



Das Lebensministerium



Materialien zur Luftreinhaltung

**Korngrößendifferenzierte Feinstaubbelastung in Straßennähe in
Ballungsgebieten Sachsens**

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt und Geologie

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	3
2.	Theoretischer Teil - Quellgruppenzuordnung von Aerosolen	4
2.1	Charakteristik von Aerosolbestandteilen und ihrer Quellen	4
2.2	Methoden der Quellgruppenanalyse	9
3	Experimenteller Teil und Bedingungen	11
3.1	Probenahmen	11
3.2	Analysen	15
3.3	Meteorologie	16
3.4	Sonstige Bedingungen	18
3.5	Arbeitsaufteilung	18
4	Ergebnisse und Auswertungen	20
4.1	Vergleich Impaktor und HVS	20
4.2	Inhaltsstoffe in PM₁₀ und PM_{2,5}	22
4.2.1	Aerosolkonzentration	22
4.2.2	Verteilungscharakteristik	27
4.2.3	Korrelationen	30
4.2.4	Wochengang	37
4.2.5	Jahresgang	41
4.2.6	Vergleich der Standorte	43
4.2.7	Massenbilanz / Zusammensetzung des Aerosols	52
4.2.8	Hauptkomponentenanalyse	56
4.2.9	Clusteranalyse	61
4.3	Korngrößendifferenzierte Zusammensetzung	63
4.3.1	Konzentration der Einzelstoffe in PM ₁₀	63
4.3.2	Korngrößendifferenzierte Aerosolkonzentrationen	64
4.3.3	Massenbilanz / Zusammensetzung des Aerosols	78
4.3.4	Winter / Sommer	86
4.3.5	Werktag / Wochenende	91
4.3.6	Vergleich der Standorte	93
4.3.7	Korrelationen	96
4.4	Windrichtung	98
4.5	Quellgruppenzuordnung nach Lenschow	100
4.6	Jahreswechsel 2003/2004	104
4.7	Zusammensetzung bei Überschreitungen des PM₁₀ Grenzwertes	106
4.8	Korrelationen mit dem Kfz-Verkehr	111
4.9	geogene Quellen des Ferneintrags	114
4.9.1	Meersalzaerosol	114
4.9.2	Saharastaub	115
4.10	Partikel Histogramme und Bilder	118
4.11	Präsentation der Ergebnisse	122
5	Diskussion	123
5.1	Feinstaub und Grobstaub	123
5.2	Zusammensetzung von Fein und Grobstaub	124
5.3	Quellgruppenzuordnung	128
5.4	Einfluss des Kfz-Verkehrs	130
5.5	Forschungsbedarf	133
6	Zusammenfassung	135
7	Summary	138
8	Literaturverzeichnis	141
9	Abkürzungsverzeichnis	148

1 Einleitung

Für den Schutz der menschlichen Gesundheit hat die EU ab 01.01.2005 ein über 24 Stunden gemittelten Grenzwert der Feinstaubkonzentrationen (PM₁₀) von 50 Mikrogramm pro Kubikmeter bei 35 zugelassenen Überschreitungen im Kalenderjahr verordnet. Daneben darf der Jahresmittelwert nicht größer als 40 µg/m³ sein (Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft). Am 11.9.2002 wurde dies in Deutsches Recht (22. BImSchV. §4 Abs. 2) übernommen. Der Grenzwert inkl. Toleranzmarge wurde im Jahr 2003 an mehreren hauptsächlich durch Straßenverkehr belastete Messstationen in Sachsen überschritten. Damit wird es für das LfUG in Zusammenarbeit mit den Straßenbaubehörden, Regierungspräsidien und den Kommunen notwendig Luftreinhaltepläne aufzustellen um die Konzentrationen von Feinstaub zu verringern. Die Quellgruppenanalyse ist ein notwendiges Instrument um Handlungsansätze für Aktionspläne und Luftreinhaltepläne zur Verminderung der Emission dieser Art von Partikeln der Luft zu ermöglichen.

Die Partikelbelastung besonders durch Ultrafeinstaub erscheint wichtig für die Beurteilung möglicher Gesundheitsauswirkungen zu sein. Derzeit reicht die Datenlage nicht aus, um einen Grenzwert für ultrafeine Partikel abzuleiten. Diese Partikel sind 1000 mal kleiner als der Durchmesser eines menschlichen Haares und können über die Atemluft bis in die tiefsten Verästelungen der Lunge (Lungenbläschen) gelangen.

Im Sechsten Umwelt EU-Umweltaktionsprogramm werden Gesundheitsprobleme mit Partikeln in der Luft in Zusammenhang gebracht und „die lokalen und regionalen Behörden sind aufgerufen Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen einzuleiten.“ Die Überprüfung und nötigenfalls Änderung von Luftqualitätsnormen wird im Rahmen der thematischen Strategie „Saubere Luft für Europa“ (CAFE) durchgeführt: „Eine der obersten Prioritäten (...) wird es daher sein, die Belastung durch Partikelbestandteile und Ozon in Angriff zu nehmen.“ (Europäische Kommission, 2001a und 2001b). In Zusammenhang mit dem CAFE-Prozess beabsichtigt die EU-Kommission im Jahr 2005 einen Grenzwert für PM_{2,5} einzuführen, der im Bereich 12 – 20 µg/m³ als Jahresmittelwert beziehungsweise etwa 35 µg/m³ als 90 Perzentil liegen soll. Damit werden nicht mehr als 35 Überschreitungen dieses Wertes als Tagesmittelwert zugelassen. In den USA bereitet die US-EPA mit der Clean Air Interstate Rule

(CAIR) ein Programm zur Minderung der PM_{2,5} Werte vor (DAVIDS, 2004).

Ziel des Eigenforschungsprojekts war es mittels Analyse der chemischen Inhaltsstoffe in verschiedenen Korngrößen des Aerosols und daraus abgeleiteten Auswertungen spezifische Verursacher für erhöhte Schadstoffkonzentrationen in städtischen Ballungsgebieten Sachsens zu identifizieren.

Die Verkehrsstation am Schlesischen Platz in Dresden gehört zu dem am stärksten durch Kfz-Verkehr beeinflussten Standort der Hauptstadt Sachsens.

Neben den Analysen der chemischen Inhaltsstoffe durch Impaktormessungen in verschiedenen Fraktionen der Partikelgrößen ergänzt die beispielhafte Untersuchung der Partikelgestalt mittels Rasterelektronenmikroskopie die Ursachenforschung. Außerdem werden Daten zur Wettersituation, gasförmige Luftschadstoffe und Kfz-Verkehrszählungen benutzt.

Die Probenahme und Analytik wurden durch die Staatliche Umwelbetriebsgesellschaft (UBG), den TÜV Süd und vom Leibniz Institut für Troposphärenforschung Leipzig e.V. (IFT, Prof. Herrmann; MÜLLER et al., 2004) durchgeführt. Ein Teil der meteorologischen Daten wurde vom DWD genutzt.

2 Theoretischer Teil - Quellgruppenzuordnung von Aerosolen

2.1 Charakteristik von Aerosolbestandteilen und ihrer Quellen

Generelle Zusammensetzung des Aerosols

Aerosol ist eine Suspension von Flüssigkeiten oder Festen Partikeln in der Luft. Die Feinstaubpartikel in der Umgebungsluft sind ein komplexes Gemisch. Ein Teil davon sind primäre Partikel, die direkt durch Verbrennungsprozesse ausgestoßen werden, durch mechanischen Abrieb von Reifen und Straßenbelag und Aufwirbelung entstehen oder aus natürlichen Quellen stammen. Ein anderer Teil sind sekundäre Partikel, welche sich erst in der Luft aus gasförmigen Vorläuferschadstoffen bilden. (BUWAL 2003)

Global betrachtet besteht die mittlere stoffliche Zusammensetzung des Aerosols aus Seesalz, Mineralstäuben, Vulkanasche und sekundäre Aerosole aus biogenen Schwefel- und Kohlenwasserstoffemissionen. In industrialisierten Gebieten kommen hinzu: Aus Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickoxiden gebildete sekundäre Ammoniumsulfate und -nitrate, Russpartikel, mechanisch aufgewirbelte Stäube und weitere Stäube aus u.a. Verhüttung, Müllverbrennung, Verkehr, Heizung und Stromgewinnung. In industrialisierten Gebieten stellen jeweils 1/3 der Aerosolmasse anthropogene sekundäre Aerosole, organische Verbindungen inkl. Ruß und Wasser bzw. Erdkrustenbestandteile dar (SCHULZE, 1993).

Feinstaub (PM_{10} = Particulate Matter < 10 μm) besteht hauptsächlich aus Staubpartikeln, die kleiner sind als 1/10 der Dicke eines Haares (100 tausendster Teil eines Meters). Nach der 22. BImSchV § 1 sind „ PM_{10} die Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamische Durchmesser von 10 μm einen Abscheidegrad von 50 Prozent aufweist“. In Abb. 2.1-2 werden die Abscheidecharakteristiken für PM_{10} und $PM_{2,5}$ beispielhaft dargestellt. Danach wird deutlich, dass auch Partikel > 10 μm Durchmesser aber nicht alle Partikel <10 μm zu 100% auf dem Filter abgetrennt werden.

Es werden drei Größenbereiche unterschieden (s. auch Abb. 2.1.1):

- Ultrafeine Partikel (aerodynamischer Partikeldurchmesser < 0,1 μm), die auch als Nanopartikel bezeichnet werden. Weiter zu unterscheiden in

- Partikel < 20 nm (Nukleationsmode) bzw. >20 nm – 100 nm (Aitken-Mode). Letzterer entsteht nachdem Nukleationsmodepartikel sich zusammengelagert haben bzw. stammt aus Verbrennungsprozessen (Russ).

- Partikel des Akkumulationsmodus (>0,1 - 1 μm) stehen als Kondensationskerne für Wolkentröpfchen zur Verfügung.

- grobe Partikel >1 oder >2,5 μm bzw. 2,5 – 10 μm .

Die groben (engl. coarse) Partikel tragen wesentlich zur Partikelmasse bei. Häufig wird die Fraktion PM_{10} - $PM_{2,5}$ als Grobstaubfraktion beschrieben, wie z.B. bei der US EPA (NEHZAT et al. 2003). Bei der Betrachtung der Korngrößenverteilung der Masse des Aerosols fallen 3 Maxima auf. Die eigentliche Grenze zwischen Grob- und Feinstaub kann bei 1 μm Partikeldurchmesser gezogen werden. Heutzutage werden jedoch häufig $PM_{2,5}$ Probenahmen benutzt, die noch einen Teil des Grobstaubs beinhalten (s. Abb. 2.1.2 - 2.1.4).

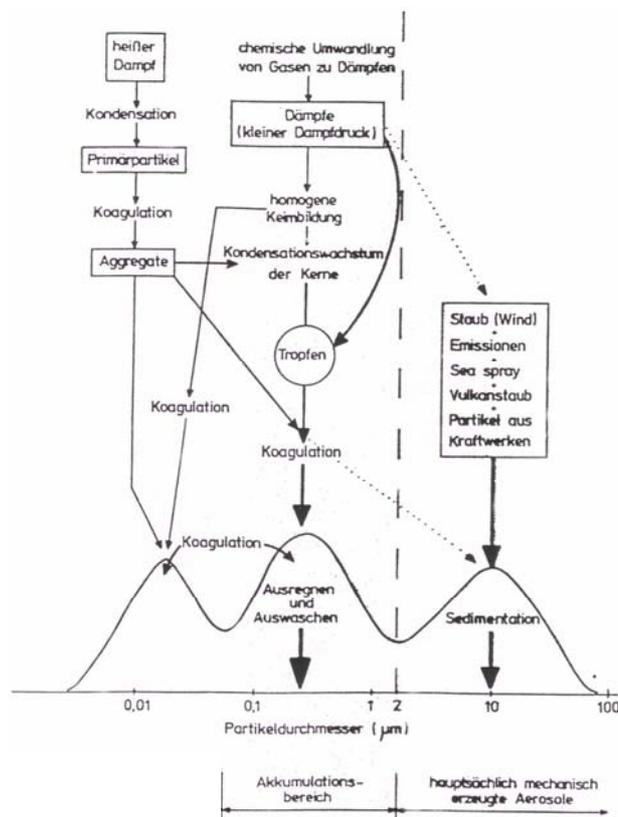


Abb. 2.1-1: Aerosolprozesse in der Atmosphäre (REICH, 1994).

Teilchen über 10 μm sedimentieren rasch zu Boden und werden so aus der Luft entfernt. (s. Abb. 2.1.5)

Ultrafeine Partikel ($< 0.1 \mu\text{m}$) haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten und koagulieren innerhalb weniger Stunden mit größeren Partikeln oder wachsen durch Kondensation. Teilchen im Akkumulationsmodus ($0.1 - 1 \mu\text{m}$) bilden massenmäßig den Hauptteil des Aerosols an Standorten, die nicht in unmittelbarer Nähe einer großen Quelle liegen und bestehen aus sekundärem Aerosol. Die Eliminationsmechanismen für diese Größenkategorie sind nicht sehr effizient, so dass die Teilchen mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Teilchen dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt und zum Teil durch Impaktion.

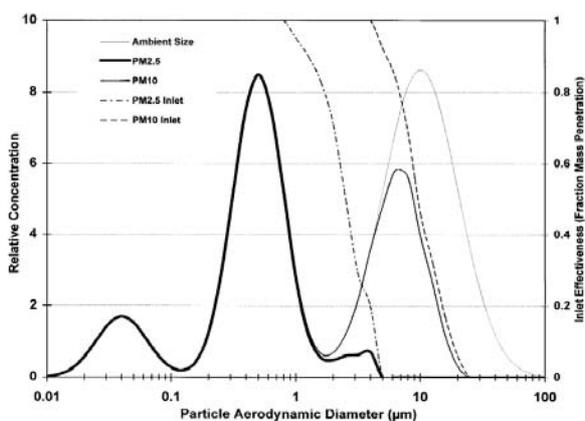


Abb. 2.1-2: Relative Massengrößenverteilung und die PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ Größenfraktionen (nach CHOW und Watson 1998).

Nach MÜLLER (2002) verbleibt Feinstaub ($\text{PM}_{2,5}$) ca. 2-4 Tage in der Atmosphäre (s. auch Abb. 2.1.5).

Die meisten Ultrafeinen Partikel bestehen aus organischem (OC) und elementarem (EC, Ruß) Kohlenstoff. Sulfat und Nitrat sind in etwas größeren Partikeln und tragen einen wesentlichen Beitrag zur $\text{PM}_{2,5}$ -Masse bei. Diese Inhaltsstoffe sind jedoch nur in geringem Umfang an der großen Anzahl der Teilchen beteiligt. Die Partikelanzahl in Städten dominieren Teilchen mit der einem Durchmesser von 20 – 30 nm, die aus schwerflüchtigen organischen Stoffen bestehen. Teilchen $>50 \text{ nm}$ gehören dort zu frisch emittiertem Ruß (van DINGENEM et al., 2004). Primäre Russpartikel haben bei Holzverbrennungsprozessen nach GWAZE et al. (2004) einen mittleren Durchmesser von 50 nm.

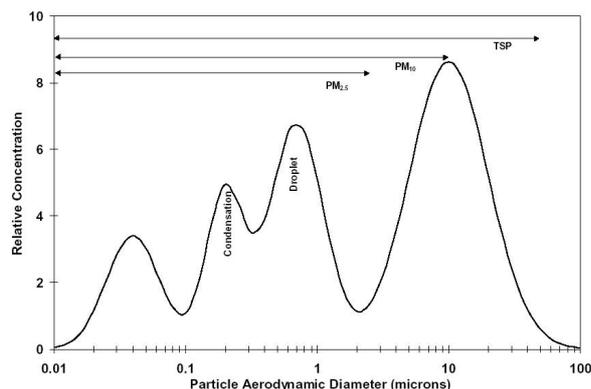


Abb. 2.1-3: Idealisierte Korngrößenverteilung von Partikeln in der Außenluft (nach CHOW und Watson 1998).

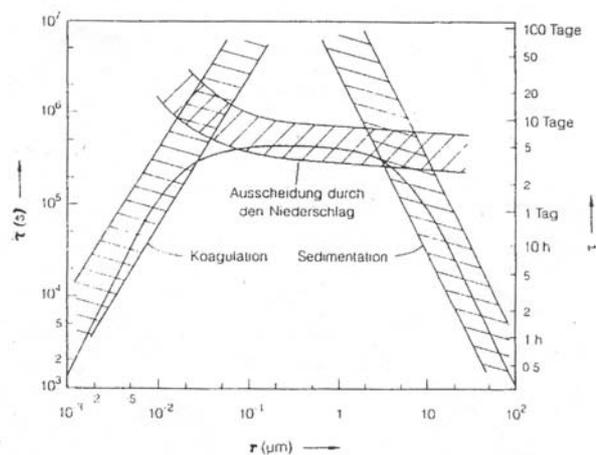


Abb. 2.1-4: Mittlere Partikellebensdauer (nach JÄNICKE 1978).

Die im Aerosol vorhandenen Spurenmetalle kommen in unterschiedlich fest gebundener Form vor. In der Fraktion $< 0,61 \mu\text{m}$ wurde Vanadium zu 50 % und mehr als ein Viertel von Ni, Co, Mn, Ca, Cu und Cd als in Salzlösung lösliche Form gefunden. Eisen hingegen war zu über 50 % im nicht oxidierbaren Rückstand (ESPINOSA et al., 2002).

Partikeln Neubildung wird nach theoretischen Berechnungen u.a. durch Reaktionen zwischen organischen und Schwefelsäure zu Aerosol aus organischem Materie und Sulfat gefördert (ZHANG et al., 2004).

Weitergehende allgemeinverständliche Darstellungen zu Bildung und Messung von Feinstaub sowie detaillierte Klärung der Begriffe werden bei BUWAL (2001) gegeben.

Quellen der Sekundären Aerosole

Quellen für Partikel sind mobil oder ortsfest die Partikel können sich jedoch ebenfalls aus gasförmigen Schadstoffen bilden.

Die Umwandlung von SO_2 zu Sulfat kann auf verschiedenen Wegen stattfinden. Nach BERNDT et al. (2004) werden vermutlich ein großer Teil Sulfatpartikel aus der Ozonolyse von Alkenen in Anwesenheit von SO_2 produziert. Außerdem wird in Regentropfen gelöstes SO_2 durch Mangan und Eisenionen als Katalysator mit Oxidationsmitteln zu Sulfationen umgewandelt. Die homogene Gasphasenreaktion von SO_2 zu Schwefelsäure läuft in einer Geschwindigkeit von ca. 2 % pro Stunde ab. Laborexperimente zeigen, dass bei feuchter Luft (> 80%, $T = 10^\circ\text{C}$) die Umwandlung von SO_2 bei Anwesenheit von Ammoniak 1,1% / h beträgt (TURSIC et al., 2004). Im Anschluss an die Bildung von Schwefelsäure kann durch Neutralisationsreaktionen mit Ammoniak in der Atmosphäre Ammoniumsulfat gebildet werden. NH_3 Emissionen beeinflussen somit lokale Umgebungsluftkonzentrationen von NH_3 und $\text{PM}_{2,5}$ (WALKER et al., 2004). In Atlanta werden $\text{PM}_{2,5}$ -Ereignisse auf plötzlichen Anstieg der Russkonzentrationen am Morgen bzw. Sulfatkonzentrationen am Nachmittag zurückgeführt (WEBER et al., 2003). Ein Teil der Sulfat- und Nitrat-Ionen deponiert als grobe Partikel (Na, K, Mg, Ca-Nitrate) bzw. feine Partikel aus Ammoniumnitrat und -sulfat werden durch Regen ausgewaschen.

In Sachsen werden pro Jahr ca. 15 kg/ha Sulfat, ca. 20 kg/ha Nitrat und ca. 20 kg/ha Ammonium deponiert (LfUG, 2003).

Stickoxide reagieren nach PLATE (2000) bevorzugt auf photolytischem Weg zu HNO_3 (Salpetersäure) und weiter zu Nitrat. Aus HNO_3 und Kochsalz bzw. Mineralstäuben entsteht NaNO_3 bzw. ein K, Mg, Ca-Nitrat, welches in der gröberen Fraktion anzutreffen ist. In Gegenwart von Ammoniak entsteht hingegen im Feinstaubbereich (< $1\mu\text{m}$) Ammoniumnitrat (NH_4NO_3), das in Abhängigkeit von Luftfeuchte und Temperatur in die Bestandteile Ammoniak und Salpetersäure dissoziieren kann. Dieses Salz ist im Winter aufgrund niedrigerer Temperaturen stabiler und höher konzentriert. Zusätzlich gibt es im Sommer Probenahme bedingt z. B. durch erhöhte Temperaturen des Quarzfaserfilters (> 20°C) bis zu 100% Verlust (SCHAAP et al., 2004). In marinen gealtertem Aerosol werden freie Säuren (HNO_3 und H_2SO_4) unter Freisetzung von HCl hauptsächlich zu groben Natriumnitrat und weniger zu Natriumsulfat umgewandelt. Grobe Nitratsalze

deponieren deutlich rascher als das im Feinstaub vorhandene Ammoniumnitrat.

Nach BEIERLE et al. (2004) beträgt die mittlere Lebenszeit von NO_x in Deutschland 6 h im Sommer und 24 h im Winter. Bei geringen Windgeschwindigkeiten erscheint es plausibel, dass lokale Emissionen, z.B. Autoverkehr durchaus in einigen 10km Umkreis die Partikelmasse nennenswert anheben können, insbesondere an den Stadträndern, wo der Nitratgehalt im Vergleich zu den verkehrsnahen Standorten in der City häufig höher sein soll (PUTAUD et al., 2004). In Fresno (USA) haben CHOW et al. (2004) abgeleitet, dass sich in den Nachtstunden aus Salpetersäure und Ammoniak Ammoniumnitrat bildet. Zwischen 10 und 12:00 Ortszeit wurden erhöhte Nitratkonzentrationen gemessen, was auf eine sonneninduzierte vertikale Durchmischung der bodennahen Luftschichten zurückgeführt wird. Dort besteht $\text{PM}_{2,5}$ zu 85-95% aus Ammoniumnitrat.

Ammoniumnitrat wird im Feinstaubbereich, außer im Ultrafeinstaub (< $0,1\mu\text{m}$) gefunden. Im Grobstaub ist NaNO_3 anzutreffen nach (SINGH et al., 2002).

Weltweit gesehen stammt der größte VOC-Anteil aus natürlichen Quellen (GUDERIAN, 2000). Danach werden 500 Terragramm Kohlenstoff pro Jahr als Isopren und Monoterpen emittiert, im Vergleich zu 100 Terragramm aus anthropogenen Quellen. In Deutschland stammen zu allen Jahreszeiten in etwa gleichmäßig 700 t/a aus dem Straßenverkehr und 1100 t/ Jahr aus Lösemittelgebrauch. Eine genaue quantitative Angabe über die Menge natürlicher Emissionen für Deutschland liegt nicht vor. Die Emissionen der natürlichen Quellen sind bei höheren Temperaturen deutlich größer, als bei niedrigen. Die Vorläuferstoffe für Sekundäres Organisches Aerosol (SOA) können aus verschiedenen Quellen stammen, wie Vegetation (z. B. organische Dicarbonsäuren, Terpene), Kohleverbrennung und leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe aus dem Straßenverkehr. Beispielsweise betragen die Halbwertszeiten für den Abbau mit Hydroxylradikalen für Benzol 9 Tage, Toluol 1,9 Tage, m-Xylol 5,9 Stunden, n-Octan 1,3 Tage, MTBE 3,9 Tage und für 2,2,4 Trimethylpentan 3,2 Tage (Atkinson, 2000).

Tab. 2.1-1: Typische Hauptquellen bestimmter Aerosolbestandteile.

PM	Verkehr	Haus halte	Indus trie	Erd kruste	biogen	See wasser	Bemerkung a)
NH ₄ ⁺	x	x			x		Sekundär aus NH ₃ :Landwirtschaft, Kläranlagen
Ca				x			
Cl						x	
K		x	x	x			Holzverbrennung, Kruste
Mg				x		x	Sh
Na						x	Sh
NO ₃ ⁻	x		x				Sekundär aus NO ₂
SO ₄ ²⁻			x				Sekundär aus SO ₂
Ruß	x	x	x				Aus Verbrennungsprozessen, Kfz-Diesel
OC	x		x		x		sekundär aus VOC, biogen (Dicarbonsäuren u.a.)
As			x				100% anthropogen (Sh) Kohle (Sg, Sh), Kupferhütten (Sg)
Cd							100% anthropogen (Sh), Kohle, Müllverbrennung, Kupferhütten (Sg)
Cr	x		x	x			Kfz, etwas Kohle, Müllverbrennung (Sg)
Cu	x		x				Kupferhütten, Bremsbeläge, Müllverbrennung(Sg)
Fe	x		x	x			geogen + Kohle (K)
Mn	x			x			
Ni	x		x				Schweröl (St)
Pb	x						100% anthropogen (Sh) Verkehr, Müllverbrennung, Kupferhütten (Sg)
Sb	x						Verkehr (St)
Ti				x			geogen + Kohle (K)
V	x		x				Schweröl, Kohle (St)
Zn		x	x				anthropogen (Sh)
BaP	x	x	x				Aus Verbrennungsprozessen, Kfz-Diesel

a) Sg = Steiger 1991; Sh = Steinhoff 2003; K= Kriews 1992.

Primäre Quellen aus dem Straßenverkehr

Der LKW-Verkehr ist hauptsächliche Quelle für die Dieselrußemissionen an der Straße. Abgase aus Dieselmotoren stoßen Im Vergleich zu Benzinmotoren bis zu 1000-mal mehr Feinpartikel aus (BUWAL 2003). Typische Dieselpartikel sind Agglomerate, die bei der Emission hauptsächlich aus Agglomeraten von 60 bis 100 nm bestehen. Diese bestehen wiederum aus kugelförmigen Primärpartikeln mit einem Durchmesser von 15-40 nm (BURTSCHER, 2005).

Verursacher der PM₁₀-Immissionen im Nahbereich von Straßen sind zu einem großen Teil die 5 Quellen (n. LOHMEYER und DÜRING 2001b):

1. Auspuffemissionen,
2. Straßenabrieb,
3. Aufwirbelung von Straßenstaub,
4. Reifenabrieb und
5. Brems- und Kupplungsbelagsabrieb.

Bei einem Vergleich der sächsischen Messstellen Leipzig Lützner Straße und der Hintergrundstation Leipzig-West, wurde in der Lützner Straße eine Zusatzbelastung durch Kfz-Verkehr von 20 µg/m³ (5.8 bis 41.1 µg/m³) festgestellt. „Ca. 60 % der gemessenen Gesamtbelastung an der Lützner Straße entfallen auf die Emission in der Straße selbst, ca. 40 % auf die Hintergrundbelastung. An Tagen mit Regen reduziert sich die PM₁₀-Zusatzbelastung auf

ca. 14 µg/m³. An Tagen ohne Regen wurden ca. 22 µg/m³ gemessen, d. h. es wurde eine ca. 35 %ige Reduktion der PM₁₀-Zusatzbelastung an Regentagen festgestellt.“ (LOHMEYER und DÜRING 2001b)

Nach ANKE et al. (2002) wurden dem LKW Verkehr 17 – 30% und dem PKW-Verkehr 4% zugeordnet. 21 – 34% des PM₁₀ an der Lützner Str. in Leipzig stammten somit aus dem Kfz-Verkehr.

Bei Untersuchungen von Straßenstaub in der Lützner Straße wurden mittels eines Staubsaugers die PM₇₅ Belegung untersucht. Im Mittel wurden 0.38 ± 0.21 g/m² gefunden, wobei die fünffache Menge vom Mittelwert im Rinnsteinbereich gefunden wurde. Dies entsprach der doppelten Menge dessen, was an der Frankfurter Allee in Berlin gefunden wurde (RAUTERBERG-WULFF, 2000). Die Zusammensetzung des Staubes war sehr ähnlich entlang des Querschnitts der Strasse, wobei der silikatische Anteil stark dominiert (88%) (LOHMEYER und DÜRING 2001a).

Die Kohlenstoffkonzentrationen (Ruß und OC) im PM_{2,5} steigen am frühen Morgen durch den Straßenverkehr stark an und in Fresno auch am Abend. Letzteres wird durch Beiträge aus Heizungen an kalten Winterabenden zurückgeführt (CHOW et al. 2004, Fresno; WEBER 2003, Atlanta). Für Baden-Württemberg wird die Holzfeuerung in den Haushalten als die größte Emissionsquelle für Feinstaub eingeschätzt (PREGGER und FRIEDRICH, 2004).

Auch DELETIC und ORR (2004) haben den Hauptteil des Sediments im Rinnsteinbereich gefunden (66% in Abstand bis 50 cm von Bordstein). Der Hauptteil der Schwermetalle befand sich in der kleinsten Fraktion (<63µm) und war im Sommer höher konzentriert. Höhere Mengen Straßensediment, Chlorid und Sulfat wurden im Winter gefunden.

Im Aerosol ist der Anteil der wasserlöslichen Ionen (Ammonium, Sulfat und Nitrat) 100 Mal höher als im Straßenstaub (s. Tabelle 2.1.2, LOHMEYER und DÜRING 2001a). Diese sekundären Aerosole wurden durch Abscheidung an größeren Partikeln bzw. Oberflächen (Impaktion) oder Auswaschung durch Niederschlag deponiert. Aus Aufwirbelungsprozessen des Straßenstaubes können deshalb die Ionenanteile des Aerosols nicht erklärt werden.

HÖFLINGER und KOTSCHUNIG (2003) haben für Emissionsfaktoren des PM₃₀ aus modellierten E-

missionen diffuser Staubemissionen des Kfz-Verkehr und mittlere Konzentrationen der Immissionswerte ähnliche zeitliche Verläufe gefunden und führen dies auf die verstärkte Wiederaufwirbelung im Winter zurück.

Nach Abschätzungen von PREGGER und FRIEDRICH (2004) stammen der größte Teil der Partikelemissionen des Straßenverkehrs (PM_{2,5}) aus den Abgasen schwerer Nutzfahrzeuge (60%). Der Anteil des Reifenabriebs an dieser Staubklasse wird jedoch sehr gering eingeschätzt. Die Aufwirbelung aus Straßenverkehr wird mit 33% der Gesamt PM₁₀-Emissionen aller anthropogenen Quellen eingeschätzt. Die Einführung des Dieselpartikelfilters ab 2005 in neuen PKW und leichten Nutzfahrzeugen könnte in Baden-Württemberg im Jahr 2010 die PM_{2,5}-Emissionen um etwa 5% vermindern.

Tab. 2.1-2: *Prozentualer Anteil verschiedener Komponenten in PM₇₅ des Straßenstaubes bzw PM₁₀ und PM_{2,5} des Aerosols Ende 2000, Leipzig Lützner Str. (n. LOHMEYER und DÜRING 2001a).*

Komponente	PM ₇₅ Straße	PM ₁₀ Aerosol	PM _{2,5} Aerosol
Silikat	88	52	41
Elementarer Kohlenstoff (EC) z.B. Ruß	3	16	14
Organischer Kohlenstoff (OC)	2,5	17	16
Ionen Summe	0,2	16	24
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,04	2	5
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,01	6	9
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	0,2	8	9
Wasser und Rest	7	1	6
(Kohlenwasserstoffe, Fluoride, Chloride)			

Giftigkeit einiger Außenluftinhaltsstoffe

Aufgrund der EG-Gefahrstoffliste gelten Dieselruß sowie einige Inhaltsstoffe des Aerosols in Verkehrsnähe als krebserregend (HÖRATH, 1995). Hierzu zählen z.B. BaP, sowie chemische Verbindungen von Arsen, Antimon, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel (Tab. 2.1-3). Kupferverbindungen sind gesundheitsschädlich. Nach der TA Luft (24.7.2002) müssen die Emissionen die Verbindungen von Antimon, Blei, Kupfer, Mangan, Zinn und Vanadium sowie die krebserzeugenden Verbindungen von Arsen, Chrom, Nickel und BaP beschränkt werden.

Starker Kontakt zu Dieselrußemissionen mit Partikeln von 0,02 bis 0,5 µm Durchmesser führt nach epidemiologischen Studien zu erhöhtem Lungenkrebsrisiko. Ultrafeine Partikel im Vergleich zu feinen Partikeln weisen bei gleicher Massendosis eine stärkere Toxizität bei Tierexperimenten auf. Reifenabrieb kann ebenfalls Quelle für PAK in der Außenluft sein, da sich diese über Zusatzstoffe (hoch a-

romatische Öle) in Reifen vieler Hersteller befinden. Die EU-Kommission hat bereits eine Reduzierung der verwendbaren Menge im Reifen beschlossen, die ab 2009 gelten wird. SCHAUMANN et al. (2004) haben verstärkte Entzündungsprozesse der Lunge in Gesunden Probanden auf die Zufuhr von Nickel, Kupfer und Zink in belastetem PM_{2,5} zurückgeführt.

Epidemiologische Studien zeigen, dass feine und ultrafeine Partikel, die an der Straße nahezu ausschließlich aus dem Kfz-Verkehr stammen, gesundheitliche Relevanz haben. Dies gilt insbesondere für Dieselruß. PM_{2,5} war am stärksten mit Atemwegserkrankungen verbunden und Modelle konnten zeigen, dass eine signifikante Zunahme der Krankenhauseinlieferungen für über 65-jährigen in Städten bei erhöhten PM-Werten auftraten, nicht jedoch im ländlichen Raum (NEUBERGER et al., 2004). In derselben Studie wird gezeigt, dass der Kohlenstoffanteil in PM₁₀ einen Einfluss auf die Atmung von Vorschulkindern hat. Für das meteorologisch außergewöhnlich trockene und heiße Jahr

2003 berechneten FISCHER et al. (2004), dass 400 bis 600 Personen in den Niederlanden wegen der erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen von Ozon und z. T. auch PM₁₀ mehr gestorben sind als im meteorologisch durchschnittlichen Jahr 2000. STEDMAN (2004) zeigt, dass in England und Wales im Jahr 2003 423 bis 769 mehr Menschen gestorben sind aufgrund von erhöhten Ozon- bzw. PM₁₀ Werten. Er weist ebenfalls daraufhin, dass die Ratschläge an die Bevölkerung bei den problematischen Wetterverhältnissen wichtig bleiben: Sich in kühlen Räumen aufzuhalten und die Exposition mit der Luftverschmutzung zu vermeiden.

Ottokraftstoffe enthalten in Deutschland 2% krebserregendes Benzol, bis zu 5 % sind erlaubt (HÖRATH, 1995).

Tab. 2.1-3: Gefahrstoffcharakter und krebserregende Eigenschaften einiger Stoffe in der Umgebungsluft an Verkehrsstationen (nach HÖRATH, 1995 und der enthaltenen EG-Gefahrstoffliste).

Element/ Verbindung	Verbindung	Carc. ¹⁾ 1-3	Bemerkung
Antimon	Chlorid	3 als Oxid	Chlorid reizt Atmungs- organe giftig
	Antimotrioxid		
Arsen	Arsen und Verb.	1	giftig
Blei	Acetat, Alkyle, Chromat	1	giftig
Cadmium	Trichlorid,	2	giftig beim einatmen
	Sulfat,	2	gesundheitsschädlich
Chrom Kupfer	(VI)Oxid	1	giftig
	(I)Chlorid und Sulfat	-	gesundheitsschädlich
Nickel	Dioxid	1	giftig
	Verbindungen	1 - 3	teilw. giftig
Benzo(a)pyren	-	2	giftig
Benzo(b)fluoranthren	-	2	giftig
Benzo(k)fluoranthren	-	2	giftig
Dibenzo(a,h)anthracen	-	2	giftig
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	2	giftig
Dieselmotor-emissionen	-	1	giftig
Benzol	-	1	giftig

¹⁾ 1 =bekanntermaßen krebserzeugend; 2 = als bei Menschen krebserzeugend anzusehen; 3= wegen möglicher krebserregender Wirkung beim Menschen Anlass zur Besorgnis.

