an den Melpitz-Proben der Winter-Kampagne mit den häufig zu hohen Gesamtmassen auffällig wird.

5.3. Physikalische Massenschließung

5.3.1. Partikelmassen aus TDMPS/SMPS

Da das Partikelspektrum einerseits mit Berner-Impaktoren, andererseits mit TDMPS/SMPS vermessen wurde, können beide Methoden verglichen werden. Während die Berner-Impaktoren unmittelbar eine Partikelmassenkonzentration liefern, können Partikelmassenkonzentrationen aus den TDMPS/SMPS-Daten berechnet werden. Für diese Berechnung müssen allerdings vereinfachende Annahmen getroffen werden. Die Annahmen waren wie folgt:

- Kugelform der Partikel
- Dichte der Trockenmasse = $1,6 \text{ g cm}^{-3}$
- Hygroskopisches Wachstum der Partikel vom gemessenen trockenen Zustand auf 50 % Luftfeuchte (Wägung der Berner-Substrate) mit einem Durchmesser-Wachstumsfaktor von 1,1. Dieser Wert entspricht früheren experimentellen Befunden für Umgebungsaerosole mit Hilfe eines Hygroskopizitätsanalysators.

5.3.2. Ergebnisse

Tabelle 5.3.2.1 stellt die aus Berner-Impaktoren und TDMPS/SMPS abgeleiteten Massenkonzentrationen für alle ausgewerteten Einzelproben gegenüber. Die verschiedenen Stufen bezeichnen hier die Berner-Impaktorstufen als Funktion der gesammelten Partikel mit aerodynamischen Durchmessern: Stufe I (0,05-0,14 μm), Stufe II (0,14-0,42 μm), Stufe III (0,42-1,2 μm). Diese Stufen entsprechen nach Berücksichtigung der Partikeldichte und Wasseraufnahme bei 55 % den TDMPS/SMPS-Durchmessern 0,036-0,104 μm (Stufe I), 0,104-0,310 μm (Stufe II), 0,310-0,884 μm (Stufe III).

Eine Untersuchung der Korrelation der Partikelmassen beider Methoden ergab für alle Teildatensätze (je 1 Station, 1 Stufe) mit einer einzigen Ausnahme (Niesky, Stufe 1) hohe Bestimmtheitsmaße R^2 zwischen 0,86 und 0,99 (siehe Abbildung 5.3.2.1). Beide Methoden reagieren daher in hohem Maße ähnlich auf Unterschiede zwischen verschiedenen Luftmassen

In Abbildung 5.3.2.2-4 sind alle Datenpunkte nochmals nach Stufen getrennt grafisch dargestellt. Generell kann man folgende Merkmale des Vergleichs festhalten:

- Beide Methoden liefern Partikelmassenkonzentrationen von vergleichbarer Größenordnung und zeigen eine hohe Korrelation der Messwerte
- Für Stufe II und III stellt man eine gute quantitative Übereinstimmung fest, für Stufe I unterschätzt das TDMPS/SMPS die Berner-Impaktor-Massen.

Das mittlere Verhältnis TDMPS/SMPS zu Berner fällt abhängig von der Stufe deutlich unterschiedlich aus. In Stufe I betragen die Werte vom TDMPS/SMPS im Mittel 40 % vom BERNER und in Stufe III 77 %. Wohingegen in Stufe II die TDMPS/SMPS-Werte im Mittel 11 % höher als die der BERNER lagen. Während man für Stufe II und III eine relativ gute quantitative Übereinstimmung feststellen kann, sind die genauen Ursachen der schlechten Vergleichbarkeit für Stufe I momentan unklar.

Datum	Berner-Stufe	DN		DHG		SW		N		M	
		TDMPS	Berner	TDMPS	Berner	TDMPS	Berner	TDMPS	Berner	TDMPS	Berner
01.09.2006	Stufe I					0.187	0.311			0.379	1.063
	Stufe II					1.941	2.685			4.082	3.442
	Stufe III					0.686	1.630			2.711	2.908
09.09.2006	Stufe I	0.898	2.344	0.536	0.979	0.124	0.282	0.458	0.467	0.222	2.073
	Stufe II	5.678	3.860	4.261	3.375	1.647	2.177	3.969	2.268	2.089	2.112
	Stufe III	4.771	3.733	2.368	2.366	0.792	1.577	1.985	2.268	1.190	1.021
17.09.2006	Stufe I	0.585	1.473	0.361	0.781	0.306	0.457	0.438	0.832	0.294	1.533
	Stufe II	8.086	6.427	7.663	6.287	4.888	6.431	8.372	6.182	6.141	5.922
	Stufe III	5.660	8.116	5.622	6.590	3.409	7.275	5.882	7.780	5.008	6.931
25.09.2006	Stufe I	1.029	3.001	0.625	1.493	0.325	0.573			0.289	1.303
	Stufe II	11.162	7.496	9.766	8.376	4.721	6.972			5.553	4.892
	Stufe III	8.131	10.311	6.679	7.229	3.472	8.146			4.761	5.957
11.10.2006	Stufe I	1.624	3.956	0.630	1.557			0.409	0.807	0.363	3.153
	Stufe II	14.645	10.892	11.327	10.012			6.913	5.686	7.661	7.723
	Stufe III	12.486	17.647	10.636	9.094			6.535	10.146	6.797	6.677
15.10.2006	Stufe I	0.481	1.603	0.278	0.787			0.066	0.282	0.093	0.341
	Stufe II	5.868	4.183	5.188	5.337			1.592	2.183	3.475	2.655
	Stufe III	11.957	15.541	14.191	14.202			4.495	12.350	9.283	10.802
19.10.2006	Stufe I	1.226	3.814	0.450	1.662	0.525	0.843	0.263	1.179	0.413	4.957
	Stufe II	13.671	5.978	14.194	11.151	9.330	11.921	9.002	8.297	9.962	9.190
	Stufe III	11.689	19.214	11.717	11.768	7.741	16.040	7.266	13.243	10.564	12.813
02.12.2006	Stufe I	0.368	1.074	0.302	0.771	0.120	0.399			0.176	0.334
	Stufe II	5.422	4.592	4.867	7.261	1.591	1.391			3.083	3.774
	Stufe III	13.184	18.774	15.550	15.786	1.590	0.822			7.621	9.049
14.12.2006	Stufe I	1.276	3.763	0.502	1.491					0.201	0.323
	Stufe II	9.632	5.605	4.915	3.491					2.879	2.820
	Stufe III	8.079	5.554	4.106	2.858					2.979	3.429
30.12.2006	Stufe I			0.331	0.824	0.226	0.514	0.158	0.504	0.243	0.455
	Stufe II			5.825	6.313	2.989	3.018	5.005	4.577	4.327	4.368
	Stufe III			10.232	9.457	4.794	4.714	9.170	12.364	6.050	6.999
23.01.2007	Stufe I	0.403	0.820	0.289	0.700	0.106	0.174	0.243	0.372	0.259	0.395
	Stufe II	3.433	2.663	2.637	3.076	1.896	2.139	2.507	2.471	2.488	2.017
	Stufe III	3.081	3.630	2.282	2.552	1.593	1.876	2.576	3.675	2.105	1.929
27.01.2007	Stufe I	0.421	0.885	0.150	0.360	0.117	0.177	0.125	0.175	0.116	0.267
	Stufe II	3.822	2.763	2.233	3.045	1.826	2.313	1.871	1.728	1.785	2.072
	Stufe III	3.000	3.578	1.786	2.432	1.333	1.843	1.782	2.883	2.058	2.690

Tab. 5.3.2.1: Partikelmassen aus Berner-Impaktoren in $\mu\text{g m}^{-3}$ im Vergleich mit den berechneten Werten aus TDMPS/SMPS

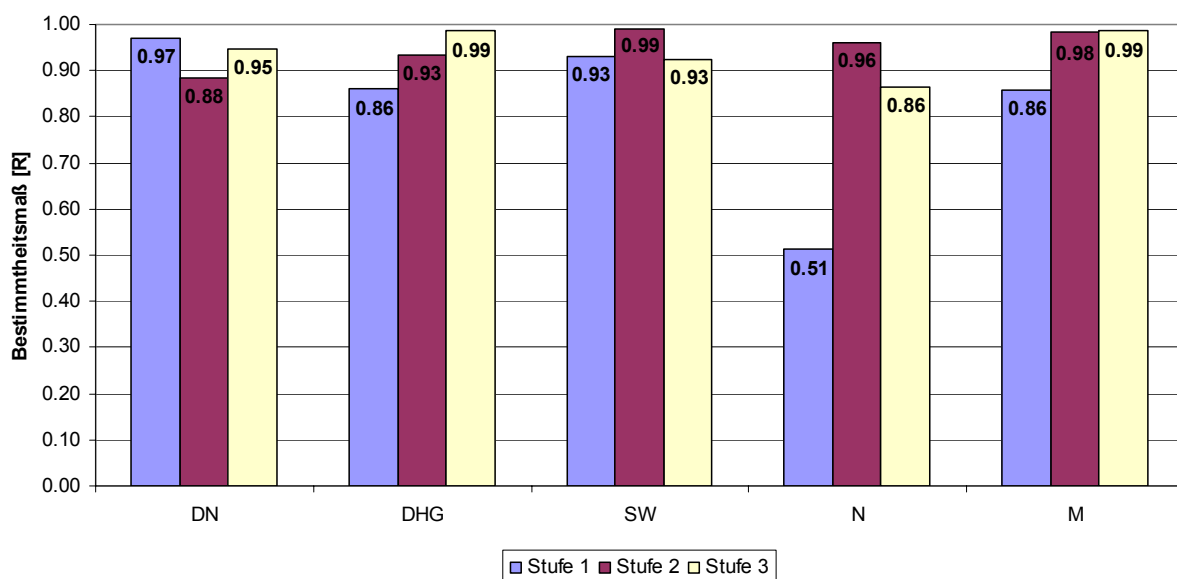


Abb. 5.3.2.1: Bestimmtheitsmaß R^2 der linearen Korrelation zwischen allen Partikelmassenkonzentrationen aus TDMPS/SMPS und Berner-Impaktor, getrennt nach Stufe 1 bis 3 und Messort.

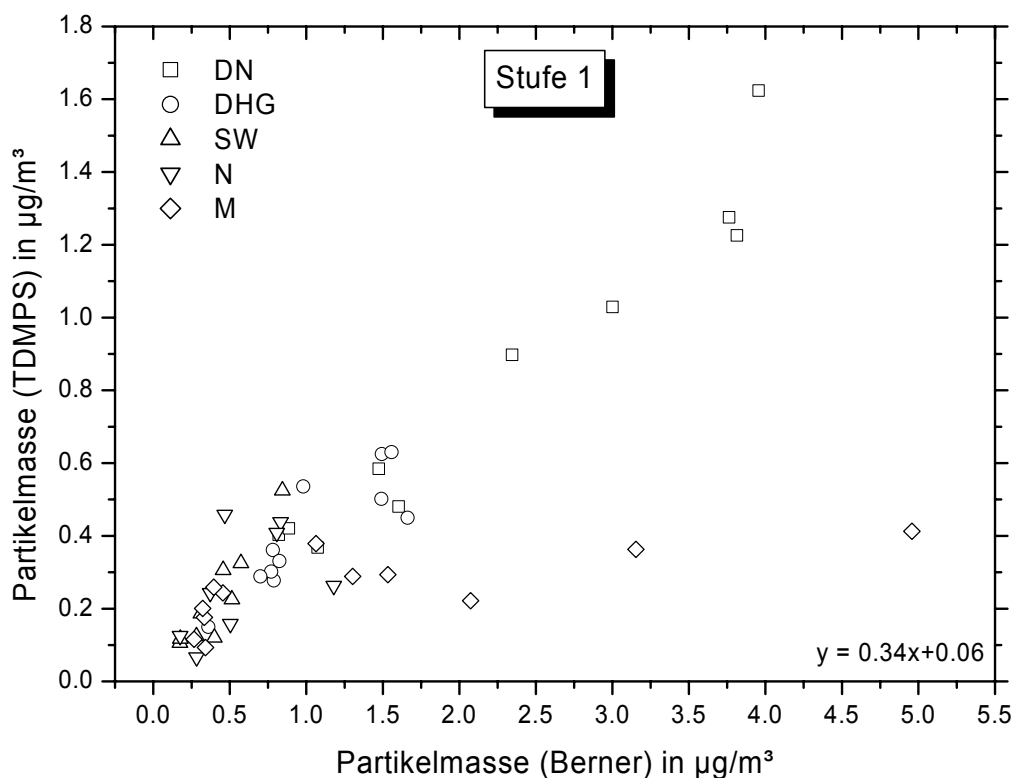


Abb. 5.3.2.2: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 1. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.

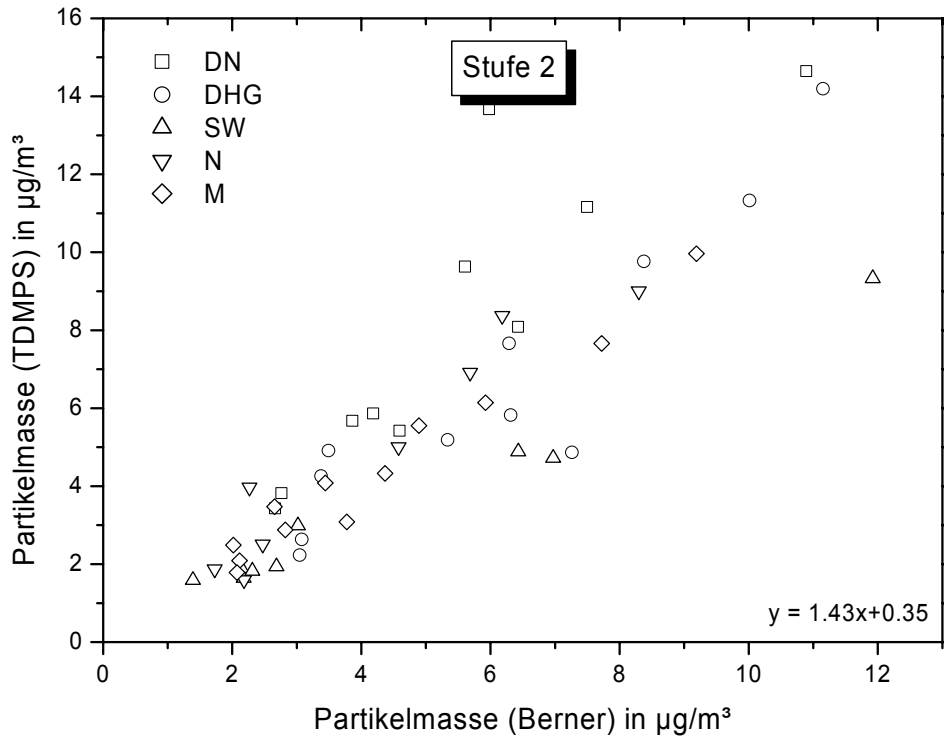


Abb. 5.3.2.3: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 2. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.