2.2 Methoden der Quellgruppenanalyse

Bei der Quellgruppenanalyse wird versucht die Beiträge bestimmter einzelner Quellen bzw. Quellgruppen zu identifizieren und zahlenmäßig fassbar zu machen.

Es soll hierbei eine Beziehung zwischen der Emission bestimmter Quellen und den Immissionskonzentrationen am Ort des Auftretens gezogen werden. Dieser Ort wird auch als Receptor bezeichnet.

Für die Untersuchung der Quellen werden entweder Berechnungen aufgrund von Emissionskatastern oder Receptormodelle aufgrund von Immissionsmessungen benutzt (nach STEIGER, 1991).

1 Auf Basis von Emissionskatastern werden Berechnungen durchgeführt mittels Quellen- oder Ausbreitungsmodellen, die meteorologische Bedingungen für eine Vorhersage benötigen. Die benötigten Emissionsfaktoren beruhen häufig auf Schätzungen.

Problem ist hierbei z.B. die Abschätzung der Bodenerosion und die Beschreibung der Neubildung von Partikeln aus reaktivem Gasen. Nachteilig ist, dass die bisherigen Modelle die chemische Umsetzung und Deposition (durch Niederschlag oder trocken) nicht ausreichend berücksichtigen.

Die genutzten Ausbreitungsmodelle im LFUG sind LASAT bzw. MISKAM (mit Gitternetzweiten von wenigen Metern). Informationen die in diese Betrachtung eingehen sind der Ort, Emissionsraten, Topographie, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Mischungsschichthöhe, Stabilität der Atmosphäre und die statistischen Schwankungen der vorgenannten Größen.

Voraussetzung ist die Information über Emissionsmassenflüsse.

2 Auf Immissionsmessungen und der chemischen Zusammensetzung beruhende Receptormodelle

Informationen zu Receptormodellen finden sich in der Literatur (GORDON, 1980; COOPER und WATSON, 1980 sowie HENRY et al (1984) in STEIGER (1991)). Die Zusammensetzung der Quellen („Fingerabdrücke“) werden mit denen des Receptors verglichen. Die Meteorologie wird bei diesen Modellen für die Quellzuordnung nicht benötigt. In erster Linie werden für dieses Modell physikalisch-chemische Eigenschaften der Emissionen möglichst aller bedeutenden Quellen herangezogen.

gen. Besondere Bedeutung haben Stoffe, die für eine Quelle typisch sind und keine chemische Veränderung während des atmosphärischen Transports unterliegen. Die relative Änderung der Zusammensetzung im Vergleich verschiedener Quellen ist hier entscheidend.

Zusätzlich zu diesen dargestellten Methoden könnte noch die windrichtungsabhängige bzw. Rückverfolgung von Luftmassen genannt werden, die eher eine beschreibende Methode darstellt. Hierbei werden bestimmten Windrichtungen bzw. Regionen einer Quelle oder Quellregion zugeordnet. Teilweise können hierbei auch statistische Verfahren zur Zuordnung der Quellen verwendet werden (KRIEWS, 1992; SCHULZE, 1993; LACKASCHUSS, 1997; GERWIG, 2000; REIMER, 2001; STEINHOFF, 2003). An der Station Arkona auf der Ostseeinsel Rügen wurden für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink deutliche saisonale Unterschiede zwischen hohen Konzentrationen im Winter zu denen im Sommer gefunden. Tendenziell ging dies einher mit einer Veränderung der Mischungsschichthöhe, die im 1990 ca. bei 850 m im Winter und 1100 m im Sommer lag (LACKASCHUSS, 1997).

Daneben ist es ebenfalls hilfreich die räumliche und zeitliche Verteilung der absoluten Konzentration zu betrachten um Aussagen über Quellen zu erhalten, wie z.B. bei STEINHOFF (2003) der zeigen konnte, dass toxikologisch relevante Spurenelemente über das Aerosol vom Schwarzen Dreieck in größeren Ausmaß über Ferntransport bis nach Hamburg gelangen. Über Betrachtungen der Hauptwindrichtung können auch Quellen für Spurenelemente (NAUMANN, 1983) und chlororganische Verbindungen (GERWIG, 2000) in einigen Kilometer Entfernung zugeordnet werden.

Receptormodelle

Man kann zwischen der „chemischen Methode“ und der Einzelteilchenmethode unterscheiden, die auf der Detektion einzelner Luftpartikel beruht.

Heutzutage werden einzelne Partikel u. a. mit Rasterelektronenmikroskopie analysiert und z. T. mit Mikrosonden z.B. mittels EDXA (energiedispersive Röntgenfluoreszenzanalyse) auf ihre elementaren Inhalte hin untersucht, (KRIEWS, 1992). Damit können Partikel aus Flugasche, Gips, Ruß etc. identifiziert werden. Es bereitet jedoch Schwierigkeiten die Anzahl- in eine Massenkonzentration umzurechnen.

Chemische Verfahren verwenden demgegenüber die gemittelte Zusammensetzung aller Aerosolbestandteile.

Eine weitergehende Aufteilung nach COOPER und WATSON (1980) (in STEIGER, 1991) unterscheidet folgende Ansätze:

- Analyse der Anreicherungsfaktoren
- Zeitreihenuntersuchungen
- Untersuchungen räumlicher Konzentrationsverteilungen
- Chemische Massenbilanzen
- Multivariate statistische Verfahren

Eine aktuelle Zusammenfassung der Vorgehensweise wird bei WATSON et al. (2002) gegeben:

1. Formulierung eines Modellkonzepts
2. Zusammenstellung von Emissionsinventaren
3. Charakterisierung der Quellemissionen
4. Immissionsmessungen auf Masse, Elemente, Ionen, Kohlenstoff und andere Komponenten der Quellen
5. Bestätigung der Quelltypen mit Modellen der Multivariaten Statistik
6. Quantifizierung der der Quellgruppenanteile
7. Abschätzung der Emissionsprofiländerungen
8. Prüfung ob Berechnung der Quellgruppenanteile mit anderen Daten übereinstimmt.

BLOEMEN (2001) gibt einen kurzen Überblick der heutigen Softwarelösungen von Receptormodellen. Hierzu gehören CMB EPA 8.2 (Coulter and Lewis), welches vielfach z.B. von WATSON et al. (2002) angewendet wurde. Hierzu wurde eine umfassende Datenbank von Emissionsprofilen zusammengetragen. Zusätzlich wurden 3 neue Konzepte erarbeitet. UNMIX (Henry, UNCLA), PMF (Paatero, Helsinki) und COPREM (WÄHLIN, 2003) nutzen Immissionsmessungen um Quellen und deren Emissionsprofile zuzuordnen. Hierbei wird die Probenahme und Analyse realer Emissionen umgangen.

3 Experimenteller Teil und Bedingungen

An drei unterschiedlichen Messstationen (Verkehrsstation am Schlesischen Platz Dresden (A), städtische Grundbelastung (B) und Stadtrandstation Radebeul-Wahnsdorf (C)) wurden an 2 Wochen im Winter und 3 Wochen im Sommer (9.-29.2.2004; 28.6.-08.08.2004) PM₁₀ und PM_{2,5} Tagesproben zeitgleich gesammelt. Diese wurden auf Haupt- und Spurenbestandteile (31 Stoffe: Spurenelemente, Polyaromatische Kohlenwasserstoffe und wasserlösliche Ionen) analysiert. Zur Absicherung der Ergebnisse für die Verkehrsstation wurde diese außerdem jede 2te Woche vom 11.08.03 bis 08.08.2004 an 184 Tagen beprobt.

Zusätzlich wurden mit Bezug auf die Partikelgröße 24 fein aufgelöste Staubproben gesammelt. Dazu dienten so genannte MOUDI (Micro Orifice Uniform Deposit Impactor)- und Berner-Impaktoren. Dabei wurde zwischen Ultrafeinstaub- (< 0,1 µm), Feinstaub- (0,1-1 µm) und Grobstaubanteil im PM₁₀ (1-10 µm) unterschieden. Die Korngrößenfraktionen wurden zusätzlich auf 3 organische Dicarbonsäuren und 14 n-Alkane analysiert (MÜLLER et al., 2005). Darüber hinaus wurden exemplarisch 4 Proben mit Rasterelektronenmikroskopie untersucht.

3.1 Probenahmen

Die Probenahmen innerhalb eines Routine-Messcontainer der Umweltbetriebsgesellschaft beinhalten die Verwendung eines BERNER-Impaktors (5 Stufen 0,050 - 10 µm), des relativ neuen MOUDI-Impaktors (13 Stufen, 0,010 - 10 µm), PM₁₀ und PM_{2,5} Probenahmen (Masse und Inhaltsstoffe) sowie andere Routine-Parameter (BTX, NO, NO₂, CO, Ruß, SO₂, PM₁₀-TEOM). Neben der Masse der Korngrößenfraktionen des Luftstaubs werden OC/EC, Schwermetalle und Spurenelemente (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti, V, Zn und z. T. Al, Ga, Fe, Si, Sr), wasserlösliche Ionen (Na, K, Ca, Mg, Cl, SO₄, NH₄, NO₃) und organische Verbindungen (PAK, Alkane) analysiert (s. Tab. 3.3-1a).

Die zu messenden Komponenten und deren Datenqualitätsziele für die Stationen sind in Tabelle 3.1-1 dargestellt. Die analytischen Verfahren werden in Tabelle 3.3.1 erläutert.

Die Aerosol-Probenahmen sollen verschiedene zeitliche und größenklassierte Auflösungen ermöglichen. Durch die Probenahme mit BERNER-Impaktor und MOUDI-Impaktor wird der Jahresgang untersucht, während mit PM₁₀ und PM_{2,5} zusätzlich der Wochengang im Verlauf des Jahres betrachtet

werden kann. Die Probenahmezeiträume werden in Tabelle 3.1-3 dargestellt.

Tab. 3.1-1: Übersicht der relevanten gemessenen Parameter an der Verkehrsstation (A), urbane Grundbelastung (B) und Stadtrandlage Radebeul-Wahnsdorf (C)

Komponente	Ziel der Messung	Messmethode und kürzeste Mittlungszeit	Mittelungszeit	Ort
PM ₁₀	Grobstaub	HVS (Fa. Digital) mit Quarzfaserfilter	24 h	A-C
PM _{2,5}	Feinstaub	s.o.	24 h	A-B
PM ₁₀ - TEOM	Grobstaub höher zeitlich aufgelöst	TEOM Automat	0,5 h	A-C
Berner-Impaktor	Korngrößendifferenzierte Inhaltsstoffe, Gravimetrie	Sammler, 5 Stufen mit Aluminium und Tedlarfolie	24 h	A-B
MOUDI	Korngrößendifferenzierte Inhaltsstoffe, Gravimetrie	Sammler, 13 Stufen mit Aluminiumfolie	96 h ²⁾	A-B
REM-Luftstaubsammler		kleiner LV Sammler, 2m ³ auf Nucleopore-Filter (0,43 µm)	einige Stunden	A-B
Nanopartikelzählung	Anzahlgrößenverteilung	Automat	0,5 h	A-B
Kfz-Zählung ¹⁾	Überwachung der Fahrzeugströme	Automat	0,5 h	A
Kfz-Zählung	s.o.	Daten über Landeshauptstadt Dresden		
Meteorologie	Vergleichswert für lokale WG, WR, T, F,	Automat	0,5 h	A-C
Niederschlag ¹⁾	Moduliert Partikelkonzentration	Automat	0,5 h	A
Niederschlag	s.o.	Automat, DWD	24 h und 0,5 h	DD-Klotz-sche

¹⁾ Nicht in Betrieb während Probenahme; ²⁾ 4 Tage für Proben Mo-Do bzw. am Wochenende 2 Wochenenden = Sa, So.

Die MOUDI-Daten ergeben eine sehr hohe Auflösung der größenklassierten Partikelmassen auf insgesamt 13 Stufen bei einem längeren Probenahmezeitraum (4 Tage).

Die Daten des Berner Impaktors liefern für einen kürzeren Zeitraum (24 Stunden) weniger hoch aufgelöster Daten zur Korngrößenverteilung.

Mit der PM₁₀ und PM_{2,5} Probenahme werden zeitlich relativ hoch aufgelöste Informationen über die Korngrößenverteilung im Grobstaubbereich gewonnen (24h Probenahme, 7 Tage jede 2te Woche).

Tab. 3.1-2: Verkehrsbelegung (DTV) in der näheren Umgebung der Messstationen A + B in Dresden Neustadt bzw. Boxdorfer Str. C sowie vergleichende automatische Straßenverkehrszählungen.

Nr.	Str. Name	Entfernung von Straßen zu Station A, B und C	Anzahl PKW ²⁾	Schwerlastverkehr (%) ¹⁾
1	Hansastr.	direkt (<10 m) zu A	35000	8
2	Anton Str.	direkt (<10 m) zu A	21000	7
3	Anton Str.	direkt (<10 m) zu A	21000	7
4	Hainstr.	direkt (<10 m) zu A	25000	8
5	Königsbrücker Str.	300 m Ost zu A	24000	7
6	Lößnitzstr.	50 m in Nord zu B	3000	-
7	Dr.-Friedrich-Wolf-Weg	direkt (<10 m) zu A, 50 m zu B	2000	-
8	Bischofsweg westlich Königsbrücker Str.	200m in Nord zu B	18000	5
9	Boxdorfer Str.	ca. 200 m in Süd zu C	2000	-
10	Ammonstr.	-	12000 ³⁾	6x / 5y
11	Höhe Rosenstr. Carolabrücke Höhe Rathe- nauplatz	-	48000	7x / 12y
12	Königsbrücke Str. Höhe H.- Mende-Str.	-	24000	7x / 8y
13	Radeburger Str. Höhe Mien- holdstr.	-	37000	10x / 10y

¹⁾ Kfz < 3,5 t ; „-“ = keine Daten vorhanden;
²⁾ auf ganze 1000 gerundet nach LFUG (2002a) für 1999 (x), Landeshauptstadt Dresden für 2003 (2004) (y)
³⁾ Bauarbeiten in 2002 bis ca. März 2003.



Abb. 3.1-1: Position der Messstationen in Dresden-Neustadt: A: Verkehrsstation; B: urbane Grundbelastung.

Ein Teil der meteorologischen Daten wird direkt am Messcontainer erhoben: Windgeschwindigkeit, (Windrichtung), Temperatur, Luftfeuchte. Niederschlagsdaten von der Station Klotzsche des DWD werden benutzt (DWD, 2003 + 2004).

Daten automatischer Kfz-Zählstellen der Stadt Dresden werden ebenfalls genutzt (s. Kap. 4.8).

Standorte:

A Verkehrsstation Dresden-Neustadt, Hot-Spot-Messstation (s. Abb. 3.1-1):

Die Großstadt Dresden liegt im Süden von Sachsen im Elbtal. Die Station befindet sich an einem stark durch Straßenverkehr beeinflussten Standort (ca. 55.000 Kfz/Tag, s. Tab 3.1-2) mit mehrjährigen Messreihen für PM₁₀, PM_{2,5} und Nanopartikel-Anzahlgrößenverteilungen sowie kontinuierlichen Messungen von BTX, SO₂, Ozon, CO, Ruß, NO₂ und NO. Für das Eigenforschungsprojekt wurden zusätzlich Berner- und MOUDI-Impaktoren sowie eine Probenahme für grobe Einzelpartikel installiert. Die Probenahmehöhe betrug 4 m über Grund. Die Entfernung von Straßenrand war etwa 4 m und von der Straßenmitte 10 m. Die vorherrschende im Messcontainer gemessene lokale Windrichtung ist Südwest bis West und wird durch den Verlauf der Straßenzüge geprägt (ANGELKÖTTER et al., 2003). Die regionale Hauptwindrichtung ist Südwest und Südost.



Abb. 3.1-2a: Verkehrsstation (A).

B Station der urbanen Grundbelastung (Dresden-Neustadt) (s. Abb. 3.1-1):

Die Station befindet sich in einem Gebiet mit angrenzender Wohnbebauung und gleichzeitig nicht unmittelbar angrenzenden Hauptverkehrsstraßen. Für die Auswahl des Stationsortes der urbanen Grundbelastung wurden bestimmte Anforderungen gestellt.

- Der Messort sollte wenigstens 200 m von der Verkehrsstation entfernt liegen um einen direkte Beeinflussung auszuschließen. Die Station liegt ca. 400 m in NO-Richtung zu Station A. Nach Osten ist die Station durch ein Hochhaus in etwa 50m Entfernung abgeschattet.
- Die Probenahmestelle ist mindestens 0,5 m von Gebäuden (Bauflucht) 25 m von großen Kreuzungen und 4 m von Fahrbahnmitte entfernt.
- Höhe der Probenahme soll zwischen (1,5 bis 4 m) liegen. In diesem Fall ist dies bei 3,5 m über Grund.
- Nicht in Nähe von lokalen Emissionsquellen (z.B. in Nebenstraßen)
- Möglichst freie Anströmung
- Abschätzung anhand der Kartenlage und Angabe eines ungefähren Gebietes, möglichst in Luv von Hot-Spot, also in W-SW bzw. in Dresden auch SO.



Abb. 3.1-2b: Station der urbanen Grundbelastung (Station B).

Für die konkrete Situation in DD-Neustadt war es nicht möglich in der regionalen Hauptwindrichtung SW und SO die Station zu errichten, da dort überall viel befahrene Strassen vorhanden sind oder keine Möglichkeit der technischen Realisierung einer Probenahme ergab. Die am Messcontainer gemessene Hauptwindrichtung ist West bis Südwest (s. ANGELKÖTTER, 2003) wodurch sich die Station B zeitweilig im Lee der Kreuzung bei der Station A befindet.

C Stadtrandstation (Radebeul-Wahnsdorf):

Diese Station befindet sich an einem verkehrsfernen Ort oberhalb des Elbtalhanges ca. 150 m über dem Höhenniveau der Innenstadt Dresdens in ca. 10 km NW von Station A in einer durch Einfamilienhäuser und Ackerbau geprägten Umgebung. Mess-

reihen für PM_{10} sowie Routinemessungen von BTX, SO_2 , Ozon, CO, Ruß, NO_2 , NO wurden im Routinemessnetz erstellt. Für das Eigenforschungsprojekt werden zusätzlich PM_{10} und $PM_{2,5}$ Analysen gemacht. Probenahmehöhe war 4 m über Grund. Die Station liegt in ca. 200 m Entfernung vom Straßenrand einer Nebenstraße mit ca. 2000 Kfz pro Tag.



Abb. 3.1-2c: Station der urbane Randlage (Station C).

Probenahmezeiten:

Die Probenahme für PM_{10} und $PM_{2,5}$ wurde über 24 Stunden bei einem Durchsatz von $30 \text{ m}^3/\text{h}$ durchgeführt (= 720 m^3). An Station A wurden über ein Jahr lang (08.03 - 08.04) alle 2 Wochen über 7 Tage PM_{10} , $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$ (berechnet) als Tagesproben genommen sowie alle 4 – 6 Wochen 24h Berner Impaktor- bzw. 96 h-MOUDI-Proben gewonnen (s. Tab. 3.1-3 und 4).



Abb. 3.1-3: MOUDI-Impaktor und Nano-MOUDI sowie 2 Membranpumpen der MOUDI Impaktoren und eine Drehschieberpumpe für Berner-Impaktor in der Verkehrsstation.

Tab. 3.1-3: Probenahmezeiträume. Gesamtzeitraum (G): **11.08.03 bis 08.08.2004;** Winter/Sommer-Kampagnenzeiträume (K): **9.-29.2.2004; 28.6.-08.08.2004.**

Probenahmeart	Verkehrsst. (A)	urb. Grundbel. (B)	Stadt rand (C)	Intervalle
PM ₁₀	G	K	K	7 d alle 2 Wochen
PM _{2,5}	G	K	-	7 d alle 2 Wochen
PM _{10-2,5} (berechnet)	G	K	K	7 d alle 2 Wochen
PM ₁₀ -TEOM	G	K	G	24 h jeden Tag
Berner-Impaktor	K	K	-	24 h ca. alle 4 Wochen
MOUDI	K	K	-	96 h ca. alle 4 Wochen
REM-Luftstaubsammler	K	K	-	mehrere Stunden 2 m ³
NO ₂ , NO	G	K	-	24 h jeden Tag
BTX, SO ₂ , CO	G	-	G	24 h jeden Tag
Ruß	G	-	-	24 h jeden Tag

Das Volumen bzw. der Volumenstrom der Probenahme betragen: Berner 108 m³, 75 L/min; MOUDI 172,8 m³, 30 L/min; NanoMOUDI: (< 0,056 µm)

57,6 m³, 10 L/min.



Abb. 3.1-4: PM_{2,5}-Probenahmegerät (Digital DHA 80), Verkehrsstation.

Tab. 3.1-4: Probenahmetage für Impaktorprobenahme und REM-Probenahmen. In kursiv Probenahmen nicht ausgewertet: MOUDI 1.+2. Test und 9a wegen Unstimmigkeiten bei Probenahme.

Probe	Ort	MOUDI	BERNER	REM
1. Test (0)	Verkehrsstation	(26.09.03)	29.09.03	
2. Test 1	-,-	(07.10.03)		
2	-,-	13.-15.10.03	09.10.03	24.10. (So.)
3	-,-	20.-23.10.03	23.10.03	
4	-,-	03.-06.11.03	06.11.03	
5	-,-	22./23.11. und 29./30.11.03	23.11.03	01.12. (Mi.)
6a	-,-	30.12.03-02.01.04	01.01.04	
6b	urbaner Grundbelastung	09.-12.02.04	12.02.04	16.02.04
7	Verkehrsstation	09.-12.02.04	12.02.04	16.02.04
8	-,-	08.-11.03.04	11.03.04	
9a	-,-	05.-08.04.04	08.04.04	09.04.04
9b	urbaner Grundbelastung	(28.06.-01.07.04)	01.07.04	
10	Verkehrsstation	28.06.-01.07.04	28.06.-01.07.04	
11a	-,-	26.-29.07.04	29.07.04	30.07.04
11b	urbaner Grundbelastung	-,-	08.08.04	

Für einen Vergleich zwischen den drei Messstationen wurden im Winter 2 und im Sommer 3 Wochen zeitgleiche Messungen mit gleicher Probenahmetechnik (9.-29.2.2004; 28.6.-08.08.2004) durchgeführt.

3.2 Analysen

Die Probenahmezeiten beziehen sich auf MEZ.

Tab. 3.2-1 a: Übersicht der verwendeten analytischen Verfahren der verschiedenen Probenahmen: Diskontinuierliche Verfahren.

Komponente – Inhaltsstoff	Probenahme	Analysenmethode	Durchführung
Gravimetrie	Digitel, DHA80 PM ₁₀ und PM _{2,5}	DIN, VDI Methoden	TÜV
Spurenelemente Pb, Cd, Cr, Ni, As und V, Mn, Cu, Zn, Ti, Sb, Fe	Digitel, DHA80 PM ₁₀ und PM _{2,5}	AAS	TÜV
EC /OC	Digitel, DHA80 PM ₁₀ und PM _{2,5}	VDI 2465 Bl. 2 (Coulometrie)	TÜV
PAK HVS BaP, BbF, BkF, BeP, DbahA, Cor, InP Ionen: Na, K, Ca, Mg, Cl, SO ₄ , NH ₄ , NO ₃	Digitel, DHA80 PM ₁₀ und PM _{2,5}	HPLC n. VDI IC Dionex n. VDI 3497 BI 3, DIN EN ISO 10304-1 (03-1995)	TÜV
Morphologie und Elementgehalt grober Partikel	PM ₁₀	Rasterelektronenmikroskopie, EDX	UFZ
Gravimetrie	Berner MOUDI	Mikrowaage	IFT
Spurenelemente u.a. Pb, Cd, Cr, Ni, As, V, Mn, Cu, Zn, Ti, Sb, Fe	Berner MOUDI	PIXE	IFT, (Lund)
EC /OC / TC, WSOC	Berner MOUDI	Thermisch	IFT
PAK: BaP, BbF, BkF, BeP, DbahA, Cor, InP	Berner MOUDI	Curie-Punkt Analyse-GC-MS	Pyro- IFT
Alkane	Berner MOUDI	Curie-Punkt Analyse-GC-MS	Pyro- IFT
Ionen: Na, K, Ca, Mg, Cl, SO ₄ , NH ₄ , NO ₃	Berner MOUDI	IC	IFT

Sämtliche elektronenmikroskopischen Aufnahmen sind Rasteraufnahmen. Die Ausgangsvergrößerungen liegen zwischen 1000X (Übersichtsaufnahmen), 4000x und 10000X. Die elektronenmikroskopischen Aufnahmen wurden mit dem Gerät LEO 912 Omega DSA erzeugt. Es handelt sich hier um ein Kombinationsgerät TEM mit Rastereinheit, das im Vergleich zu konventionellen Rastergeräten bei kleineren möglichen Bildausschnitten hohe Vergrößerungen bis in den Nanometerbereich erlaubt, die gut geeignet sind, gerade auch ultrafeine atmo-

sphärische Partikel darzustellen. Präparation: Sammlung auf Kernporenfilter 1 - 2 m³ total je Filter. Sputtering: eine 10 nm dünne Goldschicht (FRANCK, 2004).

Die Meteorologischen Daten an der Station:
- Windrichtung und Windgeschwindigkeit: Thies – kombinierter Windgeber 4.3324.21.000
- Temperatur und Luftfeuchte Thies - Hygro-Thermogebler Compact 1.1005.54.000
- Globalstrahlungsgeber Thies Pyranometer CM3 7.1415.03.000 (305...2800nm).

Bei dem Element Zink sind die absoluten Leerwerte relativ hoch, schwanken aber wenig, so dass eine gute Nachweisgrenze erzielbar ist. Für Kupfer wurden stärkere Schwankungen des Filterblankwertes beobachtet.

Tab. 3.2-1 b: Übersicht der verwendeten analytischen Verfahren der verschiedenen Probenahmen: Kontinuierliche Verfahren.

Komponente - Inhaltsstoff	Probenahme	Analysenmethode	Durchführung
Gravimetrie (TEOM)	PM10 Rupprecht&Patashnick Co., Inc TEOM 1400a	Gravitationsmikrowaage	UBG
Ruß	GIV, Aethalometer AE10IM	Abscheidung und Schwärzungsmessung auf Filterband	UBG
BTX	Chrompack, CP7001	GC-FID	UBG
SO ₂	Monitor ML9850 Labs,	UV-Fluoreszenz	UBG
NO, NO _x	EcoPhysics, CLD700AL	Chemilumineszenz	UBG
Ozon	Monitor ML9811 Labs,	UV-Absorption	UBG
CO	Monitor ML9830 Labs,	NDIR-Gasfilterkorrelation	UBG
Nanopartikel	DMPS	Partikelmessung und Partikelklassifizierung	IFT / UBG

Qualitätssicherung

Zum Vergleich der analytischen Verfahren wurden einige Filter von TÜV und IFT auf OC/EC (n = 2) und wasserlösliche Ionen (n = 3) hin untersucht um abzuschätzen wie hoch die Unterschiede sind. Die Abweichungen voneinander waren bei TC gering (1 und 7%) jedoch die anteilige Verteilung auf EC (+22 % und -61%) sowie OC (+35 und -40%) teilweise stark abweichend, was bei Ringversuchen schon festgestellt wurde.

Tab. 3.2-1 c: Nachweisgrenzen und Bestimmungsgrenzen für Schwebstaubanalytik PM_{10} und $PM_{2,5}$ mit HVS bei 24 h Probenahme (= $720m^3$).

Komponente	Nachweisgrenze ng/m ³	Bestimmungsgrenze ng/m ³	Filterblank ng/m ³
Arsen (As)	0,2	0,3	0,13
Cadmium (Cd)	0,02	0,03	0,02
Chrom (Cr)	0,3	0,5	0,26
Kupfer (Cu)	1	2,8	6,04
Eisen (Fe) (F-AAS)	58	s.u.	s.u.
Werte >140ng/m ³			
Eisen (Fe) (GR-AAS)	30	60	67
Mangan (Mn)	0,5	0,7	2,56
Nickel (Ni)	0,2	0,3	0,07
Blei (Pb)	0,5	0,7	0,69
Antimon (Sb)	0,2	0,3	0,04
Titan (Ti)	2,9	6,1	5,58
Vanadium (V)	0,26	0,51	0,17
Zink (Zn)	7	12	7,8
Benzo(a)pyren	0,03	0,05	<0,05
Benzo(b)fluoranthren	0,02	0,04	<0,04
Benzo(e)pyren	0,02	0,03	<0,03
Benzo(k)fluoranthren	0,02	0,03	<0,03
Coronen	0,08	0,15	<0,11
Dibenzo(a,h)anthracen	0,02	0,03	<0,03
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,06	0,09	<0,09
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
Masse	0,2	0,2	-
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,01	0,03	0,0003
Calcium (Ca)	0,01	0,03	0,003
Chlorid (Cl)	0,01	0,03	0,001
Kalium (K)	0,08	0,15	0,001
Magnesium (Mg)	0,01	0,03	0,001
Natrium (Na)	0,02	0,04	0,005
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,01	0,03	0,0015
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	0,01	0,03	0,0004
Ruß (EC)	0,10	0,15	0,03
Gesamtkohlenstoff (TC)	0,24	0,4	0,05
(OC wird berechnet)			

Tab. 3.2-2: Vergleich der analytischen Verfahren zwischen IFT und TÜV für wasserlösliche Ionen mit 3 Filtern (PM_1 , $PM_{2,5}$ und PM_{10}).

	Mg	Cl	Ca	NH ₄	NO ₃	K	Na	SO ₄
min	0,003	0,025	0,040	0,851	1,428	0,043	0,046	1,121
µg/m ³								
max	0,018	0,158	0,082	1,268	2,451	0,064	0,132	1,447
µg/m ³								
Diff/IFT in %	24%	33%	8%	13%	3%	3%	4%	3%
min	68%	58%	37%	16%	15%	16%	11%	5%
Diff/IFT in %								
max								

Die wasserlöslichen Ionen zeigten unterschiedlich starke Abweichungen voneinander. Magnesium, Chlorid und Calcium zeigten die stärksten relativen Abweichungen (8 bis 68%), wobei insbesondere die Mg-Werte nahe an der Nachweisgrenze des TÜV-Verfahrens lagen. Ammonium, Nitrat, Kalium und Natrium zeigten Abweichungen von 3 bis 16% so-

wie Sulfat von sehr geringen 3% - 5%. Diese geringen Abweichungen sind insbesondere für Kalium und Natrium erstaunlich gut, da die Werte sich in der Nähe der Nachweisgrenze des TÜV-Verfahrens bewegen.

3.3 Meteorologie

Zur Betrachtung der Ausbreitung der Partikel über die Windrichtungshäufigkeiten wurden Daten des Luftmessnetzes Sachsen herangezogen und lokale, regionale und großräumige Effekte berücksichtigt.

Außerdem wurden mit dem Modell Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPLOT) vom National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) episodenhafte Einschätzungen über den Ferntransportanteil gegeben (s. DRAXLER und ROLPH, 2003).

Eine detaillierte Auswertung der Mischungsschichthöhe über Ausbreitungsklassen Zeitreihen (AK-Term) des DWD für die Messorte A und B als Stundenmittelwert wurden nicht durchgeführt. Da sich die Dresdner Innenstadt im Kessel an der Elbe befindet ist diese geographische Lage für Ausbreitungsrechnungen ungünstig. Insbesondere im Winter und durch Südostwinde kann aufgrund des so genannten „Böhmischen Windes“ eine stärkere Durchmischung eintreten als in der umgebenden Fläche auf dem Elbhänge, wie z.B. an der DWD-Station Dresden Klotzsche oder Messstation B in Radebeul-Wahnsdorf.

Die Daten des DWD in Dresden Klotzsche ermöglichen zeitnahe Aussagen zu quantitativem Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die Zusammensetzung der Korngrößenverteilung und der Inhaltsstoffe.

Das Jahr 2003 und 2004 war in Ostsachsen im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten der Klimareferenzperiode 1961 bis 1990 bei überdurchschnittlicher Sonnenscheindauer zu warm und zu trocken. Im Jahr 2003 ragten bei der Temperaturverteilung besonders die Monate Juni und August mit positiven Abweichungen von +3 bis +4 K und der Monat Oktober mit negativen Abweichungen bis -3,6 K gegenüber den langjährigen Mittelwerten heraus. Im Jahr 2004 ragten bei der Temperaturverteilung besonders die Monate Februar, April und August mit positiven Abweichungen von etwa +2 K und der Monat Mai mit negativen Abweichungen bis -1,3 K gegenüber den langjährigen Mittelwerten heraus. Das Jahr 2004 war in Sachsen das achte in Folge, das im Jahresmittel überdurchschnittliche positive Temperaturabweichungen aufwies. Ingsge-

samt war das Jahr 2003 erheblich in ganz Sachsen und 2004 in Ostsachsen zu trocken.

Tab 3.3-1: *Bedingungen während Probenahme mit Berner Impaktor: Wettercharakteristik (DWD, 2003 und 2004) und Quellregionen nach 96 h Rückwärtstrajektorien (DRAXLER und ROLPH, 2003).*

Datum	PNr.	Weather conditions / source of backward trajectories
26.9.2003	0	High pressure bridge over central Europe. No Rain. / From North Sea, air masses were going over black triangle region (South west of Poland and North west of Czech Republic). (Almost clear E)
09.10.2003	1	North west condition, cyclonal; marine air masses from arctic to Central Europe. Moderate rainy weather. /From Northern America and North Atlantic straight to Dresden. (No clear dir.)
23.10.2003	2	High north over north east Atlantic. Dry cold arctic air masses. Moderate rainy weather. / From Baltic states. (clear E)
06.11.2003	3	High Fenoskandia, anti cyclonal; partly inversions. Foggy weather without precipitation. / From North and Baltic Sea over Poland. (No clear dir)
23.11.2003	4	South West condition, anti cyclonal. Almost no Rain in southern part of Germany. / From Northern Italy, Swiss and South-west Germany and Mediterranean Sea. (almost clear W)
01.01.2004	5	Trough over Central Europe. Arctic cold air masses. Slightly snow fall. / From North sea, North Atlantic over Scandinavia along the German - Polish borderline. (No clear dir)
12.02.2004	6	High over British Islands. Cold air masses from north. Slightly snow or drizzle. / Air masses from Scandinavia and arctic sea (North east). (no clear dir)
11.03.2004	7	South East conditions, cyclonal. Snow fall on the 10. no deposition on 11. / Air masses coming from south east and eastern directions. (almost E)
08.04.2004	8	Trough over Western Europe. Low pressure area. Shower of Rain. / From North and Baltic sea and with longer time over northern part of Germany. (No Clear dir.)
01.07.2004	9	West condition, cyclonal. Labile layered polar marine air masses, summerly temperatures in Saxony. Rainy weather. / From GB, Benelux, South Germany (clear W)
29.07.2004	10	High Fenoskandia, anti cyclonal. Cold marine air masses. No rain. / Scandinavia and Baltic Sea, Poland, (not clear E)
08.08.2004	11	High Fenoskandia, anti cyclonal. Warm air masses from east. Tropical nights > 20°C. No rain./ Poland, Czech Rep. Russia. (clear E)

Extrem trocken fielen im Jahr 2003 u.a. der Monat August aus, im Jahr 2004 der Monat April. Sehr viel Sonne gab es im November und Dezember 2003 sowie April und August 2004 mit mehr als doppelt

so viel Sonnenscheinstunden als sonst in diesen Monaten. (Berger, 2005a, b).