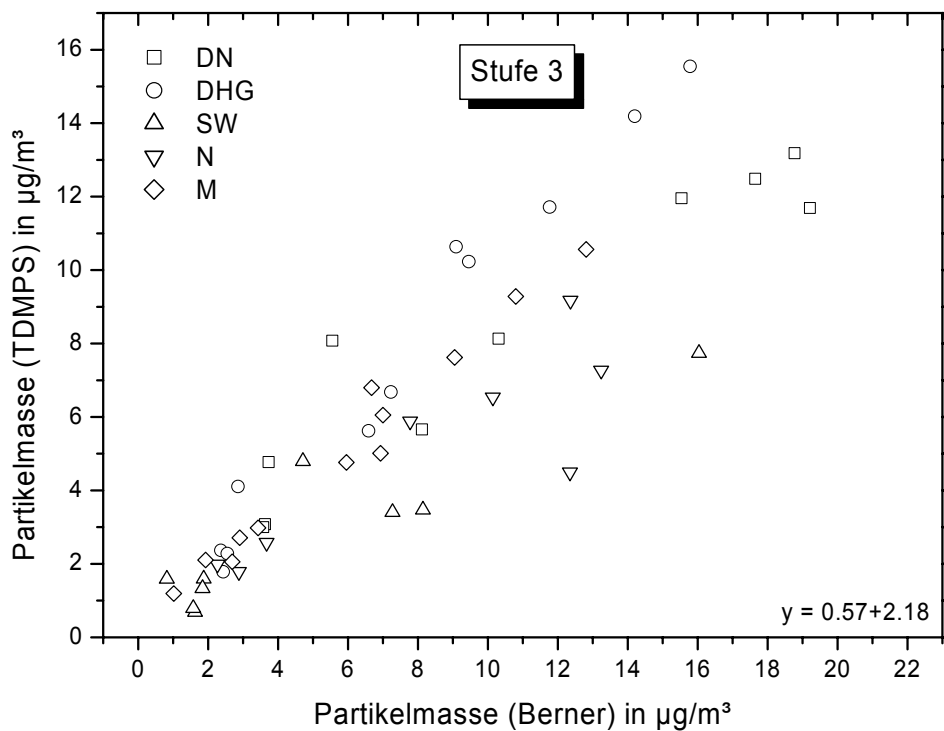


Abb. 5.3.2.4.: Korrelation der Partikelmasse (TDMPS / Berner) für die Stufe 3. Verwendet wurden die in Tabelle 5.2.2.1 angegebenen Messtage.

6. Ferntransportanteile bei verschiedenen Anströmungsrichtungen

Das hier beschriebene Projekt wurde vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) zur Untersuchung der grenzüberschreitenden Beiträge der an sächsischen Messstellen festgestellten Partikelanzahl- und Partikelmassenkonzentration sowie der chemischen Zusammensetzung der Aerosolpartikel initiiert. Darüber hinaus sollte eine möglichst weitgehende physikalische und chemische Charakterisierung der Aerosolpartikel an den Probenahmestellen erfolgen, so dass quasikontinuierliche Größenverteilungsmessungen sowie größen aufgelöste Impaktorprobenahmen neben den Standard-HV-Filternsammlern notwendig waren. Zur Unterscheidung der Luftanströmungsrichtungen wurden drei Sektoren mit der Landeshauptstadt Dresden (mit Verkehrs- und städtischer Hintergrundstation) als Mittelpunkt definiert, wobei jeder dieser Sektoren durch eine eigene Hintergrundstation repräsentiert wurde. Die Zuordnung der Messereignisse zu einem dieser Sektoren und die Auswahl bestimmter Ereignisse für die Interpretation erfolgte nach strengen Kriterien, dabei wurden Trajektorien sowie meteorologische (z.B. Windrichtung und -geschwindigkeit, Niederschlag, Mischungsschichthöhe) und aerosolphysikalische (z.B. Partikelanzahl- und -massekonzentration) Parameter in die Betrachtung einbezogen (vgl. Kap. 2.4.1. bis 2.4.4.). Ergänzend dazu kamen noch die Ergebnisse der COSMO-MUSCAT-Ausbreitungsrechnung (Kap. 2.4.5.) zur Anwendung.

Die Projektprobenahme musste mit der Probenahmeroutine des sächsischen Messnetzes abgestimmt werden, weswegen ein starres Probenahmeregime (ein Projektmesstag an jedem vierten Kalendertag) für die HV-Filterproben über ein Jahr vorgegeben war. Die größen aufgelöste Impaktorprobenahme war auf eine Sommer- und Winterkampagne beschränkt, wurde in dieser Zeit aber synchron zur HV-Probenahme ausgeführt. Durch diese Probenahmepraxis konnte während der Kampagnen eine Reihe geeigneter Messtage für Ost- und Südostanströmung nicht beprobt werden, so dass am Ende die Zahl der auswertbaren Ereignisse in einigen Klassen recht klein blieb. Im Ergebnis wurde über das Projektjahr verteilt an 92 Messtagen eine Anzahl von 449 HV-Filterproben gewonnen, dazu während der Sommermesskampagne 16 und während der Wintermesskampagne 23 größen aufgelöste Impaktorproben. Die an die Bedingungen während der Probenahme angelegten strengen Qualitätskriterien erlaubten am Ende die Zulassung von sieben Ereignissen der Sommer- und von fünf Ereignissen der Wintermesskampagne zur weiteren Interpretation. Die natürlichen Bedingungen an den feststehenden Probenahmetagen sind die Ursache dafür, dass eine relativ

große und statistisch gut handhabbare Anzahl von HV-Filterproben durch eine kleine Anzahl größen aufgelöster Impaktorproben ergänzt wird, deren Differenzen nach weiterer Aufteilung in verschiedene Klassen statistisch oft nicht mehr sinnvoll zu behandeln sind und im Extremfall in Einzelvergleichen münden. Die in diesem Projekt gemachten Aussagen können deshalb nicht immer repräsentativ für die betreffenden Bedingungen sein, da die zu geringe Fallanzahl einer allgemeinen Aussage Grenzen setzt. Für allgemeingültigere Aussagen müssten künftig größere Fallzahlen mit einem entsprechend größeren Aufwand betrachtet werden.

Die Ergebnisse des Projekts sollten darüber aufklären, welche Beiträge zur Partikelbelastung in sächsischen Ballungsräumen mit dem Fokus auf Dresden bei den verschiedenen Anströmungsrichtungen und -bedingungen zu erwarten sein können. Die Aufteilung der Anströmungsrichtungen in einen östlichen, südöstlichen und westlichen Sektor folgte der angestrebten Trennung bekannter Emissionsgebiete in Polen (Oberschlesien) und Tschechien (Böhmisches Becken), weiter entfernt liegende Emissionsquellen (z.B. in Weissrussland, der Ukraine oder der Slowakei) können dabei die näher liegenden überlagern. Eine Trennung dieser Emissionen wäre nur durch zusätzliche aufwändige Traceranalysen möglich. Die Hintergrundstationen Niesky (Ostsektor) und Schwartenberg (Südostsektor) befinden sich in der Nähe der jeweiligen sächsischen und deutschen Grenze, so dass bei Anströmung über diese Grenze nur unwesentliche Kontamination erwartet wird und die dort gemessenen Werte als Ferntransportbeitrag betrachtet werden können. Der westliche Sektor wurde noch in maritime und kontinentale Anströmung geteilt, da sich im Projektverlauf herausstellte, dass westlich-kontinentale Luftmassen ähnliche Belastungen wie die Luftmassen bei östlicher Anströmung aufweisen können und bei gemeinsamer Mittelung mit westlich-maritimen Ereignissen zu sehr großen Streubreiten führen. Innerhalb des westlichen Sektors wurde auch ein Ereignis mit nördlicher Anströmung angesiedelt, da Melpitz dafür die einzige sinnvolle Hintergrundstation darstellte. Die in Melpitz gemessenen Luftbelastungen können jedoch nicht wie bei den anderen Stationen als grenzüberschreitende Fracht aus dem angrenzenden Ausland betrachtet werden, dazu liegt diese Station viel zu weit im Inland. Bei Nord/Nordwest-Anströmung kann ein Eintrag maritimer Luft mit Quellbeiträgen aus den nördlichen Bundesländern angenommen werden, bei West/Südwest-Anströmung erfolgt ein Eintrag von Luftmassen, die eine lange kontinentale Zugbahn über Spanien, Frankreich und verschiedene Bundesländer in Deutschland zurückgelegt haben.

Trotz der gemachten Einschränkungen wegen der geringen Fallzahlen in Bezug auf die Allgemeingültigkeit konnten für die verschiedenen Anströmungsbedingungen eine Reihe von

Aussagen zum beobachteten Anteil des grenzüberschreitenden Partikeleintrags im städtischen Ballungsraum Dresden abgeleitet werden.

In den folgenden Diagrammen sind die Lenschow-Darstellungen mit den Anteilen der einzelnen Partikelkomponenten untersetzt, so dass deren Beteiligung an der unter den jeweiligen Bedingungen erhaltenen Partikelmasse deutlich wird. Der Term „Hintergrund“ bezeichnet für Ost- und Südost-Anströmung direkt den Anteil des grenzüberschreitenden Transports an der in Dresden-Nord gemessenen Konzentration. Bei westlicher Anströmung ist dies im Hinblick auf Deutschland nicht der Fall, eingeschränkt jedoch für die Betrachtung des Bundeslandes Sachsen. Dargestellt sind die Anteile der Hauptionen Sulfat, Nitrat und Ammonium, der Summenparameter OC und EC sowie ein Sammelterm, der die übrigen ionischen Komponenten (IK), Metalle (M) und nichtidentifiziertes Material (NM) enthält. Dabei besteht jede Abbildung aus einer Darstellung der absoluten Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie der prozentualen Anteilen dieser Konzentrationen an der Partikelmasse PM_{10} in Dresden-Nord. Gleiches gilt für die größen aufgelöste Darstellung, wobei die Masse des jeweiligen Partikel-Größenbereichs als Bezugsgröße dient.

6.1. PM_{10} -HV-Filterproben

Abbildung 6.1.1 zeigt, dass für PM_{10} bei allen Anströmungsrichtungen die Hintergrundfraktion, die als Ferntransporteintrag betrachtet wird (bei Südost- bzw. Ost-anströmung darüber hinaus als grenzüberschreitend), den dominierenden Beitrag von 65% (West-kont.) bis 79% (Ost) der Gesamtmasse lieferte. Bei Betrachtung einer Episode mit Ostanströmung würde dies bedeuten, dass von in DN gemessenen (hypothetischen) $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} ein Anteil von $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ von außerhalb herantransportiert werden würde. Die Differenz bis zum Überschreiten des EU-Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wäre in solchen Fällen so gering, dass für erfolgreiche regulierende Maßnahmen der Umweltbehörden kaum noch Spielraum bliebe. Die Anzahl der während des Projektzeitraums festgestellten Überschreitungen blieb zwar auf acht Messtage beschränkt (vgl. Kap. 3.1.2.), jedoch könnten veränderte meteorologische Bedingungen auch zu erhöhten Partikelbelastungen führen.

Die chemische Zusammensetzung der Hintergrundfraktion hängt ebenfalls von der Anströmungsrichtung ab. Bei westlich-maritimer Anströmung wurden 12% Nitrat, 8% Sulfat und 11% TC beobachtet. Diese Anteile änderten sich auf 3% Nitrat, 15% Sulfat und 22% TC bei Ostabströmung. Diese Differenzen sind Ausdruck des schon früher konstatierten (Plewka

et al., 2004) Unterschiedes zwischen den Emissionen in west- bzw. osteuropäischen Ländern. Die höheren Nitratanteile in Partikeln aus Westanströmungen können erhöhten NO_x -Emissionen durch starkes Verkehrsaufkommen und andere Hochtemperaturprozesse (Verbrennung von Heizöl und Erdgas) zugeschrieben werden, die höheren Ruß- und Sulfatanteile in Partikeln aus Ostanströmungen stammen vor allem aus der in den dort liegenden Ländern noch stärker verbreiteten Kohleverbrennung. Die noch bestehenden Unterschiede zwischen Ost und West in der Höhe der Partikelbelastung sowie deren spezifischer Zusammensetzung werden sich in den kommenden Jahren im Ergebnis der EU-Entwicklungspolitik sicherlich immer mehr angleichen.

Konsistent mit diesen Aussagen sinkt die Höhe des Verkehrsanteils an PM_{10} von 30% bei westlich-maritimer auf 17% bei östlicher und sogar auf 7% bei südöstlicher Anströmung. Der OC/EC-Anteil der Verkehrsfraktion beträgt bei westlich-maritimer Anströmung 11% (der Gesamt-Partikelmasse), bei östlicher bzw. südöstlicher Anströmung nur etwa 5%.

Der urbane Hintergrundanteil ist bei westlicher und östlicher Anströmung nur marginal (1 bzw. 4%), lediglich bei westlich-kontinentaler oder südöstlicher Anströmung sind höhere Anteile (22 bzw. 25%) zu erkennen. Diese Fraktion und der Verkehrsanteil sind aber die einzigen durch Maßnahmepläne der Kommunen zu beeinflussenden Partikelfraktionen im städtischen Ballungsraum, gemeinsam betrug ihr Anteil in diesem Projekt maximal 35%, minimal jedoch nur 21% der Gesamtpartikelmasse. Der weitaus größte Teil der PM_{10} -Masse hatte seinen Ursprung dagegen außerhalb der kommunalen Zuständigkeit.

Dieser im vorliegenden Projekt festgestellte Sachverhalt darf jedoch nicht als Begründung für unterlassene Emissionsbegrenzungen missverstanden werden. Alle Städte und Gemeinden sind nicht nur Empfänger von Ferntransportbeiträgen, sondern gleichzeitig immer auch Emittenten in einem großräumigen Umfeld. Darin tragen sie als Punkt- oder Flächenquellen zur Höhe der Konzentrationen im regionalen und überregionalen Maßstab bei. Obwohl in einer konkreten Belastungssituation der entscheidende Beitrag aus Ferntransporteinträgen stammen kann, wäre es durchaus möglich, dass Teile dieser Belastungen auf eigene Emissionen zurückzuführen sein könnten, die durch entsprechende meteorologische Bedingungen wieder zum Ausgangsort zurückgeführt wurden. Maßnahmen zur Reduzierung von Partikelemissionen einer Kommune sind also möglicherweise für die eigene Belastungssituation im konkreten Fall weniger wirksam, werden sich aber immer positiv auf das großräumige Umfeld auswirken. Deshalb werden auch nur gemeinsame Maßnahmen aller Beteiligten im internationalen Maßstab in Europa wirkliche Erfolge versprechen.

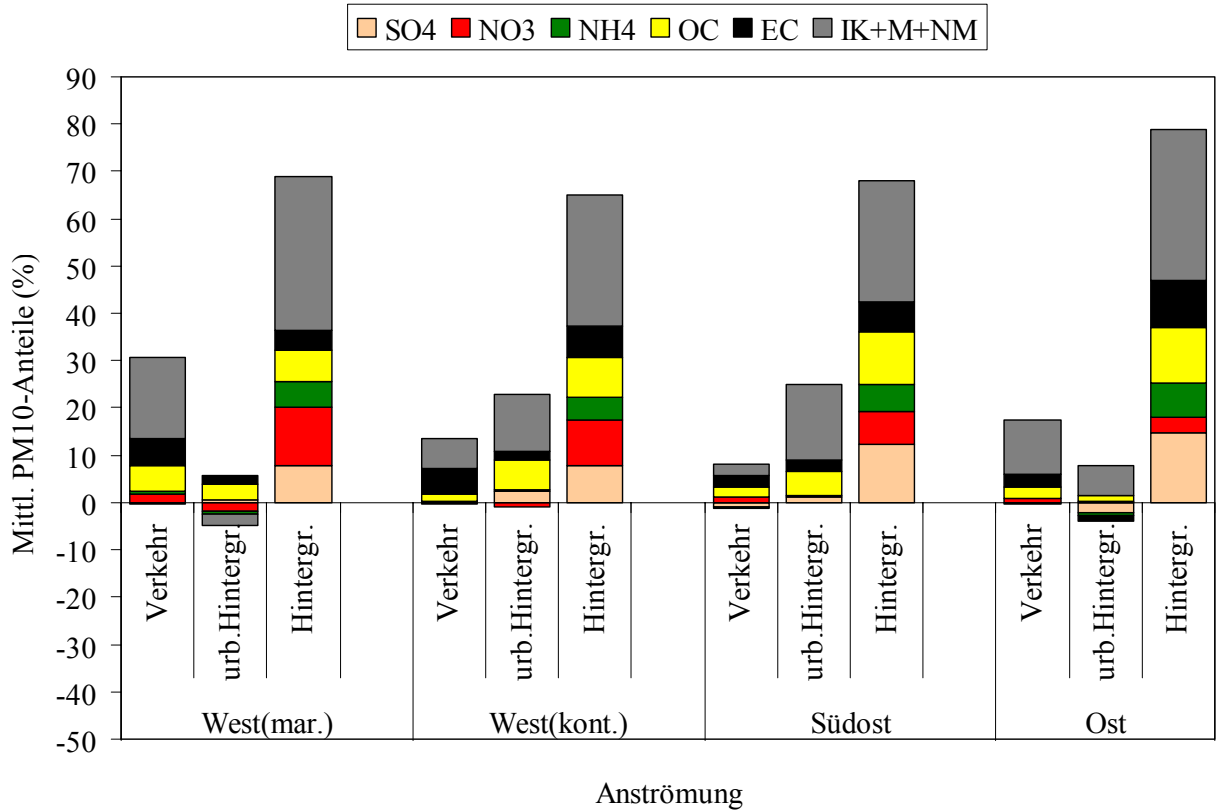
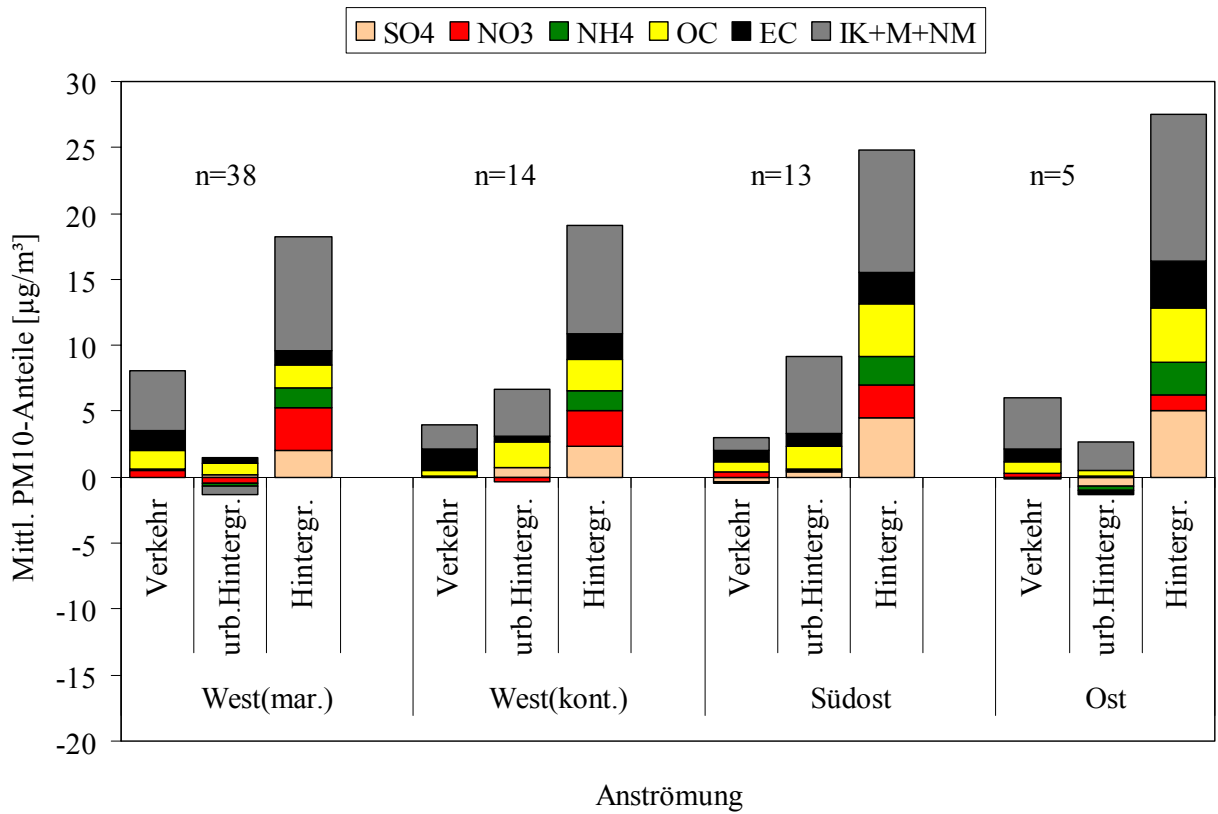


Abb. 6.1.1: Abschätzung der PM₁₀-Komponenten innerhalb der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund

6.2. Größenaufgelöste Impaktorproben

Die einzelnen Impaktorstufen werden, beginnend bei den Ultrafeinpartikeln, nach steigender Partikelgröße präsentiert.

Innerhalb des Schwebstaubbereichs mit Partikelgrößen bis 10 µm (aerodynamischer Durchmesser) wurden die bekannten fünf verschiedenen Größenbereiche (vgl. Kap. 2.2.1.) untersucht, ihre chemische Zusammensetzung bestimmt und jede analysierte Komponente unter Anwendung der Differenzbildung nach Lenschow einer der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund oder regionaler Hintergrund zugeordnet. Dabei wurde der Pool der auf Grund der strengen Zulassungskriterien schon begrenzten Ereignisse (n = 12) aufgeteilt in Sommer- und Winterereignisse bei verschiedenen Anströmungsrichtungen, so dass auch mit nur einem oder zwei Ereignissen besetzte Klassen entstanden. Hier läuft die Interpretation mehr auf spezielle Situationen hinaus, eine bessere Verallgemeinerungsfähigkeit der Aussagen wäre erst bei größeren Ereigniszahlen gegeben. Interpretierbar sind alle drei Anströmungsrichtungen im Sommer (West, Südost und Ost mit Melpitz, Schwartenberg und Niesky als Bezugsstationen), jedoch nur die Westanströmungsereignisse im Winter. Für das Südostereignis fehlt die DN-Probe, beim Nord-Ereignis (HG-Station M) sind die Hintergrundwerte der gemessenen Konzentrationen teilweise höher als die Werte an der Verkehrsstation DN. Die daraus rechnerisch entstehenden Negativbeiträge sind in den Diagrammen enthalten, jedoch nicht interpretierbar.

Die angegebenen Prozentanteile beziehen sich auf die jeweilige Stufenmasse, dadurch fallen die erhaltenen Werte anders aus als bei dem in Kap. 4.2.3. vorgenommenen Bezug auf die Gesamtkonzentration (Verkehr + urbaner HG + HG = 100%) einer Komponente auf der jeweiligen Stufe.

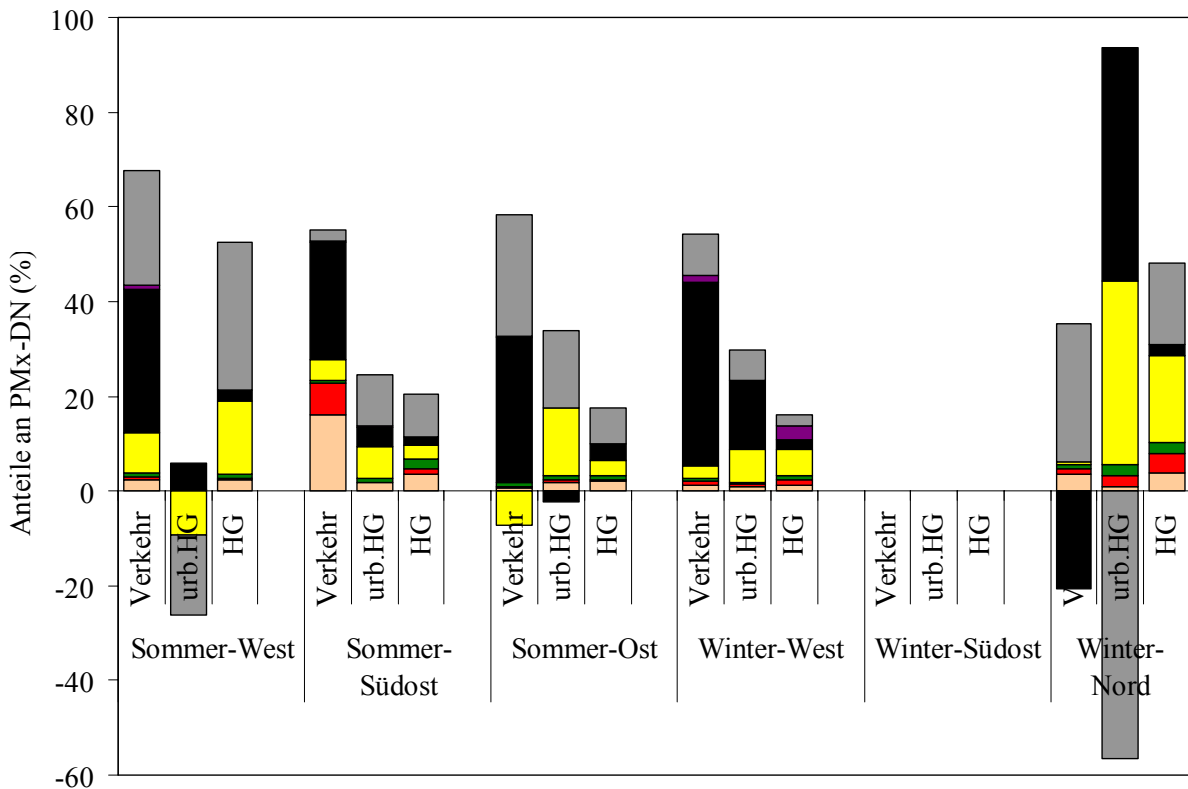
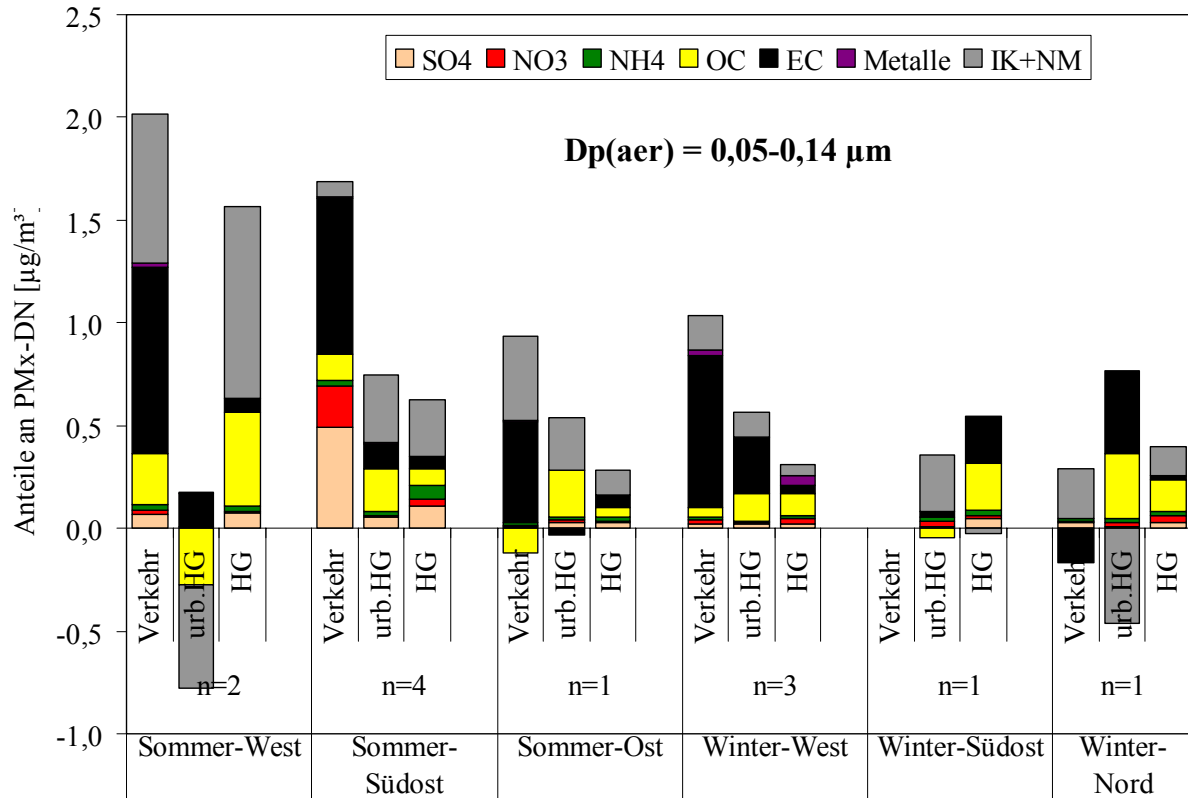


Abb. 6.2.1: Abschätzung der Ultrafeinstaubkomponenten (0,05-0,14 μm) innerhalb der Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