Tab 3.3-2: *Bedingungen während Probenahme mit MOUDI: Wettercharakteristik (DWD, 2003 und 2004) und Quellregionen nach 96 h Rückwärtstrajektorien (DRAXLER und ROLPH, 2003).*

Datum	Nr	Weather conditions / source of backward trajectories
13.-15.10.03	1	High Fenoskandia, anti cyclonal; polar cold air masses. Almost no Rain /From Scandinavia northeast and northwest. High north over north east Atlantic. Dry cold arctic air masses. Moderate rainy weather. / From South East to North East (Clear E)
20.-23.10.03	2	Trough over Western Europe cyclonal and high Fenoskandia, anti cyclonal. warm marine air masses from North west. Precipitation only on 3. / From West (3.-5.) and North + East (6.) (No clear direction).
3.-6.11.03	3	South West condition, anti cyclonal and South condition, cyclonal. Mild and dry tropical air later wet masses from South. Rain on 29. / From South: Italy+ Switzerland (22-23.) Poland, CR, Southeast Europe (29.-30.) (no clear dir.)
22.-23. + 29.-30.11.03	4	Trough over Central Europe. Arctic cold air masses from North east. Slightly snow fall. / Partly GB North and Baltic sea, northern part of Germany (no clear direction)
30.12.-2.1.04	5	Northwest condition, cyclonal and high over British Islands. Cold air masses from north. Unstable shower weather and slightly snow or drizzle.
9.2.-12.2.04	6	/ Air masses from Scandinavia, North-, Baltic- and arctic sea. (no clear direction) High pressure bridge over Central Europe and South East conditions, cyclonal. Cold air masses from East to Northeast, sometimes wet. Moderate Snow fall on the 9., 10. no deposition on 8., 11. /East Germany, Poland, Czech Rep., 1500 m sometimes south Germany. (almost clear E)
8.3.-11.3.04	7	Trough over Western Europe. Low pressure area. Shower of Rain. / 3 days from West: GB, Benelux (1 day: North and Baltic sea, northern part of Germany). (clear W + 1 day N)
5.4.-8.4.04	8	<i>West condition, cyclonal. Partly from Mediterranean Sea and labile layered polar marine air masses. Rain on 1.7. / From GB, Benelux, South Germany (almost clear W)</i>
28.6.-1.7.04	9	Trough over Central Europe and High Fenoskandia, anti cyclonal. In the beginning remaining warm air masses, later cold marine air masses. Shower on 26.+27.7..
26.7.-29.7.04	10	/ GB, North Sea, Scandinavia and Baltic Sea, Poland, (no clear direction)

Am 9.10.03 kamen die Luftmassen direkt vom Nordatlantik nach Dresden. Mit der Ausnahme vom 23.11. und 11.3. verliefen die Luftmassen innerhalb der letzten 4 Tage über dem Meer.

Am 23.10.03 und am 8.8.2004 kamen die Luftmassen deutlich aus Osteuropa, am 1.7.2004 deutlich aus Westeuropa nach Dresden (s. Tab. 3.3-1). Für die Probenahme für MOUDI konnte nur der Zeit-

raum 20.-23.10.2003 aus einer deutlichen Richtung (Osten) bestimmt werden (s. Tab 3.3-2).

3.4 Sonstige Bedingungen

Um den bekannten Einfluss des Verkehrsverhaltens besser in den Auswertungen abzubilden wurden neben den eigentlichen Sonntagen auch Feiertage als Sonntag gewertet, die nicht auf einen Sonntag fallen oder in den Ferien liegen. Im folgende wird eine Übersicht der Schulferien und Feiertage dargestellt.

Schulferien in Sachsen: 12.7.-22.8.03; 20.-30.10.2003; 22.12.03-04.01.2004; 09.-20.2.2004; 8.-18.04.2004; 10.7.-20.08.2004.

Feiertage nicht an einem Sonntag oder in den Ferien: Tag der Deutschen Einheit 3.10.2003, Reformationstag 31.10.03, Buß- und Betttag 19.11.03, Osterfeiertage (9.-12.4.04), 20.5.04 Christi Himmelfahrt, 30.-31.5.04 Pfingsten.

Somit als Sonntag gewertet: Mi 19.11.03, Mi 31.12.03, Do. 1.1.04, Fr. 9.4.04, Sa. 10.4.04, Do. 20.5.04, Mo. 31.5.04. Keine Messungen erfolgten am: Fr. 3.10.03, Fr. 31.10.03, Mi. 24.12., Do. 25.12., Fr. 26.12.03., Mo. 12.04.04, Sa. 1.5.04.

An den Probenahmetagen der Impaktorprobenahmen werden einige meteorologische Parameter und die Anzahl der Kfz/Tag an den 4 Zählstellen der Stadt in den Tabellen 4.1.2-1 und 2 dargestellt.

An der Verkehrsstation wurden folgende besondere Situationen in der Umgebung der Messstation beobachtet:

6.-7.3. und 13.-14.3.04 Umleitung über die Dr.-Wolf-Str. in Nähe des Messcontainers Hintergrundbelastung vorbei. Außerdem fanden arbeiten an den Straßenbahngleisen, z.B. durch Schweißen in der Antonstr. statt. Richtung Albertplatz wurde Schotter ausgetauscht.

Im Herbst ist es in Sachsen üblich, obwohl verboten, trockenes Laub zu verbrennen (Oktober 2003). Insbesondere an Osterfeiertage ist das Verbrennen von Holz im freien zum Osterfeuer erlaubt (10.-12.4.04), allerdings ist dies häufiger noch zur Walpurgisnacht (30.4.04) üblich in Sachsen. Im Zeitraum vom 15.-18.3.04 war in Radebeul-Wahnsdorf der Geruch von verbrannten Gartenabfällen wahrzunehmen. Aufgrund dessen können Kalium und Kohlenstoffkonzentrationen der Außenluft regional und zeitlich punktuell ansteigen.

Sonstiges

Auffällig waren noch die Funde von Gallium in einigen Berner-Impaktorproben (besonders am 12.2.04) mit ca. 1 ng/m³. Diese könnten evtl. auf die Halbleiterindustrie in Dresden als Emittent hinweisen.

3.5 Arbeitsaufteilung

Zur Durchführung des Gesamtprojekts wurde eine Aufteilung der Teilbereiche notwendig:

- Die Gesamtplanung, Konzipierung sowie Koordinierung und Auswertung der Daten erarbeitete das LfUG.
- Die Probenahme von PM₁₀, PM_{2,5} wird durch die Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) durchgeführt. Daneben wurden über das Luftmessnetz Daten zur Luftqualität geliefert.
- Die Analyse und Vorbereitung der Probenahme der Impaktoren wurde vom Leibniz Institut für Troposphärenforschung (IfT) durchgeführt. Die Impaktor-Analysen der Spurenelemente und Metalle wurden von einer schwedischen Forschungsgruppe in Lund/Schweden (PIXE, Schwermetalle) durchgeführt. Das Umweltforschungszentrum Leipzig (UFZ) hat REM-Aufnahmen von Partikeln gemacht.

Tab 3.3-3: Bedingungen während Probenahme mit Berner-Impaktor.

Datum	Nr	Tag	Temp. ^{a)} [°C]	Herkunft ^{a)}	Kfz/Tag ^{a)}	LKW/ Tag ^{a)}	Windr. [°] ^{b)}	Dep. ^{a)} [mm]	Windgeschw. [m/s] ^{b)}
26.09.03	0	Fr	13,9	E	154560	17196	120	0	1,8
09.10.03	1	Do	9,1	NW	145551	16592	270	0,5	3,7
23.10.03	2	Do	-0,7	E	138941	16580	30	0,1	1
06.11.03	3	Do	4,1	U	144997	16381	30	0	0,7
23.11.03	4	So	6,5	W	91587	4268	120	0	3,4
01.01.04	5	Do	-3,0	U	61344	2363	30	0	1
12.02.04	6	Do	-4,5	NE	131578	12683	270	0 ^{c)}	1
11.03.04	7	Do	2,9	U	142046	13593	120	0 ^{c)}	1,9
08.04.04	8	Do	4,9	U	157705	14830	270	0,9	2,1
01.07.04	9	Do	17,6	W	148453	15006	120	9,6	1,4
29.07.04	10	Do	18,1	U	143965	14561	30	0	1,2
08.08.04	11	So	22,7	E	94526	4497	120	0	1,3

a) [5] DWD Station Dresden–Klotzsche. b) Verkehrsstation (A). c) [4] Summe Kfz von 4 Zählstellen in Nähe des Stadtzentrums. d) Berechnet mit DRAXLER et al. (2003).

Tab 3.3-4: Bedingungen während Probenahme mit MOUDI-Impaktor.

Datum	PNr.	Tag	Temp. ^{a)} [°C]	Wind- richtung [°] ^{b)}	Wind geschw. [m/s] ^{b)}	Dep. ^{a)} [mm]	Tage Regen	ohne	Herkunft ^{a)}	Kfz/ Tag ^{d)}	LKW/ Tag ^{d)}
13.-15.10.03	1	Mo-Mi	5,9	30	0,63	0,1	0		NE	144537	16162
20.-23.10.03	2	Mo-Do	2,1		0,88	5,8	1		E	134490	16025
3.-6.11.03	3	Mo-Do	7,8		1,25	2,0	2		W - U	142852	16178
22.-23. +											
29.-30.11.03	4	Sa+So	6,3	120	2,13	4,1	2		W - U	105496	6091
30.12.-2.1.04	5	Di-Fr	-1,9	30	0,98	0,1	3		E - U	87023	5458
9.2.-12.2.04	6	Mo-Do	-1,3	300	2,60	5,8	0		U	127097	12531
8.3.-11.3.04	7	Mo-Do	0,4		1,23	4,5	1		E - U	138527	13330
5.4.-8.4.04	8	Mo-Do	6,2	247,5	1,73	3,7	0		W- U	151970	14628
									W und		
28.6.-1.7.04	9	Mo-Do	16,7	-	1,9	2,4	3		1 Tag NE	147266	14770
26.7.-29.7.04	10	Mo-Do	16,0	330	1,35	7,4	1		U	141407	14300

4 Ergebnisse und Auswertungen

4.1 Vergleich Impaktor und HVS

Zwischen HVS und den Impaktoren korreliert PM₁₀ mit einem hohen Bestimmtheitsmaß von 0,86. Das HVS-Verfahren zeigt gegenüber dem Berner-/MOUDI-Impaktor jedoch einen konstanten Mehranteil von 7 / 3 µg/m³ (s. Tab. 4.1-1). Während für den Bernerimpaktor die ideale Steigung 1 fast erreicht wird, findet sich für HVS im Vgl. zum MOUDI ein Masse-Mehrfbefund von 63%.

Tab. 4.1-1 Korrelationsergebnisse für HVS zu Berner bzw. MOUDI PM₁₀ Probenahme. **Fett** = R² zwischen 0,75 und 1,3; Steigung 0,9 – 1,1; Abschnitt < 5% Maximum.

in µg/m ³	Berner			MOUDI		
	R ²	Steigung	Abschnitt	R ²	Steigung	Abschnitt
	b	a		b	a	
PM	0,86	0,99	7,33	0,85	1,63	2,94
NH₄⁺	0,79	1,36	-0,22	0,92	2,08	-0,18
Ca	0,14	0,55	0,21	0,28	2,48	0,03
Cl	0,89	0,95	-0,12	0,32	3,62	0,11
K o Sylv.+ Neujahr	0,68	1,01	0,04	0,64	0,92	0,05
Mg	0,93	2,06	0	0,94	2,09	0,01
Na	0,78	1,25	0,12	0,61	2,76	0,03
NO₃⁻	0,49	0,9	0,1	0,57	2,67	0,97
NO₃ o. 26.9.03	0,74	1,04	-0,17	-	-	-
SO₄²⁻	0,98	1,3	-0,03	0,83	1,49	0,23
Ruß	0,68	0,45	2,63	0,33	0,43	3,62
o.9.10.+Neujahr						
TC	0,96	0,75	4,4	0,89	1,24	3,27
o.9.10.+Neujahr						
OC	0,68	0,81	2,87	0,46	1,59	1,34
o.9.10.+Neujahr						
in ng/m³						
Cr	0,45	0,4	1,65	-	-	-
Cr ohne Sonntage	0,54	0,38	2,04	-	-	-
Cu	0,79	0,81	15,5	-	-	-
Fe	0,76	1,56	240	-	-	-
Mn	0,27	0,63	12,3	-	-	-
Ni	0	-0,01	2,34	-	-	-
Pb	0,82	0,66	7,53	-	-	-
Ti	0,13	-0,26	35,6	-	-	-
Zn	0,11	0,43	40,4	-	-	-
BaP	0,80	0,49	0,56	0,6	0,39	0,83
BeP ohne Nullmessung	0,98	2,66	0,05	-	-	-
BeP	-	-	-	0,57	0,98	0,82
BbkF	-	-	-	0,61	0,44	1,74

Für die wasserlöslichen Ionen außer Kalium zeigt sich für die HVS-Probenahme ein proportionaler Mehrbefund zwischen Faktor 1,5 (Sulfat) und 3,6 (Chlorid) bei der MOUDI-Probenahme. Kalium gehört neben Sulfat zu den Stoffen die vorwiegend im Bereich unter 1 µm Korngrößendurchmesser gefunden werden (s. Kap. 4.3.2). Damit spielt der Unterschied bei der unterschiedlichen Trennschärfe der Probenahmeköpfe für diese die geringste Rolle.

Für die Massebestimmung der Grobstaubelemente von Chlorid, Natrium und Calcium ist hingegen bedeutend wie genau die Abscheidecharakteristika sich unterscheiden. Wenige grobe Partikel können die Masse der Gesamtprobe stark beeinflussen.

Zusätzlich könnte der Mehrbefund durch HVS-Probenahme für die sekundären Aerosole als Überbestimmung durch Gasphasenkomponenten (SO₂, NH₃ und NO₂) gedeutet werden.

Ein gutes Bestimmtheitsmaß > 0,8 wird bei beiden Impaktoren zu HVS-Probenahme für Masse, Ammonium, Magnesium und TC gefunden. Der Bernerimpaktor zeigt ein besseres Bestimmtheitsmaß für Cl, Na und BaP als der MOUDI.

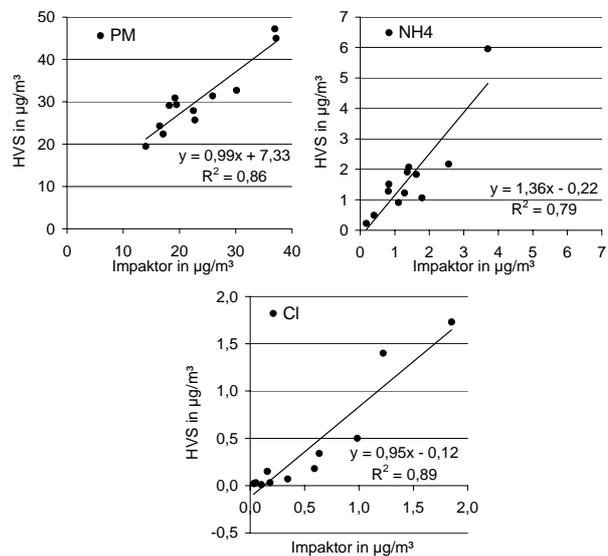


Abb. 4.1-1 Vergleich HVS zu Berner-Impaktor einiger Stoffe in PM₁₀.

Beide Impaktoren zeigen ein geringes Bestimmtheitsmaß unter 0,5 für Calcium, Mangan, Nickel, Titan und Zink, die alle vorwiegend im Grobstaubbereich zu finden sind. Auf der anderen Seite wird für Kupfer, Eisen und Blei eine gutes Bestimmtheitsmaß von > 0,75 gefunden, obwohl diese bis auf Blei hauptsächlich im Grobstaub > 1µm zu finden sind (s. Abb. 4.3.2.1b).

Somit wird deutlich, dass der Vergleich der Gesamtmasse eine relativ gute Übereinstimmung von HVS und Berner Impaktor zeigt. Die verschiedenen Einzelstoffe reichern sich allerdings probenahmespezifisch verschieden stark an- bzw. ab.

Betrachtet man die Kohlenstoffanalysen, so erkennt man eine sehr gute Übereinstimmung des Bestimmtheitsmaßes für TC und deutlich geringere für EC und OC. Auffällig ist, dass die HVS-Methode ein Offset zeigt aber proportional zu den MOUDI-Daten weniger findet.

Bei einem Vergleich zwischen Digitell und Berner Impaktor der löslichen Komponenten ist bei BRÜGGEMANN et al (2000) zu sehen, dass Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium und Magnesium relativ gut übereinstimmen. Größere Unterschiede gibt es bei Ammonium (Überbestimmung durch NH₃) sowie Calcium und Kalium (evtl. ein Verdünnungsproblem).

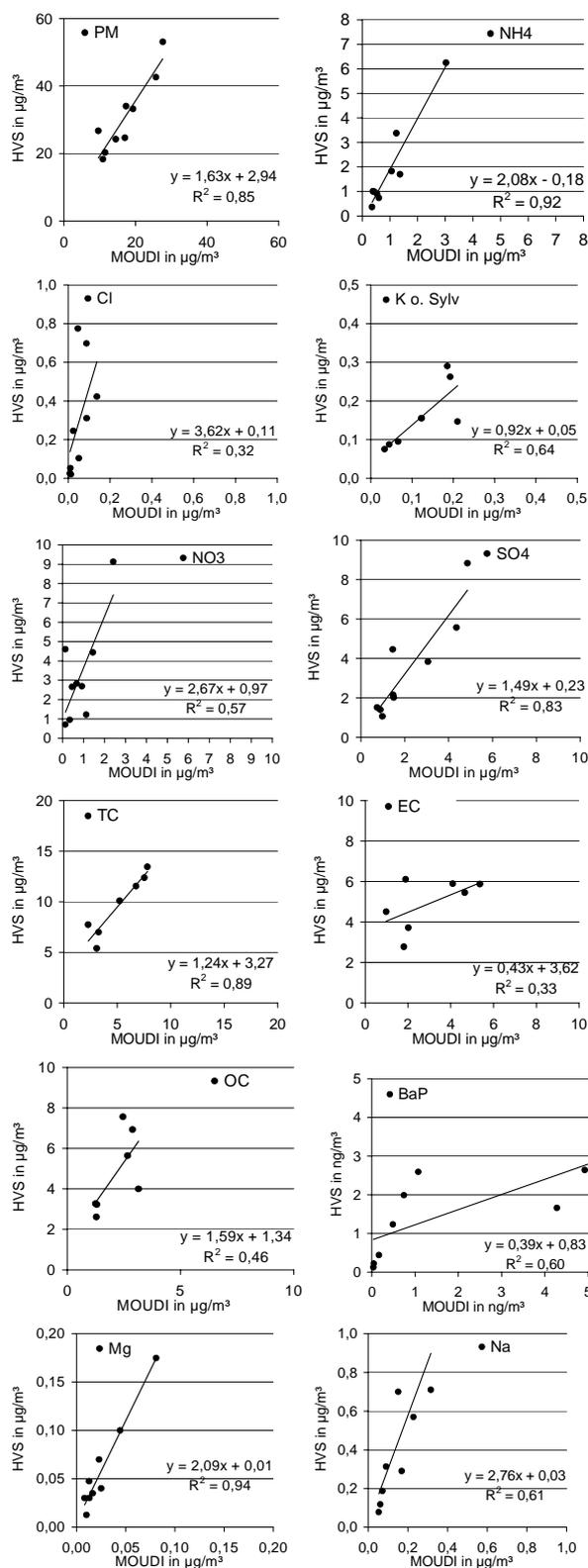
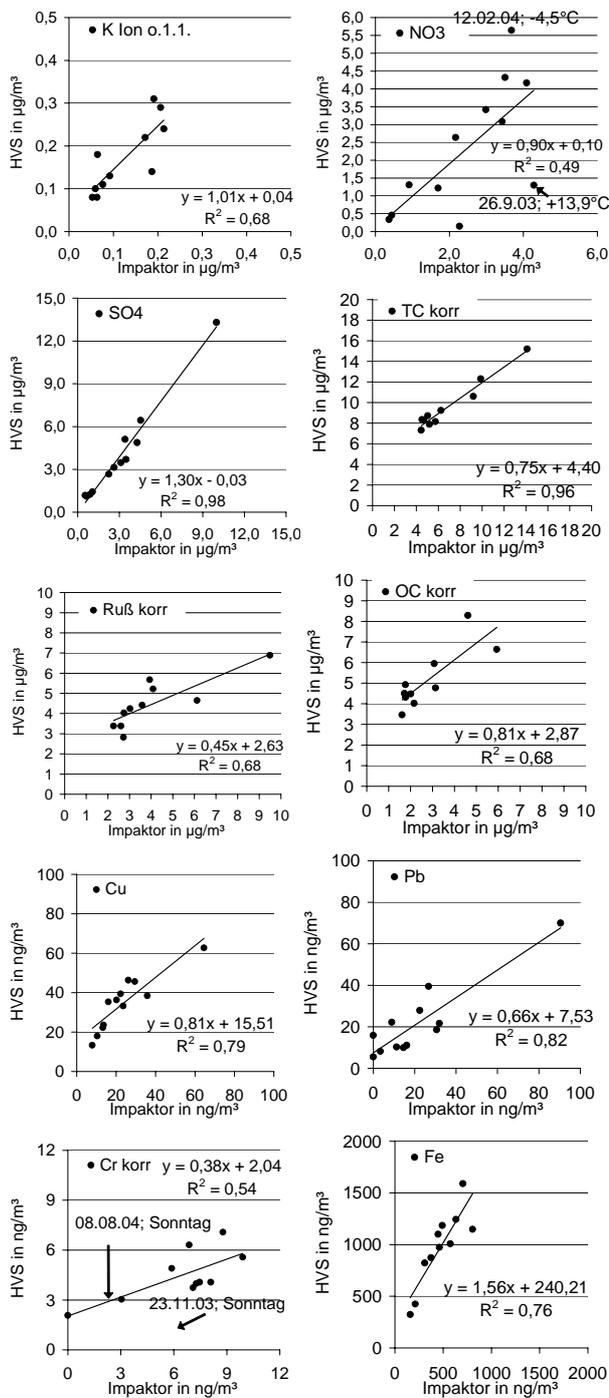


Abb. 4.1-2 Vergleich HVS zu MOUDI-Impaktor einiger Stoffe in PM₁₀.

4.2 Inhaltsstoffe in PM₁₀ und PM_{2,5}

4.2.1 Aerosolkonzentration

In den Tabellen 4.2.1-1 a-c werden die mittleren Konzentrationen der Einzelstoffe in Dresden Nord dargestellt.

In PM₁₀ (s. Tab. 4.2.1-1b) wurden im Sommer 9 - 27 % höhere Konzentrationen der Grobstaubelemente (Ca, Cu, Fe, Sb, Ti, Zn, (geringer für Cr)) gefunden, als im Winter, bezogen auf den Jahresmittelwert. Dies könnte evtl. mit höheren Windgeschwindigkeiten und häufigeren Trockenperioden im Sommer in Zusammenhang stehen.

Dagegen wurden im Winter höhere Konzentrationen der Partikelmasse (20%), PAK (> 100%), Mg (14%), die Sekundären Aerosole Nitrat (88%), Sulfat (29%), Ammonium (64%) sowie OC (38%), und von Schwermetallen, die hauptsächlich im Feinstaub enthalten sind (As 53%, Cd 36%, Pb 53%, V 13%), gefunden.

Fast unverändert ($\pm 10\%$) waren die Konzentrationen von Ruß, Nickel und Chrom.

Tab. 4.2.1-1a Mittlere Zusammensetzung von Feinstaub (PM_{2,5}) an Verkehrsstation, 11.8.03 bis 8.8.2004.

PM _{2,5}	Mw.	Med.	Min.	Max.	Stdabw.	5%	95%	Anzahl n	PM _{2,5} /PM ₁₀ %	Sommer	Winter	(Wi-Som)/JMW %
						Perz.	Perz.					
Konzentration (µg/m³)												
PM	18,7	15,9	5,6	83,7	9,9	8,8	36,7	184	64%	15,7	21,7	32%
NH4+	1,43	0,98	0,20	7,64	1,29	0,30	3,71	184	85%	1,00	1,87	60%
Ca	0,09	0,07	0,02	0,62	0,07	0,03	0,19	184	31%	0,10	0,07	-41%
Cl	0,05	0,02	0,01	0,58	0,08	0,01	0,23	184	18%	0,02	0,09	133%
K	0,13	0,08	0,02	3,21	0,26	0,04	0,27	184	72%	0,07	0,18	83%
Mg	0,02	0,01	0,01	0,32	0,03	0,01	0,04	184	32%	0,01	0,02	35%
Na	0,13	0,10	0,01	0,65	0,10	0,03	0,33	184	29%	0,09	0,16	54%
NO ₃ ⁻	1,70	0,64	0,07	12,99	2,37	0,14	6,94	184	64%	0,65	2,75	124%
SO ₄ ²⁻	2,63	2,11	0,33	13,40	1,98	0,78	6,63	184	80%	2,23	3,03	30%
Ruß	3,3	3,2	0,8	8,6	1,3	1,5	6,0	184	79%	3,1	3,6	16%
TC	6,7	5,9	2,2	32,9	3,2	3,6	12,0	184	80%	5,7	7,8	32%
OC	3,4	2,9	0,5	24,4	2,3	1,5	6,6	184	82%	2,6	4,2	48%
Konzentration (ng/m³)												
As	1,7	1,0	0,1	25,7	2,5	0,3	5,2	184	77%	1,2	2,2	59%
Cd	0,30	0,21	0,01	2,39	0,32	0,05	0,83	184	79%	0,23	0,37	46%
Cr	1,5	1,2	0,1	7,7	1,1	0,3	3,4	184	31%	1,4	1,6	14%
Cu	7,2	6,8	1,0	47,5	5,3	1,1	14,7	184	22%	7,0	7,3	4%
Fe	300	286	146	682	104	157	488	103	28%	314	290	-8%
Mn	7,8	7,5	0,5	24,2	4,2	1,9	15,0	184	45%	5,9	9,8	50%
Ni	1,3	1,2	0,1	3,5	0,7	0,3	2,9	184	52%	1,3	1,4	10%
Pb	12,7	9,4	2,2	60,3	9,4	3,7	33,7	184	74%	8,3	17,0	68%
Sb	1,80	1,75	0,40	3,94	0,70	0,84	3,17	184	25%	1,86	1,74	-7%
Ti	9,5	7,5	1,2	70,8	9,1	2,0	24,7	184	29%	11,0	8,1	-31%
V	1,13	0,93	0,19	5,00	0,78	0,21	2,67	184	62%	1,05	1,22	16%
Zn	37,5	31,7	0,4	151,4	25,2	9,4	84,0	184	55%	26,5	48,5	59%
BaP	0,69	0,25	0,03	5,02	0,94	0,04	3,10	184	80%	0,14	1,23	159%
BbF	1,09	0,53	0,03	7,07	1,29	0,10	4,07	184	81%	0,29	1,89	147%
BeP	0,77	0,45	0,03	6,28	0,87	0,05	2,70	184	78%	0,24	1,30	138%
BkF	0,41	0,20	0,02	3,07	0,49	0,04	1,36	184	83%	0,11	0,70	145%
Cor	0,38	0,17	0,07	2,77	0,46	0,11	1,50	184	73%	0,15	0,62	120%
DBahA	0,07	0,03	0,03	0,83	0,12	0,03	0,36	184	75%	0,03	0,12	118%
Ind	0,78	0,38	0,05	4,62	0,96	0,08	3,15	184	78%	0,22	1,35	143%

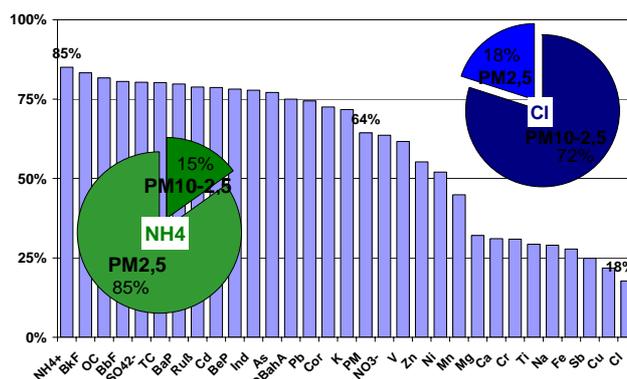


Abb. 4.2.1-1: Prozentualer Feinstaubanteil (PM_{2,5}) im PM₁₀ der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004).

Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Jahreshälften waren insbesondere für Chrom, Kupfer und Zink zwischen PM₁₀ und PM_{2,5} unterschiedlich. Im Winter lagen diese Elemente im PM_{2,5} in teilweise deutlich höheren Konzentrationen vor, im Grobstaubanteil jedoch nicht.

Tab. 4.2.1-1b,c Mittlere Zusammensetzung von (b) PM₁₀ und von (c) Grobstaub (PM_{10-2,5}) an Verkehrsstation, 11.8.03 bis 8.8.2004.

PM ₁₀	Mw.	Med.	Min.	Max.	Stdabw.	5%Perc.	95%Perc.	Anzahl n	Sommer	Winter	(Wi-Som)/JMW%
Konzentration (µg/m³)											
PM	29,1	26,8	9,1	99,9	12,4	14,4	51,2	184	26,1	32,1	20%
NH4+	1,69	1,15	0,21	8,22	1,57	0,30	4,42	184	1,15	2,22	64%
Ca	0,28	0,25	0,05	1,52	0,17	0,10	0,53	184	0,31	0,24	-27%
Cl	0,30	0,06	0,01	2,75	0,55	0,01	1,93	184	0,08	0,51	148%
K	0,18	0,13	0,04	4,15	0,33	0,07	0,34	184	0,12	0,24	69%
Mg	0,05	0,04	0,01	0,43	0,05	0,01	0,14	184	0,05	0,06	14%
Na	0,44	0,26	0,02	2,33	0,46	0,07	1,59	184	0,31	0,58	59%
NO ₃ ⁻	2,67	1,56	0,15	14,69	2,88	0,37	9,30	184	1,49	3,85	88%
SO ₄ ²⁻	3,28	2,66	0,69	14,47	2,35	1,03	8,01	184	2,80	3,76	29%
Ruß	4,2	4,1	1,4	12,7	1,6	2,0	7,0	184	4,1	4,4	7%
TC	8,4	7,5	3,0	35,6	3,6	4,3	14,8	184	7,5	9,3	22%
OC	4,2	3,6	0,6	22,9	2,4	1,7	8,3	184	3,4	4,9	38%
Konzentration (ng/m³)											
As	2,2	1,4	0,3	29,2	2,9	0,6	6,0	184	1,6	2,8	53%
Cd	0,39	0,26	0,04	2,67	0,37	0,08	1,01	184	0,32	0,46	36%
Cr	4,7	4,2	0,3	14,0	2,4	1,5	9,5	184	4,9	4,5	-9%
Cu	32,9	32,3	7,2	81,9	13,2	13,5	54,1	184	35,2	30,5	-14%
Fe	1078	1019	324	2514	417	443	1820	178	1162	1000	-15%
Mn	17,5	16,8	4,8	42,2	7,3	6,7	30,9	184	16,2	18,7	15%
Ni	2,5	2,3	0,1	6,1	1,2	0,9	4,6	184	2,5	2,5	0%
Pb	17,0	14,1	3,1	70,0	10,8	5,3	40,4	184	12,5	21,5	53%
Sb	7,23	7,09	1,79	16,07	2,67	3,13	12,13	184	7,92	6,55	-19%
Ti	32,4	28,4	5,7	143,0	22,2	9,6	75,2	184	36,1	28,7	-23%
V	1,84	1,61	0,21	6,53	1,06	0,54	4,03	184	1,72	1,95	13%
Zn	67,9	51,0	6,7	333,3	57,8	22,4	166,4	184	71,1	64,7	-10%
BaP	0,86	0,32	0,04	6,06	1,20	0,05	3,64	184	0,18	1,54	159%
BbF	1,35	0,61	0,07	10,62	1,69	0,14	5,22	184	0,34	2,37	150%
BeP	0,98	0,55	0,06	6,72	1,08	0,13	3,47	184	0,31	1,66	138%
BkF	0,49	0,22	0,03	4,02	0,61	0,05	1,85	184	0,13	0,85	147%
Cor	0,53	0,26	0,08	4,23	0,68	0,11	2,19	184	0,18	0,88	131%
DBahA	0,10	0,03	0,03	1,01	0,16	0,03	0,44	184	0,04	0,16	127%
Ind	1,01	0,48	0,08	5,99	1,27	0,09	4,11	184	0,27	1,74	146%
PM_{10-2,5}											
Mw.	Med.	Min.	Max.	Stdabw.	5%Perc.	95%Perc.	Anzahl n	Sommer	Winter	(Wi-Som)/JMW %	
Konzentration (µg/m³)											
PM	10,4	9,8	2,7	24,1	4,2	4,2	17,7	184	10,4	10,3	0%
NH4+	0,25	0,13	-0,17	2,67	0,35	-0,03	0,93	184	0,15	0,36	83%
Ca	0,19	0,17	0,00	1,12	0,13	0,04	0,40	184	0,21	0,17	-21%
Cl	0,24	0,04	-0,02	2,49	0,49	0,00	1,58	184	0,06	0,43	151%
K	0,05	0,04	-0,01	0,94	0,08	0,01	0,09	184	0,04	0,06	34%
Mg	0,04	0,03	0,00	0,16	0,03	0,01	0,11	184	0,04	0,04	4%
Na	0,32	0,17	0,00	1,88	0,37	0,01	1,24	184	0,22	0,41	62%
NO ₃ ⁻	0,97	0,85	-3,39	4,52	0,80	0,17	2,35	184	0,84	1,10	26%
SO ₄ ²⁻	0,64	0,48	0,03	3,42	0,53	0,07	1,68	184	0,56	0,72	25%
Ruß	0,9	0,9	-0,9	4,2	0,5	0,1	1,7	184	1,0	0,8	-27%
TC	1,7	1,7	0,0	4,2	0,8	0,3	3,1	184	1,8	1,5	-17%
OC	0,8	0,8	-1,6	3,0	0,8	-0,6	2,2	184	0,8	0,7	-5%
Konzentration (ng/m³)											
As	0,5	0,4	-0,3	4,5	0,5	0,1	1,2	184	0,4	0,6	32%
Cd	0,08	0,06	0,00	0,46	0,08	0,00	0,26	184	0,08	0,08	-1%
Cr	3,2	3,0	0,0	10,7	2,0	0,5	6,5	184	3,6	2,9	-20%
Cu	25,7	25,1	4,4	66,2	11,2	8,8	44,0	184	28,2	23,2	-20%
Fe	772	717	174	1978	383	263	1563	102	835	731	-13%
Mn	9,6	9,3	1,1	24,3	4,7	2,6	18,6	184	10,3	8,9	-14%
Ni	1,2	1,0	0,0	4,9	0,8	0,2	2,5	184	1,3	1,2	-10%
Pb	4,3	4,0	0,7	12,0	2,2	1,4	8,8	184	4,2	4,5	8%
Sb	5,43	5,23	0,47	12,67	2,21	1,78	9,30	184	6,06	4,81	-23%
Ti	22,9	19,5	-2,4	98,9	15,5	4,5	54,9	184	25,2	20,6	-20%
V	0,70	0,56	0,00	4,17	0,61	0,03	1,81	184	0,68	0,73	7%
Zn	30,4	17,8	-61,1	272,2	51,1	0,2	117,5	184	44,6	16,1	-94%
BaP	0,17	0,06	-0,61	3,69	0,42	-0,02	0,92	184	0,03	0,31	161%
BbF	0,26	0,10	-0,34	3,81	0,55	-0,06	1,31	184	0,05	0,48	163%
BeP	0,21	0,11	-0,46	2,01	0,32	-0,06	1,00	184	0,07	0,36	135%
BkF	0,08	0,03	-0,22	1,38	0,18	-0,01	0,28	184	0,02	0,15	158%
Cor	0,15	0,04	-0,60	2,87	0,33	-0,03	0,66	184	0,03	0,26	159%
DBahA	0,03	0,00	-0,14	0,42	0,06	0,00	0,17	184	0,01	0,04	155%
Ind	0,22	0,08	-0,38	2,47	0,41	-0,03	1,19	184	0,05	0,40	156%

Die Partikelmasse des Grobstaubanteils ($PM_{10-2,5}$) ist im Sommer der im Winter gleich, ähnlich wie bei PM_{10} . Jedoch liegen die Grobstaubelemente und Ruß im Grobstaub im Sommer in höheren Konzentrationen vor.