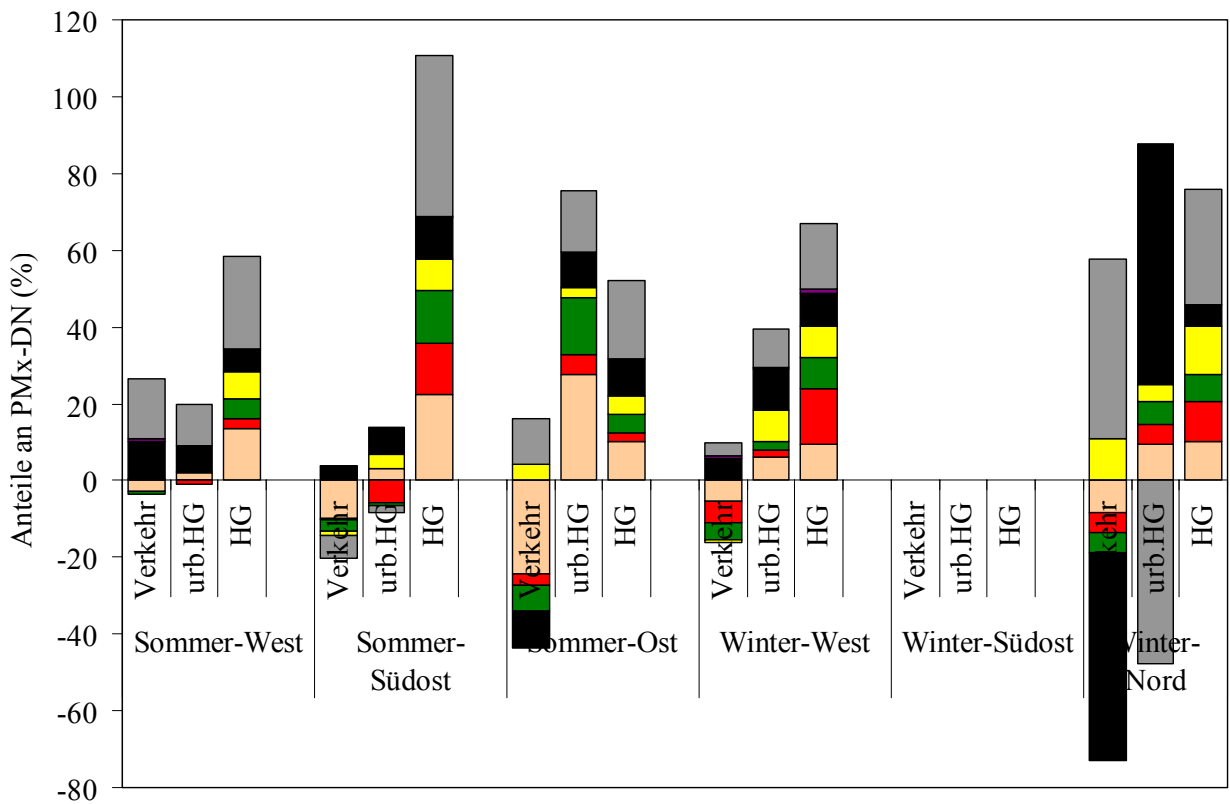
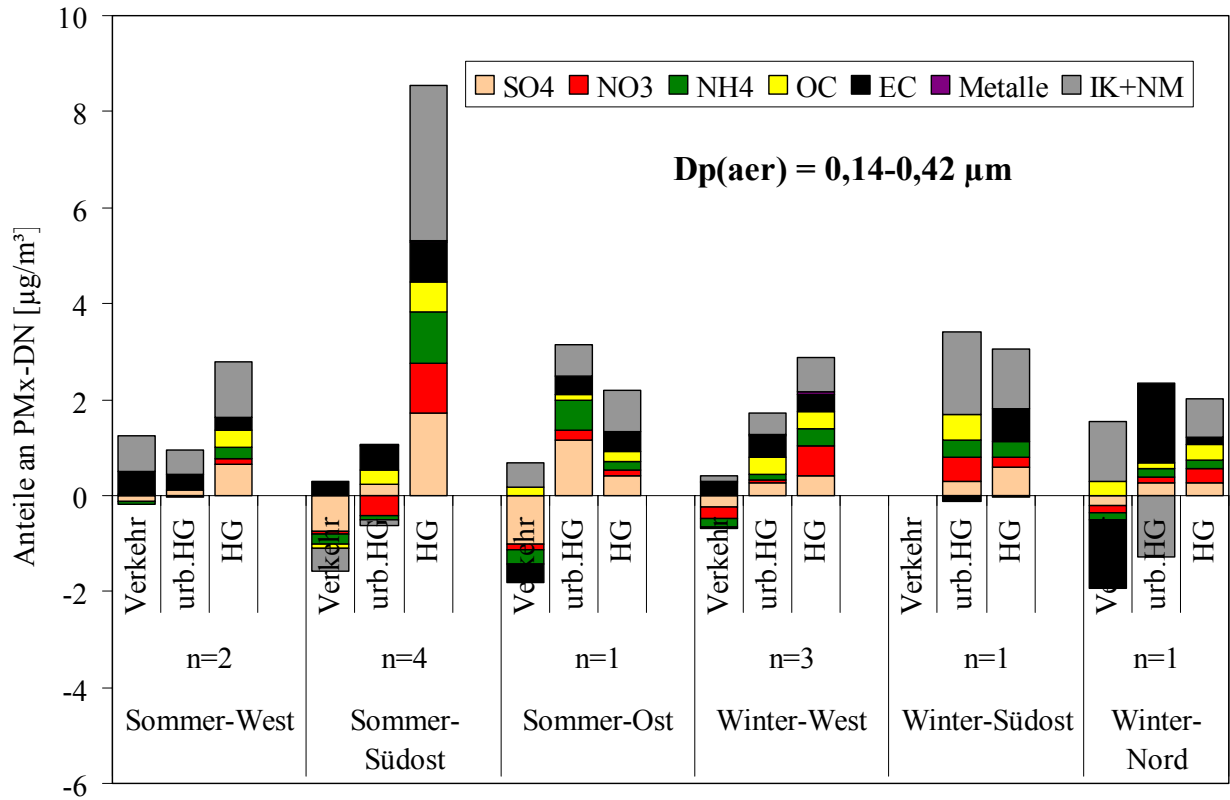


Abb. 6.2.2: Abschätzung der Feinstaubkomponenten (0,14-0,42 µm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

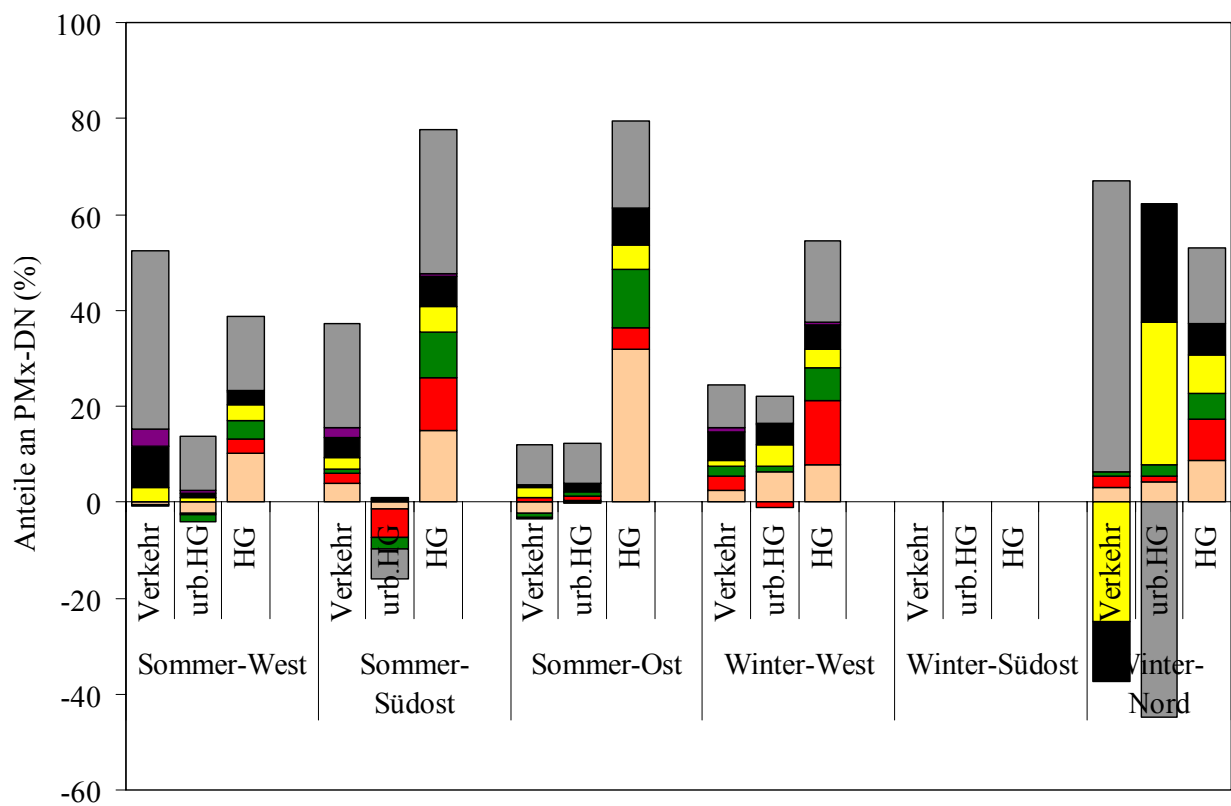
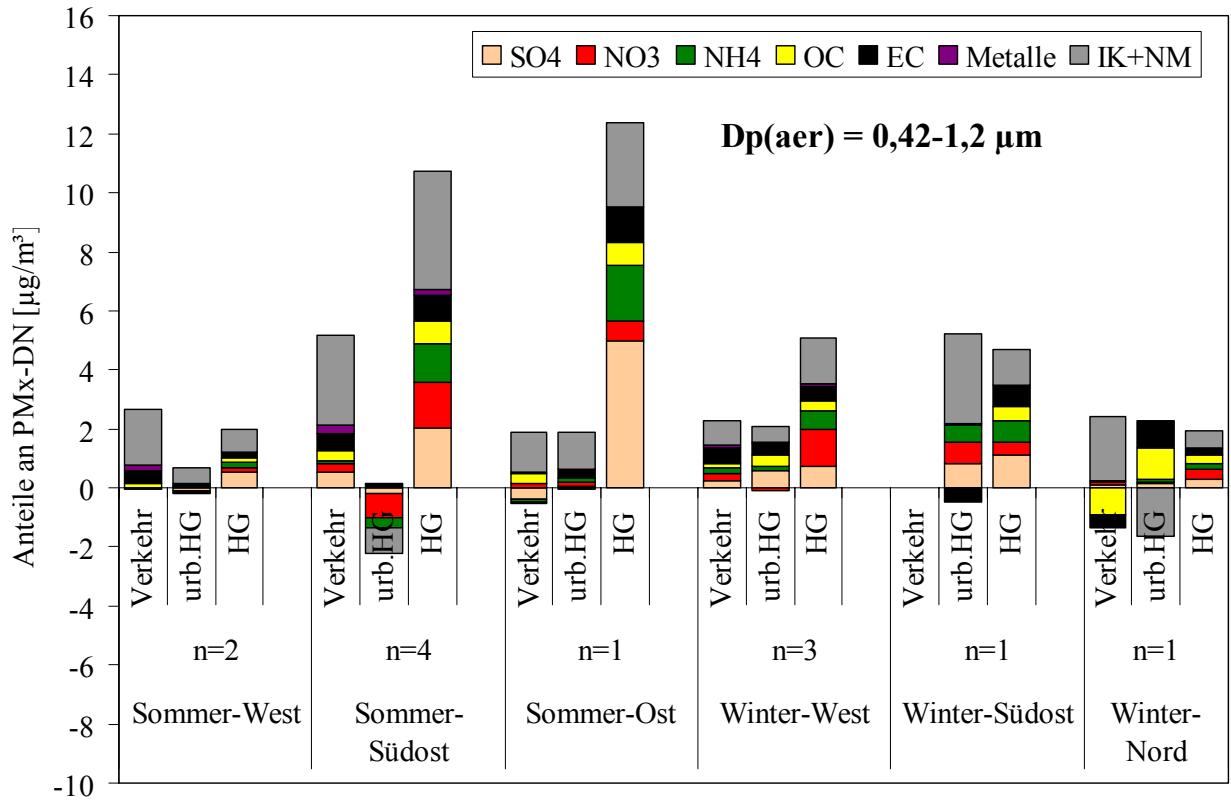


Abb. 6.2.3: Abschätzung der Feinstaubkomponenten ($0,42-1,2 \mu m$) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

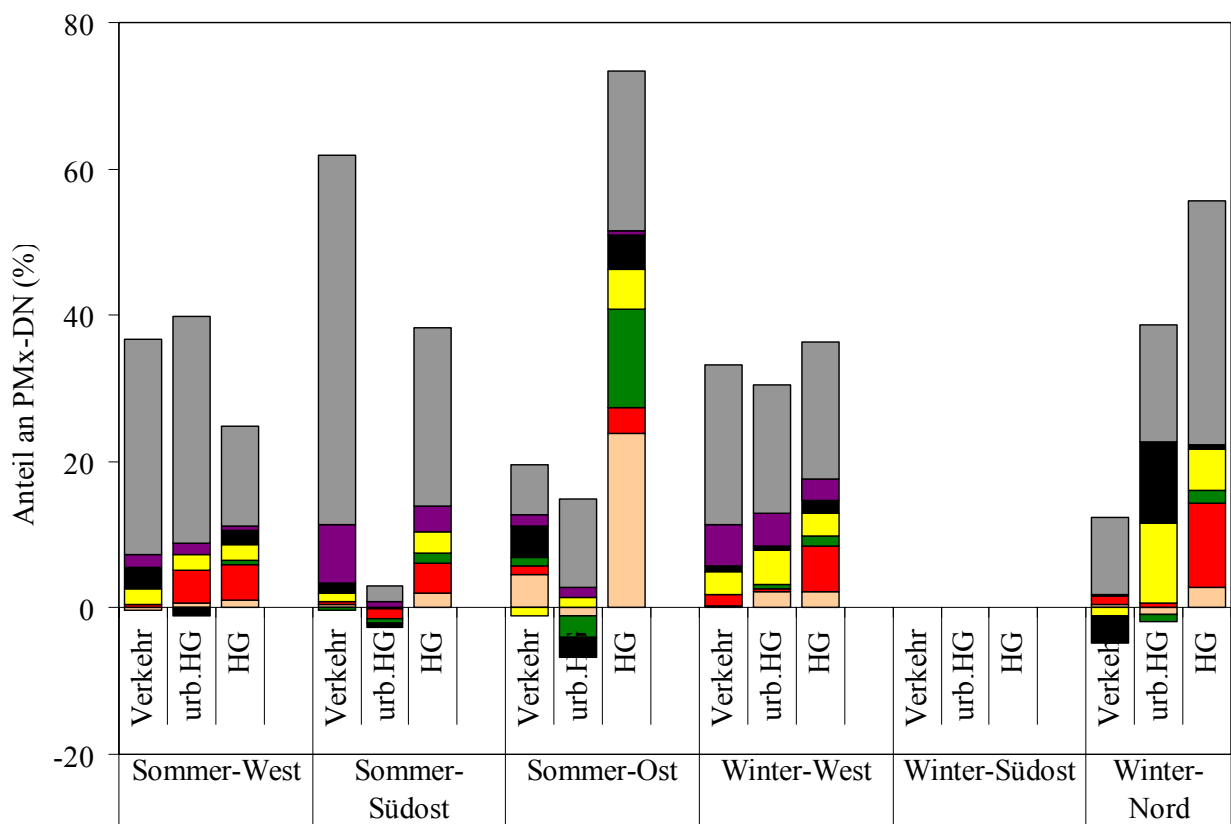
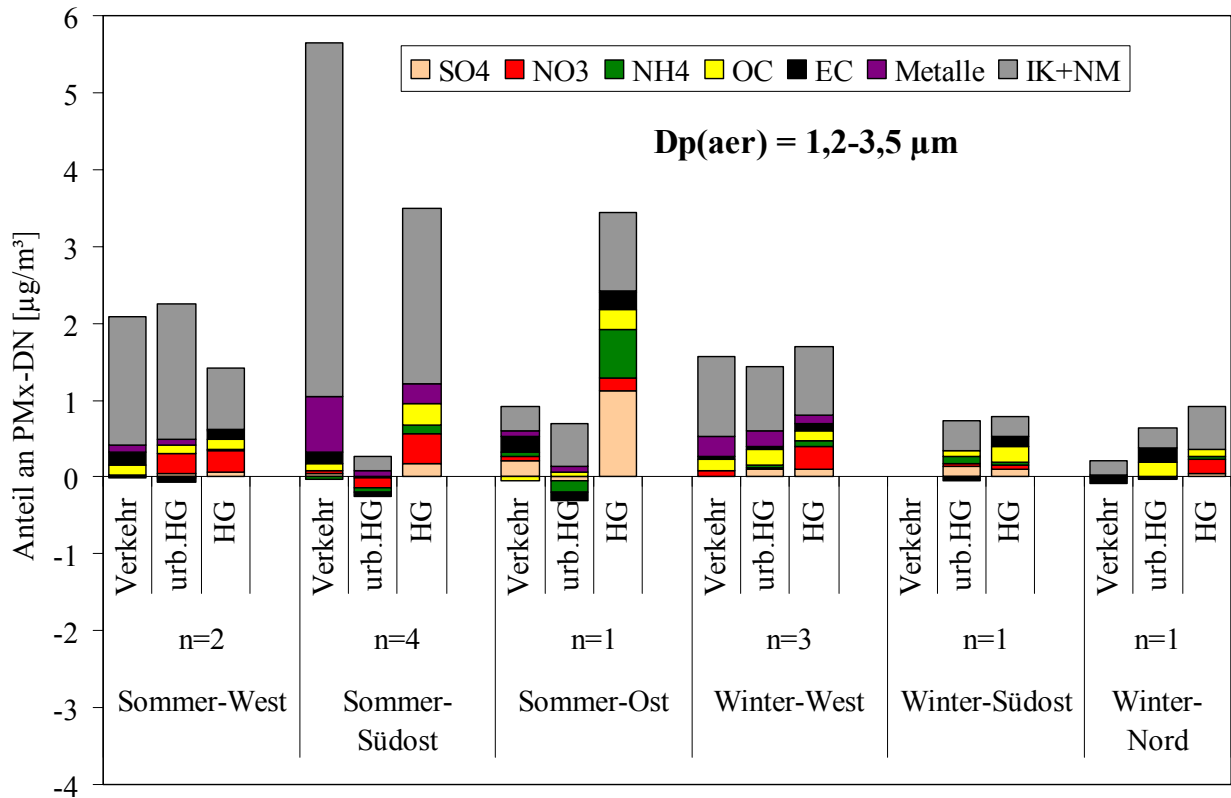


Abb. 6.2.4: Abschätzung der Grobstaubkomponenten ($1,2-3,5 \mu\text{m}$) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

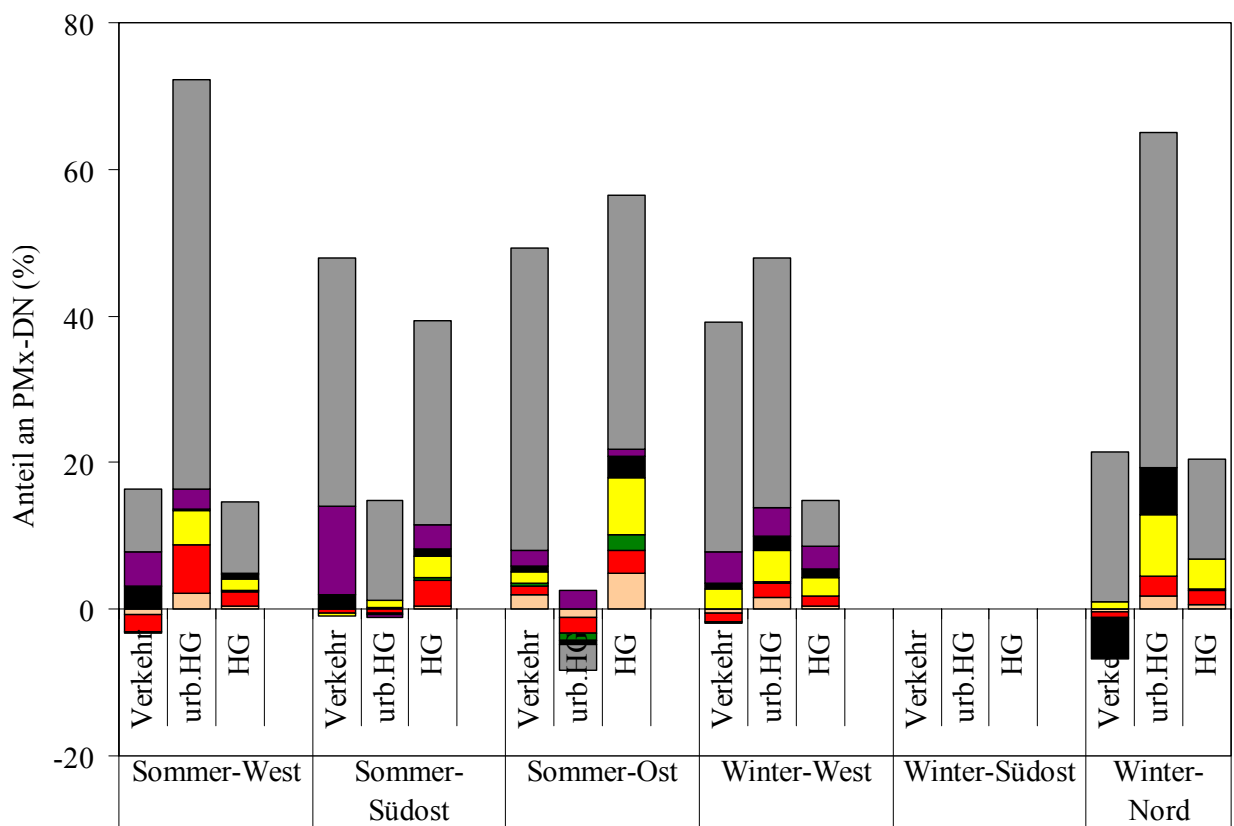
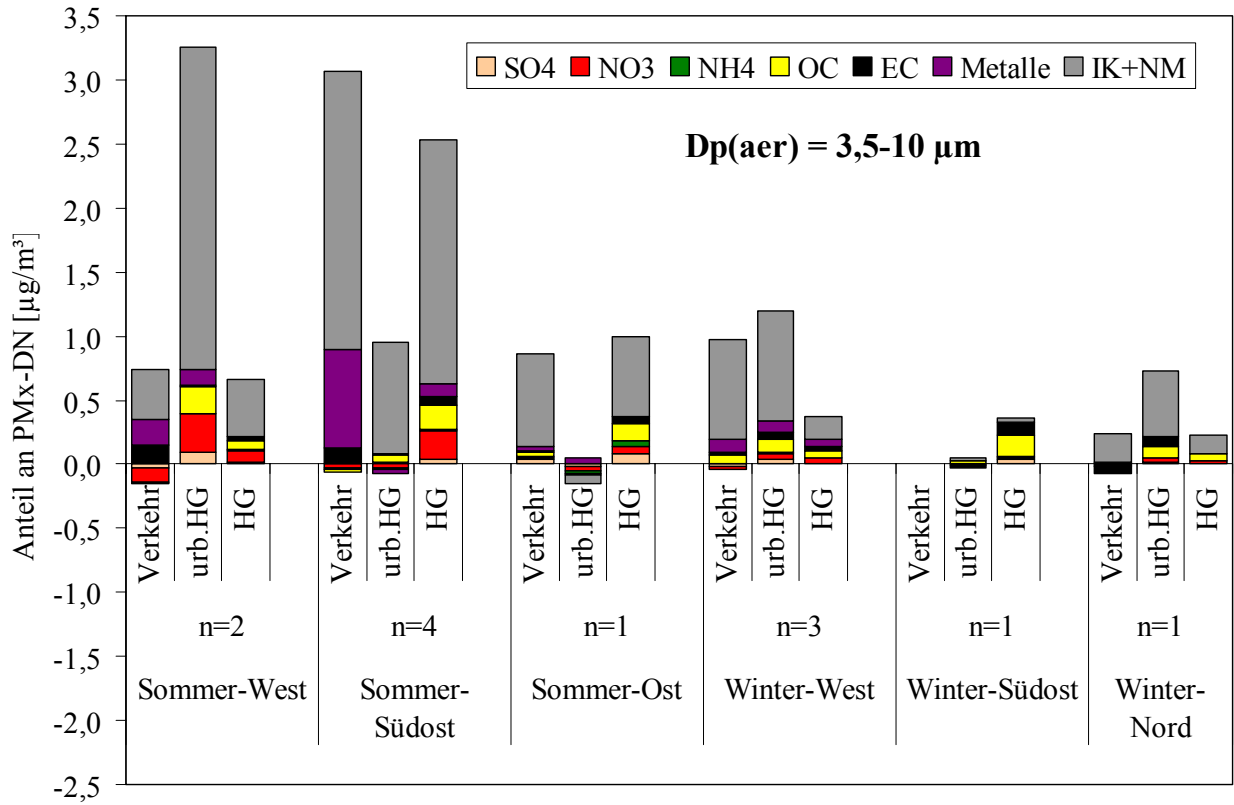


Abb. 6.2.5: Abschätzung der Grobstaubstaubkomponenten (3,5-10 µm) in den Quellgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund und Hintergrund (HG)

Die Verteilung der Partikelmasse über die Impaktorstufen muss bei der Interpretation der Ergebnisse ebenfalls berücksichtigt werden. Die über alle Ereignisse im Sommer (n = 7) bzw. Winter (n = 5) gemittelten Masseanteile der jeweiligen Größenklassen sind in Tabelle 6.2.1 dargestellt. Unterschiede zwischen Sommer und Winter wurden vor allem im Bereich der Stufe 3 (langlebige Transportfraktion, Direktmissionen aus der Verbrennung fossiler Rohstoffe) und Stufe 5 (Grobstaubfraktion) sichtbar. Im Winter war der Anteil der Stufe 3 größer, was auf allgemein höhere Emissionen in der Umgebung und höhere Transportbeiträge schließen lässt. Im Sommer war ein höherer Anteil auf Stufe 5 erkennbar, der auf verstärkte Grobstaubaufwirbelung von trockenen Flächen (Brachen, Baustellen) hinweist. Die übrigen Größenklassen waren saisonal unabhängig.

Die angefügte mittlere PM₁₀-Konzentration im Sommer und im Winter verdeutlicht noch einmal die irreguläre Situation während des Projektzeitraums mit einem ausgesprochen milden Winter und überwiegender Westanströmung, der geringere Partikelkonzentrationen als der vorhergehende Sommer aufwies.

Tab. 6.2.1: Masseverteilung in den Impaktorproben
(Station Dresden-Nord)

Partikelgrößenbereich Dp _{aer} [µm]	Sommer 06	Winter 06/07	% der Gesamtmasse Σ (Stufe 1-5) = 100%
Stufe 1 0,05 – 0,14	9	8	
Stufe 2 0,14 – 0,42	19	18	
Stufe 3 0,42 – 1,2	36	43	
Stufe 4 1,2 – 3,5	20	21	
Stufe 5 3,5 – 10	16	10	
MW (PM ₁₀)	29,1 µg/m ³	21,1 µg/m ³	

Die Ultrafeinpartikelfraktion (Dp_{aer} = 0,05-0,14 µm) wird in Abb. 6.2.1 gezeigt. Der Verkehrsanteil an der Partikelmasse in DN war in allen Klassen am höchsten (51-68%). Auffällig ist hier vor allem der große Kohlenstoffanteil (TC) in der Verkehrsfraktion, der sich bei allen Anströmungsrichtungen manifestierte und zwischen 23 (Ost-Sommer) und 41% (West-Winter) betrug. Dabei bestand TC hauptsächlich aus EC (25-39%), OC spielte nur eine untergeordnete Rolle. Das weist auf die direkten Verkehrsemissionen an Station DN hin. Lediglich bei Südostanströmung im Sommer machten Sulfat (16%) und Nitrat (7%) im Gegensatz zu den übrigen Anströmungsrichtungen einen wesentlichen Teil der dem Verkehr zugeschriebenen Partikelmasse aus, wofür noch keine schlüssige Erklärung gefunden werden

konnte, möglicherweise werden hier doch Einflüsse des Baugeschehens auf dem Schlesischen Platz sichtbar. Auch bei der Massenschließung (Kap. 5.1.) ragte diese Klasse heraus.

Urbaner (24-31%) und regionaler (16-20%) Hintergrund lagen mit ihren Masseanteilen in diesem Größenbereich deutlich hinter dem Verkehrsanteil. Ausnahmen bildeten die Fälle West-Sommer für urbanen HG mit negativem Anteil, sowie West-Sommer für HG mit 53%, das wesentlich höher als die andern Fälle erschien. Der Hauptteil dieser HG-Belastung wurde von nicht identifiziertem Material gebildet (31%), gefolgt von OC (15%). Auch für dieses Phänomen steht eine befriedigende Erklärung noch aus.

Die Möglichkeit der Verfrachtung über einen bestimmten Bereich ist auch für UFPs nicht auszuschließen (vgl. Kap. 3.2.). Die bei Ost- und Südost-Anströmung als grenzüberschreitende Ferntransportbeiträge zu betrachtenden Hintergrundanteile betragen 18 bzw. 20% der Partikelmasse, bei Westanströmung im Winter wurden 16% gefunden. Die hohen 53% bei Westanströmung im Sommer sind auf Negativbeiträge durch den Lenschow-Ansatz für den urbanen Hintergrund zurückzuführen.

Der Anteil der UFP von 8-9% an der Gesamtpartikelmasse an Station DN war gegenüber dem normalen Anteil von 5-6% in Hintergrundproben (Gnauk et al., 2005) erhöht, was auf den direkten Verkehrseinfluss zurückzuführen sein dürfte. Dafür spricht auch der hohe TC-Anteil, der von 52-76% der Verkehrsfraktion reicht und lediglich bei Ostanströmung im Sommer durch einen negativen OC-Wert nach Lenschow bei 46% lag. Trotzdem war der Einfluss der Stufe 1 auf die PM₁₀-Zusammensetzung von nur geringerer Bedeutung.

Die Feinstaubfraktion mit Partikelgrößen von $D_{p_{aer}} = 0,14-0,42 \mu\text{m}$ ist in Abbildung 6.2.2 dargestellt. Dieser Größenbereich umfasst Partikel, die aus dem Aitken-Mode durch Koagulationsprozesse herausgewachsen sind und letztlich also aus Verkehrsemissionen stammen, weiterhin aus Verbrennungsprozessen (Kraft- und Heizwerke, Hausbrand) emittierte Partikel, die sowohl aus der Umgebung stammen, als auch durch Ferntransport herangeführt sein können. Verkehrseinflüsse spielten hier schon eine viel geringere Rolle, dafür waren urbane und regionale Hintergrundanteile stärker ausgeprägt. Der ionische Anteil machte sich dabei stärker bemerkbar und erreichte mit den Hauptionen (Sulfat / Nitrat / Ammonium) im Sommer bei Südostanströmung 50% der Partikelmasse. Durch die aus dem Lenschow-Ansatz stammenden Negativwerte entsteht hier jedoch teilweise ein verzerrtes Bild, so wurde für den Hintergrundanteil bei Südostanströmung im Sommer ein Wert von 111% erhalten. Die übrigen Klassen wiesen Hintergrundanteile von 52-67% auf (Tab. 6.2.2), die schon weit über denen der Stufe 1 lagen. Insgesamt bildete dieser Größenbereich mit seinem Anteil von knapp 20% an der Gesamtmasse den Übergang zur langlebigsten Stufe 3.

Der Partikelgrößenbereich $D_{p_{aer}} = 0,42-1,2 \mu\text{m}$ bildet den gröberen Teil der Feinstaubfraktion. Mit einem Anteil an der Gesamtmasse von 36% im Sommer und 43% im Winter stellte er zugleich die massereichste Fraktion dar. Darüber hinaus können Partikel dieser Größenklasse wegen ihrer langen atmosphärischen Lebensdauer über weite Entfernungen transportiert werden. Der Hintergrundanteil war deutlich abhängig von der Anströmungsrichtung. Bei Ost- bzw. Südostanströmung betrug der regionale Hintergrund 80 bzw. 78% der Masse an Station DN, was dem aus den HV-Filterproben erhaltenen Werten sehr nahe kommt. Bei Westanströmung lagen die HG-Werte mit 39% im Sommer und 54% im Winter etwas tiefer als bei den HV-Filterproben. Dies muss kein Anlass zur Beunruhigung sein, da Stufe 3 einerseits nicht die ganze Probe repräsentiert und außerdem die Methode der Probenahme und die Probenanzahl sehr unterschiedlich sind. Die als grenzüberschreitender Masseeintrag zu wertenden HG-Anteile bei Ost- und Südostanströmung lagen mit 80 bzw. 78% sehr hoch, bei Westanströmung niedriger (Tab. 6.2.2). Da die Stufe 3 einen Anteil von mehr als 40% an der Gesamtpartikelmasse aufweisen kann (Vgl. Tab. 6.2.1), werden in diesem Größenbereich wahrscheinlich die größten Partikelmassen transportiert.