In Abb. 4.2.1-1 (s. auch Tab. 4.2.1-1 a) wird der prozentuale Anteil des Feinstaubes ($PM_{2,5}$) an PM_{10} (64% bezogen auf die Gesamtmasse) der untersuchten Komponenten dargestellt.

Ammonium zeigt den höchsten Feinstaubanteil mit 85%, Chlorid den größten Grobstaubanteil (100% - 18% = 82%). Alle PAK haben einen Feinstaubanteil größer 70%, ebenso wie Ruß, Organischer Kohlenstoff, Gesamtkohlenstoff, Sulfat, Kalium, Cadmium, Arsen und Blei.

Die Inhaltsstoffe Nitrat, Vanadium, Zink, Nickel und Mangan sind in der Fein- und Grobstaubfraktion fast gleich verteilt. Die Inhaltsstoffe u.a. aus (See)salz (Magnesium, Natrium und Chlorid) sowie Calcium, Chrom, Titan, Eisen, Antimon und Kupfer sind zu mindestens 2/3 im Grobstaub ($PM_{10-2,5}$) zu finden.

In Abb. 4.2.1.3 bis 5 werden die Konzentration der Inhaltsstoffe in der Station Dresden Nord in den Fraktionen PM_{10} , $PM_{2,5}$ und $PM_{10-2,5}$ in Form von Box-Plots dargestellt (Erläuterung s. Abb. 4.2.1-3).

Bei Betrachtung der PM_{10} -Werte streuen die Daten von PM, Russ, TC, OC, Ca, Fe, Cr, Cu, Mn, Sb und Vanadium relativ wenig. Variabler sind die Werte von Sulfat, K, Mg, As, Cd, Ni, Pb, Ti und Zn. Besonders stark streuen die Werte von Nitrat, Ammonium, PAKs und am stärksten Chlorid sowie Natrium. Insbesondere Chlorid und DbahA zeigen Konzentrationen, die häufig unter der Nachweisgrenze liegen.

Für die $PM_{2,5}$ -Werte gelten die gleichen Aussagen, wie für die PM_{10} -Konzentrationen, mit der Ausnahme, dass Nitrat deutliche stärker streut als in PM_{10} und neben Cl und DbahA auch Magnesium häufig unter der Nachweisgrenze liegt.

Abweichend gilt für die $PM_{10-2,5}$ -Werte, dass Ammonium deutlich stärker streut als in PM_{10} und neben Cl und DbahA auch BaP, BkF, Cor häufig unter der Nachweisgrenze liegen. Außerdem liegen die Werte von Ammonium, Magnesium und Cadmium schon relativ häufig in der Nähe der Nachweisgrenze.

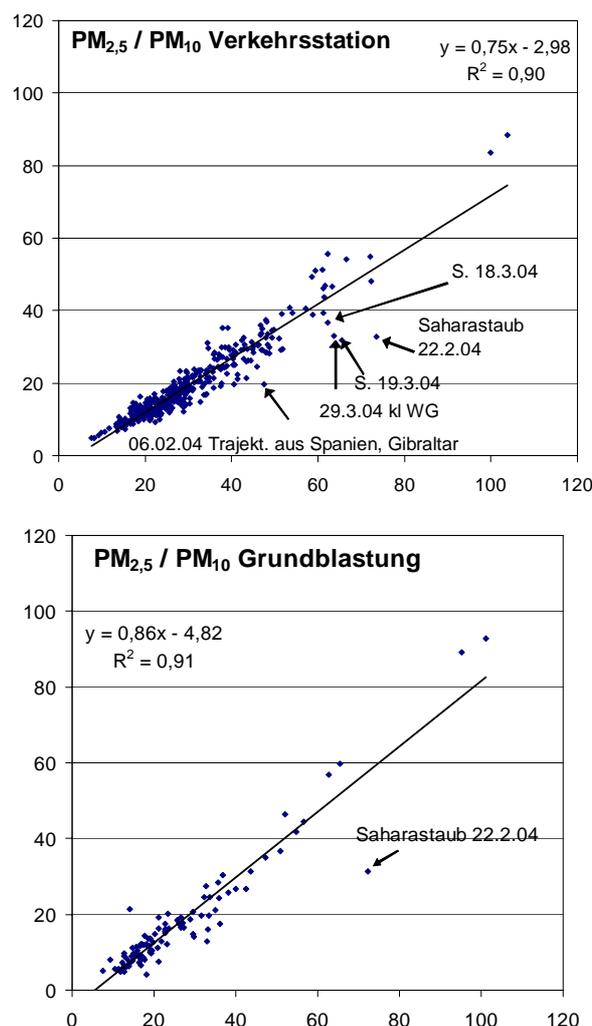


Abb. 4.2.1-2: $PM_{2,5}$ Anteil in PM_{10} der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004) bzw. der Station der Grundbelastung (24.1. – 16.3.2004, 18.6.-27.8.04).

Die PM_{10} -Mittelwerte der 3 Stationen während der beiden Intensivmesskampagnen im Februar bzw. Juni bis Anfang August werden in den Tabellen 4.2.1-2 a-c dargestellt. Die Vergleiche zwischen den Stationen findet man in Kap. 4.2.6. Die Werte unterscheiden sich bei den absoluten Beträge und teilweise bei den Verhältnissen zwischen $PM_{2,5}/PM_{10}$, also der Verteilung zwischen Grob und Feinstaubanteil in PM_{10} .

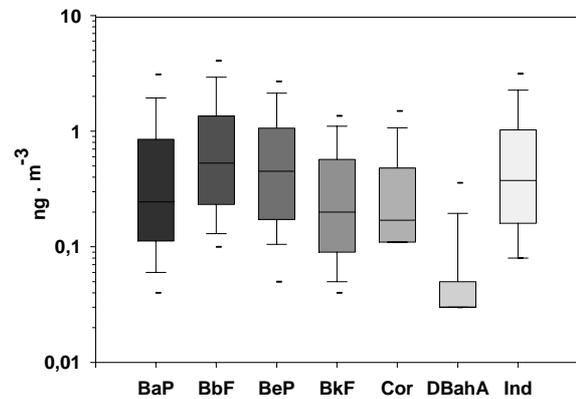
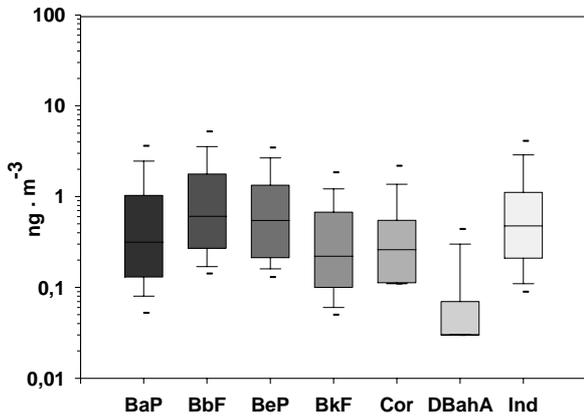
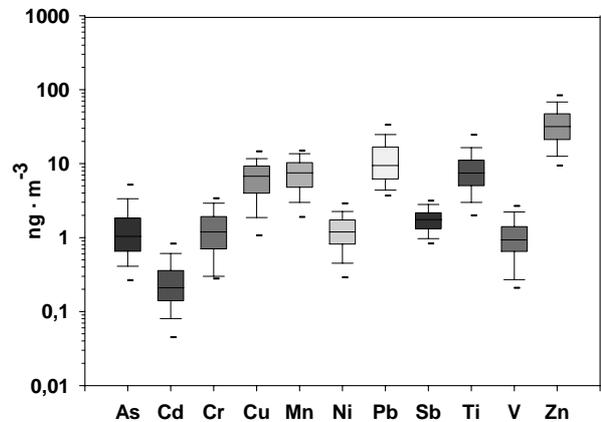
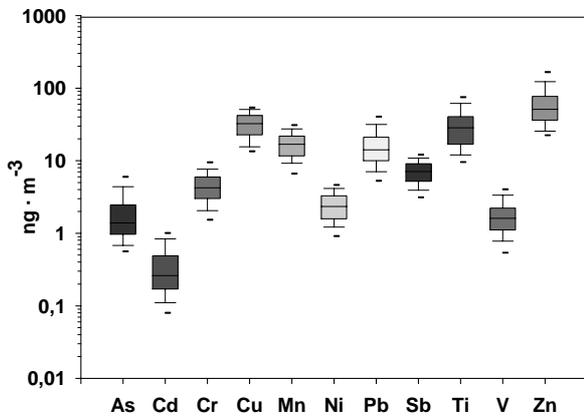
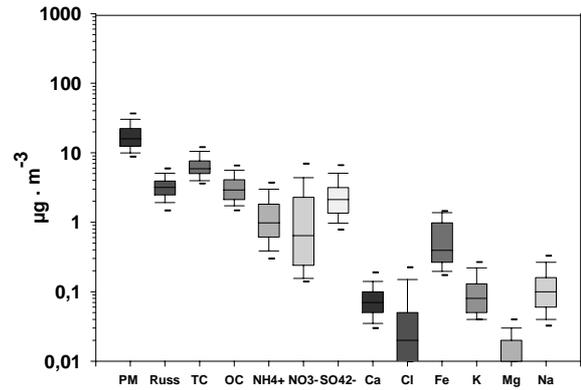
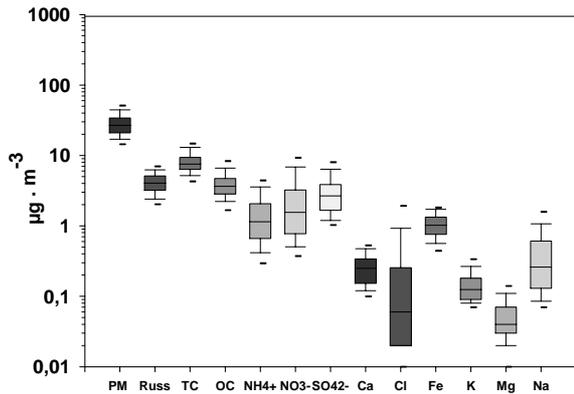


Abb. 4.2.1-3 a-c: Boxplot der Inhaltsstoffe im PM_{10} der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004).

Der mittlere Querstrich innerhalb der Box entspricht dem Median, die oberen und unteren Kastenbegrenzungen das 25% bzw. 75% Perzentil, die unteren und oberen Querstriche zeigen das 10% bzw. 90% Perzentil, die äußeren Querstriche zeigen das 5% bzw. 95% Perzentil.

Abb. 4.2.1-4 a-c: Boxplot der Inhaltsstoffe im $PM_{2,5}$ der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004).

Die Temperatur am Stadtrand ca. 2°C niedriger und die Windgeschwindigkeit 1m/sec höher als in der Stadt. Dies liegt an der Entfernung zu Wärmequellen und hohem Beton/Asphaltanteil in der Stadt sowie an der mit der Höhe abnehmenden Temperatur. Die Windgeschwindigkeiten zwischen Sommer und Winter unterscheiden sich im Mittel in der Stadt nicht, während die Windgeschwindigkeit in der Sommerperiode am Stadtrand höher war.

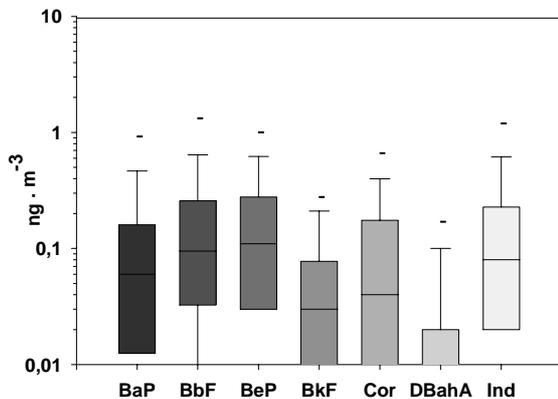
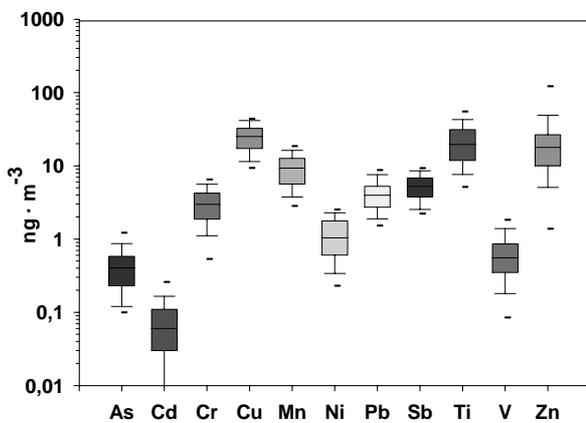
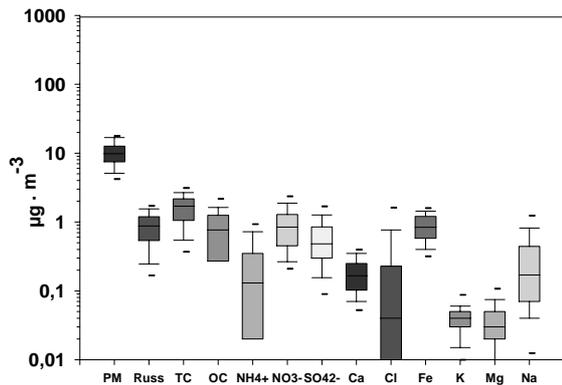


Abb. 4.2.1-5 a-c: Boxplot der Inhaltsstoffe im $PM_{10-2,5}$ der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004).

Die kontinuierlichen Messwerte während den Intensivmesskampagnen sind in Tab. 4.2.1-3a-c beschrieben. Die Meteorologischen Bedingungen sind zwischen den Stationen A und B identisch (Windgeschwindigkeit, Temperatur und Luftfeuchtigkeit). Im Vergleich zur Winterperiode war die Sommerperiode 18°C wärmer, ca. mit -10% rel. Luftfeuchte trockener jedoch mit einer größeren Regenmenge

(+0,8 mm/Tag). Trotz geringerer Anzahl Kfz (-8%) bzw. Schwerverkehr (-12%) im Winter waren die Messwerte die durch Verkehr verursacht werden den Komponenten BTX, CO, PM_{10} , Anzahl Partikel, NO, NO_2 an der Verkehrsstation höher als im Winter. Der Russanteil nahm ebenfalls geringfügig ab, wie auch Antimon, Kupfer, Chrom, Calcium, Eisen, Mangan, Nickel, Blei, Zink (-10 bis -94%), s. Tabelle 4.2.1-1. Dieses Verhalten deutet daraufhin, dass auf die Parameter Ruß sowie insbesondere Kupfer und Antimon hauptsächlich der lokale Verkehr Einfluss hat, nicht jedoch meteorologische Bedingungen bzw. andere Quellen.

Tab. 4.2.1-3a Kontinuierliche Messparameter an Verkehrsstation, 9.-29.2. (Winter) und 28.6. - 8.8 (Sommer).

		Gesamt	(Wi-Som)/Gesamt	Sommer	Winter
WINDGE	m/sec	1,7	0%	1,7	1,7
FEUCHT	% RF	71	18%	66	79
TEMP	°C	12	-154%	19	1
Niederschlag	mm	1,1	-77%	1,4	0,6
Luftdruck	hPa	988	0%	989	987
Summe Kfz	n	128577	-8%	132637	122196
Summe SV	n	11230	-12%	11733	10439
BEN	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,3	59%	1,8	3,1
CO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,6	58%	0,5	0,8
PM10 TEOM	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	32,6	5%	32,0	33,7
XYL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	3,9	45%	3,3	5,0
Anzahl Partikel	n	27709	38%	20605	31261
NO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	39,4	31%	34,7	46,7
TOL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	4,1	30%	3,7	4,9
NO2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	47,8	16%	44,9	52,4
Ruß kont.	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	3,3	-4%	3,4	3,3

Tab. 4.2.1-3b Kontinuierliche Messparameter der Station Grundbelastung (B), 9.-29.2. (Winter) und 28.6. - 8.8 (Sommer).

		Gesamt	(Wi-Som)/Gesamt	Sommer	Winter
WINDGE	m/sec	1,6	4%	1,6	1,7
FEUCHT	% RF	72,8	20%	67,1	81,4
TEMP	°C	11,9	-150%	19,0	1,2
NO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	7,7	62%	5,8	10,6
PM10 TEOM	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	27,4	36%	23,4	33,4
NO2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	22,0	5%	21,6	22,7

Tab. 4.2.1-3c Kontinuierliche Messparameter der Station Radebeul-Wahnsdorf (C), 9.-29.2. (Winter) und 28.6. - 8.8 (Sommer).

		Gesamt	(Wi-Som)/Gesamt	Sommer	Winter
WINDGE	m/sec	2,7	29%	2,3	3,1
FEUCHT	% RF	73	25%	65	83
TEMP	°C	9,0	-202%	17,4	-0,7
BEN	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,8	109%	0,5	1,3
NO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,7	65%	1,2	2,3
NO2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	14	44%	11	17
TOL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,4	10%	1,4	1,5
PM10 TEOM	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	19	-8%	20	18
XYL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,7	-74%	0,9	0,4

4.2.2 Verteilungscharakteristik

Die Ergebnisse des Tests nach Kolmogorov-Smirnov für das erste Untersuchungshalbjahr zeigen, dass die kontinuierlich gemessenen Parameter bis auf CO normalverteilt sind sowie Benzol und Toluol nur relativ schwach der Normalverteilung zuzuordnen sind. Am besten ist das Testergebnis für die Werte von NO₂ und Ruß.

Tab. 4.2.2.1 Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung für PM₁₀, PM_{2,5} und Grobstaub (PM₁₀-PM_{2,5}) für Verkehrsstation (n= 75 - 78), 11.8. bis 4.1.2004 bzw. ohne 31.12.03 und 1.1.04.

Annahmewahrscheinlichkeit P	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM ₁₀ -PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM ₁₀ -PM _{2,5}
	inkl. Jahreswechsel			ohne Jahreswechsel		
Ammonium	0,065	0,117	0,010	0,046	0,091	0,009
As	0,003	0,005	0,002	0,003	0,005	0,003
BaP	0,007	0,005	0,001	0,004	0,003	0,001
BbF	0,010	0,010	0,000	0,007	0,010	0,000
BeP	0,006	0,008	0,006	0,006	0,006	0,007
BkF	0,005	0,007	0,000	0,003	0,008	0,000
Ca	0,001	0,009	0,041	0,002	0,008	0,036
Cd	0,010	0,012	0,097	0,007	0,011	0,087
Chlorid	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cor	0,007	0,004	0,000	0,006	0,006	0,003
Cr	0,018	0,676	0,587	0,028	0,691	0,720
Cu	0,051	0,802	0,733	0,644	0,841	0,684
DBahA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ind	0,005	0,009	0,001	0,004	0,006	0,000
K	0,000	0,000	0,000	0,190	0,376	0,061
Mg	0,000	0,001	0,002	0,000	0,002	0,002
Mn	0,445	0,674	0,735	0,540	0,706	0,718
Na	0,026	0,000	0,000	0,023	0,000	0,000
Ni	0,572	0,402	0,210	0,695	0,493	0,257
Nitrat	0,006	0,033	0,017	0,007	0,042	0,015
OC	0,022	0,157	0,855	0,022	0,143	0,825
Pb	0,090	0,032	0,259	0,138	0,053	0,273
PM Masse	0,677	0,917	0,197	0,648	0,831	0,791
Ruß in PM	0,769	0,437	0,795	0,816	0,482	0,697
Sb	0,420	0,601	0,747	0,376	0,561	0,247
Sulfat	0,163	0,168	0,026	0,145	0,161	0,038
TC	0,225	0,235	0,253	0,193	0,174	0,261
Ti	0,001	0,108	0,273	0,001	0,103	0,258
V	0,042	0,035	0,030	0,029	0,045	0,042
Zn	0,157	0,000	0,000	0,163	0,000	0,000

Im PM_{2,5} war besonders gut Ruß und die Masse (s. Abb. 4.2.2.5b) der Normalverteilung angenähert. Eine relativ gute Annäherung zeigten auch Antimon (Sb), Nickel (Ni) und Mangan (Mn) in PM_{2,5}. Außerdem wurde für Ammonium, Kupfer (Cu), Blei (Pb), Sulfat, Gesamtkohlenstoff (TC) und Zink (Zn) eine Normalverteilung ermittelt.

Ein ähnliches Bild zeigte sich auch für PM₁₀ und Grobstaub, wobei Ammonium und Zink nicht und Cd, Cr, Ti, OC in Grobstaub normal verteilt waren.

Im Grobstaub war besonders gut Organischer Kohlenstoff, Ruß, Antimon (Sb), Kupfer (Cu), Chrom (Cr) und Mangan (Mn) der Normalverteilung angenähert. Cd, Ni, Pb, Ti, TC zeigen ebenfalls eine Normalverteilung. Relativ schlecht angenähert ist die Masse im Grobstaub, während PM₁₀ und PM_{2,5} deutlich eher der Normalverteilung angenähert sind.

In keiner Fraktion waren die Konzentrationen von K, Mg, Chlorid, Ca, As, Nitrat, Na, V und alle Polyaromatischen Kohlenwasserstoffe normal verteilt.

In Tab. 4.2.2.1 werden die Ergebnisse der Prüfung auf Normalverteilung nach Kolmogorov-Smirnov der PM-Inhaltsstoffe und der Messparametern aus dem Luftmessnetz für kontinuierliche Parameter als Tagesmittelwerte dargestellt. Bei einer Annahmewahrscheinlichkeit von größer 0,05 gilt der geprüfte Parameter als normalverteilt. Es werden nur die Werte mit positivem Testausgang angezeigt (SPSS, 2002; KATH, 2002)). Nicht dargestellt sind die Ergebnisse für die Anzahl der PKW. Diese entsprachen nicht der Normalverteilung und war für die Anzahl der Kfz an der Zählstelle Carolabrücke mit 0,026 noch am besten.

Tab. 4.2.2.2 Häufigkeitsverteilung inkl. Normalverteilungskurve für Messparameter aus dem Luftmessnetz für kontinuierliche Parameter als Tagesmittelwerte für Verkehrsstation (n= 75 - 78), 11.8. bis 4.1.2004 bzw. ohne 31.12.03 und 1.1.04.

Annahmewahrscheinlichkeit P	inkl. Jahreswechsel	ohne Jahreswechsel
TEOM PM₁₀	0,451	0,533
NO	0,179	0,186
NO₂	0,967	0,959
CO	0,003	0,004
Ben	0,104	0,134
Tol	0,102	0,096
Xylol	0,266	0,224
Russ	0,846	0,815

Dieses Bild ändert sich, wenn die Tage des Jahreswechsels (31.12.2003 und 1.1.2004) nicht in die Auswertung mit einfließen nur für wenige Parameter in größerem Ausmaß. Am deutlichsten wirkt sich dies auf Kalium aus, welches danach in allen Fraktionen normalverteilt (z. B: 0,38 in PM₁₀) ist. Leichte Verbesserungen ergeben sich ebenfalls für Blei in PM_{2,5} und PM₁₀ sowie deutlich besser für Kupfer in PM_{2,5} (0,051 zu 0,644) und die Grobstaubmasse (0,197 zu 0,971). Nur für Ammonium in PM_{2,5} und Antimon in Grobstaub ist dann keine Normalverteilung mehr gegeben.

Die Häufigkeitsverteilungen von Umweltdaten sind in vielen Fällen log-normal verteilt, oder zeigen multimodale Verteilungen (EINAX et al. 1997). Dies gilt auch für die in den meisten der betrachteten Parameter mehr oder weniger der Fall (s. Tab. 4.2.2.3 und 4). Der oben benutzte Kolmogorov-Smirnov-Test auf Normalverteilung fällt insbesondere dann schlecht aus wenn eine besonders starke Schiefe der Verteilung und eine ausgeprägte mehrmodalität auftreten.

Tab. 4.2.2-3 Form der Häufigkeitsverteilung für PM_{10} , $PM_{2,5}$ und Grobstaub ($PM_{10-PM_{2,5}}$) für Verkehrsstation ($n= 75 - 78$), 11.8. bis 4.1.2004 bzw. ohne 31.12.03 und 1.1.04. Mit L = Linksschief, Zahl = Anzahl der scheinbaren Maxima.

Annahmewahrscheinlichkeit P	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{10-PM_{2,5}}$	inkl. Jahreswechsel		
Ammonium	L 2	L2-3	L2			
As	L	L	1 ausr			
BaP	L2-3	L2-3	L2			
BbF	L2	L2	L2			
BeP	L2	L2	L2			
BkF	L2	L2	L2			
Ca	L1-2	L2	1 ausr?			
Cd	L1(1 Ausreißer)	L1(1 Ausreißer)	L2			
Chlorid	L2	L	L			
Cor	L1-2	L1-2	L			
Cr	L2	L2-3	2-3			
Cu	1	2	1			
DBahA	L2	L1	L1			
Ind	L2	L2-3	L2			
K	L1 ausr	L1 ausr	L ausr			
Mg	L1	L	L2			
Mn	2	2	2			
Na	L2	L2	L2			
Ni	1-2	1-3	1-3			
Nitrat	L2-3	L2-3	1 (ausr?)			
OC	2	2-3	2-3			
Pb	L	L2	2			
PM Masse	2	2	2-3			
Ruß in PM	1	1-2	1+1klein			
Sb	L1-2	L2-3	1			
Sulfat	L2	L2	L2			
TC	L	1-2	2-3			
Ti	L2	L	1-2			
V	2	2-3	2-3			
Zn	2	2	2			

Tab.4.2.2-4 Form der Häufigkeitsverteilung für Messparameter aus dem Luftmessnetz für kontinuierliche Parameter als Tagesmittelwerte für Verkehrsstation ($n= 75 - 78$), 11.8. bis 4.1.2004 bzw. ohne 31.12.03 und 1.1.04. Mit L = Linksschief, Zahl = Anzahl der scheinbaren Maxima.

Annahmewahrscheinlichkeit P	inkl. Jahreswechsel
TEOM PM_{10}	1
NO	L1-2
NO2	1
CO	L1
Ben	L1-2
Tol	L1-2
Xylol	1-2
Russ	1-3

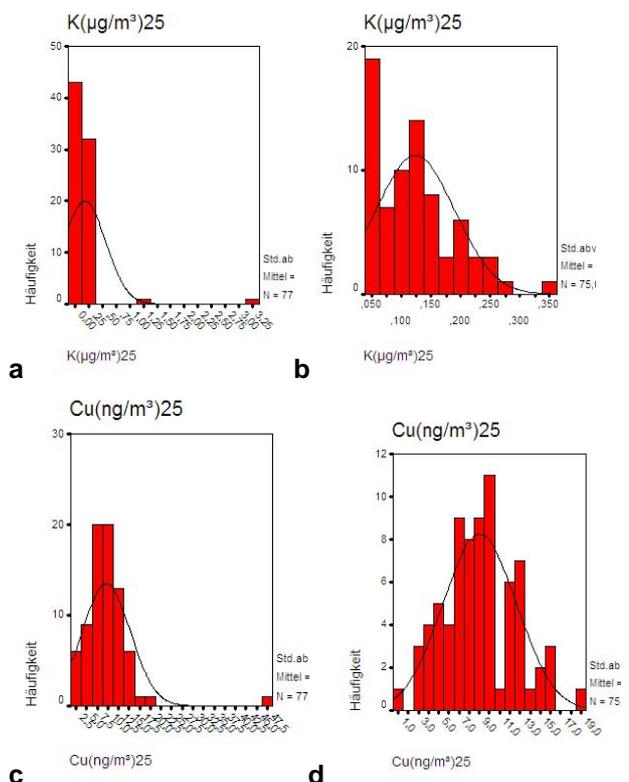


Abb. 4.2.2-1: Häufigkeitsverteilung von Kalium und Kupfer in $PM_{2,5}$ für Verkehrsstation ($n= 75 - 78$), 11.8. bis 4.1.2004 (a, c) bzw. ohne 31.12.03 und 1.1.04 (b,d).

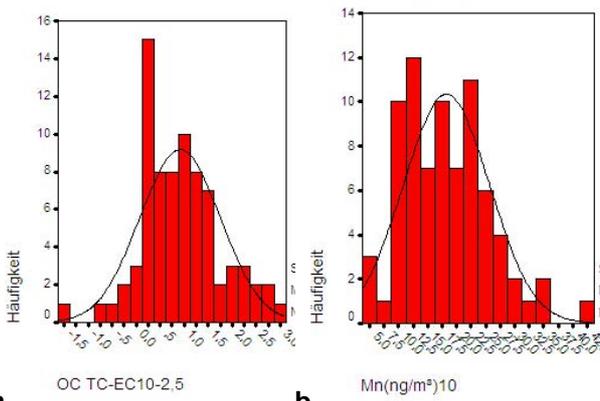


Abb. 4.2.2-2: Häufigkeitsverteilung von OC (a) und für Mangan (b) im **Grobstaub** für Verkehrsstation(n= 77), 11.8. bis 4.1.2004.

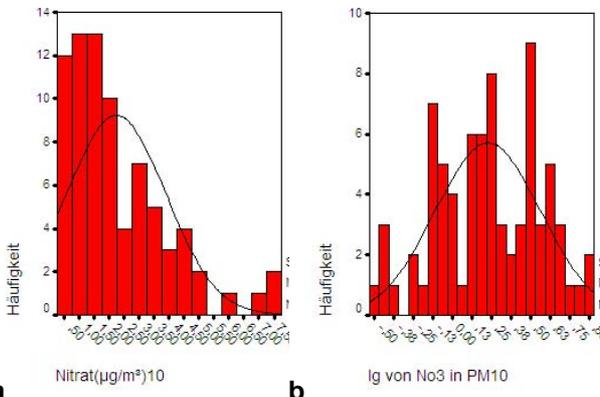


Abb. 4.2.2-3: Häufigkeitsverteilung von Nitrat im **PM₁₀** (a) und den mit Logarithmus 10 transformierten Werten (b) für Verkehrsstation(n= 77) 11.8. bis 4.1.2004.

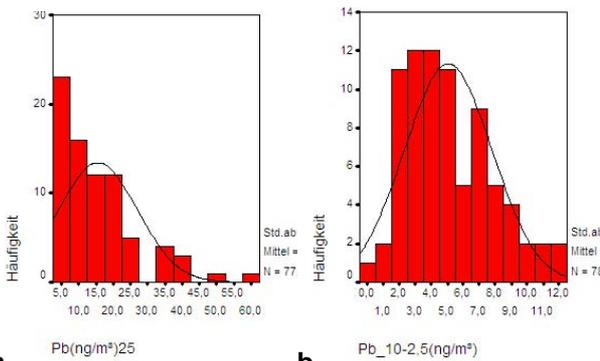


Abb. 4.2.2-4: Häufigkeitsverteilung von **Blei** in **PM_{2,5}** (a) und **Grobstaub** (b) für Verkehrsstation(n= 77) 11.8. bis 4.1.2004.

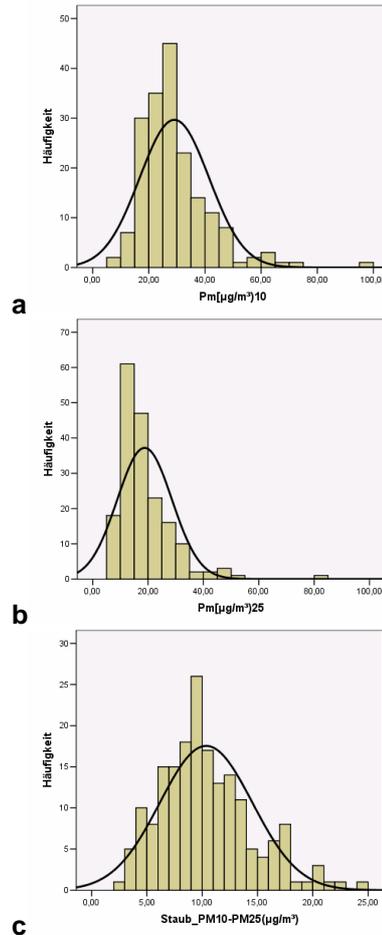


Abb. 4.2.2-5: Häufigkeitsverteilung von **PM₁₀**, **PM_{2,5}**, **PM_{10-2,5}** für Verkehrsstation Dresden-Neustadt (n= 184) für alle Messwerte.

4.2.3 Korrelationen

In **PM₁₀** gab es deutliche Korrelationen zwischen PM/TC, OC, K, NH₄; Sb/Cu, Fe; Fe/Cr, Cu; NH₄⁺/SO₄²⁻, NO₃⁻; Na/Cl; OC/K; TC/Ruß; OC/TC; NO/Xylol sowie zwischen allen PAK außer mit DBahA

In **PM_{2,5}** gab es deutliche Korrelationen zwischen PM/NH₄, SO₄, TC, OC; NH₄⁺/SO₄²⁻, NO₃⁻; OC/As; Benzol/TC; Na/Cl; TC/Ruß; OC/TC.

In **PM_{10-2,5}** gab es deutliche Korrelationen zwischen NH₄/So₄; Na/Cl; Fe/Cr, Cu, Mn; Sb/Cr, Cu; Ti/Mn.

Die Korrelation ist sehr signifikant mit einem P-Wert kleine 0,001 (99,9%). Zum Beispiel ist dies bei n = 182 R = 0,26.

Korrelationen zwischen den Fraktionen

Tab. 4.2.3-1 Korrelation (R) nach Pearson zwischen Kupfer und Antimon zwischen den Fraktionen. Fett: größer 0,8. Station A ohne 31.12.03+1.1.04 n= 182.

in ng/m ³	Sb 2,5	Cu 2,5	Sb 10	Cu 10	Sb 10-2,5	Cu 10-2,5
Sb 2,5	1					
Cu 2,5	0,564	1				
Sb 10	0,763	0,46	1			
Cu 10	0,693	0,577	0,928	1		
Sb 10-2,5	0,614	0,382	0,979	0,913	1	
Cu 10-2,5	0,594	0,290	0,910	0,949	0,929	1

In Tabelle 4.2.3-1 sind die hoch signifikanten Korrelationen der hauptsächlich im Grobstaub befindlichen Elemente Antimon und Kupfer dargestellt. Zwischen der Grobstaubfraktion und PM₁₀ mit ist sind die Korrelationskoeffizienten (0,91 und 0,979) besonders hoch. Die geringste Korrelation ergibt sich zwischen Kupfer im Feinstaub und Kupfer im Grobstaub (R = 0,29). Die PM₁₀-Gehalte werden somit sehr deutlich hauptsächlich von der Grobstaubfraktion bestimmt. Kupfer im Feinstaub hat offensichtlich noch andere Quellen als die Komponenten in den anderen Fraktionen. Demgegenüber korreliert Antimon im Feinstaub besser mit den anderen Fraktionen.

PM₁₀:

Anhand der der Tabelle 4.2.3-2a sind verschiedene Gruppen von Parametern zu erkennen, die miteinander korrelieren.

Mit der Staubmasse korrelieren mit einem R > 0,8 NH₄, TC, OC und mit R >0,5 NO₃⁻, SO₄²⁻, Ruß, As,

Cd, Mn, Pb, V und Benzol. Mit Ammonium korrelieren neben der Staubmasse, Nitrat und Sulfat (sekundäres Aerosol) sowie R>0,5 K, TC, OC, Blei und Benzol. Nitrat korreliert stark (R >0,8) mit Ammonium, und mit R> 0,5 PM, K, OC und Benzol.

Magnesium zeigt eine positive Korrelation R > 0,5 mit Na, Cl und der Windgeschwindigkeit (R =0,309) und eine negative Korrelation mit der NH₄-Konzentration und deutet damit auf den anthropogenarmen Seesalzeinfluss hin.

Calcium zeigt die stärkste Korrelation mit Ti (R = 0,72) und mit R> 0,5 Cu, Fe, Mn und NO₂.

Ruß zeigt eine negative Korrelation mit der Windgeschwindigkeit und korreliert mit R >0,5 TC (0,876), OC, As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb und allen dargestellten kontinuierlichen Messparametern: Anzahl Partikel, NO, NO₂, BTX. OC korreliert vor allem mit Benzol, TC (R= 0,947, höchster Wert der Matrix), K und der Staubmasse und zusätzlich mit R > 0,5 NH₄, NO₃⁻, As, Cd, Pb, BaP, NO, NO₂, Toluol und Xylol. BaP korreliert dagegen mit R> 0,5 nur mit Pb, TC und Benzol.