Bei östlichen Anströmungen war der Gehalt an Hauptionen im Hintergrund mit 35 (Sommer-Südost) und 49% (Sommer-Ost) am höchsten, bei westlicher Anströmung wurden nur 19 (Sommer) bzw. 28% (Winter) erreicht. Sulfat erreichte dabei einen Maximalwert von 32% (Sommer-Ost). Nitrat dagegen, das auch merklich dem Gas/Partikel-Gleichgewicht unterliegt, zeigte seinen Maximalwert im Winter bei Westanströmung (13%). Auch der OC/EC-Gehalt zeigte diese Unterteilung. Die TC-Anteile des Hintergrunds betrugen bei Südost- bzw. Ostanströmung im Sommer 12 bzw. 13% der Stufenmasse, bei Westanströmung nur 6% im Sommer und 9% im Winter. Alle diese Einzelbefunde unterstützen die schon in Kap. 6.1. gemachte Aussage für PM_{10} -Proben, dass Partikel bei östlicher Anströmung mehr Sulfat und TC, aber weniger Nitrat enthalten, während bei westlicher Anströmung mehr Nitrat, jedoch weniger Sulfat und TC zu erwarten ist. Bei größen aufgelöster Betrachtung konnte nun aber zusätzlich festgestellt werden, dass diese Differenzen hauptsächlich in dem der 3. Impaktorstufe entsprechenden Partikelgrößenbereich um $D_{p_{aer}} \approx 1 \mu\text{m}$ angesiedelt waren und dem Ferntransport unterlagen, da sie auch im Sommer erkennbar sind, wo kein lokaler oder regionaler Hausbrand die Ergebnisse beeinflussen könnte.

Der Grobpartikelbereich innerhalb der Schwebstaubfraktion beginnt mit dem Größenbereich $D_{p_{aer}} = 1,2-3,5 \mu\text{m}$ (Stufe 4) und setzt sich daran anschließend mit dem Größenbereich $D_{p_{aer}} = 3,5-10 \mu\text{m}$ (Stufe 5) fort, dargestellt in den Abbildungen 6.2.4 und 6.2.5. Der als Ferntransport zu betrachtende Hintergrundanteil betrug über alle Klassen auf Stufe 4 14-24%, auf Stufe 5 6-

35% der Partikelmasse (Tab. 6.2.2). Auffällig ist in beiden Diagrammen der hohe Anteil der Fraktion IK + NM, wobei die restlichen ionischen Komponenten (IK) nur einen geringen Beitrag lieferten und der ganz überwiegende Teil von nicht identifiziertem Material (NM) gebildet wurde. Wie im Kap. 5.2. über die Massenschließung gezeigt wurde, können diese nicht analysierten Massebeiträge durch Umrechnung der gemessenen Metallkonzentrationen (darunter wurde auch Si eingereicht) in oxidisches Krustenmaterial und Berücksichtigung der enthaltenen Wassermenge zum größten Teil erklärt werden. Die Quellen für diese Grobpartikel sind durch den Straßenverkehr resuspendierter Straßenstaub und Baustellen im Stadtgebiet, sowie aufgewirbelter, vom Wind erodierter Grobstaub von Brachflächen, Tagebauen, Steppen und Wüsten in ländlichen Gebieten. Der Anteil von Stufe 4 an der Gesamtmasse lag im Sommer und Winter gleichermaßen bei etwa 20%, der Anteil von Stufe 5 im Sommer bei 16%, im Winter nur bei 10%.

Der maximale Anteil des NM auf Stufe 4 betrug für den Verkehrsanteil bei südöstlicher Anströmung im Sommer 50%, auf Stufe 5 für den Anteil des urbanen Hintergrundes bei westlicher Anströmung im Sommer 56%. Der ionische Anteil (Hauptionen) war am höchsten in der Hintergrundfraktion bei Ostanströmung im Sommer auf Stufe 4 (41%) und auf Stufe 5 (10%). Unter den gleichen Bedingungen wurden auch die maximalen TC-Anteile mit 10% auf Stufe 4 und 11% auf Stufe 5 gefunden. Auffällig hohe Metallanteile wurden in der dem Verkehr zugeordneten Massefraktion bei Südostanströmung im Sommer sowohl auf Stufe (8%) als auch auf Stufe 5 (12%) festgestellt. Dabei handelte es sich zum größten Teil um das Krustenelement Silizium, gefolgt in weitem Abstand von den anderen Krustenmetallen Al und Fe. Die Aufwirbelung von Sandwolken in Richtung auf den Messcontainer, womöglich verursacht durch die unmittelbar benachbarte Straßenbaustelle, hatte offenbar bei Ost- und Südostanströmung für diesen Verkehrsbeitrag gesorgt. Bei diesen Anströmungen trat auch der urbane Hintergrund stark zurück, dessen Anteil bei westlichen Anströmungen meist höher ist als der von Verkehr oder regionalem Hintergrund. Auch dabei war jedoch der hohe Anteil der NM-Fraktion (31% bei urbanem HG auf Stufe 4 im Sommer, nur 18% im Winter / 56% bei urbanem HG auf Stufe 5 im Sommer, 34% im Winter) festzustellen. Wahrscheinlich ist das Stadtgebiet mit einer größeren Anzahl von Grobpartikelquellen überzogen, die bei westlichen Anströmungsrichtungen direkter auf die Station DN einwirken als bei östlichen. Möglicherweise nivelliert auch der stärkere Ferneintrag bei östlichen Anströmungen die urbanen lokalen Quellen.

Die folgende Tabelle 6.2.2 zeigt zusammengefasst alle Anteile des Hintergrundes an der Partikelmasse des jeweiligen Größenbereichs, die (besonders bei Ost- und Südost-

Anströmung) als Ferntransport interpretiert werden können. Wegen der niedrigen Fallzahlen wird aber nochmals darauf hingewiesen, dass diese Werte lediglich eine Orientierung darstellen und eine Verallgemeinerung nur mit größter Vorsicht gehandhabt werden sollte.

Tab. 6.2.2: Hintergrundanteile an der Partikelmasse [%] nach Partikelgröße, Jahreszeit und Anströmungsrichtung

Partikelgrößenbereich	D _{p,aer} [µm]	<u>Sommer</u>			<u>Winter</u>
		West	Südost	Ost	West
Stufe 1	0,05-0,14	53	20	18	16
Stufe 2	0,14-0,42	58	(111)	52	67
Stufe 3	0,42-1,2	39	78	80	54
Stufe 4	1,2-3,5	14	24	22	19
Stufe 5	3,5-10	10	28	35	6

Zur Verbesserung der statistischen Aussagekraft wurde eine Abschätzung des Verkehrsanteils an der Gesamtpartikelmasse für die Station DN unter Berücksichtigung aller 39 Messtage für größen aufgelöste Messungen mit dem BERNER-Impaktor, nur unterteilt in Sommer (max. 16 Proben) und Winter (max. 23 Proben) durchgeführt. Betrachtet wurden dabei die Differenzen aus DN und DHG der UFP-Fraktion (Stufe 1, D_{p,aer}= 0,05-0,14 µm), die aus frischen Verkehrsemissionen stammen, sowie der Grobstaubfraktion (Stufe 4, D_{p,aer}= 1,2-3,5 µm und Stufe 5, D_{p,aer}= 3,5-10 µm), die größtenteils dem Verkehrseinfluss durch Aufwirbelung zugeschrieben werden können. Dabei zeigte sich, dass im Sommer bezogen auf die DN-Gesamtpartikelmasse 5,6% durch die UFP und 15,8% durch den aufgewirbelten Grobstaub (Stufen 4 und 5) repräsentiert wurden, im Winter dementsprechend 4,6% UFP und 15,5% Grobstaub. Die geringeren Winteranteile erklären sich aus dem erhöhten Hausbrandanteil und der größeren Feuchtigkeit, die die Aufwirbelung erschwert. Aus dieser Abschätzung wird deutlich, dass der Anteil der Aufwirbelung an Station DN bei etwa 15% der Partikelmassekonzentration lag und selbst durch eine komplette Sperrung des Verkehrs nicht mehr als eine etwa 20%ige Reduzierung der Belastung durch die Partikelmassekonzentration erwartet werden sollte. Wie in Kapitel 3.3. ausführlich dargelegt, sieht dies für die Partikelanzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von D_{p,aer}= 60-200 nm, der etwa der UFP-Fraktion der ersten BERNER-Impaktorstufe entspricht, ganz anders aus.

7. Zusammenfassung und Ausblick, - Executive Summary-

Der Abschlussbericht zum Vorhaben „Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im Ballungsraum“ fasst die im Projektzeitraum vom 01.09.2006 bis 31.08.2007 gewonnenen Ergebnisse der HV-Filtermessungen und der darin eingebetteten Intensivmessphasen mit zusätzlichen größen aufgelösten Impaktormessungen (Sommerkampagne vom 01.09.-31.10.2006, Winterkampagne vom 01.12.2006-28.02.2007) zusammen. Simultan dazu wurde an allen Messstationen eine kontinuierliche physikalische Partikelcharakterisierung mittels TDMPS/SMPS- und APS-Messungen durchgeführt, parallel dazu lief die kontinuierliche Partikelmassebestimmung mittels TEOM. Alle wichtigen meteorologischen Daten, Rückwärtstrajektorien und COSMO-MUSCAT-Modellierungsergebnisse standen ebenfalls zur Verfügung.

Das Messnetz umfasste insgesamt fünf Stationen, die simultan beprobt wurden:

- 1) Dresden-Nord (DN) im Mittelpunkt als urbane, verkehrsdominierte Station
- 2) Dresden-Herzoggarten (DHG) als urbane Hintergrundstation
- 3) Melpitz (M), Niesky (N) und Schwartenberg (SW) als regionale Hintergrundstationen

Die Hintergrundstationen wurden verschiedenen Anströmsektoren zugeordnet, wobei M den Sektor West/Nordwest, N den Sektor Ost/Nordost und SW den Sektor Südost repräsentierte.

Mit den gewonnenen Partikelproben wurden nach der Bestimmung der Massekonzentration eine umfangreiche chemische Charakterisierung vorgenommen, die anorganische Hauptionen, die Metalle Fe und Ti, partikulären Kohlenstoff (OC, EC, TC) sowie eine Reihe organischer Einzelverbindungen (Alkane, PAK) umfasste.

Die Festlegung der zur weiteren Interpretation zugelassenen Ereignisse erfolgte nach strengen Auswahlkriterien. Dazu gehörten neben Trajektorienverlauf und Meteorologie auch aerosolphysikalische Messungen. Anhand der kontinuierlichen Zeitreihen der TDMPS/SMPS-Partikelgrößenverteilungen und der lokalen meteorologischen Parameter wurden 18 vorausgewählte 24 h-Sammelperioden der Berner-Impaktoren auf räumliche und zeitliche Homogenität der Luftzusammensetzung während der Probenahme bewertet. Dieses Vorgehen sollte die Vergleichbarkeit der großräumigen Luftmasse an allen Stationen und den Ausschluss eventueller örtlicher Störungen gewährleisten. Diese Untersuchung ergab, dass fünf Sammelzeiträume als gut, acht als ausreichend, sowie fünf als schlecht geeignet für eine quantitative Trennung der städtischen Zusatzbelastung von der Hintergrundbelastung im Rahmen des Lenschow-Ansatzes bewertet werden mussten.

Für die HV-Filterproben wurden aus den vorliegenden 449 Proben von 92 Messtagen am Ende 67 Messtage mit 335 Proben ausgewählt, so dass eine hinlängliche statistische Aussagekraft gewährleistet ist. Bei den größen aufgelösten Impaktorproben konnten von den 39 vorhandenen Proben (16 im Sommer, 23 im Winter) letztlich nur insgesamt 12 (sieben Ereignisse der Sommer- und fünf Ereignisse der Winterkampagne) zugelassen werden. Damit ist die statistische Aussagekraft der Ergebnisse stark eingeschränkt.

Die Interpretation der Messergebnisse erfolgte zunächst durch Betrachtung der gemessenen Massekonzentration und der chemischen Zusammensetzung der Partikel als PM_{10} und in den einzelnen Partikelgrößenbereichen. Der chemischen Charakterisierung der Aerosolpartikel folgte eine Massenschließung, die auch Krustenmaterial und Wassergehalt einschließt. Danach wurde nach dem Lenschow-Ansatz durch Differenzbildung zwischen DN, DHG und der entsprechenden Hintergrundstation für jede Komponente eine Zuordnung zu einer der Fraktionen Verkehr, urbaner Hintergrund oder regionaler (weiträumiger) Hintergrund vorgenommen. Die Durchführbarkeit dieses Ansatzes kann durch Variation der Umgebungsbedingungen beeinträchtigt sein, wie eine Analyse in Kapitel 3.4.3. zeigt. Bei der Bewertung der Ergebnisse müssen diese Einschränkungen berücksichtigt werden, im Prinzip ist aber auf diese Weise die größen aufgelöste Zuordnung jeder analysierten Partikelkomponente möglich.

Durch Untersetzung der gewonnenen Massefraktionen mit der jeweiligen chemischen Zusammensetzung kann ein viel detailreicheres Bild der dem Verkehr, dem urbanen oder dem regionalen Hintergrund zugeordneten Partikelmassefraktion erstellt werden als ohne chemische Charakterisierung. Die an den sächsischen (bzw. deutschen) Außengrenzen gelegenen Messstationen erlauben weiterhin, die dort festgestellten Hintergrundfraktionen an der Partikelmasse (für jede Komponente) bei entsprechender Anströmung als grenzüberschreitenden Ferneintrag zu betrachten. Damit kann die Projektaufgabe trotz aller Einschränkungen als prinzipiell lösbar bezeichnet werden.

Parallel zu den chemischen Untersuchungen lieferten die physikalischen Messungen weitere Informationen. Aufgrund ihrer Fähigkeit zur Detektion kleiner Partikelgrößen, ihrer Kontinuität aber auch hohen Zeitauflösung wurden die TDMPS/SMPS-Partikelgrößenverteilungen sowohl dazu verwendet, die räumlich differenzierte Belastung in Sachsen mit ultrafeinen Partikeln ($D_p < 100$ nm) zu bestimmen, als auch die meteorologischen Prozesse aufzuklären, welche die Partikelbelastung an den fünf Messstationen maßgeblich bestimmen. Der Einfluss anthropogener Quellen (v.A. KFZ-Verkehr) war im städtischen Gebiet deutlich sichtbar im Bereich von Partikeldurchmessern < 300 nm, noch deutlich im Bereich < 30 nm.

Hingegen war es weit schwieriger, die städtische Zusatzbelastung anhand der Partikelmasse festzulegen, weil diese am stärksten durch die langlebige Partikelfraktion im Akkumulationsmode (200-6000 nm) bestimmt wird. An allen Stationen war die zeitliche Aktivität der anthropogenen Quellen je nach Entfernung zu den Quellen mehr oder weniger deutlich als Tagesgang und auch Wochengang erkennbar.