Arsen korreliert (0,8< R > 0,5) mit TC und OC am besten sowie mit PM, K, SO₄²⁻, Ruß, Cd, Pb und auch Benzol. Cadmium korreliert am besten mit TC und Pb. Vanadium korreliert nur mit der Staubmasse und Titan. Blei korreliert mit R > 0,5 mit Staubmasse, Ammonium, Ruß, TC, OC, As, Cd, BaP und BTX.

Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sb und Ruß korrelieren untereinander mit R > 0,5. Am besten hierbei korrelieren Sb/Cu (0,928), Sb/Fe (0,877), Fe/Cu (0,857) und Fe/Cr (0,828). Titan korreliert mit Ca, Fe, Mn und V mit R >0,5.

Die Windgeschwindigkeit zeigt eine negative Korrelation besonders deutlich für Pb (-0,5), Ruß und TC sowie noch hochsignifikant für Masse, K, OC, Cd, Fe, Ni, Sb, V, Zn und BaP.

PM_{2,5}:

Anhand der Matrix 4.2.3-2b sind verschiedene Gruppen von Parametern zu erkennen, die miteinander korrelieren.

Die Staubmasse korreliert bei einem R > 0,8 mit NH₄ (R= 0,905 höchster Wert der Matrix), SO₄, TC, OC und mit R >0,5 K, NO₃⁻, Ruß, As, Cd, Mn, Pb, V und Benzol. Mit Ammonium korrelieren neben der Staubmasse, Nitrat und Sulfat (sekundäres Aero-

sol) sowie $R > 0,5$ K, TC, OC, Blei und Benzol. Nitrat korreliert stark mit Ammonium, und mit $R > 0,5$ PM, K, TC, OC, Pb und Benzol.

Magnesium zeigt eine positive Korrelation $R > 0,5$ mit Na, Cl und der Windgeschwindigkeit. D.h. je höher die Windgeschwindigkeit, desto höhere Konzentrationen von diesen Inhaltsstoffen werden beobachtet. Damit deuten diese Elemente auf Seesalzeinfluss hin.

Calcium zeigt eine relative starke Korrelation mit Ti und Fe ($R = 0,74, 0,75$).

Ruß zeigt eine negative Korrelation mit der Windgeschwindigkeit und korreliert mit $R > 0,5$ TC (0,828), OC, As, Cd, Fe, Pb, Sb, Zn, BaP und allen dargestellten kontinuierlichen Messparametern: Anzahl Partikel, NO, NO₂, BTX. OC korreliert besonders mit TC und As sowie mit $R > 0,5$: K, NO₃⁻, SO₄, Ruß, Cd, Pb, Zn, BaP und Benzol. BaP korreliert dagegen mit $R > 0,5$ mit Pb (0,748) PM, K, Ruß, TC, OC, As, Cd, NO, Benzol und Toluol.

Arsen korreliert ($0,8 < R < 0,5$) mit TC und OC am besten sowie mit PM, NH₄, SO₄²⁻, Ruß, Cd, Pb, BaP und auch Benzol. Cadmium korreliert am besten mit PM, TC, OC, Pb und Benzol sowie Ruß, As, Zn und BaP. Vanadium korreliert nur mit der Staubmasse. Blei korreliert mit $R > 0,5$ mit Staubmasse, Ammonium, K, Nitrat, Sulfat, Ruß, TC, OC, As, Cd, Zn, BaP und BTX.

Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sb und Ruß korrelieren untereinander deutlich weniger als in PM₁₀ ($R > 0,5$), mit Ausnahme von Sb und Cu (s.o. Tab. 4.2.3-1): Eisen mit Ruß, Cr und Cu sowie Antimon mit Ruß, TC, Cr, Cu und Fe. Titan korreliert mit Ca und Fe mit $R > 0,7$.

Die Windgeschwindigkeit zeigt eine negative Korrelation besonders deutlich für Pb (-0,476), Ruß und TC sowie noch hochsignifikant für Masse, K, OC, Cd, Fe, Ni, Sb, V, Zn und BaP. Mg, Na und Cl zeigen hingegen eine positive Korrelation (s.o.).

PM_{10-2,5}:

Anhand der Matrix 4.2.3-3c sind verschiedene Gruppen von Parametern zu erkennen, die miteinander korrelieren.

Mit der Staubmasse korrelieren mit einem $R > 0,5$ Ca, TC, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Ti (Grobstaubelemente)

und NO₂.

Mit Ammonium korreliert nur mit Nitrat und Sulfat (sekundäres Aerosol).

Nitrat korreliert nur mit Ammonium bei $R > 0,5$.

Magnesium zeigt eine positive Korrelation $R > 0,5$ mit Na, Cl und der Windgeschwindigkeit ($R = 0,266$).

Calcium zeigt die stärkste Korrelation mit Ti ($R = 0,715$) und mit $R > 0,5$ PM, TC, Cu, Fe, Mn und Sb.

Ruß korreliert mit keinem Parameter $R > 0,5$ auch nicht TC. OC korreliert nur mit TC bei $R > 0,5$. TC korreliert mit OC und leichter mit PM, Ca, Mn und Ti. BaP korreliert dagegen hoch signifikant ($R = 0,27$) nur mit OC.

Arsen korreliert am stärksten mit Pb ($R = 0,462$). Cadmium korreliert am besten mit Pb (0,345). Vanadium korreliert am stärksten mit Pb (0,468). Blei korreliert mit $R > 0,5$ nur mit Ti ($R = 0,520$).

Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, und Sb (ohne Ruß) korrelieren untereinander mit $R > 0,6$. Am besten hierbei korrelieren wieder dieselben Paare wie bei PM₁₀: Sb/Cu (0,929, damit der höchste Korrelationskoeffizient der Matrix), Sb/Fe (0,887), Fe/Cu (0,881) und Fe/Cr (0,803). Titan korreliert mit PM (0,782), Ca, TC, Cr, Cu, Fe, Mn (0,816), Ni, Pb und Sb mit $R > 0,5$.

Die Windgeschwindigkeit zeigt eine negative Korrelation am deutlichsten für Pb (-0,389), TC und Eisen sowie noch hochsignifikant für Masse, OC, Fe, Mn, und Ni. Nur Kalium zeigte eine hoch signifikante positive Korrelation.

Die Summe aus Nitrat, Sulfat und Ammonium in PM₁₀ bzw. in PM_{2,5} in Korrelation zur jeweiligen Gesamtmasse geben ein sehr ähnliches Bestimmtheitsmaß von 0,82 bzw. 0,68 und 0,64 (s. Abb. 4.2.3-2 und 3).

Auch der Gesamtkohlenstoffanteil korreliert in beiden Fraktionen mit der jeweiligen Masse mit einem hohen Bestimmtheitsmaß von 0,75 und 0,77.

Die PAK-Einzelkomponenten korrelieren im Allgemeinen recht gut ($R > 0,8$) miteinander mit Ausnahme von DbahA (s. Tab. 4.2.3-3) und Coronen im Vergleich mit BeP. Da 50% aller Werte von DbahA kleiner als die Bestimmungsgrenze waren kann die geringere Korrelation evtl. an dem größeren Fehler pro Wert liegen.

Tab. 4.2.3-2 PM_{10} : Korrelationsmatrix nach Pearson von Tagesmittelwerten der PAK (HVS) bzw. kontinuierlicher Messparameter. Fett: größer 0,26 hochsignifikant ($P > 0,999$), rot > 0,8. Station A ohne 31.12.03+1.1.04 $n = 182$.

PM	BaP	BbF	BeP	BkF	Cor	DBahA	Ind
PM	1,000						
BaP	0,416	1,000					
BbF	0,502	0,956	1,000				
BeP	0,554	0,869	0,938	1,000			
BkF	0,467	0,951	0,978	0,914	1,000		
Cor	0,329	0,923	0,865	0,783	0,881	1,000	
DBahA	0,240	0,747	0,672	0,589	0,630	0,641	1,000
Ind	0,470	0,961	0,954	0,872	0,940	0,897	0,704
Kfz	0,144	-0,097	-0,083	-0,104	-0,124	-0,097	-0,060
SV	0,174	-0,038	-0,044	-0,091	-0,080	-0,049	-0,006
Partikel	0,313	0,332	0,334	0,350	0,301	0,273	0,162
NO	0,353	0,479	0,472	0,445	0,439	0,400	0,338
NO2	0,514	0,110	0,158	0,198	0,138	0,071	-0,009
Benzol	0,732	0,626	0,722	0,767	0,686	0,502	0,403
Toluol	0,520	0,538	0,553	0,540	0,541	0,455	0,386
Xylol	0,431	0,471	0,475	0,481	0,454	0,392	0,258
Windg.	-0,390	-0,357	-0,333	-0,351	-0,331	-0,330	-0,213

Außerdem korrelieren die PAK-Einzelkomponenten noch mit $R > 0,5$ mit Benzol und zum Teil mit Toluol.

Im Grobstaub (nicht dargestellt) korrelieren die PAK mit einem $R > 0,8$. Für $PM_{2,5}$ gelten die gleichen Aussagen, wie für PM_{10} .

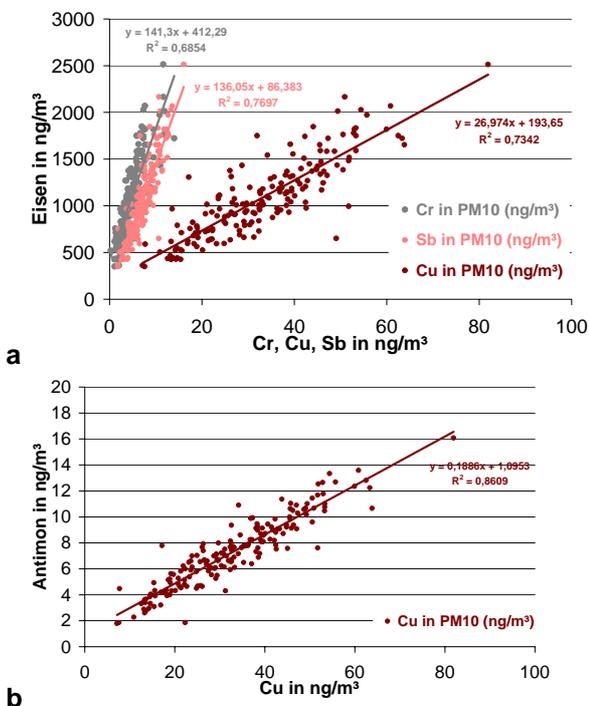


Abb. 4.2.3-1a-b Korrelationen in PM_{10} für die Verkehrsstation.

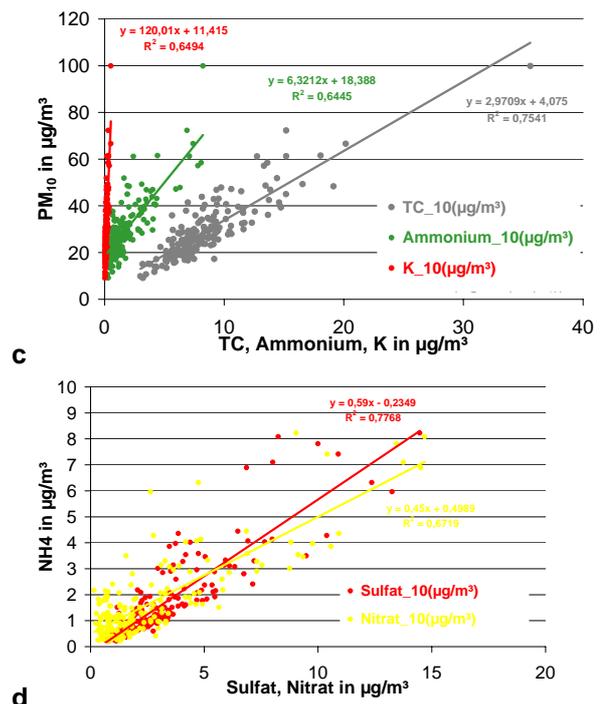


Abb. 4.2.3-1c,d Korrelationen in PM_{10} für die Verkehrsstation.

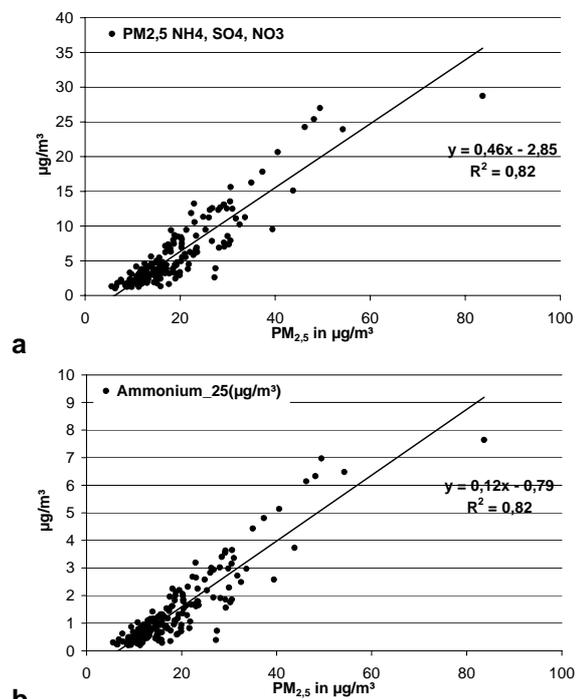
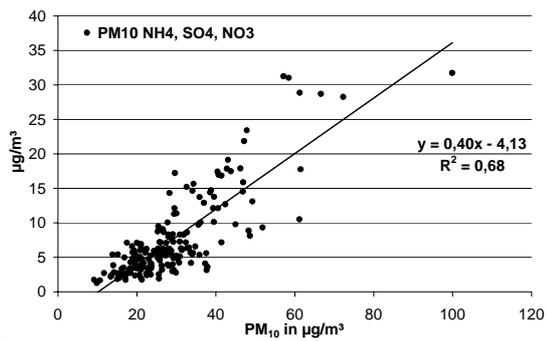
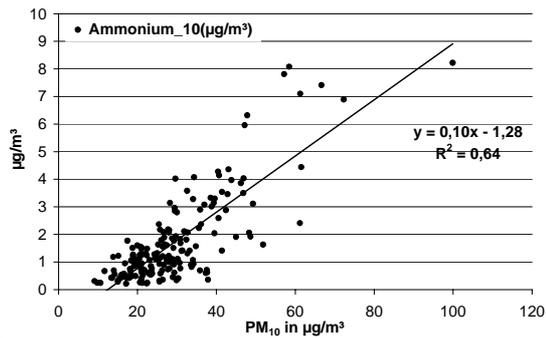


Abb. 4.2.3-2 Korrelationen in $PM_{2,5}$ für die Verkehrsstation: a) sekundäres anorg. Aerosol; b) Ammonium.

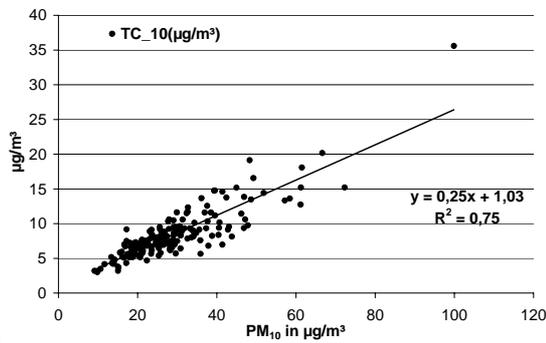


a

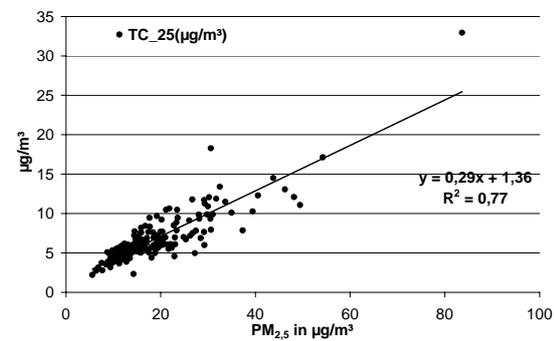


b

Abb. 4.2.3-3 Korrelationen in PM₁₀ für die Verkehrsstation: a) sekundäres anorg. Aerosol; b) Ammonium.



a



b

Abb. 4.2.3-4 Korrelationen des Kohlenstoffanteils für die Verkehrsstation mit a) PM₁₀ b) PM_{2.5}.

Tab. 4.2.3-2a PM₁₀: Korrelationsmatrix nach Pearson von verschiedenen Tagesmittelwerten der HVS bzw. kontinuierlicher Messparameter. Fett: größer 0,26, hochsignifikant (P > 0,999), rot > 0,8. Station A ohne 31.12.03+1.1.04 n= 182 bis auf Fe und Ausfälle.

	PM	NH4+	Ca	Cl	K	Mg	Na	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ruß	TC	OC	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	BaP	Kfz	SV	Partikel	NO	NO2	Benzol	Toluol	Xylol	Windg.				
PM	1,000																																					
NH4+	0,803	1,000																																				
Ca	0,399	-0,019	1,000																																			
Cl	0,173	0,113	0,003	1,000																																		
K	0,806	0,787	0,138	0,117	1,000																																	
Mg	-0,025	-0,282	0,218	0,553	-0,142	1,000																																
Na	0,154	0,039	0,007	0,890	0,083	0,691	1,000																															
NO ₃ ⁻	0,676	0,820	-0,034	0,367	0,579	-0,033	0,330	1,000																														
SO ₄ ²⁻	0,762	0,881	0,097	-0,067	0,775	-0,285	-0,103	0,488	1,000																													
Ruß	0,747	0,405	0,397	-0,037	0,521	-0,056	-0,035	0,288	0,440	1,000																												
TC	0,868	0,628	0,272	-0,010	0,758	-0,181	-0,026	0,454	0,634	0,876	1,000																											
OC	0,832	0,692	0,152	0,010	0,813	-0,240	-0,016	0,503	0,677	0,675	0,947	1,000																										
As	0,607	0,478	0,076	-0,070	0,605	-0,223	-0,084	0,237	0,571	0,570	0,756	0,777	1,000																									
Cd	0,582	0,446	0,177	0,024	0,585	-0,130	0,010	0,314	0,466	0,542	0,673	0,669	0,587	1,000																								
Cr	0,256	-0,095	0,482	0,160	-0,094	0,231	0,172	0,081	-0,144	0,423	0,218	0,052	-0,057	0,101	1,000																							
Cu	0,281	-0,117	0,501	0,126	-0,061	0,268	0,185	0,032	-0,123	0,570	0,302	0,082	-0,020	0,185	0,766	1,000																						
Fe	0,369	-0,064	0,606	0,162	-0,012	0,251	0,199	0,076	-0,066	0,547	0,310	0,112	-0,033	0,135	0,828	0,857	1,000																					
Mn	0,603	0,314	0,565	0,185	0,309	0,096	0,146	0,302	0,327	0,564	0,471	0,346	0,218	0,290	0,655	0,564	0,713	1,000																				
Ni	0,430	0,175	0,336	0,097	0,165	0,099	0,089	0,213	0,153	0,545	0,419	0,279	0,206	0,200	0,609	0,540	0,617	0,561	1,000																			
Pb	0,687	0,539	0,219	0,088	0,711	-0,158	0,015	0,468	0,482	0,636	0,736	0,703	0,542	0,639	0,175	0,204	0,234	0,471	0,365	1,000																		
Sb	0,331	-0,057	0,486	0,098	-0,020	0,219	0,157	0,078	-0,071	0,629	0,351	0,119	0,004	0,213	0,757	0,928	0,877	0,563	0,586	0,221	1,000																	
Ti	0,458	0,020	0,719	-0,030	0,116	0,227	0,000	0,036	0,094	0,388	0,287	0,181	0,045	0,144	0,533	0,494	0,684	0,638	0,394	0,239	0,477	1,000																
V	0,577	0,390	0,370	-0,147	0,394	-0,024	-0,125	0,244	0,445	0,459	0,484	0,435	0,222	0,242	0,139	0,224	0,297	0,398	0,394	0,429	0,227	0,567	1,000															
Zn	0,328	0,114	0,442	-0,022	0,261	0,015	-0,003	0,118	0,119	0,354	0,339	0,283	0,198	0,354	0,307	0,350	0,323	0,393	0,222	0,385	0,316	0,336	0,378	1,000														
BaP	0,416	0,314	-0,059	0,191	0,525	-0,150	0,133	0,310	0,256	0,442	0,563	0,568	0,480	0,440	0,000	0,059	0,045	0,208	0,174	0,706	0,037	0,012	0,184	0,160	1,000													
Kfz	0,144	-0,113	0,397	-0,060	-0,159	0,150	-0,031	-0,097	-0,051	0,443	0,200	0,011	0,071	0,089	0,450	0,528	0,487	0,406	0,332	0,069	0,532	0,301	0,097	0,179	-0,097	1,000												
SV	0,174	-0,125	0,450	-0,039	-0,132	0,205	-0,009	-0,108	-0,057	0,456	0,222	0,036	0,065	0,085	0,429	0,508	0,469	0,424	0,308	0,100	0,486	0,384	0,187	0,236	-0,038	0,954	1,000											
Partikel	0,313	0,042	0,239	0,182	0,141	0,184	0,219	0,262	-0,121	0,510	0,370	0,241	0,052	0,200	0,467	0,493	0,487	0,378	0,488	0,442	0,525	0,288	0,211	0,179	0,332	0,425	0,474	1,000										
NO	0,353	0,062	0,144	0,175	0,138	0,109	0,178	0,229	-0,055	0,692	0,516	0,331	0,181	0,258	0,504	0,622	0,558	0,442	0,477	0,484	0,628	0,217	0,271	0,220	0,479	0,461	0,493	0,746	1,000									
NO2	0,514	0,170	0,502	0,162	0,194	0,183	0,209	0,269	0,108	0,685	0,508	0,322	0,188	0,275	0,585	0,665	0,632	0,559	0,526	0,331	0,692	0,444	0,298	0,343	0,110	0,553	0,560	0,658	0,617	1,000								
Benzol	0,732	0,627	0,067	0,222	0,670	-0,201	0,170	0,592	0,493	0,710	0,831	0,796	0,615	0,614	0,206	0,245	0,250	0,428	0,375	0,704	0,295	0,066	0,282	0,221	0,626	0,049	0,034	0,435	0,590	0,470	1,000							
Toluol	0,520	0,281	0,221	0,089	0,422	-0,087	0,085	0,329	0,196	0,696	0,659	0,544	0,354	0,407	0,338	0,432	0,437	0,372	0,398	0,615	0,461	0,211	0,346	0,287	0,538	0,171	0,196	0,588	0,741	0,549	0,767	1,000						
Xylol	0,431	0,155	0,250	0,149	0,259	-0,047	0,124	0,298	0,029	0,678	0,576	0,429	0,251	0,334	0,452	0,553	0,516	0,423	0,481	0,568	0,572	0,222	0,323	0,353	0,471	0,277	0,291	0,636	0,831	0,622	0,728	0,860	1,000					
Windg.	-0,390	-0,249	-0,166	0,174	-0,350	0,309	0,143	-0,253	-0,187	-0,454	-0,459	-0,401	-0,205	-0,336	-0,193	-0,241	-0,310	-0,162	-0,330	-0,501	-0,308	-0,201	-0,263	-0,271	-0,357	-0,047	-0,031	-0,413	-0,306	-0,393	-0,409	-0,489	-0,484	1,000				

Tab. 4.2.3-2b PM_{2,5}: Korrelationsmatrix nach Pearson von verschiedenen Tagesmittelwerten der HVS bzw. kontinuierlicher Messparameter. Fett: größer 0,26 hochsignifikant (P> 0,999), rot > 0,8. Station A ohne 31.12.03+1.1.04 n= 182 bis auf Fe und Ausfälle.

	PM NH4+	Ca	Cl	K	Mg	Na	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ruß	TC	OC	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	BaP	
PM	1,000																								
NH4+	0,905	1,000																							
Ca	0,141	-0,119	1,000																						
Cl	0,103	0,129	-0,018	1,000																					
K	0,744	0,704	0,129	0,135	1,000																				
Mg	-0,094	-0,240	0,478	0,532	-0,037	1,000																			
Na	0,085	0,013	0,136	0,800	0,085	0,732	1,000																		
NO ₃ ⁻	0,711	0,831	-0,166	0,350	0,563	-0,121	0,198	1,000																	
SO ₄ ²⁻	0,847	0,875	0,000	-0,054	0,656	-0,206	-0,081	0,469	1,000																
Ruß	0,689	0,471	0,204	-0,009	0,491	-0,067	0,033	0,398	0,428	1,000															
TC	0,876	0,691	0,068	0,019	0,612	-0,138	0,046	0,516	0,670	0,828	1,000														
OC	0,851	0,712	-0,019	0,032	0,589	-0,158	0,047	0,506	0,707	0,608	0,949	1,000													
As	0,683	0,532	-0,012	-0,027	0,436	-0,168	0,014	0,285	0,620	0,521	0,776	0,805	1,000												
Cd	0,634	0,487	0,031	0,035	0,462	-0,122	0,018	0,337	0,496	0,559	0,686	0,656	0,604	1,000											
Cr	0,116	-0,074	0,290	0,105	0,026	0,215	0,119	0,029	-0,105	0,434	0,221	0,068	0,025	0,226	1,000										
Cu	0,206	0,033	0,431	0,014	0,099	0,237	0,159	0,051	0,040	0,415	0,235	0,099	0,040	0,235	0,422	1,000									
Fe	0,233	-0,031	0,746	-0,097	0,093	0,176	-0,016	-0,052	0,018	0,571	0,275	0,088	0,028	0,184	0,610	0,575	1,000								
Mn	0,506	0,447	0,177	0,129	0,431	0,012	0,082	0,375	0,425	0,428	0,436	0,376	0,324	0,272	0,272	0,178	0,293	1,000							
Ni	0,342	0,274	-0,042	0,004	0,180	-0,106	-0,021	0,218	0,248	0,499	0,431	0,330	0,304	0,251	0,267	0,187	0,342	0,221	1,000						
Pb	0,700	0,586	0,018	0,115	0,736	-0,123	0,034	0,528	0,501	0,674	0,717	0,635	0,526	0,662	0,254	0,202	0,261	0,469	0,350	1,000					
Sb	0,467	0,209	0,456	-0,053	0,295	0,123	0,066	0,171	0,207	0,752	0,534	0,332	0,233	0,439	0,509	0,564	0,772	0,334	0,389	0,438	1,000				
Ti	0,257	0,005	0,737	-0,048	0,137	0,401	0,108	-0,060	0,109	0,232	0,140	0,067	-0,009	0,060	0,268	0,356	0,708	0,244	0,035	0,080	0,483	1,000			
V	0,520	0,466	0,247	-0,055	0,337	0,067	0,002	0,282	0,517	0,349	0,384	0,347	0,204	0,228	0,071	0,158	0,325	0,284	0,346	0,342	0,278	0,414	1,000		
Zn	0,595	0,429	0,116	0,124	0,556	0,010	0,129	0,425	0,348	0,654	0,667	0,576	0,432	0,617	0,364	0,336	0,419	0,436	0,289	0,755	0,502	0,172	0,360	1,000	
BaP	0,516	0,390	-0,131	0,174	0,597	-0,116	0,158	0,382	0,334	0,576	0,639	0,580	0,554	0,520	0,185	0,104	0,110	0,316	0,256	0,748	0,257	-0,042	0,149	0,653	1,000
Kfz	0,043	-0,082	0,249	-0,080	-0,165	0,071	-0,031	-0,085	-0,052	0,420	0,156	-0,015	0,056	0,076	0,353	0,284	0,499	0,232	0,271	0,008	0,451	0,197	0,038	0,120	-0,080
SV	0,066	-0,092	0,330	-0,041	-0,136	0,154	0,029	-0,094	-0,050	0,444	0,180	0,006	0,047	0,073	0,365	0,317	0,554	0,278	0,239	0,031	0,453	0,311	0,127	0,167	-0,030
Partikel	0,213	0,063	0,120	0,120	0,140	0,081	0,199	0,284	-0,125	0,568	0,366	0,214	0,038	0,202	0,433	0,349	0,439	0,242	0,399	0,408	0,504	0,175	0,127	0,407	0,352
NO	0,261	0,088	0,061	0,122	0,153	0,040	0,142	0,266	-0,053	0,752	0,504	0,290	0,166	0,257	0,532	0,349	0,481	0,295	0,390	0,461	0,556	0,094	0,128	0,474	0,507
NO ₂	0,394	0,216	0,317	0,059	0,132	0,080	0,159	0,286	0,120	0,682	0,470	0,281	0,186	0,268	0,358	0,413	0,606	0,344	0,344	0,267	0,630	0,295	0,227	0,333	0,148
Benzol	0,753	0,657	-0,109	0,167	0,579	-0,188	0,122	0,645	0,503	0,739	0,844	0,780	0,619	0,647	0,220	0,136	0,142	0,442	0,344	0,721	0,402	-0,051	0,198	0,632	0,686
Toluol	0,478	0,301	0,100	0,023	0,398	-0,093	0,055	0,359	0,198	0,735	0,641	0,496	0,339	0,417	0,343	0,226	0,385	0,250	0,330	0,595	0,484	0,097	0,219	0,504	0,572
Xylol	0,365	0,185	0,136	0,066	0,262	-0,059	0,071	0,338	0,038	0,731	0,551	0,373	0,234	0,350	0,447	0,286	0,445	0,295	0,343	0,534	0,532	0,119	0,133	0,504	0,493
Windg.	-0,367	-0,254	-0,044	0,284	-0,349	0,364	0,272	-0,244	-0,180	-0,485	-0,421	-0,322	-0,205	-0,336	-0,097	-0,145	-0,365	0,004	-0,238	-0,476	-0,408	-0,091	-0,182	-0,358	-0,351

Tab. 4.2.3-2c PM_{10-2,5}: Korrelationsmatrix nach Pearson von verschiedenen Tagesmittelwerten der HVS bzw. kontinuierlicher Messparameter. Fett: größer 0,26 hochsignifikant (P > 0,999), rot > 0,8. Station A ohne 31.12.03+1.1.04 n= 182 bis auf Fe und Ausfälle.

	PM	NH4+	Ca	Cl	K	Mg	Na	NO ₃ ⁻	SO42-	Ruß	TC	OC	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	BaP
PM	1,000																								
NH4+	0,178	1,000																							
Ca	0,698	-0,039	1,000																						
Cl	0,314	0,053	0,069	1,000																					
K	0,322	0,421	0,148	0,084	1,000																				
Mg	0,358	-0,201	0,198	0,554	0,098	1,000																			
Na	0,333	0,012	0,052	0,881	0,151	0,668	1,000																		
NO ₃ ⁻	0,412	0,627	0,158	0,199	0,329	0,220	0,304	1,000																	
SO42-	0,259	0,834	0,141	0,050	0,476	-0,080	0,074	0,470	1,000																
Ruß	0,468	-0,029	0,413	-0,125	0,453	0,051	-0,112	-0,028	0,149	1,000															
TC	0,546	0,064	0,525	-0,030	0,236	0,026	-0,010	0,157	0,169	0,429	1,000														
OC	0,252	0,089	0,277	0,055	-0,061	-0,008	0,068	0,189	0,078	-0,235	0,777	1,000													
As	0,272	0,156	0,222	-0,059	0,394	-0,149	-0,094	0,049	0,217	0,363	0,330	0,102	1,000												
Cd	0,202	0,135	0,213	-0,033	0,309	-0,076	0,015	0,122	0,193	0,221	0,308	0,178	0,312	1,000											
Cr	0,571	-0,065	0,489	0,186	0,015	0,254	0,219	0,241	-0,008	0,343	0,335	0,122	0,056	0,172	1,000										
Cu	0,598	-0,149	0,503	0,173	0,064	0,302	0,236	0,128	-0,008	0,369	0,490	0,270	0,095	0,263	0,657	1,000									
Fe	0,729	-0,117	0,565	0,258	-0,052	0,255	0,269	0,168	0,005	0,356	0,499	0,294	0,064	0,234	0,803	0,881	1,000								
Mn	0,791	0,041	0,685	0,170	0,151	0,242	0,185	0,243	0,182	0,457	0,526	0,248	0,194	0,285	0,711	0,751	0,887	1,000							
Ni	0,561	-0,010	0,458	0,183	0,100	0,193	0,210	0,248	0,048	0,265	0,361	0,204	0,139	0,167	0,764	0,601	0,688	0,668	1,000						
Pb	0,464	0,093	0,488	-0,002	0,219	-0,036	-0,034	0,156	0,162	0,337	0,474	0,275	0,462	0,345	0,384	0,429	0,423	0,522	0,481	1,000					
Sb	0,613	-0,138	0,517	0,162	0,097	0,303	0,233	0,145	0,016	0,421	0,488	0,231	0,093	0,262	0,693	0,929	0,887	0,764	0,604	0,409	1,000				
Ti	0,782	-0,037	0,715	0,034	0,075	0,205	0,043	0,201	0,029	0,429	0,523	0,264	0,216	0,208	0,612	0,548	0,731	0,816	0,563	0,520	0,536	1,000			
V	0,313	0,048	0,275	-0,134	0,081	-0,094	0,124	-0,001	0,057	0,232	0,302	0,163	0,174	0,043	0,191	0,307	0,355	0,395	0,380	0,468	0,302	0,479	1,000		
Zn	0,215	-0,062	0,388	-0,054	0,038	0,043	-0,013	0,043	0,012	0,061	0,205	0,177	0,052	0,126	0,261	0,251	0,268	0,273	0,214	0,274	0,258	0,295	0,255	1,000	
BaP	0,096	0,051	0,059	0,188	-0,110	-0,080	0,136	0,118	0,009	-0,117	0,175	0,270	0,128	0,092	-0,030	0,095	0,125	0,094	0,064	0,237	0,036	0,089	0,172	-0,075	1,000
Kfz	0,325	-0,204	0,398	-0,057	-0,053	0,149	-0,033	-0,099	-0,036	0,280	0,251	0,073	0,117	0,099	0,346	0,494	0,505	0,409	0,229	0,266	0,488	0,309	0,115	0,141	-0,111
SV	0,359	-0,222	0,427	-0,040	-0,046	0,183	-0,021	-0,113	-0,069	0,262	0,252	0,086	0,130	0,095	0,313	0,459	0,457	0,397	0,223	0,313	0,434	0,361	0,159	0,182	-0,050
Partikel	0,423	-0,046	0,256	0,186	0,058	0,159	0,212	0,090	-0,075	0,133	0,181	0,100	0,099	0,109	0,326	0,447	0,468	0,354	0,336	0,378	0,460	0,307	0,206	0,011	0,166
NO	0,430	-0,057	0,140	0,170	0,006	0,084	0,165	0,016	-0,060	0,192	0,250	0,135	0,186	0,135	0,286	0,541	0,586	0,377	0,304	0,331	0,524	0,230	0,284	0,009	0,230
NO2	0,591	-0,040	0,497	0,172	0,192	0,165	0,207	0,110	0,024	0,352	0,363	0,145	0,143	0,182	0,496	0,589	0,641	0,529	0,433	0,419	0,600	0,448	0,221	0,220	-0,036
Benzol	0,403	0,371	0,141	0,220	0,435	-0,193	0,169	0,224	0,302	0,294	0,282	0,093	0,421	0,245	0,119	0,211	0,256	0,254	0,221	0,350	0,209	0,114	0,231	-0,035	0,243
Toluol	0,418	0,127	0,213	0,085	0,189	-0,121	0,073	0,104	0,106	0,237	0,302	0,155	0,300	0,187	0,187	0,351	0,407	0,306	0,243	0,400	0,340	0,210	0,295	0,086	0,246
Xylol	0,420	0,009	0,258	0,156	0,092	-0,069	0,129	0,075	-0,021	0,226	0,327	0,188	0,258	0,141	0,295	0,505	0,495	0,380	0,380	0,461	0,498	0,237	0,386	0,170	0,246
Windg.	-0,290	-0,180	-0,210	0,147	-0,143	0,266	0,094	-0,190	-0,167	-0,173	-0,358	-0,265	-0,152	-0,198	-0,189	-0,232	-0,332	-0,260	-0,268	-0,389	-0,250	-0,240	-0,229	-0,133	-0,257

4.2.4 Wochengang

In den Tabellen 4.2.4.1 a-c werden die mittleren Konzentrationen der Einzelstoffe im Vergleich Wochentag zu Wochenende und Sonntag dargestellt. Wie aus Tab. 4.2.4.1 d hervorgeht waren die Wetterbedingungen bezüglich Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Luftdruck und Windgeschwindigkeiten über die Wochentage in etwa gleich verteilt, bei etwas höheren Niederschlagsmengen innerhalb der Woche (21%) als am Sonntag.