An der Station Schwartenberg war zu sehen, dass die mittleren Partikelkonzentrationen bei fast allen Windrichtungen teilweise deutlich unter denjenigen im Flachland liegen – dies ist auf die Lage in höheren Luftschichten zurückzuführen. Die Station Niesky wiederum weist durch die unmittelbare Nähe zu Quellgebieten jenseits der Außengrenze in Polen und Tschechien aus südöstlicher Richtung teilweise höhere Konzentrationen im Akkumulationsmode auf als die städtische Hintergrundstation Dresden-Herzotingarten. Aufgrund dieser beiden Befunde muss Vorsicht bei der Bestimmung der in Dresden verursachten städtischen Hintergrundbelastung durch Differenzbildung mehrerer Stationen empfohlen werden. Die Daten der Messstation Melpitz hingegen konnten uneingeschränkt als repräsentatives Maß für die ländliche Hintergrundbelastung in Sachsen empfohlen werden.

Großräumiger Ferntransport von Feinstaubpartikeln aus südöstlichen Richtungen konnte immer anhand außergewöhnlich hoher Konzentrationen bei Partikeldurchmessern > 100 nm an allen Stationen gleichzeitig erkannt werden.

Hohe Konzentrationen an Feinstaubpartikeln in Dresden traten gehäuft bei niedrigen Windgeschwindigkeiten sowie niedrigen atmosphärischen Mischungsschichthöhen auf. Durch die Betrachtung der gleichzeitigen Temperatur- und PM_{10} -Messungen in Dresden-Herzotingarten und Radebeul-Wahnsdorf konnten Inversionswetterlagen, mit einer Häufigkeit von etwa 10 Tagen pro Halbjahr, als Ursache hoher Feinstaubbelastungen identifiziert werden.

Besonderes Interesse galt neben den Eigenschaften der Partikel wie Anzahl und Größenverteilung, chemische Zusammensetzung und Anteile der Hauptkomponenten (Ionen, OC/EC), Vorkommen organischer Partikelbestandteile (Alkane, PAK) sowie Metalle und den daraus ableitbaren Aussagen vor allem der Frage nach dem Anteil des grenzüberschreitenden Ferneintrags an den in sächsischen Ballungsräumen (besonders in Dresden) gemessenen Partikelmassekonzentrationen. Hierzu wurden, soweit möglich, detaillierte Aussagen gemacht. Die für PM_{10} gefundenen Hintergrundanteile (entsprechend dem Ferneintragsanteil) von 69% bei westlich-maritimer, von 65% bei westlich-kontinentaler, von 69% bei Südost- und von 79% bei Ostanströmung beruhen auf Probenzahlen von 38, 14, 10 und 5 Ereignissen.

Damit sind sie (zumindest die ersten drei) statistisch besser belastbar als die größen aufgelösten Angaben, die aus Klassen mit ein bis vier Ereignissen abgeleitet sind.

Aus den HV-PM₁₀-Messungen geht klar hervor, dass zwei Drittel bis drei Viertel der in DN gemessenen Partikelkonzentration von außerhalb der Stadt stammt, am meisten mit fast 80% bei Ostanströmung. Diese Aussagen werden durch die Ergebnisse der größen aufgelösten Messungen (die jedoch statistisch schlechter gesichert sind) präzisiert und untermauert, aber in ihrem wesentlichen Gehalt nicht verändert.

Dieser im vorliegenden Projekt festgestellte Sachverhalt darf jedoch nicht als Begründung für unterlassene Emissionsbegrenzungen missverstanden werden. Alle Städte und Gemeinden sind nicht nur Empfänger von Ferntransportbeiträgen, sondern gleichzeitig immer auch Emittenten in einem großräumigen Umfeld. Darin tragen sie als Punkt- oder Flächenquellen zur Höhe der Konzentrationen im regionalen und überregionalen Maßstab bei. Obwohl in einer konkreten Belastungssituation der entscheidende Beitrag aus Ferntransporteinträgen stammen kann, wäre es durchaus möglich, dass Teile dieser Belastungen auf eigene Emissionen zurückzuführen sein könnten, die durch entsprechende meteorologische Bedingungen wieder zum Ausgangsort zurückgeführt wurden. Maßnahmen zur Reduzierung von Partikelemissionen einer Kommune sind also möglicherweise für die eigene Belastungssituation im konkreten Fall weniger wirksam, werden sich aber immer positiv auf das großräumige Umfeld auswirken. Deshalb werden auch nur gemeinsame Maßnahmen aller Beteiligten im internationalen Maßstab in Europa wirkliche Erfolge versprechen.

Fazit ist, dass die sächsische Landeshauptstadt Dresden bei Überschreitungssituationen im PM₁₀-Bereich nur einen eingeschränkten Spielraum zur Ergreifung von regulierenden Maßnahmen hat. Kommunale Maßnahmen können sich nur auf den Verkehr und/oder den urbanen Hintergrund auswirken, die zusammen lediglich 21 bis 35% der Partikelmasse-Konzentration repräsentieren. Private Heizungen als Hauptbestandteil des urbanen Hintergrundes im Winter werden sich flächendeckend auf längere Sicht modernisieren lassen. Der häufig im Fokus der Kritik stehende Straßenverkehr, der ohne Zweifel den größten Teil der Partikelanzahl-Konzentration verursacht und damit tatsächlich Gesundheitsprobleme bei den Einwohnern verursachen kann, ist an der Partikelmasse-Konzentration nur in geringerem Maße beteiligt. Der Verkehrsanteil an der PM₁₀-Masse nach Lenschow betrug bei Ostanströmung 17%, bei Südostanströmung nur 7%. Bei größen aufgelöster Betrachtung der Massekonzentration lag der Anteil der meist aus Verkehrsemissionen stammenden UFPs (ultrafeine Partikel) im Größenbereich von 0,05-0,14 µm bei 8-9%. Die Herkunft aus Verkehrsemissionen spiegelt sich auch in den hohen TC-Anteilen der UFP wider. Selbst

weitgehende Maßnahmen zur Verkehrsbeschränkung dürften also im Hinblick auf die Senkung der Partikelmasse-Konzentration nur begrenzten Erfolg haben, eher noch durch geringere Aufwirbelung von größeren Straßenstaubpartikeln, die wesentlich mehr zur PM₁₀-Gesamtmasse beitragen. Eine Abschätzung des Verkehrsanteils (DN – DHG) unter Berücksichtigung aller Messtage ergab für die Grobfraction ($D_{p_{aer}} = 1,2-10 \mu m$) im Sommer einen Anteil von 21% und im Winter von 16% der DN-Gesamtpartikelmasse, die UFP-Fraktion kam auf 6% im Sommer und 5% im Winter. Durch verkehrsreduzierende Maßnahmen dürfte also an einer verkehrsreichen Station die Gesamtpartikelmasse um nicht mehr als etwa 20% reduziert werden können.

Aktuell müssen sich erfolgversprechende Maßnahmen zur Verhinderung von Überschreitungen des EU-PM₁₀-Grenzwerts von $50 \mu g/m^3$ vor allem gegen die massereichste Partikelfraktion ($D_{p_{aer}} \approx 1 \mu m$) und die Grobpartikelfraktion richten, die den größten Teil der Partikelmasse repräsentieren. Gegen Ferntransport ist Abwehr kurzfristig unmöglich, die Direktmissionen aus Heizungsanlagen mit fossilen Brennstoffen (vor allem Kohle) können und sollten jedoch bekämpft werden. Der Zustand von Straßen, Baustellen und Brachflächen ist ebenfalls im Sinne einer geringeren Partikelemission, Partikelaufwirbelung oder -erosion zu beeinflussen. Die Beeinflussung der Ferntransportanteile kann wahrscheinlich nur in Zukunft im Rahmen multinationaler europäischer Maßnahmen geregelt werden.

Ein Messnetz zur Überprüfung solcher vertraglich festgelegter Maßnahmen sollte dabei so aufgebaut werden, dass Stationen nahe den Grenzen eines zu betrachtenden Territoriums in Richtung vermuteter Emittenten errichtet werden und so nahezu unverändert den grenzüberschreitenden Eintrag erfassen können. Die im vorliegenden Projekt vorgenommene Aufteilung in drei Anströmungssektoren mit dazugehörigen Hintergrundstationen hat sich im Prinzip bewährt, jedoch sollte über den Standort einzelner Stationen (Niesky: lokale Kontamination, Schwartenberg: Abkopplung bei geringer Mischungsschichthöhe) nachgedacht werden. Weiterhin dürfte es sehr nützlich sein, korrespondierende Stationen nahe der zu überwachenden Kommunen (hier z.B. drei um die Landeshauptstadt Dresden) zu installieren, deren Messungen Auskunft über Verdünnungseffekte oder zusätzliche Einmischungen frischer Emissionen auf dem Transport von der Territoriums- zur kommunalen Grenze geben können. Die Messwerte dieser Stadtrandstationen können als regionaler oder überregionaler Beitrag der im kommunalen Hintergrund gemessenen Partikelbelastung gelten. Der kommunale Hintergrund muss an mindestens einem (besser an mehreren) repräsentativen Orten in der Stadt gemessen werden und kann dann in Beziehung gesetzt werden zu mindestens einem (besser mehreren) stark (verkehrs)belasteten

Messort(en). Für die Überwachung einer größeren Kommune, bei der nicht nur punktuelle Überschreitungen der Partikelmassekonzentration registriert werden sollen, müssten also mindestens acht Stationen im und um das Stadtgebiet, sowie weiter entfernt an definierten Territoriumsgrenzen eingerichtet werden. Die drei entfernten Stationen können entfallen, wenn nur der Eintrag von Partikeln in kommunales Gebiet ohne Berücksichtigung der Herkunft betrachtet wird. Auf diese Weise lässt sich bei einer längeren Messreihe unter Aussortierung der für den Lenschow-Ansatz ungeeigneten Episoden eine genügend große Anzahl von Ereignissen beproben, deren Ergebnisse zuverlässigere Aussagen über die bei bestimmten meteorologischen Bedingungen zu erwartenden Partikelmassekonzentrationen ermöglichen werden, als die im vorliegenden Report erhaltenen Resultate.

Wenn eine bessere Charakterisierung der gesundheitsrelevanten Aerosolbestandteile angestrebt wird, sollte auch ein vermehrter Einsatz von Partikelgrößenspektrometern (TDMPS, SMPS oder UFP 330) erwogen werden. Diese auch in diesem Projekt breit eingesetzte Messtechnik auf Basis der Partikelanzahl hat sich als sehr nützlich zur Aufspürung lokalisierter und zeitabhängiger Emittenten wie dem Straßenverkehr erwiesen. In städtischen Gebieten könnte durch eine Erhöhung der Messungen mit Partikelgrößenspektrometern eine weitaus differenziertere Bestimmung der räumlichen Variation von Ultrafeinstäuben erreicht werden.

Danksagung

Die Autoren danken den MitarbeiterInnen der UBG, besonders Frau Schimmel und Herrn Lohberger, für die Unterstützung bei der Durchführung des Projektes. Für die Durchführung der zahlreichen Analysen der Partikelproben danken wir A. Dietze, B. Gerlach, S. Haferkorn, H. Mamczak, E. Neumann und A. Thomas.

8. Literaturverzeichnis

- Adachi M., Kousaka, Y., Okuyama, K., 1985. Unipolar and bipolar diffusion charging of ultrafine aerosol particles. *Journal of Aerosol Science* 16, no. 2, pp. 109-123.
- Alley R. et al., 2007) Climate Change 2007 - The Physical Science Basis, Summary of Policymakers. *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (FAR)*, pp. 1-21.
- Berljand M.E., 1982) Moderne Probleme der atmosphärischen Diffusion und der Verschmutzung der Atmosphäre. Akademie-Verlag Berlin.
- Birch, M.E., 1998) Analysis of carbonaceous aerosols: interlaboratory comparison. *Analyst* 123, 851-857.
- Berndt T., Böge O., Heinzenberg J., Kulmala M., Stratmann F., 2005. Rapid Formation of Sulfuric Acid Particles at Near-Atmospheric Conditions. *Science* 307, no. 5710, pp. 698-700.
- Birmili W., Stratmann F., Wiedensohler A., Covert D., Russell L.M., Berg O., 1997. Determination of Differential Mobility Analyzer Transfer Functions Using Identical Instruments in Series. *Aerosol Science and Technology* 27, pp. 215-223.
- Birmili W., Stratmann F., Wiedensohler A., 1999. Design of a DMA-based size spectrometer for a large particle size range and stable operation. *Journal of Aerosol Science* 30, no. 4, pp. 549-553.
- Birmili W., Wiedensohler A., Heintzenberg J., Lehmann, K., 2001. Atmospheric particle number size distribution in central Europe: Statistical relations to air masses and meteorology. *Journal of Geophysical Research* 106, Issue D23, pp. 32005-32018.
- Birmili, W., H. Berresheim, C. Plass-Dülmer, T. Elste, S. Gilge, A. Wiedensohler, and U. Uhrner, 2003. The Hohenpeissenberg aerosol formation experiment (HAFEX): a long-term study including size-resolved aerosol, H₂SO₄, OH, and monoterpene measurements. *Atmos. Chem. Phys.*, 3:361–376.
- Birmili, W., Schepanski, K., Ansmann, A., Spindler, G., Tegen, I., Wehner, B., Nowak, A., Reimer, E., Mattis, I., Müller, K., Brüggemann, E., Gnauk, T., Herrmann, H., Wiedensohler, A., Althausen, D., Schladitz, A., Tuch, T., Löschau, G., 2007. An episode of extremely high PM concentrations over Central Europe caused by dust emitted over the southern Ukraine. *Atmos. Chem. Phys.*, subm. .
- Boy. M, Kulmala M., 2002. Nucleation events in the continental boundary layer: Influence of physical and meteorological parameters. *Atmos. Chem. Phys.* 2, no. 1, pp. 1-16.
- Brüggemann, E. and Rolle, W., 1998. Changes of some components of precipitation in East Germany after the unification. *Water, Air, and Soil Pollution* 107, 1-23.
- Chow, J.C., Watson, J.G., Pritchett, L.C., Pierson, W.R., Frazier, C.A., Purcell, R.G., 1993. The DRI thermal/optical reflectance carbon analysis system: description, evaluation and applications in U.S. air quality studies. *Atmos. Environ.* 27A, 1185-1201.
- Chow, J.C., Watson, J.G., Crow, D., Lowenthal, D.H., Merrifield, T., 2001. Comparison of IMPROVE and NIOSH carbon measurements. *Aerosol Sci. Technol.* 34, 23-34.
- Collins D. R., Flagan R. C., Seinfeld J. H., 2002. Improved Inversion of Scanning DMA Data. *Aerosol Science and Technology* 36, 1-9.
- Collins D., Cocker D., Flagan R., Seinfeld J., 2004. The Scanning DMA Transfer Function. *Aerosol Science and Technology* 38, pp. 833-850.
- Diercke Weltatlas, 1996. *Westermann Schulbuchverlag GmbH*, 4. Aufl.
- Engler C., 2005. Größenverteilung nicht-volatiler Aerosolbestandteile. *Diplomarbeit an der Universität Leipzig – Fakultät für Physik und Geowissenschaften*.
- Engler, C., D. Rose, B. Wehner, A. Wiedensohler, E. Brüggemann, T. Gnauk, G. Spindler, T. Tuch, and W. Birmili, 2006. Size distributions of non-volatile particle residuals