Für einen Vergleich der PM₁₀ und PM_{2,5}-Konzentrationen innerhalb der Arbeitswoche im Vergleich zum Sonntag können die Stoffe in 3 Gruppen eingeteilt werden (s. Abb. 4.2.4-1):

a) > 15%- 60%: PM, Ca, Cl, Mg, Na, Ruß, TC, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sb, Ti, Zn, Cd, Pb, V.

b) zwischen -14% und +1%: Sekundär gebildete Aerosolbestandteile Ammonium, Nitrat, Sulfat sowie Kalium.

c) uneinheitlich: (-9 DbahA bis +13% BbF), OC hat im Schnitt 10% höhere PM₁₀-Konzentrationen innerhalb der Woche.

Die Parameter im Grobstaub können ähnlich wie für PM₁₀ klassifiziert werden, wobei Cd mit +9% eher in Gruppe c) einzuordnen wäre und BbF in Gruppe a).

Die PM₁₀ und PM_{2,5} Konzentrationen von Ca, Ruß, Cr, Cu, Fe, Sb, Mn, Ti, Zn, PAK unterschieden sich stärker im Vergleich zwischen Werktag zu Sonntag als im Vergleich Werktag zu Wochenende.

Tab. 4.2.4.1a Mittlere Zusammensetzung von PM₁₀ an Verkehrsstation, 11.8.03 bis 8.8.2004 ohne Sylvester und Neujahr. Restliche Feiertage wurden als Sonntage gewertet.

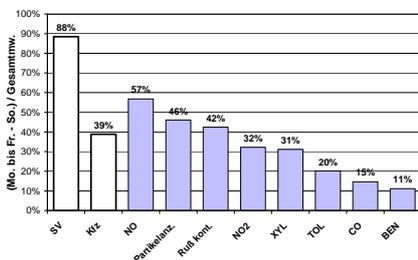
n	Gesamt	Mo-Fr	Sa, So	So	Mo-Fr – So	Mo-Fr – Sa, So		
	182	123	59	33			%	%
	µg/m ³						µg/m ³	%
PM	29,0	30,8	25,4	25,2	5,6		5,4	19%
NH4+	1,68	1,63	1,80	1,86	-0,23		-0,17	-10%
Ca	0,28	0,32	0,18	0,16	0,17		0,14	51%
Cl	0,29	0,32	0,23	0,24	0,09		0,09	32%
K	0,15	0,14	0,15	0,16	-0,02		-0,01	-8%
Mg	0,05	0,06	0,04	0,04	0,02		0,02	31%
Na	0,44	0,48	0,37	0,36	0,11		0,11	24%
NO3-	2,63	2,61	2,68	2,57	0,03		-0,08	-3%
SO42-	3,25	3,23	3,30	3,49	-0,26		-0,08	-2%
Ruß	4,3	4,7	3,3	3,2	1,5		1,4	33%
TC	8,4	9,0	7,2	7,1	1,9		1,8	21%
OC	4,1	4,3	3,9	3,9	0,4		0,4	9%
	ng/m ³						ng/m ³	%
As	2,2	2,4	1,8	1,6	0,7		0,5	24%
Cd	0,39	0,41	0,34	0,35	0,06		0,06	17%
Cr	4,7	5,4	3,3	3,1	2,3		2,1	45%
Cu	32,7	36,7	24,6	22,5	14,2		12,1	37%
Fe	1085	1203	826	782	421		378	35%
Mn	17,5	19,6	13,1	12,5	7,1		6,5	37%
Ni	2,5	2,8	2,0	2,0	0,8		0,7	29%
Pb	16,5	17,3	15,1	14,4	2,9		2,2	13%
Sb	7,27	8,04	5,66	5,24	2,80		2,38	33%
Ti	32,6	37,2	23,0	21,3	15,9		14,1	43%
V	1,84	1,92	1,67	1,63	0,28		0,25	13%
Zn	68,0	73,9	55,6	53,4	20,5		18,3	27%
BaP	0,83	0,83	0,84	0,81	0,02		-0,02	-2%
BbF	1,32	1,35	1,26	1,17	0,17		0,08	6%
BeP	0,97	0,97	0,95	0,91	0,06		0,03	3%
BkF	0,48	0,47	0,48	0,47	0,00		-0,01	-2%
Cor	0,51	0,49	0,54	0,51	-0,02		-0,05	-10%
DBahA	0,10	0,09	0,11	0,10	-0,01		-0,01	-15%
Ind	0,98	1,00	0,95	0,95	0,05		0,05	5%

Tab. 4.2.4-1b,c Mittlere Zusammensetzung von b) Feinstaub ($PM_{2,5}$) und c) Grobstaub ($PM_{10-2,5}$) an Verkehrsstation ohne Sylvester und Neujahr. Feiertage wurden als Sonntage gewertet.

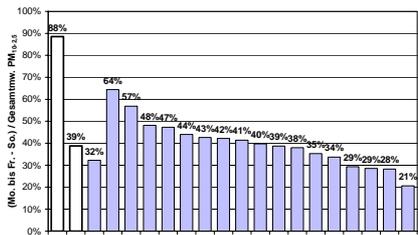
$PM_{2,5}$ n	Gesamt	Mo-Fr	Sa,So	So	Mo-Fr - So	Mo-Fr – Sa,So		
	182	123	59	33		%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
			$\mu\text{g}/\text{m}^3$			%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
PM	18,7	19,4	17,1	17,1	2,3	12%	2,3	12%
NH4+	1,43	1,42	1,46	1,51	-0,09	-7%	-0,04	-3%
Ca	0,09	0,10	0,06	0,06	0,04	49%	0,04	41%
Cl	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00	9%	0,01	17%
K	0,10	0,10	0,11	0,12	-0,02	-15%	-0,01	-11%
Mg	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	21%	0,00	17%
Na	0,13	0,14	0,11	0,11	0,02	19%	0,02	19%
NO3-	1,68	1,68	1,66	1,59	0,09	5%	0,02	1%
SO42-	2,61	2,59	2,66	2,79	-0,20	-8%	-0,06	-2%
Ruß	3,3	3,7	2,6	2,5	1,2	37%	1,1	34%
TC	6,7	7,2	5,8	5,7	1,5	22%	1,4	21%
OC	3,4	3,5	3,2	3,2	0,3	8%	0,3	8%
			ng/m^3			%	ng/m^3	%
As	1,7	1,8	1,4	1,3	0,5	31%	0,4	24%
Cd	0,30	0,32	0,27	0,27	0,05	16%	0,05	16%
Cr	1,5	1,7	0,9	0,8	0,9	60%	0,7	52%
Cu	6,9	7,6	5,4	4,8	2,8	40%	2,2	31%
Fe	302	332	237	228	104	34%	95	31%
Mn	7,8	8,8	5,8	5,4	3,4	43%	3,0	38%
Ni	1,3	1,4	1,1	1,0	0,5	35%	0,4	29%
Pb	12,3	12,5	11,7	11,2	1,4	11%	0,9	7%
Sb	1,80	1,98	1,42	1,35	0,63	35%	0,56	31%
Ti	9,5	10,9	6,7	6,1	4,8	50%	4,2	44%
V	1,13	1,17	1,04	1,03	0,14	12%	0,13	11%
Zn	37,4	40,3	31,4	31,4	8,9	24%	8,9	24%
BaP	0,68	0,69	0,67	0,63	0,06	8%	0,02	3%
BbF	1,08	1,07	1,09	1,03	0,04	3%	-0,02	-2%
BeP	0,76	0,76	0,76	0,72	0,04	6%	-0,01	-1%
BkF	0,40	0,39	0,41	0,38	0,01	3%	-0,02	-4%
Cor	0,38	0,36	0,42	0,39	-0,03	-8%	-0,06	-17%
DBahA	0,07	0,07	0,08	0,07	0,00	3%	0,00	-4%
Ind	0,77	0,77	0,78	0,77	0,00	0%	-0,01	-1%
			ng/m^3			%	ng/m^3	%
$PM_{10-2,5}$ n	Gesamt	Mo-Fr	Sa,So	So	Mo-Fr - So	Mo-Fr – Sa,So		
	182	123	59	33		%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
			$\mu\text{g}/\text{m}^3$			% <td>$\mu\text{g}/\text{m}^3$</td> <td>%</td>	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
PM	10,4	11,4	8,3	8,0	3,3	32%	3,1	30%
NH4+	0,25	0,21	0,33	0,35	-0,14	-56%	-0,13	-51%
Ca	0,19	0,23	0,12	0,10	0,12	64%	0,11	55%
Cl	0,24	0,27	0,18	0,19	0,08	34%	0,09	35%
K	0,04	0,04	0,04	0,05	0,00	-10%	0,00	1%
Mg	0,04	0,04	0,03	0,03	0,01	41%	0,01	37%
Na	0,31	0,34	0,26	0,25	0,09	29%	0,08	26%
NO3-	0,96	0,92	1,02	0,98	-0,06	-6%	-0,10	-10%
SO42-	0,64	0,63	0,65	0,69	-0,06	-9%	-0,01	-2%
Ruß	0,9	1,0	0,7	0,7	0,3	28%	0,3	29%
TC	1,7	1,8	1,4	1,4	0,4	24%	0,4	22%
OC	0,8	0,8	0,7	0,6	0,1	19%	0,1	13%
			ng/m^3			%	ng/m^3	%
As	0,5	0,5	0,4	0,3	0,2	42%	0,1	25%
Cd	0,08	0,09	0,07	0,08	0,01	9%	0,01	17%
Cr	3,3	3,7	2,3	2,3	1,4	43%	1,4	42%
Cu	25,8	29,0	19,1	17,7	11,4	44%	9,9	38%
Fe	782	891	538	521	370	47%	353	45%
Mn	9,7	10,8	7,3	7,1	3,7	39%	3,5	37%
Ni	1,2	1,3	1,0	1,0	0,4	29%	0,4	30%
Pb	4,3	4,7	3,4	3,2	1,5	35%	1,3	31%
Sb	5,48	6,07	4,24	3,90	2,17	40%	1,83	33%
Ti	23,1	26,3	16,3	15,2	11,1	48%	10,0	43%
V	0,71	0,75	0,63	0,60	0,15	21%	0,12	16%
Zn	30,6	33,6	24,3	22,0	11,6	38%	9,3	31%
BaP	0,15	0,14	0,18	0,18	-0,04	-27%	-0,04	-25%
BbF	0,24	0,28	0,17	0,14	0,14	57%	0,11	44%
BeP	0,20	0,21	0,18	0,20	0,02	8%	0,03	15%
BkF	0,08	0,08	0,07	0,09	-0,01	-12%	0,01	10%
Cor	0,13	0,13	0,12	0,13	0,01	7%	0,01	11%
DBahA	0,02	0,02	0,03	0,03	-0,01	-49%	-0,01	-46%
Ind	0,21	0,23	0,17	0,18	0,04	21%	0,06	27%

Tab. 4.2.4-1d Vergleich der Wochentage für kontinuierliche Messparameter an Verkehrsstation ohne Sylvester und Neujahr. Feiertage wurden als Sonntage gewertet.

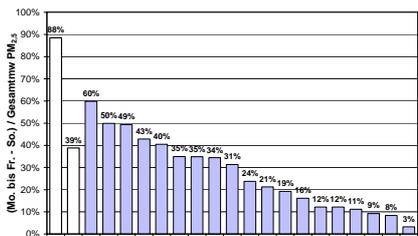
		Gesamt	Mo-Fr	Sa,So	So	Mo-Fr – So		Mo-Fr – Sa,So	
						abs.	%	abs.	%
WINDGE	m/sec	1,7	1,7	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
FEUCHT	% RF	73	74	72	72	2	2%	1	2%
TEMP	°C	10	10	10	10	0	-5%	0	-1%
Niederschlag	mm	1,2	1,3	1,0	1,0	0,3	21%	0,2	20%
Luftdruck	hPa	988	987	988	989	-2	0%	-1	0%
Summe Kfz	n	129078	142581	100699	92506	50075	39%	41882	32%
Summe SV	n	11723	14723	5418	4349	10374	88%	9305	79%
NO	µg/m³	42	49	27	25	24	57%	21	51%
Anzahl Partikel	n	25117	28204	17863	16640	11564	46%	10341	41%
Ruß kont.	µg/m³	3,4	3,9	2,6	2,4	1,5	42%	1,3	37%
NO2	µg/m³	48	52	38	37	15	32%	14	29%
XYL	µg/m³	4,3	4,7	3,6	3,3	1,3	31%	1,1	25%
PM10 TEOM	µg/m³	34	37	29	28	9	26%	8	24%
TOL	µg/m³	4,6	4,9	4,1	4,0	0,9	20%	0,8	17%
CO	µg/m³	1	1	1	1	0	15%	0	14%
BEN	µg/m³	2,5	2,6	2,3	2,3	0,3	11%	0,2	9%



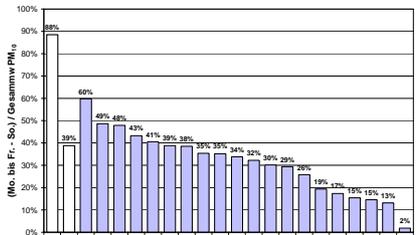
a



b



c



d

Abb. 4.2.4-1 Schwerverkehr- und Kfz-Mehranteil (Arbeitswoche minus Sonntag / Gesamtmittelwert) zu den a) Mehranteilen der kontinuierlichen Parameter, der Inhaltsstoffe b) in Grobstaub, c) in PM₁₀ und d) im Feinstaubanteil (PM_{2,5}).

An Sonntagen waren im Verhältnis zu Mo-Fr. (s. Tab. 4.2.4-1 d) 39% weniger Kfz und 88% weniger Schwerverkehr im Zentrum Dresdens unterwegs. (s. Kap. 4.9). Innerhalb der Arbeitswoche waren die kontinuierlich gemessenen Parameter der Station Dresden Nord um 11 – 57 % höher konzentriert, NO am höchsten: NO > Anzahl Partikel > Ruß > NO₂ > Xylol > PM₁₀ TEOM > Toluol > CO > Benzol.

In der Abb. 4.2.4-2 a-f ist der mittlere Wochengang der Tagesmittelwerte verschiedener untersuchter Parameter dargestellt. Eine vollständige Übersicht befindet sich in Tabelle 4.2.4-2 a-b.

Die PM₁₀-Inhaltsstoffe Sb, Ruß, Cr, Ti und die Masse des Grobstaubes ähneln sehr dem Verlauf von Kfz bzw. SV, insbesondere Antimon und die Grobstaubmasse im Vergleich zur Anzahl Kfz und Ca, im Vergleich zu SV. Während Blei im PM₁₀ nicht mit der Kfz-Zahl läuft, ist für Blei im Grobstaub das Gegenteil der Fall (Abb.4-2.4-2a + c).

Die Inhaltsstoffe in PM₁₀, welche hauptsächlich im Feinstaubanteil (PM_{2,5}) zu finden sind, wie V, BaP, Sulfat, Nitrat, Kalium (Abb. 4.2.4-2b) zeigen hingegen keine Abhängigkeit vom Wochentag.

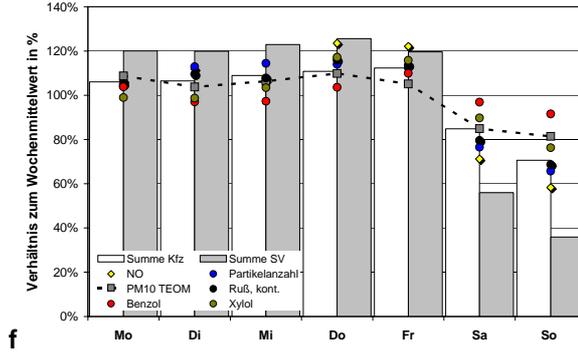
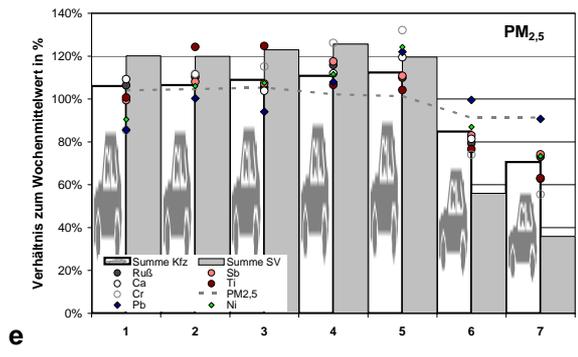
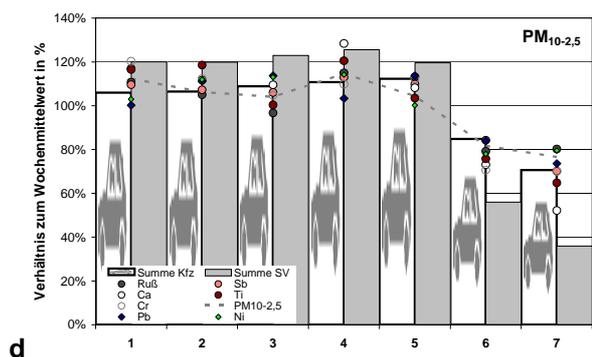
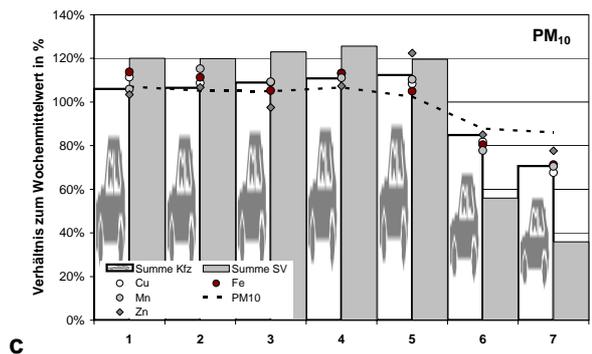
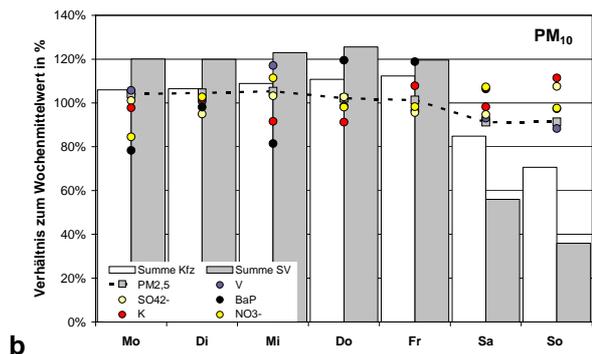
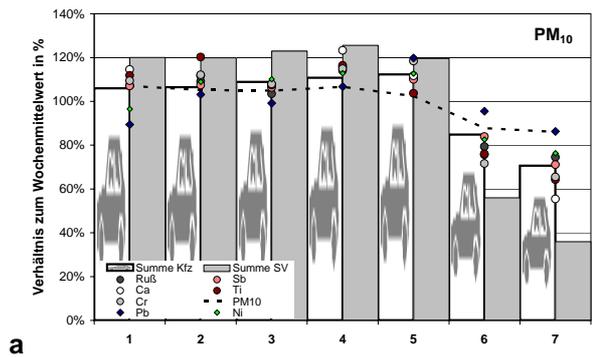


Abb. 4.2.4-2a-f: Mittlerer Wochengang der Inhaltsstoffe von PM_{10} (a-c), $PM_{10-2.5}$ (d), $PM_{2.5}$ (e) und der kontinuierlichen Parameter (f) an der Verkehrsstation im Vergleich zu SV und Kfz.

Tab. 4.2.4-2a Relative Konzentration der einzelnen Wochentage von **kontinuierlichen Messparametern** bezogen auf den Wochenmittelwert an der Verkehrsstation ohne Sylvester und Neujahr. Feiertage wurden als Sonntage gewertet.

	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So inkl Feiertage
WINDGE	113%	103%	100%	86%	95%	102%	100%
FEUCHT	99%	100%	99%	101%	103%	99%	98%
TEMP	103%	102%	106%	97%	92%	95%	105%
Niederschlag	111%	108%	108%	127%	74%	88%	84%
Luftdruck	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Summe Kfz	106%	106%	109%	111%	112%	85%	71%
Summe SV	120%	120%	123%	126%	120%	56%	36%
NO	106%	112%	107%	123%	122%	71%	58%
Anzahl Partikel	104%	113%	114%	114%	112%	76%	66%
Ruß kont.	105%	110%	108%	116%	114%	80%	69%
ddNO2	107%	109%	109%	110%	105%	84%	76%
XYL	99%	99%	103%	117%	116%	90%	76%
PM10 TEOM	109%	104%	106%	110%	105%	85%	81%
TOL	105%	97%	96%	111%	115%	91%	85%
CO	102%	101%	98%	109%	109%	91%	89%
BEN	104%	97%	97%	104%	110%	97%	92%

Bei den kontinuierlich erfassten Stoffen verläuft NO, die Partikelanzahl und kontinuierlich gemessener Ruß am ehesten mit dem Schwerverkehr, Xylol eher mit der Anzahl Kfz, während Benzol am Wo-

chenende eine deutlich geringer ausgeprägte Konzentrationsabnahme zeigt.

Tab. 4.2.4-2b Relative Konzentration der einzelnen Wochentage von PM_{10} bezogen auf den Wochenmittelwert an der Verkehrsstation ohne Sylvester und Neujahr. Feiertage wurden als Sonntage gewertet.

	Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So inkl Feiertage
PM	108%	106%	105%	107%	103%	88%	86%
NH4+	93%	97%	106%	94%	92%	102%	110%
Ca	118%	115%	111%	127%	115%	78%	57%
Cl	157%	114%	85%	112%	77%	74%	80%
K	80%	84%	75%	75%	88%	81%	91%
Mg	110%	113%	107%	107%	84%	80%	71%
Na	136%	105%	105%	113%	78%	86%	82%
NO3-	84%	102%	110%	97%	97%	106%	96%
SO42-	100%	94%	102%	102%	95%	94%	106%
Ruß	109%	111%	105%	118%	112%	81%	76%
TC	110%	106%	101%	110%	107%	88%	84%
OC	111%	102%	96%	103%	102%	95%	93%
As	129%	95%	85%	107%	120%	96%	74%
Cd	104%	77%	92%	132%	123%	86%	91%
Cr	112%	115%	110%	118%	121%	73%	67%
Cu	113%	110%	110%	115%	110%	83%	68%
Fe	116%	113%	107%	115%	107%	82%	73%
Mn	108%	117%	111%	113%	112%	79%	72%
Ni	98%	111%	112%	115%	115%	84%	78%
Pb	88%	101%	97%	105%	117%	94%	85%
Sb	109%	110%	108%	116%	112%	86%	72%
Ti	115%	123%	110%	119%	106%	78%	66%
V	106%	101%	118%	99%	97%	94%	89%
Zn	105%	108%	99%	109%	124%	86%	79%
BaP	76%	95%	79%	116%	115%	103%	94%
BbF	83%	104%	84%	112%	115%	102%	87%
BeP	86%	101%	86%	114%	108%	101%	93%
BkF	81%	106%	80%	102%	114%	101%	96%
Cor	76%	91%	73%	103%	121%	109%	97%
DBahA	75%	79%	80%	142%	93%	115%	103%
Ind	83%	102%	88%	112%	111%	95%	95%

4.2.5 Jahrgang

In der Abb. 4.2.5-1 ist der Verlauf der PM_{10} Konzentrationen sowie die Variation der sekundär gebildeten Aerosole dargestellt. Auffällig sind die im Winter (Oktober – April) erhöhten Konzentrationen von Nitrat. Die PM_{10} -Konzentrationen sind relativ variabel und schwanken meist zwischen ca. 20 und 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

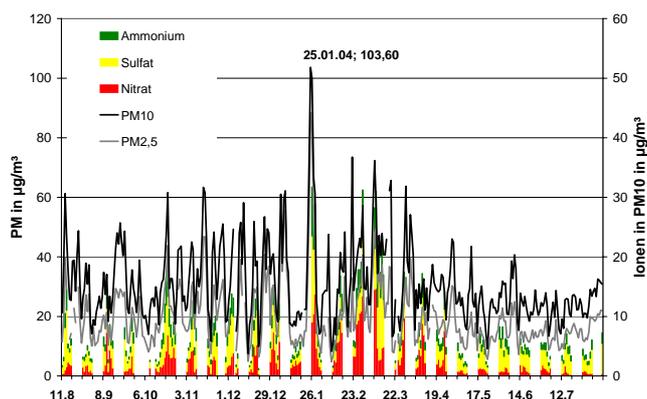


Abb. 4.2.5-1: Verlauf der PM_{10} und $PM_{2,5}$ -Massenkonzentration bzw. der sekundär gebildeten Ionen in PM_{10} an der Verkehrsstation.

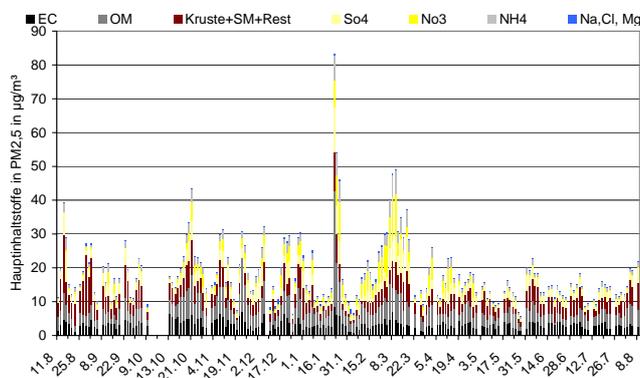


Abb. 4.2.5-2a: Verlauf der Hauptkomponenten in $PM_{2,5}$ an der Verkehrsstation.

Aus Abb. 4.2.5-2b geht hervor, dass im Winter in PM_{10} mehr sekundäres Aerosol insbesondere Ammonium und weniger Krustenmaterial vorliegt. Am 10.3. war der $PM_{2,5}$ -Anteil mit 90 % am größten, am 9.10. (maritime Luftmassen, s. Kap. 4.9.1) hingegen mit 42% am geringsten. Die Aerosolkonzentration am 10.3. zeigte den niedrigsten Krustenanteil in PM_{10} von 17% (inkl. Spurenelemente und Rest s. Abb. 4.2.5-3b) im Gegensatz zu dem Aerosol vom 9.10.2003, was aus Luftmassen über dem Atlantik geprägt war mit 49% Krustenanteil und entsprechend deutlich geringerem Anteil an sekundär gebildetem Aerosol (Ammonium, Nitrat und Sulfat) aus anthropogenen Quellen.

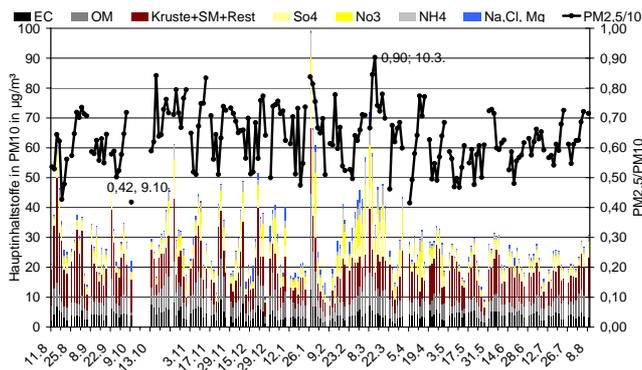


Abb. 4.2.5-2b Verlauf der Hauptkomponenten in PM_{10} an der Verkehrsstation.

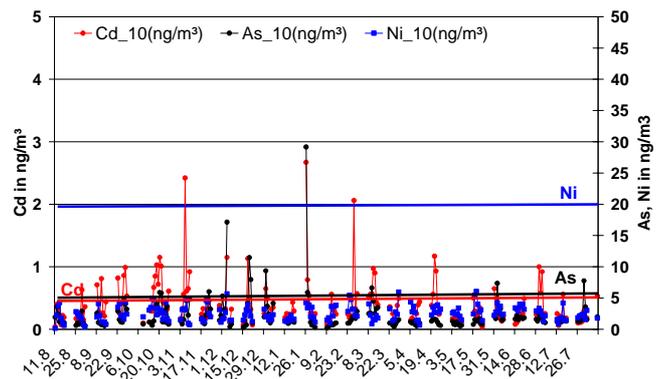


Abb. 4.2.5-4 Verlauf der Komponenten, die nach der 4ten EU Tochterrichtlinie überwacht werden müssen in PM_{10} an der Verkehrsstation und die zugehörigen Zielwerte für den Jahresmittelwert.

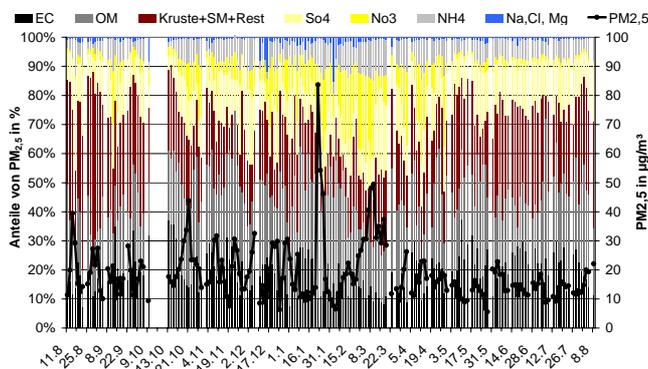


Abb. 4.2.5-3a Verlauf der relativen Anteile der Hauptbestandteile in $PM_{2,5}$ an der Verkehrsstation.

Die nach der 4ten EU Tochterrichtlinie zu überwachenden Stoffe sind in Abb. 4.2.5-4,5 dargestellt. Der Jahresmittelwert wird weder von Arsen, Nickel noch Cadmium überschritten. Die Tagesmittelwerte schwanken jedoch stark für Cadmium und Arsen und sind an vielen Tagen oberhalb des Zielwertes als Jahresmittelwert (As: 6 ng/m^3 und Cd 5 ng/m^3). Nickel hingegen schwankt nicht so stark und die Tagesmittelwerte liegen immer unterhalb des Zielwertes von 20 ng/m^3 .

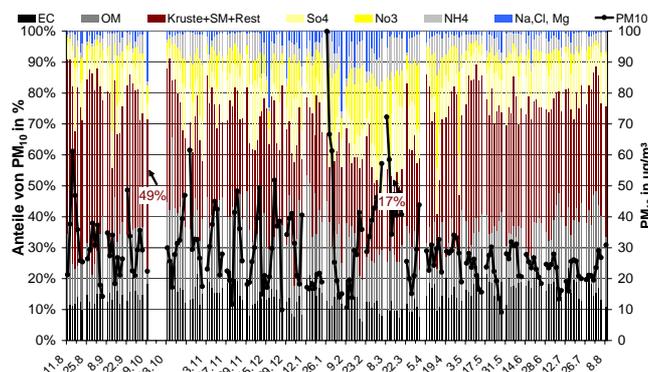


Abb. 4.2.5-3b Verlauf der relativen Anteile der Hauptbestandteile in PM_{10} an der Verkehrsstation.

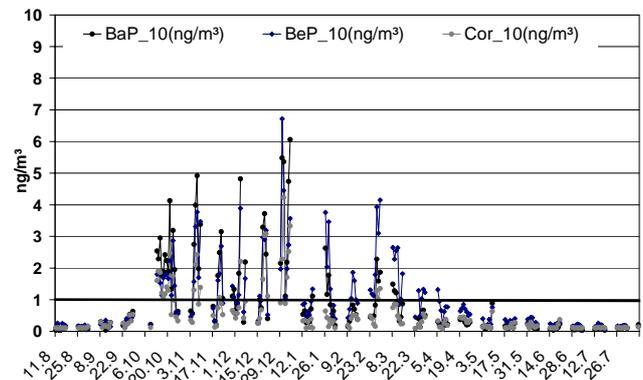


Abb. 4.2.5-5 Verlauf von BaP, BeP und Cor in PM_{10} an der Verkehrsstation zum Vergleich der nach der 4ten EU Tochterrichtlinie einzuhaltende Zielwert von 1 ng/m^3 als Jahresmittelwert.

Die BaP-Werte sind hingegen insbesondere von Oktober bis März sehr viel größer als in den Sommermonaten und des Zielwertes, der als Jahresmittelwert von 1,0 ng/m^3 definiert ist. Der Mittelwert des Messzeitraums bleibt jedoch mit 0,86 ng/m^3 unterhalb des Zielwertes der EU-Richtlinie.

4.2.6 Vergleich der Standorte

Innerhalb der erweiterten Winter- und Sommermesskampagne (24.1. – 16.3.2004, 18.6.-27.8-04) wurden die Masse von PM₁₀ und PM_{2,5} zwischen der Verkehrsmessstation (A), der in der Nähe befindlichen Station (B) und der Stadtrandstation Radbeul Wahnsdorf (C) gemessen. Die Inhaltsstoffe wurden 2 Wochen im Winter und 3 im Sommer untersucht.

In den Tabellen 4.2.6-1 a-c werden die mittleren PM_{2,5}, PM₁₀ und PM_{10-2,5}-Konzentrationen der Einzelstoffe der 3 Stationen in der Sommermesskampagne dargestellt. In den Tabellen 4.2.6-2 a, b werden die mittleren Konzentrationen der Einzelstoffe der 2 Dresdner Stationen in der Winter- und Sommermesskampagne sowie in den Tabellen 4.2.6-3 a, b werden die mittleren Konzentrationen der Einzelstoffe der 2 Dresdner Stationen in der Wintermesskampagne gegenübergestellt.

Die Abb. 4.2.6-1 a-c stellen die Fein-, Grobstaub und PM₁₀-Anteile der direkten Beeinflussung durch den Straßenverkehr dar aus den Ergebnissen beider Messkampagnen. Hierzu wurden für die Messkampagnen Konzentrationsdifferenzen der Mittelwerte der Stationen gebildet und ins Verhältnis zu den Messwerten der Station A gesetzt. Lokaler Verkehrsanteil ist somit (A-B)/A und Stadtgebiet (B-C)/A. Das Stadtgebiet ist hierbei jedoch so zu verstehen, dass eine noch von Verkehr beeinflusste Station mit einer Station am Stadtrand verglichen wird (s. auch Kap. 4.5).

Der lokale **Verkehrsanteil** war für **Grobstaub** am stärksten der 3 Partikelfractionen ausgeprägt. Ruß, Sb, Cr, Cu, Ni, Zn und Ca, Cl, Na, Ti, Fe und Mn zeigten eine lokalen Verkehrsanteil von über 30% bis zu 69% für Kupfer. Nur im Grobstaub zeigten sich für Blei mit 26% (Vanadium 23%) deutlich höhere Werte an der Verkehrsstation im Vergleich zur Station der Grundbelastung.

Die Stoffe Ammonium, Sulfat, Nitrat, K, As, Cd, OC in allen 3 Fraktionen bzw. Ca im Feinstaub zeigten Lok. Verkehrsanteil < 20%. Letztere können damit eher überregionalen Quellen zugeschrieben werden (u.a. Long Range Transport).

Einen lokalen **Verkehrsanteil** von über 30% bis zu 72% Fe im **Feinstaub** war für Ruß, Antimon, Chrom und Kupfer sowie Titan und Eisen festzustellen.

Chlorid, Nitrat, Organische Stoffe, Kupfer, Antimon und Zink sowie alle PAK im **PM₁₀** waren an der

Station der Grundbelastung über 20% höher konzentriert als zum Stadtrand (**Stadtgebiet**) (s. Abb. 4.2.6-1d):

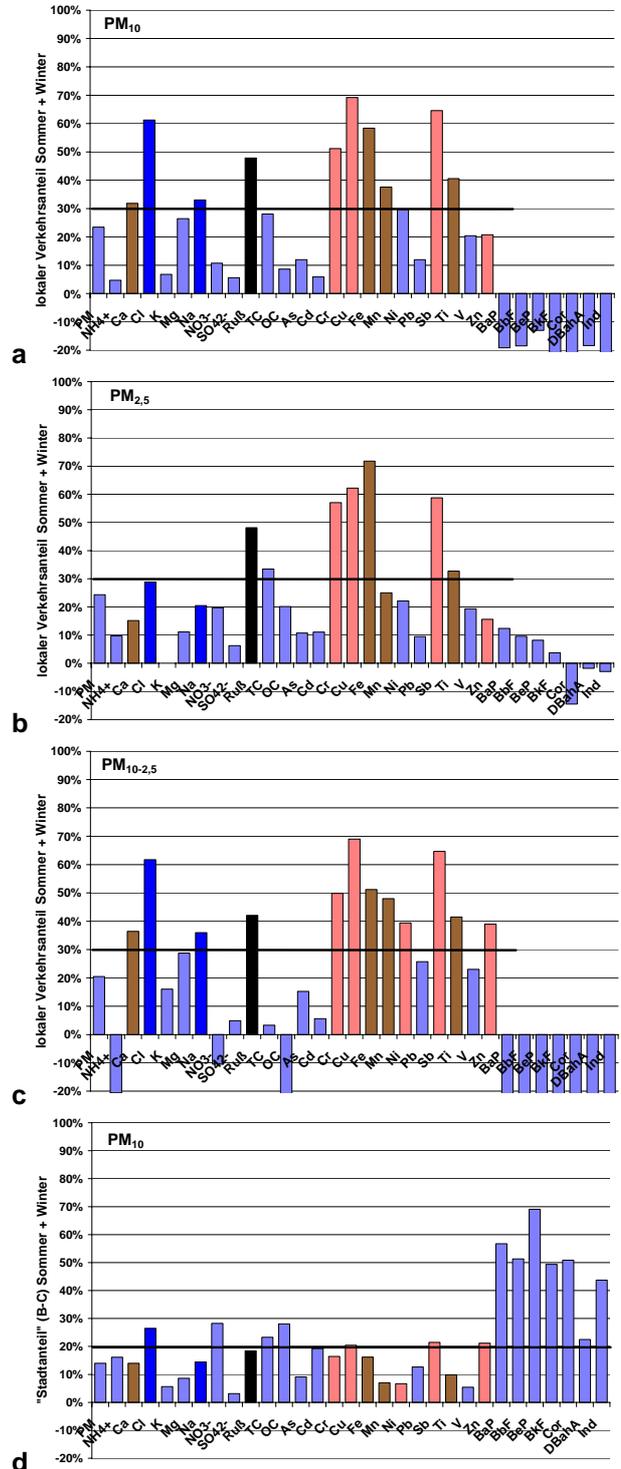


Abb. 4.2.6-1 a-c Winter- + Sommerkampagne (09.-29.02.; 26.6. -8.8-04). a-c lokaler Verkehrsanteil (Differenz A-B); d Stadtgebiet (Differenz B-C)

Tab. 4.2.6-1a Mittlere Zusammensetzung von **Feinstaub (PM_{2,5})** an den 3 Messstationen während der **Sommerkampagne** innerhalb des Zeitraums von 28.6. - 8.8 (n = 17).

PM _{2,5}	A		B		C		A-B		B-C		A-B		B-C		Rest	
	Verkehr	Grundbel.	Stadtrand	Lok. Verkehrsant.	„Stadtgebiet“	Stadtrand	Lok. Verkehrsant.	Stadtrand	Lok. Verkehrsant.	Stadtrand+ Ferntransport						
	Konzentration (µg/m³)															
PM	14,7	10,8	10,8	3,9	0,1	26%	0%	73%								
NH ₄ ⁺	0,85	0,81	0,86	0,04	-0,05	4%	-6%	102%								
Ca	0,08	0,06	0,07	0,02	-0,01	29%	-15%	86%								
Cl	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	-6%	5%	100%								
K	0,07	0,06	0,07	0,00	0,00	4%	-3%	99%								
Mg	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	18%	0%	82%								
Na	0,08	0,07	0,09	0,01	-0,02	12%	-20%	108%								
NO ₃ ⁻	0,20	0,12	0,11	0,08	0,01	42%	3%	55%								
SO ₄ ²⁻	2,12	1,98	2,15	0,14	-0,17	7%	-8%	101%								
Ruß	2,8	1,3	0,8	1,5	0,5	53%	17%	30%								
TC	5,6	3,5	2,9	2,1	0,6	37%	11%	52%								
OC	2,9	2,2	2,1	0,6	0,2	22%	5%	73%								
	Konzentration (ng/m³)															
As	1,7	1,5	1,5	0,2	-0,1	11%	-3%	93%								
Cd	0,22	0,20	0,21	0,02	-0,01	8%	-6%	97%								
Cr	1,7	0,5	0,3	1,2	0,2	68%	13%	19%								
Cu	4,9	1,5	1,2	3,3	0,3	69%	6%	25%								
Fe	307	72	136	235	-65	77%	-21%	44%								
Mn	4,5	2,8	3,4	1,7	-0,6	38%	-14%	76%								
Ni	1,2	0,9	1,0	0,4	-0,1	30%	-11%	81%								
Pb	6,2	5,7	5,9	0,5	-0,2	7%	-2%	95%								
Sb	1,83	0,66	0,57	1,17	0,09	64%	5%	31%								
Ti	7,4	3,4	3,4	4,0	0,0	54%	0%	46%								
V	1,02	0,81	0,86	0,21	-0,05	21%	-5%	84%								
Zn	20,1	13,4	9,0	6,7	4,4	33%	22%	45%								
BaP	0,08	0,03	0,04	0,04	-0,01	56%	-13%	58%								
BbF	0,14	0,06	0,10	0,09	-0,04	60%	-28%	69%								
BeP	0,11	0,04	0,06	0,07	-0,02	62%	-18%	56%								
BkF	0,05	0,03	0,04	0,02	0,00	37%	-8%	70%								
Cor	0,11	0,11	0,12	0,00	-0,01	0%	-5%	105%								
DBahA	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0%	0%	100%								
Ind	0,11	0,08	0,11	0,02	-0,02	23%	-22%	99%								

In der Wintermesskampagne (Tab. 4.2.6-3a, 2a) betrug der lokale Verkehrsanteil der Parameter Ca (ohne Feinstaub), Cl, Ruß, Sb, Ti, Cr, Cu, Fe, Mn und Zn in den 3 Fraktionen (sowie Blei im Grobstaub 21%) mehr als 27% bis zu 3/4 (77% für Eisen im Feinstaub). Die Stoffe Ammonium, Sulfat, Nitrat, K, As, Cd, OC, V in allen 3 Fraktionen und Ca im Feinstaub zeigten lokale Verkehrsanteile < 20%. Letztere können damit eher überregionalen Quellen zugeschrieben werden (u.a. Long Range Transport), die zuerst genannten vermutlich eher Quellen aus dem Straßenverkehr.

In der Sommermesskampagne (Tab. 4.2.6-1a-c) betrug der lokale Verkehrsanteil der Parameter Ca, Cl (ohne Feinstaub), Ruß, Sb, Ti, Cr, Cu, Fe, Mn und Ni in den 3 Fraktionen sowie Blei und Zink im Grobstaub mehr als 30% bis zu 2/3 (65% für Eisen im Feinstaub). Die Stoffe Ammonium, Sulfat, K, As, Cd, OC und Pb in allen 3 Fraktionen sowie Nitrat in PM₁₀, PM_{10-2,5} (PM_{2,5} = 42%) und As in PM₁₀ und PM_{2,5} (PM_{10-2,5} = 30%) zeigten lokale Verkehrsanteile < 22%. Die Einteilung kann analog zu der Wintermesskampagne erfolgen.

In der Sommermesskampagne (Tab. 4.2.6-1a-c)

betrug der „Stadtgebiet“ im Feinstaub nur für Zink (22%), Ruß (17%) und Chrom (13%) mehr als 10%. Eine Reihe von anderen Stoffen zeigte jedoch im Grobstaub mit 15-85% erhöhte Konzentrationen an der Station der Grundbelastung im Vergleich zur Station Stadtrandlage: NH₄⁺ (85%), OC (56%), SO₄²⁻ (52%), Fe (34%), Zn, Pb, Sb, Cr, Cd, Cu, V, Ti und Mn sowie alle PAK bis auf BaP und DBahA. Die PAK's zeigten teilweise im Grobstaub erhöhte Anteile (8 - 59%), diese Werte sind im Sommer jedoch nicht so belastbar, da in dieser Jahreszeit die PAK-Konzentrationen sehr gering sind, und damit erst recht im Grobstaub, da 75 - 84% PAK sich an der Station A im Feinstaub befinden (s. Abb. 4.2.1.2). Ammonium und Sulfat sind nur zu einem geringen Anteil im Grobstaub anzutreffen. Dieser Anteil wird am Stadtrand zu einem größeren Anteil vermutlich aus dem Stadtgebiet aus der Staubaufwirbelung stammen.

In Tabelle 4.2.6-4 wird der **Feinstaubanteil im PM₁₀** für die verschiedenen analysierten Parameter dargestellt. Im Wesentlichen unterscheiden sich diese Verhältnisse nicht voneinander bis auf folgende Ausnahmen.

Tab. 4.2.6-1b,c Mittlere Zusammensetzung von b) **Grobstaub** ($PM_{10-2,5}$) ($n = 16$). und c) **PM₁₀** ($n = 10$) an den 3 Messstationen während der **Sommerkampagne** innerhalb des Zeitraums von 28.6. - 8.8

PM _{10-2,5}	A	B	C	A-B	B-C	A-B	B-C	Rest
	Verkehr	Grundbel.	Stadttrand	Lok. Verkehrsant.	Stadtgebiet	Lok. Verkehrsant.	„Stadtgebiet“	Stadttrand+ Ferntransport
Konzentration (µg/m³)						%		
PM	8,0	7,0	4,6	1,1	2,4	13%	30%	57%
NH4+	0,10	0,14	0,05	-0,04	0,09	-36%	85%	51%
Ca	0,14	0,10	0,09	0,04	0,02	27%	13%	61%
Cl	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	57%	0%	43%
K	0,05	0,04	0,05	0,01	-0,01	13%	-14%	101%
Mg	0,03	0,02	0,02	0,01	0,00	26%	2%	72%
Na	0,18	0,20	0,18	-0,01	0,02	-6%	11%	95%
NO3-	0,56	0,51	0,44	0,06	0,07	10%	12%	77%
SO42-	0,50	0,59	0,33	-0,09	0,26	-18%	52%	67%
Ruß	0,9	0,5	0,4	0,4	0,1	40%	13%	47%
TC	1,8	1,4	0,8	0,4	0,6	23%	35%	43%
OC	0,9	0,9	0,4	0,1	0,5	6%	56%	38%
Konzentration (ng/m³)						%		
As	0,4	0,3	0,3	0,1	0,0	30%	3%	67%
Cd	0,10	0,09	0,07	0,02	0,02	15%	21%	64%
Cr	2,5	1,1	0,6	1,4	0,5	56%	21%	22%
Cu	24,9	6,0	1,0	18,9	5,1	76%	20%	4%
Fe	654	342	122	313	220	48%	34%	19%
Mn	6,1	3,4	2,5	2,7	0,9	44%	15%	41%
Ni	1,0	0,6	0,6	0,4	0,0	40%	1%	59%
Pb	3,0	2,4	1,6	0,6	0,8	21%	27%	52%
Sb	5,22	1,84	0,46	3,39	1,38	65%	26%	9%
Ti	15,3	10,6	8,2	4,8	2,4	31%	15%	54%
V	0,53	0,34	0,24	0,19	0,10	36%	19%	46%
Zn	15,3	9,6	5,4	5,6	4,2	37%	28%	35%
BaP	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	36%	8%	56%
BbF	0,04	0,05	0,02	-0,01	0,02	-19%	59%	60%
BeP	0,05	0,03	0,02	0,02	0,01	40%	19%	41%
BkF	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	18%	29%	53%
Cor	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	100%	-74%	74%
DBahA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Ind	0,04	0,03	0,02	0,00	0,01	9%	37%	55%
PM ₁₀	A	B	C	A-B	B-C	A-B	B-C	Rest
Konzentration (µg/m³)						%		
PM	22,7	17,2	14,7	5,4	2,5	24%	11%	65%
NH4+	0,97	1,00	0,94	-0,02	0,06	-2%	6%	97%
Ca	0,22	0,15	0,15	0,07	0,01	31%	3%	66%
Cl	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00	33%	0%	67%
K	0,11	0,10	0,11	0,01	-0,01	7%	-8%	100%
Mg	0,04	0,03	0,03	0,01	0,00	25%	2%	73%
Na	0,26	0,26	0,26	0,00	0,00	1%	-1%	99%
NO3-	0,76	0,62	0,53	0,14	0,09	18%	12%	70%
SO42-	2,69	2,66	2,57	0,03	0,09	1%	3%	96%
Ruß	3,8	1,8	1,2	2,0	0,6	53%	15%	32%
TC	7,5	4,8	3,5	2,6	1,3	35%	18%	47%
OC	3,7	3,0	2,3	0,6	0,8	17%	21%	62%
Konzentration (ng/m³)						%		
As	1,9	1,6	1,6	0,3	0,0	14%	3%	84%
Cd	0,31	0,27	0,23	0,04	0,03	14%	10%	76%
Cr	4,3	1,7	0,8	2,5	0,9	59%	21%	20%
Cu	32,7	7,8	1,9	25,0	5,9	76%	18%	6%
Fe	1009	395	239	614	156	61%	15%	24%
Mn	11,4	6,0	5,4	5,4	0,6	47%	5%	48%
Ni	2,2	1,4	1,5	0,7	-0,1	34%	-4%	70%
Pb	8,9	7,9	7,6	1,0	0,3	11%	3%	86%
Sb	7,59	2,43	0,92	5,16	1,51	68%	20%	12%
Ti	22,8	12,9	10,0	9,9	2,9	43%	13%	44%
V	1,54	1,14	1,12	0,40	0,02	26%	1%	73%
Zn	34,1	20,7	13,5	13,4	7,2	39%	21%	40%
BaP	0,10	0,05	0,05	0,05	0,00	51%	-2%	51%
BbF	0,19	0,11	0,11	0,08	-0,01	43%	-4%	61%
BeP	0,17	0,07	0,07	0,09	0,00	56%	0%	45%
BkF	0,07	0,04	0,04	0,02	0,00	34%	4%	62%
Cor	0,12	0,11	0,12	0,01	-0,01	5%	-6%	101%
DBahA	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0%	0%	100%
Ind	0,14	0,11	0,12	0,03	-0,01	21%	-4%	83%

Tab. 4.2.6-2a,b Feinstaub (PM_{2,5}) und Grobstaub während der Winter und Sommermesskampagne von 9.-29.2. und 28.6. - 8.8.04 (n=31).(Fett >30%) bzw. nur Winterkampagne.

	PM _{2,5}				PM _{10-2,5}			
	A	B	A-B	A-B	A	B	A-B	A-B
Som,Win	Verkehr	Grundbel.	Lok. Verkehrsant.	Lok. Verkehrsant.	Verkehr	Grundbel.	Lok. Verkehrsant.	Lok. Verkehrsant.
	Konzentration (µg/m³)				Konzentration (µg/m³)			
	%				%			
PM	17,4	13,2	4,2	24%	10,1	8,1	2,1	20%
NH4+	1,41	1,28	0,14	10%	0,30	0,36	-0,06	-21%
Ca	0,07	0,06	0,01	15%	0,17	0,11	0,06	36%
Cl	0,07	0,05	0,02	29%	0,46	0,18	0,29	62%
K	0,09	0,09	0,00	0%	0,05	0,04	0,01	16%
Mg	0,01	0,01	0,00	11%	0,04	0,03	0,01	29%
Na	0,14	0,12	0,03	20%	0,51	0,33	0,18	36%
NO3-	2,27	1,82	0,45	20%	1,16	1,28	-0,12	-10%
SO42-	2,15	2,01	0,13	6%	0,71	0,67	0,03	5%
Ruß	2,9	1,5	1,4	48%	0,8	0,5	0,3	42%
TC	6,1	4,0	2,0	33%	1,5	1,4	0,0	3%
OC	3,2	2,5	0,6	20%	0,7	1,0	-0,3	-40%
	Konzentration (ng/m³)				Konzentration (ng/m³)			
	%				%			
As	1,3	1,2	0,1	11%	0,3	0,3	0,1	15%
Cd	0,27	0,24	0,03	11%	0,09	0,08	0,01	6%
Cr	1,4	0,6	0,8	57%	3,2	1,6	1,6	50%
Cu	5,1	1,9	3,1	62%	24,2	7,5	16,7	69%
Fe	288	81	207	72%	736	359	377	51%
Mn	6,9	5,2	1,7	25%	8,0	4,2	3,8	48%
Ni	1,3	1,0	0,3	22%	1,2	0,8	0,5	39%
Pb	10,0	9,0	0,9	9%	3,6	2,6	0,9	26%
Sb	1,70	0,70	1,00	59%	5,20	1,84	3,36	65%
Ti	7,5	5,1	2,5	33%	19,6	11,5	8,1	42%
V	1,09	0,88	0,21	19%	0,57	0,44	0,13	23%
Zn	28,8	24,3	4,5	16%	17,3	10,5	6,7	39%
BaP	0,37	0,32	0,05	12%	0,05	0,19	-0,14	-272%
BbF	0,69	0,62	0,07	10%	0,08	0,31	-0,22	-270%
BeP	0,70	0,64	0,06	8%	0,16	0,35	-0,19	-117%
BkF	0,24	0,23	0,01	4%	0,03	0,10	-0,07	-283%
Cor	0,26	0,30	-0,04	-14%	0,05	0,11	-0,07	-137%
DBahA	0,04	0,04	0,00	-2%	0,00	0,01	-0,01	-537%
Ind	0,47	0,48	-0,01	-3%	0,07	0,21	-0,13	-189%
Winter	Konzentration (µg/m³)				Konzentration (µg/m³)			
	%				%			
PM	20,8	16,1	4,7	23%	12,7	9,3	3,4	27%
NH4+	2,1	1,8	0,3	12%	0,5	0,6	-0,1	-14%
Ca	0,1	0,1	0,0	-7%	0,2	0,1	0,1	44%
Cl	0,1	0,1	0,0	32%	1,0	0,4	0,6	63%
K	0,1	0,1	0,0	-3%	0,1	0,0	0,0	19%
Mg	0,0	0,0	0,0	4%	0,1	0,0	0,0	32%
Na	0,2	0,2	0,1	24%	0,9	0,5	0,4	47%
NO3-	4,8	3,9	0,9	19%	1,9	2,2	-0,3	-15%
SO42-	2,2	2,0	0,1	6%	1,0	0,8	0,2	20%
Ruß	3,0	1,7	1,3	43%	0,7	0,4	0,3	45%
TC	6,6	4,6	2,0	30%	1,1	1,5	-0,4	-36%
OC	3,6	2,9	0,7	18%	0,4	1,1	-0,7	-161%
	Konzentration (ng/m³)				Konzentration (ng/m³)			
	%				%			
As	0,9	0,8	0,1	11%	0,3	0,3	0,0	-7%
Cd	0,3	0,3	0,0	13%	0,1	0,1	0,0	-11%
Cr	1,1	0,7	0,4	36%	4,0	2,2	1,9	46%
Cu	5,3	2,4	2,9	55%	23,4	9,2	14,2	61%
Fe	266,5	94,0	172,5	65%	835,8	379,4	456,4	55%
Mn	9,9	8,1	1,7	18%	10,4	5,1	5,3	51%
Ni	1,4	1,2	0,2	14%	1,5	0,9	0,6	40%
Pb	14,5	13,0	1,5	11%	4,2	2,9	1,3	31%
Sb	1,5	0,8	0,8	51%	5,2	1,8	3,3	64%
Ti	7,7	7,1	0,6	8%	24,7	12,4	12,3	50%
V	1,2	1,0	0,2	18%	0,6	0,5	0,1	11%
Zn	39,4	37,6	1,8	5%	19,8	11,6	8,2	41%
BaP	0,7	0,7	0,0	7%	0,1	0,4	-0,3	-352%
BbF	1,3	1,3	0,0	3%	0,1	0,6	-0,5	-342%
BeP	1,4	1,4	0,0	3%	0,3	0,7	-0,4	-140%
BkF	0,5	0,5	0,0	-1%	0,0	0,2	-0,2	-384%
Cor	0,4	0,5	-0,1	-19%	0,1	0,2	-0,1	-146%
DBahA	0,0	0,0	0,0	-3%	0,0	0,0	0,0	-517%
Ind	0,9	1,0	-0,1	-7%	0,1	0,4	-0,3	-259%

Tab. 4.2.6-3a,b PM₁₀ an allen Messstationen während der Winter und Sommermesskampagne innerhalb des Zeitraums von 9.-29.2. und 28.6. - 8.8.04 (n = 33) bzw. nur Winterkampagne (n = 13)..

Som,Win	A	B	C	A-B	B-C	A-B	B-C	Rest
	Verkehr	Grundbel.	Stadtrand	Lok. Verkehrsant.	Stadtgebiet	Lok. Verkehrsant.	„Stadtgebiet“	Stadtrand+ Ferntransport
Konzentration (µg/m³)								
							%	
PM	26,9	20,6	16,9	6,3	3,8		23%	63%
NH4+	1,7	1,6	1,3	0,1	0,3		5%	79%
Ca	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0		32%	54%
Cl	0,4	0,2	0,1	0,3	0,1		61%	12%
K	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0		7%	88%
Mg	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0		26%	65%
Na	0,6	0,4	0,3	0,2	0,1		33%	53%
NO3-	3,2	2,8	1,9	0,3	0,9		11%	61%
SO42-	2,9	2,7	2,6	0,2	0,1		6%	91%
Ruß	3,7	1,9	1,3	1,8	0,7		48%	34%
TC	7,5	5,4	3,7	2,1	1,7		28%	49%
OC	3,8	3,5	2,4	0,3	1,1		9%	63%
Konzentration (ng/m³)								
							%	
As	1,6	1,4	1,3	0,2	0,1		12%	79%
Cd	0,3	0,3	0,2	0,0	0,1		6%	75%
Cr	4,3	2,1	1,4	2,2	0,7		51%	32%
Cu	30,0	9,2	3,1	20,7	6,1		69%	10%
Fe	1014,0	422,0	257,7	592,0	164,3		58%	25%
Mn	14,4	9,0	8,0	5,4	1,0		38%	55%
Ni	2,4	1,7	1,5	0,7	0,2		30%	64%
Pb	12,8	11,2	9,6	1,5	1,6		12%	75%
Sb	7,0	2,5	1,0	4,5	1,5		65%	14%
Ti	26,2	15,6	13,0	10,6	2,6		41%	50%
V	1,6	1,3	1,2	0,3	0,1		20%	74%
Zn	40,6	32,2	23,6	8,4	8,6		21%	58%
BaP	0,4	0,5	0,2	-0,1	0,2		-19%	62%
BbF	0,7	0,8	0,5	-0,1	0,4		-18%	67%
BeP	0,8	0,9	0,3	-0,1	0,5		-13%	44%
BkF	0,2	0,3	0,2	-0,1	0,1		-22%	73%
Cor	0,3	0,4	0,2	-0,1	0,1		-30%	80%
DBahA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		-18%	96%
Ind	0,5	0,6	0,4	-0,1	0,2		-24%	81%
Winter								
Konzentration (µg/m³)								
							%	
PM	33,5	25,4	20,0	8,1	5,4		24%	60%
NH4+	2,6	2,5	1,9	0,2	0,5		7%	73%
Ca	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1		32%	37%
Cl	1,2	0,5	0,1	0,7	0,4		59%	10%
K	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0		4%	77%
Mg	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0		26%	54%
Na	1,1	0,6	0,4	0,5	0,2		43%	35%
NO3-	6,7	6,1	4,1	0,6	1,9		9%	62%
SO42-	3,1	2,8	2,7	0,3	0,1		10%	88%
Ruß	3,7	2,1	1,3	1,6	0,8		43%	36%
TC	7,7	6,1	3,9	1,6	2,2		20%	51%
OC	4,0	4,0	2,6	0,0	1,4		-1%	65%
Konzentration (ng/m³)								
							%	
As	1,2	1,1	0,8	0,1	0,3		6%	70%
Cd	0,4	0,4	0,3	0,0	0,1		9%	71%
Cr	5,1	2,9	2,3	2,3	0,6		44%	45%
Cu	28,7	11,6	5,0	17,1	6,6		60%	17%
Fe	1102,3	466,7	282,5	635,6	184,2		58%	26%
Mn	20,3	13,2	11,8	7,1	1,3		35%	58%
Ni	3,0	2,1	1,6	0,8	0,6		28%	53%
Pb	18,7	15,9	12,6	2,8	3,3		15%	67%
Sb	6,7	2,6	1,1	4,1	1,5		61%	16%
Ti	32,4	19,5	17,1	12,9	2,4		40%	53%
V	1,8	1,5	1,3	0,3	0,2		15%	75%
Zn	59,2	49,2	38,9	10,0	10,3		17%	66%
BaP	0,8	1,1	0,6	-0,3	0,5		-32%	68%
BbF	1,5	1,9	1,1	-0,4	0,9		-29%	71%
BeP	1,7	2,1	0,8	-0,4	1,3		-21%	45%
BkF	0,5	0,7	0,4	-0,2	0,3		-32%	78%
Cor	0,5	0,8	0,4	-0,2	0,4		-42%	74%
DBahA	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0		-52%	93%
Ind	1,0	1,4	0,9	-0,4	0,5		-34%	84%

Tab. 4.2.6-4 Mittleres Verhältnis $PM_{2,5}/PM_{10}$ in % für Messstationen A und B während Winter- (9.-29.2.) und für A, B und C während der Sommermesskampagne (28.6. - 8.8.04).

	Sommer			A-C	Winter		
	A Verkehr	B Grundbel.	C Stadttrand		A Verkehr	B Grundbel.	A-B
	%			Prozentpunkt	%		
PM	65%	63%	73%	-8%	62%	63%	-1%
NH4+	87%	81%	92%	-5%	80%	75%	5%
Ca	37%	38%	48%	-11%	24%	38%	-14%
Cl	44%	69%	66%	-22%	13%	21%	-8%
K	61%	63%	60%	1%	67%	72%	-5%
Mg	31%	34%	35%	-4%	22%	28%	-6%
Na	31%	28%	34%	-3%	20%	26%	-6%
NO3-	27%	19%	21%	6%	72%	64%	7%
SO42-	79%	74%	84%	-5%	70%	73%	-3%
Ruß	73%	73%	69%	4%	82%	83%	-1%
TC	76%	73%	84%	-8%	86%	76%	10%
OC	78%	74%	91%	-13%	89%	72%	17%
As	89%	92%	98%	-9%	74%	70%	4%
Cd	71%	76%	91%	-20%	82%	78%	4%
Cr	40%	31%	38%	1%	21%	24%	-3%
Cu	15%	20%	63%	-49%	18%	21%	-2%
Fe	30%	18%	57%	-27%	24%	20%	4%
Mn	40%	46%	63%	-24%	49%	62%	-13%
Ni	57%	61%	66%	-9%	48%	57%	-9%
Pb	70%	73%	77%	-8%	77%	82%	-4%
Sb	24%	27%	62%	-37%	23%	29%	-6%
Ti	32%	27%	34%	-2%	24%	36%	-12%
V	66%	71%	76%	-10%	66%	64%	2%
Zn	59%	65%	67%	-8%	67%	76%	-10%
BaP	77%	70%	86%	-9%	89%	63%	26%
BbF	77%	55%	86%	-9%	91%	68%	22%
BeP	65%	55%	81%	-16%	83%	66%	17%
BkF	79%	76%	90%	-11%	92%	70%	22%
Cor	95%	100%	98%	-3%	82%	68%	13%
DBahA	100%	100%	100%	0%	91%	62%	29%
Ind	76%	73%	90%	-14%	89%	71%	18%

Bei einem Vergleich der 3 Messstationen für den Zeitraum der Sommermesskampagne kann allerdings ein deutlich geringerer Feinstaubanteil der verkehrsnahen Stationen A und B im Vergleich zu der Stadtrandlage (C) für die Elemente Kupfer, Eisen, Mangan und Antimon gesehen werden (s. auch Abbildung Abb. 4.2.6-2a) mit einem Unterschied von mehr als 20 Prozentpunkten. Außerdem sind noch größere prozentuale Unterschiede für Cd und Cl zu erkennen, die vermutlich auf höhere Ungenauigkeit der absolut niedrigen Werte in der Nähe der Nachweisgrenze ($0,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Cl und $0,01\text{ng}/\text{m}^3$ Cd in $PM_{2,5}$, s. Tab. 4.2.6-2a) zurückzuführen sind.

Während der Wintermesskampagne wird für alle **PAK an der Verkehrsstation ein höherer Feinstaubanteil** (13 – 29 Prozentpunkte) errechnet (Abb. 4.2.6-2b), als an der Station der Grundbelastung. Es ist zu vermuten, dass der höhere Feinstaubanteil der PAKs an der Verkehrsstation aufgrund der Nähe zur Partikelemission begründet ist. Die noch kleineren primären Russpartikel, an und in denen sich die PAK anlagern, werden durch Alterungsprozesse größer und lagern sich an noch

größere Partikel im Bereich $PM_{2,5}$ bis PM_{10} an, so dass an der Station der urbanen Grundbelastung mehr PAK in der Grobstaubfraktion gefunden wird.

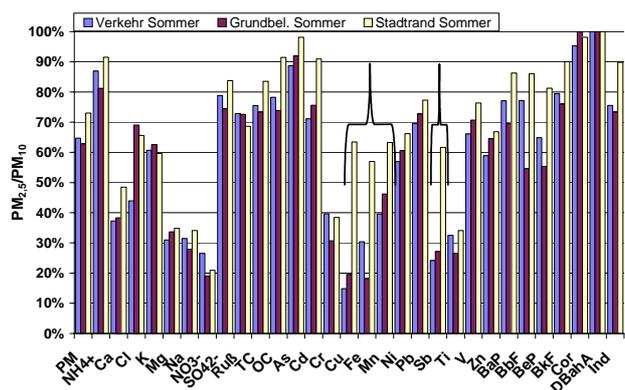


Abb. 4.2.6-2a Prozentualer Feinstaubanteil ($PM_{2,5}$) im PM_{10} der 3 Stationen innerhalb der **Sommermesskampagne** (26.6. bis 8.8.04).

Die Konzentration der Station am Stadtrand verläuft sehr ähnlich mit der PM_{10} Konzentration der Verkehrsstation (s. Abb. 4.2.6-3 unten). Die Variation

ist hauptsächlich durch den Ferntransport von sekundärem Aerosol (Ammonium, Nitrat, Sulfat und organischer Materie: OM, vermutlich SOA) und Krustenmaterial geprägt. Die Stadtrandlage könnte jedoch auch durch Transport von Stoffen aus der Stadt bei Lee-Position (Südostwind) beeinflusst sein, was durch eine Auswertung der Windrichtung abzuklären ist.

Die Darstellung der Kfz-Anzahl zeigt einen ähnlichen Verlauf im Vergleich zu Ruß im Verkehrsanteil, wie auch aus dem Bestimmtheitsmaß von 0,57 bzw. 0,51 für die Korrelation mit dem Kfz bzw. Schwerververkehr zu erkennen ist. Der Korrelationskoeffizient für Kruste und die Kfz-Anzahl ist deutlich geringer mit 0,37 (s. Abb. 4.2.6-4). Der Verkehrsanteil war bis auf die Wochenenden relativ gleich bleibend bei $6,5 \pm 2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\pm 45\%$). Auffällig ist der relativ hohe Beitrag von Na, Cl und Mg insbesondere am 12.2. (Temp. $-4,5^\circ\text{C}$) und vom 23-29.2.04 (Temp. $-0,5$ - $-3,2^\circ\text{C}$), was damit eindeutig auf Aufwirbelung von Streusalz hindeutet, insbesondere, da in dieser Zeit die Temperaturen unter 0°C absanken. $0,8$ bis $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Salz konnten diesen Aktivitäten zugeschrieben werden, was im Mittelwert ca. ein Fünftel der Zusatzbelastung ausmacht.

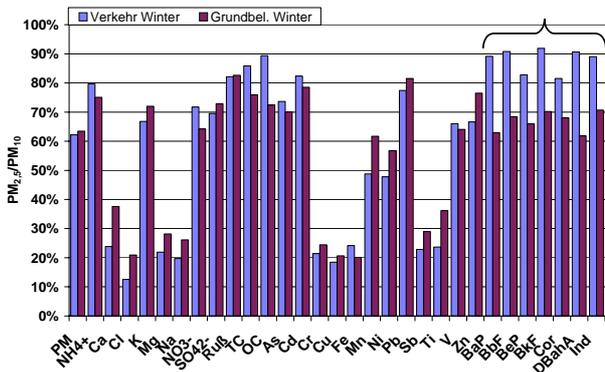


Abb. 4.2.6-2b Prozentualer Feinstaubanteil ($\text{PM}_{2,5}$) im PM_{10} der 2 Stationen in Dresden (A, B) innerhalb der Wintermesskampagne (09.02.04 bis 29.02.04).

Der Stadtgebietkonz. schwankte relativ stark $4,6 \pm 5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (111%). Die Konzentrationen der Stadtrandstation schwankten absolut stärker als die anderen Beiträge, aber relativ gesehen wenig mit $16,3 \pm 7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (48%).

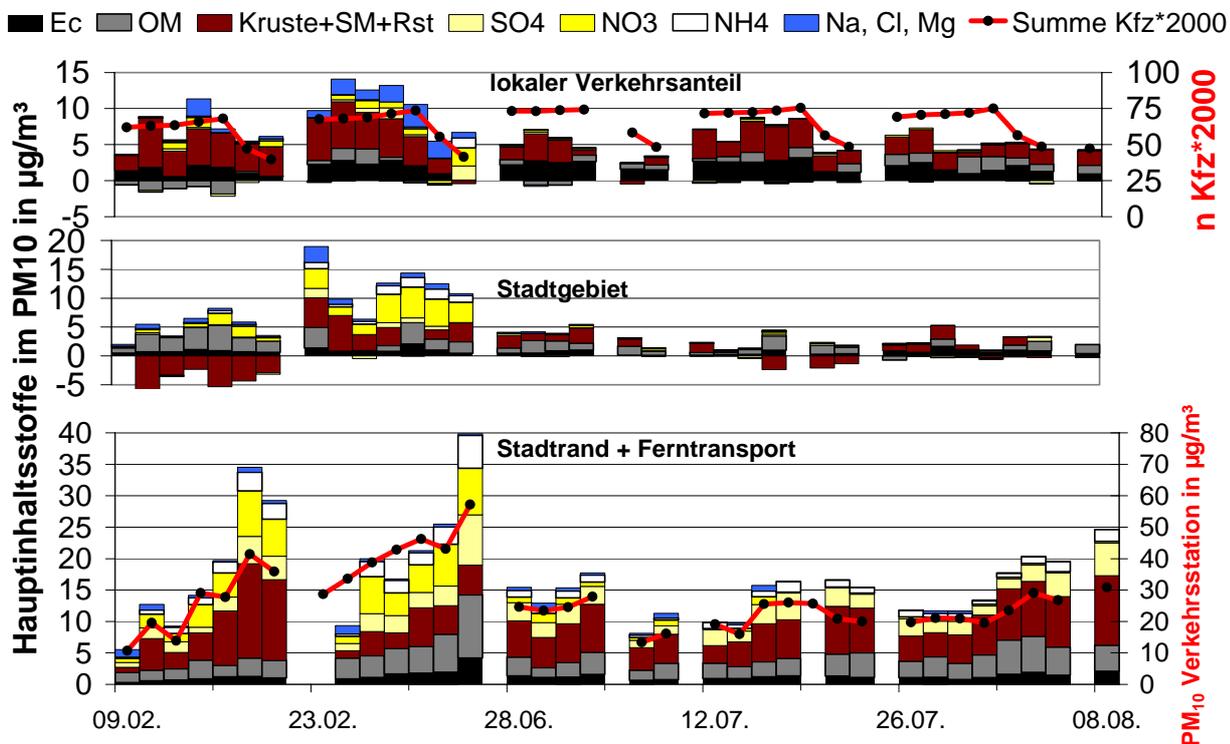


Abb. 4.2.6-3 Hauptinhaltsstoffe im PM_{10} während der Messkampagnen als lokaler Verkehrsanteil (Station A-B), Stadtgebiet (Station B-C) und Stadtrand + Ferntransport (C).