- ($D_p < 800$ nm) at a rural site in Germany and relation to air mass origin. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 6, 5505-5542.
- Fernandez, A. J., Ternerero, M., Barragán, F. J., Jiménez, J. C., 2000. An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 123-136.
- Gerwig, H., Bittner, H., Brüggemann, E., Gnauk, T., Herrmann, H., Löschau, G., van Pinxteren, D., Plewka, A., Franck, U., Swetlicki, E., 2004: Korngrößendifferenzierte Feinstaubbelastung in Straßennähe in Ballungsgebieten Sachsens, *LfUG – Eigenforschungsvorhaben (13-8802.3250/10)*.
- Gillette D. A., Hansson K. J., 1989. Spatial and temporal Variability of Dust Production Caused by Wind Erosion in the United States. *Journal of Geophysical Research* 94, pp. 2197-2206.
- Gnauk, T., Brüggemann, E., Müller, K., Chemnitzer, R., Rüd, C., Galgon, D., Nowak, A., Wiedensohler, A., Acker, K., Auel, R., Wieprecht, W., Möller, D., Jaeschke, W., Herrmann H., 2005. Aerosol characterisation at the FEBUKO upwind station Goldlauter (I): Particle mass, main ionic components, OC/EC, and mass closure. *Atmospheric Environment* 39, 4209-4218.
- Google Earth, European Space Agency, Geo.de, Europa Technologies, National Geographic Society (© 2007) <http://earth.google.de>.
- Häckel H., 1999. Meteorologie. *Eugen Ulmer GmbH & Co.*, 4. Aufl.
- Harrison R.M., Jones M., Collins G., 1999. Measurements of the physical Properties of Particles in the urban Atmosphere. *Atmospheric Environment* 33, pp. 309-321.
- Haywood J., Boucher O., 2000. Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric: A review. *Rev. Geophys.*
- Heintzenberg J., Birmili W., Wiedensohler A., Nowak A., Tuch T., 2004. Structure, variability and persistence of the submicrometre marine aerosol. *Tellus B* 56, Issue 4, pp. 357-367.
- Heintzenberg J., 1994. Properties of the Log-Normal Particle Size Distribution. *Aerosol Science and Technology* 21, pp. 46-48.
- Herrmann, H., Brüggemann, E., Franck, U., Gnauk, T., Müller, K., Neusüß, C., Plewka, A., Spindler, G., Stärk, H.-J., Wennrich, R., 2000. Korngrößendifferenzierte Identifikation der Anteile verschiedener Quellgruppen an der Feinstaubbelastung. *Abschlussbericht für das Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (13-8802.3521/46)*.
- Herrmann, H., Brüggemann, E., Franck, U., Gnauk, T., Löschau, G., Müller, K., Plewka, A., Spindler, G., 2006 a. A source study of PM in Saxony by size-segregated characterisation, *Journal of Atmospheric Chemistry* 55, 103-130. DOI 10.1007/s10874-006-9029-7.
- Herrmann H., Brüggemann E., Gnauk T., Müller K., Birmili W., Engler C., Weinhold K., Wiedensohler A., 2006 b. Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im Ballungsraum. *Leibniz-Institut für Troposphärenforschung Leipzig* 1. Zwischenbericht
- Herrmann, H., Müller, K., Gnauk, T., Brüggemann, E., Spindler, G., van Pinxteren, D., Gerwig, H., 2007. Ultrafine particles (UFPs) chemical content – Basics and measurements in Saxonia. UFIPOLNET-conference, Dresden (23.-24.10.).
- Hinds W.C., 1998. Aerosol-Technologie - Properties, Behavior, and Measurements of Airborne Particles, Second Edition. *A Wiley-Interscience publication*.
- Iinuma, Y., Brüggemann, E., Gnauk, T., Müller, K., Andreae, M. O., Helas, G., Parmar, R., and Herrmann, H., 2007. Source characterization of biomass burning particles: The combustion of selected European conifers, African hardwood, savanna grass, and German and Indonesian peat, *Journal of Geophysical Research*, 112, D08209, doi: 10.1029/2006JD007120.
- Jaenicke, R., 1978. Über die Dynamik atmosphärischer Aitkenteilchen. *Ber. Bunsenges. Phys.*

- Chem.* 82, 1198-1202.
- Jokinen V., Mäkelä, J.M., 1997. Closed-Loop Arrangement with critical orifice for DMA sheath/excess flow system. *Journal of Aerosol Science* **28**, no.4. pp. 643-648.
- Kappos, A. D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Höppe, P., Koch, E., Krause, G. H. M., Kreyling, W. G., Rauchfuss, K., Rombout, P., Schulz-Klemp, V., Thiel, W. R., Wichmann, H.-E., 2004. Health effects of particles in ambient air, *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207, 399-407.
- Kesten J., Reineking A., Porstendörfer J., 1991. Calibration of a TSI Model 3025 Ultrafine Condensation Particle Counter. *Aerosol Science and Technology* **15**, pp. 107-111.
- Kittelson D.B., Watts W.F., Johnson J.P., 2004. Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmospheric Environment* 38, pp. 9-19.
- Klose S., 2007. Bestimmung von Emissionsfaktoren feiner und ultrafeiner Partikel unter Umweltbedingungen. *Diplomarbeit an der Universität Leipzig – Fakultät für Physik und Geowissenschaften*.
- Knutson E. O., Whitby K.T., 1975. Aerosol Classification by electric mobility: Apparatus, theory, and applications. *J. Aerosol Sci.* 6, pp. 443-451.
- Kousaka Y., Okuyama K., Adachi M., 1985. Determination of Particle Size Distribution of Ultra-Fine Aerosols Using a Differential Mobility Analyzer. *Aerosol Science and Technology* 4, pp. 209-225.
- Kraus H., 2001. Die Atmosphäre der Erde. Eine Einführung in die Meteorologie. *Springer-Verlag*, 2. Aufl.
- Kulmala M., Vehkamäki H., Petaja T., Dal Maso M., 2004. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *Aerosol Science* 35, pp. 143-176.
- Kulmala M., Pirjola L., Mäkelä J.M., 2000. Stable sulphate clusters as a source of new atmospheric particles. *Nature* 404 (6773), pp. 66-69.
- Kurz M., 1990. Synoptische Meteorologie. *Deutscher Wetterdienst*.
- Lenschow, P., Abraham, H.-J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W., 2001. Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35 (Supplement No. 1), S23-S33.
- Liljequist G.H., Cihak K., 1984. Allgemeine Meteorologie. *Freistaat Sachsen Entwurf zur Auslegung*.
- Löschau G., 2006, Luftreinhalte- und Aktionsplan für die Stadt Dresden. *Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH*, 3. Aufl.
- Maenhaut, W., Raes, N., Chi, X.G., Cafmeyer, J., Wang, W., Salma, I., 2005. Chemical composition and mass closure for fine and coarse aerosols at a kerbsite in Budapest, Hungary, in spring 2002. *X-Ray Spectrometry* 34, 290-296.
- Merkel M., 2007. Emission, Transformation und Transport verkehrsemittierter Partikel in der kleinräumigen Umgebung einer Straßenschlucht. *Diplomarbeit an der Universität Leipzig – Fakultät für Physik und Geowissenschaften*.
- Mertes S., Schröder F., Wiedensohler A., 1995. The Particle Detection Efficiency Curve of the TSI-3010 CPC as a Function of the Temperature Difference Between Saturator and Condenser. *Aerosol Sci. Technol.* 23, pp. 257-261.
- Microsoft Virtual Earth, Microsoft Corporation, NAVTEQ, © 2007.
- National Oceanic and Atmospheric Administration: United States Department of Commerce. Hysplit Model <http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>.
- Neuroth, R., Laskus, L., Dahmann, D., 1999. Interner VDI/DIN-Ringversuch zur Bestimmung von elementarem Kohlenstoff. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 59, 91-94.
- Neusüß, C., Thomas, A., Gerlach, B., Gnauk, T., Brüggemann, E., Herrmann, H., 1998. The chemical composition of the size-segregated atmospheric aerosol in Sagres (Portugal) during ACE-2. *Journal of Aerosol Science* 29, suppl.1, S1053-S1054.

- Neusüß, C., Weise, D., Birmili, W., Wex, H., Wiedensohler, A., and Covert, D. S., 2000. Size-segregated chemical, gravimetric, and number distribution-derived mass closure of the aerosol in Sagres, Portugal during ACE-2, *Tellus*, 52B, 169-184.
- Neusüß, C., Wex, H., Birmili, W., Wiedensohler, A., Koziar, C., Busch, B., Brüggemann, E., Gnauk, T., Ebert, M., Covert, D.S., 2002. Characterization and parameterization of atmospheric particle number-, mass-, and chemical-size distributions in central Europe during LACE 98 and MINT. *Journal of Geophysical Research* 107, 8127, doi:10.1029/2001JD000514.
- Nilsson E.D., Paatero J., Boy M., 2001. Effects of air masses and synoptic weather on aerosol formation in the continental boundary layer. *Tellus* 53 B, pp. 462-478.
- Nilsson E.D., Rannik Ü., Kulmala M., Buzorius G., O'Dowd C.D., 2001. Effects of continental boundary layer evolution, convection, turbulence and entrainment, on aerosol formation. *Tellus* 53 B, pp. 441-461.
- Plewka, A., Gnauk, T., Brüggemann, E., Neusüss, C., Herrmann, H., 2004. Size-resolved aerosol characterization for a polluted episode at the IfT research station Melpitz in Autumn 1997, *Journal of Atmospheric Chemistry* 48, 131-156.
- Samet, J. M., Dominici, F., Curriero, F., Coursac, I., Zeger, S. L., 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, *New England Journal of Medicine* 343, 1742-1749.
- Schmid, H., Laskus, L., Abraham, H. J., Baltensperger, U., Lavanchy, V., Bizjak, M., Burba, P., Cachier, H., Crow, D., Chow, J., Gnauk, T., Even, A., ten Brink, H. M., Giesen, K. P., Hitzengerger, R., Hueglin, C., Maenhaut, W., Pio, C., Carvalho, A., Putaud, J.-P., Toom - Saunty, D., and Puxbaum, H., 2001. Results of the "carbon conference" international aerosol carbon round robin test stage I, *Atmos. Environ.* 35, 2111-2121.
- Schultz H., 1986. Grundzüge der Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre. *TÜV Rheinland GmbH*.
- Seinfeld J.H., Pandis S.N., 1998. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. *Johl Wiley & Sons, Inc.*, 2nd Edition.
- Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T., Grüner, A., Herrmann, H., Müller, K., Tuch, Th. M., Wehner, B., Wiedensohler, A., 2005. Feinstaubmessung: Charakterisierung des Aerosols im Messnetz des Umweltbundesamtes, *Zwischenbericht* zum Vorhaben des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 351 01 031, 49 Seiten.
- Stratmann F., Wiedensohler A., 1996. A New Data inversion algorithm for DMPS-measurements. *Journal of Aerosol Science* 27, Suppl. 1, pp. 339-340.
- Stratmann F., Kauffeldt Th., Hummes D., Fissan H., 1997. Differential Electrical Mobility Analysis: A Theoretical Study. *Aerosol Science and Technology* 26, pp. 368-383.
- Stohl A., 1998. Computation, Accuracy and Applications of trajectories, Review and Bibliography. *Atmospheric Environment* 32, no. 6, pp. 947-966.
- Stull R.B., 1988. An Introduction to Boundary Layer Meteorology. Atmospheric and Oceanographic Sciences Library. *Kluwer Academic Publishers*.
- Swietlicki, E. and Krejci, R., 1996. Source characterisation of the Central European atmospheric aerosol using multivariate statistical methods. *Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. B*, 109/110, 519-525.
- ten Brink, H., Maenhaut, W., Hitzengerger, R., Gnauk, T., Spindler, G., Even, A., Chi, X., Bauer, H., Puxbaum, H., Putaud, J.-P., Tursic J., and Berner A., 2004. INTERCOMP2000: the comparability of methods in use in Europe for measuring the carbon content of aerosol, *Atmos. Environ.* 38, 6507-6519.
- TSI Inc., 2000. Model 3010 Condensation Particle Counter, Instruction Manual. *TSI Incorporated Particle Instruments St. Paul*.

- Tunved P., Korhonen H., Ström J., Hansson H.C., 200.) A pseudo-Lagrangian model study of the size distribution properties over Scandinavia: transport from Aspöreten to Värriö. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 4, pp. 7757-7794.
- Tunved P., Hansson H.C., Kulmala M., Aalto P., Viisanen Y., Karlsson H., Kristensson A., Swietlicki E., Dal Maso M., Ström J., Komppula M., 2003. One year boundary layer aerosol size distribution data from five Nordic background stations. *Atmos. Chem. Phys.* 3, pp. 2183-2205.
- Turpin, B.J., Saxena, P., Andrews, E., 2000. Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects. *Atmospheric Environment* 34, 2983-3013.
- Turpin, B.J. and Lim, H.-J., 2001. Species contribution to PM_{2.5} mass concentrations: Revisiting common assumptions for estimating organic mass. *Aerosol Science and Technology* 35, 602-610.
- Warnecke G., 1997. Meteorologie und Umwelt. *Springer-Verlag*. 2. Aufl.
- Warneck, P., 2000. Chemistry of the Natural Atmosphere, 2nd edn. Academic Press, San Diego, CA.
- Weber R.J., Marti J.J., McMurry P.H., Eisele F.L., Tanner D.J., Jefferson A., 1997. Measurements of new particle formation and ultrafine particle growth rates at a clean continental site. *Journal of geophysical Research* 102, no. D4, pp. 4375-4386.
- Wehner, B. and A. Wiedensohler, 2003. Long term measurements of submicrometer urban aerosols: statistical analysis for correlations with meteorological conditions and trace gases. *Atmos. Chem. Phys.*, 3, 867-879.
- Wehner B., Birmili W., Gnauk T., Wiedensohler A., 2002. Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study. *Atmospheric Environment* 36, pp. 2215-2223.
- Wetter3, 2007. Wetterkarte zum Geopotential und zur Temperatur in 850 hPa, GFS (Global Forecast System) – Analyse <http://www2.wetter3.de/Archiv>.
- Whitby K.T., Cantrell B.K., 1975. Atmospheric Aerosols - Characteristics and Measurement. *International Conference on Environmental Sensing and Assessment* 19, pp. 1-6.
- Wiedensohler A., Orsini D., Covert D.S., Coffmann D., Cantrell W., Havlicek M., Brechtel F.J., Russell L.M., Weber R.J., Gras J., Hudson J.G., Litchy M., 1997. Intercomparison Study of the Size-Dependent Counting Efficiency of 26 Condensation Particle Counters. *Aerosol Science and Technology* 27, pp. 224-242.
- Wiedensohler A., 1988. An approximation of the bipolar charge distribution for particles in the submicron size range. *J. Aerosol Sci.* 19, no 3, pp. 387-389.
- Wiedensohler A., 1989. Die bipolare Diffusionsaufladung von Partikeln in chemischen trägen Reinstgasen. *Dissertation*, Universität Duisburg.
- Wiedensohler A., Stratmann F., Tegen I., 2000. Environmental Particles. In: *Particle-Lung Interactions*, pp. 67-88.
- Williams, J., de Reus, M., Krejci, R., Fischer, H., Ström, J., 2002. Application of the variability – size relationship to atmospheric aerosol studies: estimating aerosol lifetimes and ages. *Atmos. Chem. Phys.* 2, 133-145 .
- Winklmayr W., Reischl G.P., Lindner A., Berner A., 1991. A new electromobility spectrometer for the measurement of aerosol size distributions in the size range from 1 to 1.000 nm. *J. Aerosol Sci.* 22, no 3, pp. 289-296.
- Yang, H., Yu, J.Z., 2002. Uncertainties in charring correction in the analysis of elemental and organic carbon in atmospheric particles by thermal/optical methods. *Environ. Sci. Technol.* 36, 5199-5204.