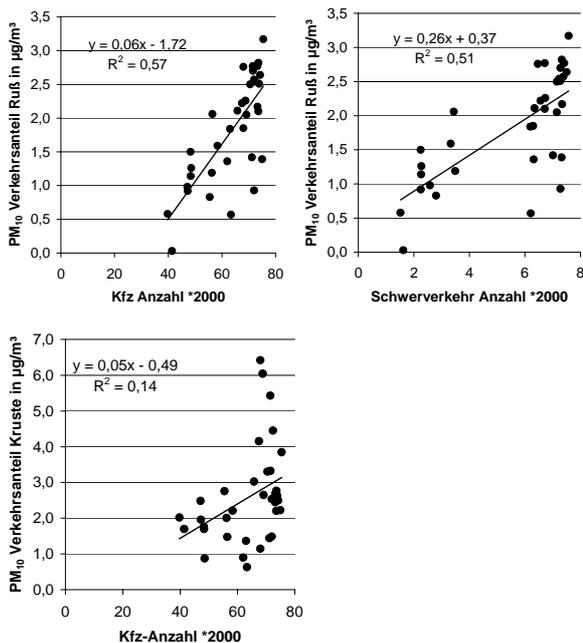


Abb. 4.2.6-4: Korrelationen zwischen dem Ruß bzw. Kruste PM_{10} -Verkehrsteil und der Kfz- bzw. SV-Anzahl (24.1. – 16.3.2004, 18.6.-27.8.04).

Die Abschnitte der Korrelationen beim Vergleich zweier Stationen entsprechen bei der idealen Steigung 1, dem festen absoluten Beitrag, um den die eine Station eine höhere Konzentration besitzt (s. Gleichung 4.2.6-1 (lineare Gleichung)).

$$B = \text{Steigung} * A + \text{Abschnitt} \quad (4.2.6-1)$$

Im Fall des Vergleichs der Verkehrsstation A mit der Station der urbanen Grundbelastung B werden $6,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr PM_{10} , $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr $PM_{2,5}$ (s. Abb. 4.2.6-5) und $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr Grobstaub ($PM_{10-2,5}$) gemessen (s. Tab. 4.2.6-5). Die Messungen erfolgten während der Probenahme der Masse während der Winter und Sommermesskampagne 2004. Auch die Betrachtung der Mittelwerte der Konzentrationsdifferenzen führte zu sehr ähnlichen Werten ($6,6 / 4,1 / 3,2$).

Betrachtet man die Konzentrationen differenziert nach Wochenende und Werktag, so ist zu erkennen, dass am Wochenende geringere lokale Verkehrsanteile zu erkennen sind, als an den Werktagen. Am Werktag sind die PM_{10} -Differenzen je nach Auswertung $7,3$ bzw. $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Wochenende. Vom Werktag zum Wochenende geht der lokale Verkehrsanteil am PM_{10} um $42 - 44\%$ ($2,8-2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zurück.

Die $PM_{2,5}$ - / Grobstaub Konzentration nimmt um 37

– 51% / $22 - 44\%$ ab.

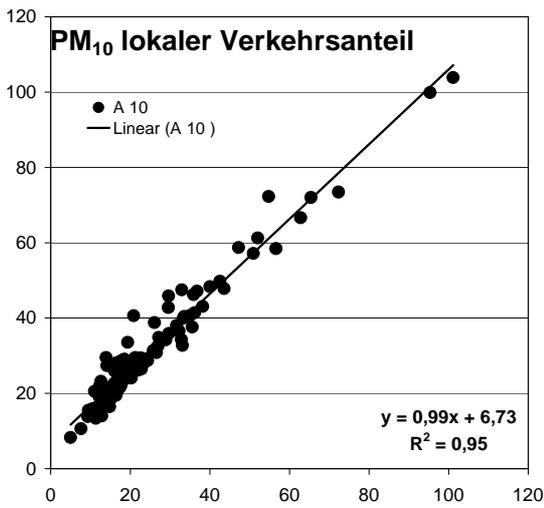
Tab. 4.2.6-5 Korrelationen zwischen PM -Konzentrationen der Verkehrsstation A und der Station der Grundbelastung B innerhalb der Winter- und Sommerkampagne (24.1. – 16.3.; 18.6.-27.8.04). Zum Vergleich die mittleren lokalen Verkehrsanteile (Konzentrationsdifferenzen (=KD)). Differenz der Abschnitte bzw. der Mittelwerte zwischen Wochentag und Wochenende.

Tag	Anzahl	Steig.	R ²	Abschn	WT – WT-WE WE/			WT – WT-WE WE/G		
					G	%	A – B	%	%	%
G PM_{10}	124	0,99	0,95	6,7	2,8	42	6,6	2,9	44	
WT	78	1	0,93	7,3			7,6			
WE	34	1	0,99	4,5			4,5			
So	17	1	0,99	4,4			4,4			
G $PM_{2,5}$	93	0,9	0,96	5,7	2,1	37	4,1	2,1	51	
WT	63	0,88	0,94	6,3			4,8			
WE	30	0,92	0,98	4,2			2,7			
So	15	0,93	0,99	4,4			2,8			
G $PM_{10-2,5}$	107				0,7	22	3,2	1,4	44	
WT	76	0,9	0,55	3,2			3,6			
WE	31	0,91	0,49	3,4			2,2			
So	15	0,9	0,67	2,7			2			
		1,12	0,74	0,8						

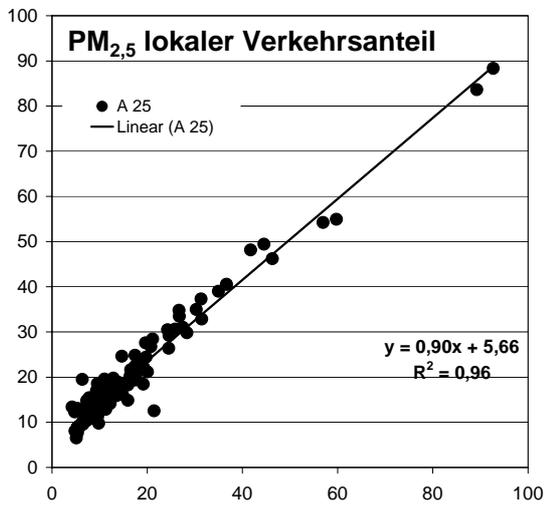
In Abbildung 4.2.6-5 findet sich der Verkehrsanteil als konstanter Abschnitt von $6,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} bzw. $5,66$ $PM_{2,5}$ wieder.

Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs des Grobstaubs (s. Abb. 4.2.6-8) erkennt man, dass dieser in den Wintermonaten größer als in den Sommermonaten war und geringere Schwankungen auftraten. Auch der Verkehrsanteil war geringer. Aufgrund von Trajektorien konnten einige hohe Grobstaubwerte Saharastaubereignissen und Transporten aus der Umgebung von Gibraltar zugeordnet werden. Am 29.3.2004 kamen die Trajektorien bei relativ niedrigen Windgeschwindigkeiten aus Westen (NRW). Der hohe Grobstaubanteil könnte deshalb an diesem Tag auch regionale/lokale Ursachen haben.

Hohe $PM_{2,5}$ -Konzentrationen werden zeitgleich zu Transporten aus (Süd)osteuropa und Polen, Tschechien bzw. Nordrheinwestfalen beobachtet (s. Abb. 4.2.6-7).



a



b

Abb. 4.2.6-5: Korrelationen zwischen der Verkehrsstation und der Station der Grundbelastung (lokaler Verkehrsanteil) (24.1. – 16.3.2004, 18.6.-27.8.04) (a) PM₁₀ und (b) PM_{2,5}.

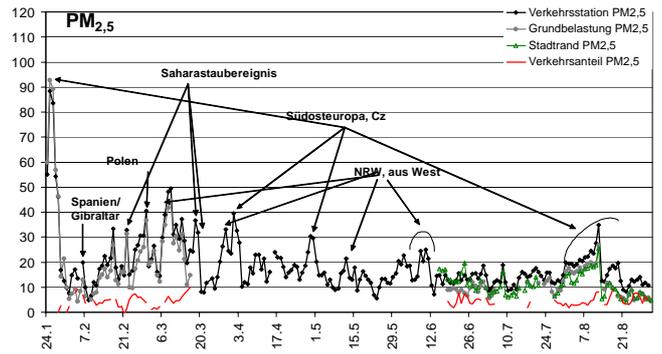


Abb. 4.2.6-7: Verlauf der PM_{2,5}-Konzentrationen an den verschiedenen Stationen (24.1. –27.8.04).

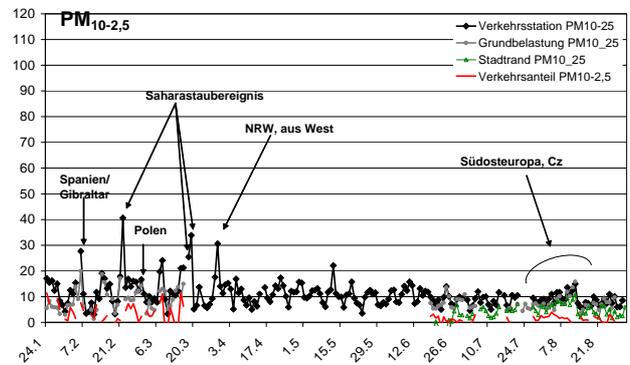


Abb. 4.2.6-8: Verlauf der PM_{10-2,5}-Konzentrationen an den verschiedenen Stationen (24.1. –27.8.04).

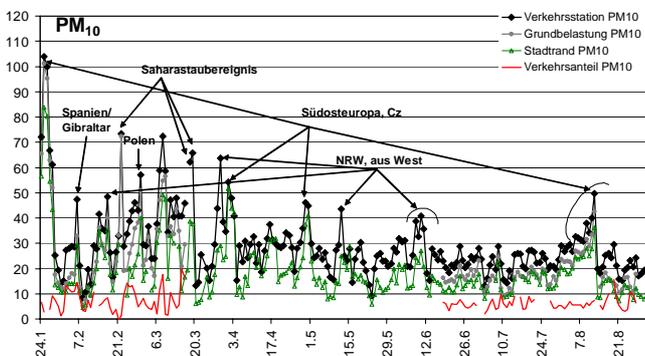


Abb. 4.2.6-6: Verlauf der PM₁₀-Konzentrationen an den verschiedenen Stationen (24.1. –27.8.04).

4.2.7 Massenbilanz / Zusammensetzung des Aerosols

Das PM₁₀ (29,1±12,4 µg/m³) an der Verkehrsstation besteht ungefähr zu je einem Drittel aus Kohlenstoff-Verbindungen, einem Drittel Kruste und Wasser bzw. unbekanntem Stoffen sowie zu einem weiteren Drittel aus anorganischen sekundär gebildetem Aerosol (Ammonium, Sulfat, Nitrat). Na, Mg und Cl aus Seesalz und Winterstreudienst macht ca. 3 % und die gemessenen Spurenelemente ca. 1% des PM₁₀ aus (Abb. 4.2.7-1).

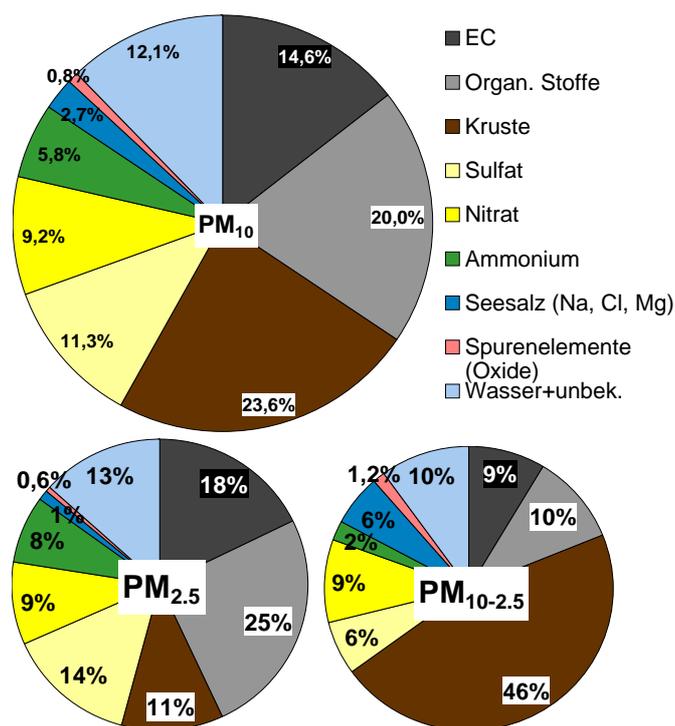


Abb. 4.2.7-1 Zusammensetzung des Aerosols der Verkehrsstation 11.08.03 – 8.8.04 (n=184).

Im Vergleich zum PM₁₀ findet man im Grobstaub (10,4 ± 4,2 µg/m³) mehr als die Hälfte Krustenmaterial und Rest, und nur noch ein Fünftel Kohlenstoff und weniger sekundäres Aerosol. Der Feinstaub PM_{2,5} (18,7 ± 9,9 µg/m³) zeichnet sich durch deutlich geringere Mengen Krustenmaterial und dafür mehr Kohlenstoffverbindungen aus. Die Anteile an sekundärem Aerosol ist bei PM₁₀ mit 26% zum PM_{2,5} mit 31% geringfügig kleiner.

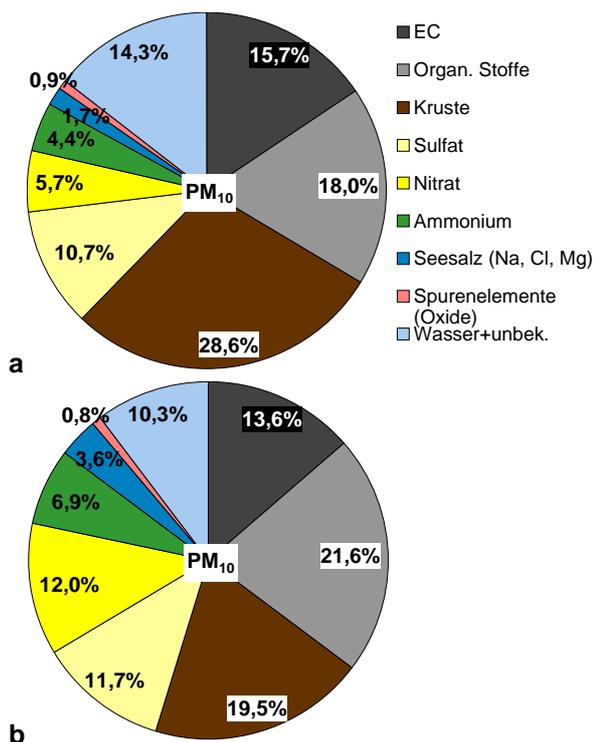


Abb. 4.2.7-2 Zusammensetzung des PM₁₀ in Verkehrsstation im a) Sommer 08-09.2003+04.-08.2004 (n=137) und b) im Winter 2003/2004(n=92).

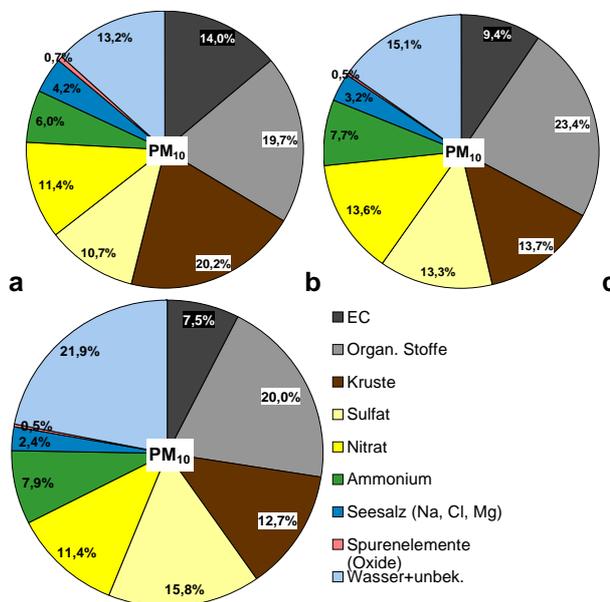


Abb. 4.2.7-3 Zusammensetzung des PM₁₀ in Verkehrsstation (a), Station der Grundbelastung (b) und Stadtrand (c) während der Intensivmesskampagnen.

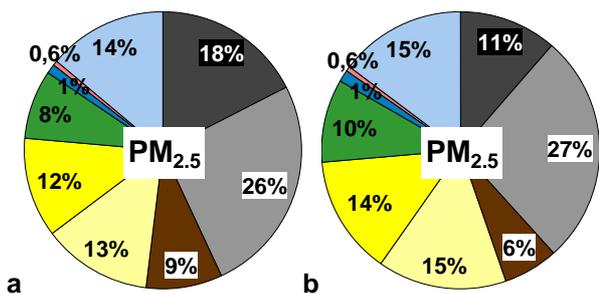


Abb. 4.2.7-4 Zusammensetzung des Feinstaub $PM_{2.5}$ an der Verkehrsstation (a), und Station der Grundbelastung (b) während der Intensivmesskampagnen.

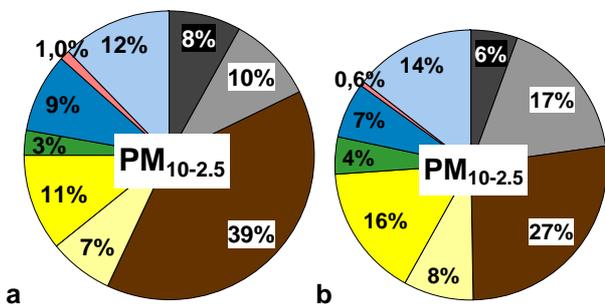


Abb. 4.2.7-5 Zusammensetzung des Grobstaubs ($PM_{10-2.5}$) in Verkehrsstation (a) und Station der Grundbelastung (b) während der Intensivmesskampagnen.

Aus Untersuchungen von 2 Wochen im Winter und 3 Wochen im Sommer wurde beobachtet, dass der Krustenanteil im PM_{10} mit zunehmendem Abstand zum Verkehr von Verkehrsstation (20%) zur Station der Grundbelastung und zum Stadtrand hin abnimmt (14 bzw. 13%). Die Masse nimmt dabei kontinuierlicher ab von 27 über 21 zu $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (s. Abb. 4.2.7-3).

Der Feinstaub und Grobstaub bestanden während dieser Zeit an der Station der Grundbelastung zu einem geringeren Teil aus Ruß und Krustenmaterial als die Verkehrsstation (s. Abb. 4.2.7-4).

Mittlere chemische Zusammensetzung der gesammelten Partikel

Um die chemische Zusammensetzung der Partikel zu bestimmen müssen einige Annahmen getroffen werden.

Die Beiträge zu den Hauptkomponenten wurde in Anlehnung an BROOK et al. (1997) vorgenommen. Es wurden für Boden/Krustenmaterial PM_x -

Probenahme die Oxide von Ca, Fe, Ti, K zugrunde gelegt und jeweils 14% mehr Masse berechnet um die nicht analysierten Bestandteile abzuschätzen. Für die Berner-Probenahmen bis Januar 2004 wird zusätzlich Al, Si herangezogen. Aluminium wird ausschließlich als Al_2O_3 berechnet und Silizium als SiO_2 .

Tab. 4.2.7-2: Analysierte Komponenten und Umrechnungsfaktoren zur Bildung der Hauptkomponenten des Aerosols.

Hauptkomponente	$PM_x = P$ Berner = B MOUDI = M	analysierte Komponente	Umrechnungsfaktor (berechnet als Verbindung)
Organic Matter (P)	P	OC	$1,4 \cdot OC$ (OM)
Organic Matter (B+M)	B M	OC	$1,4 \cdot OC$ (OM) = Dicarbonsäuren + OMrest
Ruß (elem. Kohlenstoff)	P B M	EC	-
Nitrat	P B M	NO_3^-	-
Sulfat	P B M	SO_4^{2-}	-
Ammonium	P B M	NH_4^+	-
Seesalz	P B M	Na, Cl, Mg	-
Schwermetalle (P)	P	Pb, Zn, V, Cd, Cr, Ni, As, Mn, Cu, Sb	1 (Pb); 1,24 (ZnO); 1,79 (VO_2); 1,47 (MnO); 1 (Cd); 1,67 (Cr_2O_3); 1,45 (NiO); 1,51 (As_2O_3); 1,43 (CuO); 1,37 (Sb_2O_3)
Schwermetalle (B)	B	Pb, Zn, Cr, Ni, As, Mn, Cu	1 (Pb); 1,24 (ZnO); 1,67 (Cr_2O_3); 1,45 (NiO); 1,51 (As_2O_3); 1,47 (MnO); 1,43 (CuO)
Boden/Krustenelemente (P, B ab Februar 2004)	P	Ca, Ti, K, Al, Si, Fe	1,63 (CaO); 1,94 (TiO_2); 1,41 (K_2O); $50 \cdot Ti$ (SiO_2); $5 \cdot Ti$ (Al_2O_3); $30 \cdot Ti$ (Fe_2O_3 wenn Fe nicht bestimmt) 1,58 (Fe_2O_3 wenn Fe bestimmt)
Boden/Krustenelemente (B bis Januar 2004)	B	Ca, Fe, Ti, K, Al, Si	2,2 (Al_2O_3); 2,49 (SiO_2); 1,63 (CaO); 1,58 (Fe_2O_3); 1,94 (TiO_2); 1,41 (K_2O)
Dicarbonsäuren	B M	Oxalat, Malonat, Succinat	-

Schwermetalle: Pb wird vermutlich als Chlorid oder Bromid vorliegen. Cd wird als Element vorliegend berechnet (s. MÜLLER, 1999). Andere Schwermetalle werden in Form ihrer Oxide zur Berechnung verwendet (analog zu PAKKANEN et al., 2001a): ZnO, VO_2 , MnO. Weitere Schwermetalle werden nach Informationen über die relative Korngrößenverteilungen in Schwebstaub von Stadtluft (MÜLLER, 1999) als folgende Oxide berechnet: NiO (nur im Grobstaubanteil ca. 20%, Rest Nitrat, Chlorid), CuO (im Grobstaubanteil ca. 30%, Rest CuO_2),

Cr₂O₃ (im Grobstaubanteil ca. 30%, Rest Chlorid und CrO₃), As₂O₃ (größter Anteil), Sb₄O₆ (größter Anteil).

Tab. 4.2.7-3: Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der Hauptkomponenten des Aerosols aus Titandioxid.

Verhältnissfaktor	SiO ₂ / TiO ₂	Fe ₂ O ₃ / TiO ₂	Al ₂ O ₃ / TiO ₂	SiO ₂ / Al ₂ O ₃	CaO/ TiO ₂	K ₂ O/ TiO ₂	MnO/ TiO ₂
Osterzgebirge a)	139	9	28	4,9	3,4	8,2	0,20
Erdkruste a)	64	11	18	3,6	8,2	1,2	0,20
HUMUS über Grauwacke a)	81	5	18	4,5	2,3	2,2	0,06
Mineralboden über Gauwacke a)	71	8	25	2,9	0,1	4,2	0,15
HUMUS über Quarzit a)	45	5	8	5,4	0,4	1,7	0,12
Mineralboden über Quarzit a)	29	4	9	3,4	0,1	2,1	0,03
Talsperre Malter c)	39	8	15	2,6	5,7	3,8	0,27
Straßenmaterial Hannover e)	14	10	6	14	7,3	0,9	0,21
PM ₁₀ 1teAbsaugung, Hannover e)	25	14	8	25	19,1	1,6	0,30
Georgenfelder Hochmoor c)	31	3	8	3,8	1,5	1,9	0,07
Grobstaubanteil Helsinki ländlich d)	-	11	24	-	16,5	6,6	0,23
Grobstaubanteil Helsinki ver- kehrsnah d)	-	17	22	-	14,9	5,3	0,25
Faktoren Berner 09-11/2003 b)	43	46	55	1,4	12	9	0,57
Faktoren für PM _x	40	30	40				

a) Nach MATSCHULLAT (1995), Anhang Geochemie von Gesteinen und Böden des Osterzgebirges und der kontinentalen Erdkruste; b) Aus den Ergebnissen der PIXE-Analytik berechnet mit Proben von 09 – 11/2003 Dresden-Nord. Danach keine konstanten Ergebnisse mehr für die Verhältnissfaktoren. c) KRITZER (1995) 80 Luftproben Mai 1992 – April 1994. d) PAKKANEN et al. (2001a); e) berechnet nach NLÖ (2003).

Zur Umrechnung von OC in Organischer Materie wird nach PUTAUD et al. (2004) und WEBER et al. (2003) der Faktor 1,4 verwendet um Heteroatome (H,N,O,S etc.) in den tatsächlichen Molekülen auszugleichen. Die Dicarbonsäuren wurden ebenfalls angegeben als Teil der Organischen Materie für die Impaktorproben.

Da Ammoniumnitrat, insbesondere bei der Probenahme von PM_x und dem Transport sowie der Lagerung verloren geht, wird damit der Anteil der übrigen Komponenten scheinbar erhöht.

Um den Wassergehalt der Berner-Impaktorproben zu quantifizieren haben BRÜGGEMANN et al. (2000) angenommen, dass Stufe 3+4 20%, Stufe 2 noch 10% und Stufe 10% Wasser enthält. Der abnehmende Wassergehalt wird mit der zunehmenden hydrophober Oberfläche der kleiner werdenden und mehr Ruß enthaltenden Teilchen erklärt. Das Krustenmaterial wird dort berechnet als:

$$\text{Krustenmaterial} = \text{PM} - \text{Ionen} - \text{Wasser} - \text{Kohlenstoff} \quad (3.1)$$

Nach Angaben von PUTAUD et al. (2004) wird für das Verhältnis SiO₂/Al₂O₃ ca. 2,5 – 3,5 in den meisten Filterproben gefunden. Dies wird ebenfalls durch KRITZER (1995) für Probenahmeorte im ländlichen Raum Sachsens, im Osterzgebirge bestätigt mit einem Verhältnis von 2,6 (Talsperre Malter) und 3,8 (Georgenfelder Hochmoor). Die Ergebnisse der Bernerprobenahmen zeigen hingegen einen deutlich kleineren Faktor von 1,4 (s. Tab. 4.2.7-3). Dies wird entweder durch einen Fehler bei der PIXE-Analytik verursacht oder ist auf die höheren Aluminiumkonzentrationen aus Karosserieabrieb zurückzuführen. Damit könnte sich ein Fehler von 100% ergeben für die Bestimmung von SiO₂.

Nach MATSCHULLAT (1995) durchfließt die Schwarze Elster westlich von Dresden hauptsächlich Grauwackengesteine und im mittleren und unteren Teil Glazialsedimente. Deshalb werden in der Tabelle 4.2.7-3 auch die Verhältnissfaktoren dieser Substrate dargestellt.

In dieser Arbeit werden die Gehalte der Krustenbestandteile aus den Ergebnissen der Titangehalte abgeschätzt. Hierzu wurden zunächst in Tab. 4.2.7-3 die Verhältnisse von Krustenbestandteilen zu Titandioxid in verschiedenen Boden- und Luftzusammensetzungen gebildet.

Für SiO₂ werden Faktoren von 31 bis 139 angegeben. Da auch die Luftproben nach KRITZER (1995) ähnlich niedrige Werte, wie die Bernerproben ergaben, wird ein ähnlicher Faktor (40), wie für die Bernerproben angenommen.

Für Fe₂O₃ wurden am Standort Dresden-Nord um den Faktor 2 bis 15fach höhere Werte gefunden, als in den zum Vergleich dargestellten Verhältnissfaktoren. Da es sich um einen verkehrsnahen Standort handelt ist zu vermuten, dass dies zumindest teilweise auf erhöhte Eisen-Konzentrationen aus der Karosserie (Rost) zurückführbar sein könnte. Auch bei PAKKANEN et al. (2001a) wurde im PM₁₅-PM_{2,3} tendenziell mit 50 % mehr Eisen pro Titan in der Stadt im Vergleich zu einer ländlichen Station gefunden (s. Tab. 4.2.7-3.). Im Feinstaub (PM_{2,3}) Bereich war es sogar doppelt soviel. Aus diesem Grund wird ebenfalls das Verhältnis aus den Bernerprobenahmen als Grundlage mit einer rechnerischen geschätzten Verringerung für die Verwendung des Faktors 30 verwendet.

Für Al₂O₃ wird ebenfalls das Verhältnis der Berner-Impaktorproben benutzt, jedoch mit einer rechnerischen Reduktion des geschätzten Faktors (40).

Tab. 4.2.7-1 Mittlere Zusammensetzung des Aerosols während der Intensivmesskampagnen im Winter (9.-29.2.2004) und Sommer (28.6.-8.8.2004). Für Stadtrand kein PM_{2,5} im Winter.

Ort		NH ₄	NO ₃	SO ₄	(See)salz ^a	Anteil in %		Kruste ^a	nicht analysierter Rest (Wasser)	analy- sierter Rest
						SM ^a	EC, OM			
Verkehrsstation	PM ₁₀	6	9	11	3	0,8	15, 20	24	12	
Grundbelastungsstation		8	14	13	3	0,5	9, 23	14	13	
Stadtrandstation		8	11	16	2,4	0,5	8, 20	13	21	
Verkehrsstation	PM _{2,5}	8	9	14	1	0,6	18, 25	11	13	
Grundbelastungsstation		10	14	15	1	0,6	11, 27	6	13	
Verkehrsstation	PM _{10-2,5}	2	9	6	6	1,2	9, 10	46	11	
Grundbelastungsstation		5	16	8	7	0,6	6, 17	27	14	

Für die PM_x-Werte ergibt sich somit die Masse der Hauptbestandteile des Krustenmaterials aus:

$$\begin{aligned} \text{Krustenmaterial} = & \text{TiO}_2^* (1 + 40 + (30 \text{ oder } \text{Fe}_2\text{O}_3) + 40) \\ & + \text{CaO} + \text{K}_2\text{O} \end{aligned} \quad (3.2)$$

4.2.8 Hauptkomponentenanalyse

Zur Dimensionsreduktion und um die Zusammenhänge zwischen den Inhaltsstoffen besser erkennen zu können wird die Hauptkomponentenanalyse jeweils auf die verschiedenen Fraktionen PM₁₀, PM_{2,5} und PM_{10-2,5} angewendet. Diese Methode beruht auf Korrelationen zwischen den Parametern. Es wurde jeweils eine Hauptkomponentenanalyse mit anschließender Varimax-Rotation durchgeführt. Der erste Faktor, der extrahiert wird erklärt die größte Gesamtstreuung (s. Tabelle 4.2.8-1a für PM₁₀-Inhaltsstoffe und einige kontinuierliche Parameter). Als Abbruchkriterium wurden Faktoren mit Eigenwert > 1 (Kaiserkriterium) angewendet. Es wurde der Untersuchungszeitraum 2003-2004 ohne Sylvester und Neujahr herangezogen.

PM₁₀:

Tab. 4.2.8-1a Erklärte Gesamtvarianz für PM₁₀ und dessen Inhaltsstoffe sowie kontinuierlicher Parameter der Verkehrsstation (n= 176)

Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summe der quadrierten Ladungen		
	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %
1	12,539	37,995	37,995	7,556	22,897	22,897
2	6,081	18,428	56,423	6,421	19,458	42,356
3	3,141	9,518	65,941	5,218	15,814	58,169
4	2,564	7,769	73,710	2,782	8,431	66,600
5	1,299	3,937	77,646	2,644	8,012	74,612
6	1,170	3,547	81,193	2,172	6,581	81,193

Für PM₁₀ ergeben sich 6 Faktoren, die 81% der Gesamtvarianz aller Daten repräsentieren. 19% werden somit nicht erklärt. Der Screeplot mit der Darstellung der Abnahme des Eigenwertes mit den Faktoren ist in Abb. 4.2.8-1 dargestellt.

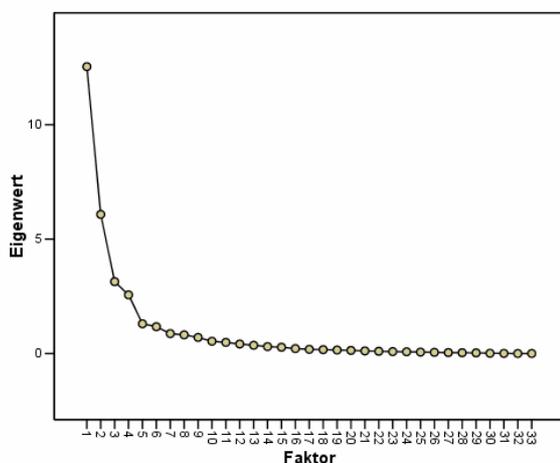


Abb. 4.2.8-1 Screeplot zu Tab. 4.2.8-1.

In Tabelle 4.2.8-1a sind die Faktoren mit ihren je-

weiligen Beiträgen, Tab. 4.2.8-1b die Faktorladungen der verschiedenen Parameter dargestellt. Je näher an 1 desto besser ist die Korrelation der einzelnen Komponenten mit dem jeweiligen Faktor. Niedrige Kommunalitäten und damit geringe Übereinstimmung mit den Faktoren liegen für Zink, die Windgeschwindigkeit und Nickel vor.

Tab. 4.2.8-1b Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für PM₁₀ und dessen Inhaltsstoffe sowie kontinuierlicher Parameter der Verkehrsstation (n= 176) im Untersuchungszeitraum 2003-2004, ohne 31.12.03 und 1.1.04. Fett > 0,6.

Faktor % der Varianz	1 23	2 19	3 16	4 8	5 8	6 7	Kommunalität
PM	0,738	0,342			0,32	0,42	0,967
Ammonium	0,65					0,711	0,972
Ca		0,774			0,255		0,744
Chlorid				0,911			0,915
K	0,826				0,207	0,326	0,838
Mg							
	0,218	0,227		0,828			0,846
Na				0,925			0,929
Nitrat	0,364			0,246		0,78	0,834
Sulfat							
	0,714		0,211		0,306	0,475	0,891
Ruß	0,608	0,431	0,5			0,051	0,854
TC	0,835	0,209	0,357				0,927
OC	0,882		0,229				0,894
As	0,878						0,798
Cd	0,823						0,717
Cr		0,823	0,311				0,809
Cu		0,815	0,423				0,860
Fe		0,853	0,356				0,878
Mn	0,254	0,723				0,208	0,689
Ni		0,522	0,435		0,267		0,610
Pb	0,697		0,419		0,202		0,730
Sb		0,819	0,447				0,876
Ti		0,708				0,53	0,792
V	0,229	0,215			0,91		0,963
Zn							
	0,281	0,504				0,259	0,427
BaP							
	0,562	0,228	0,521				0,660
NSum Anzahl		0,379	0,721				0,713
NO DD N		0,277	0,878				0,873
NO2 DD N		0,683	0,423				0,696
BEN DN	0,708		0,559			0,283	0,908
Tol DN	0,378	0,223	0,778				0,808
Xylol DN	0,232	0,337	0,83				0,857
WG_Mittelwert							
	0,239	0,245	0,522	0,346		0,216	0,557

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.

a Die Rotation ist in 12 Iterationen konvergiert. Faktorladungen < |0,2| werden nicht berücksichtigt.

- 1 Anthropogener Ferntransport I, Verbrennung:** Dieser Faktor wird geprägt durch hauptsächlich **anthropogene Inhaltsstoffe**, die häufiger im ferntransportierten **Feinstaubanteil** anzutreffen sind, wie Ammonium, Sulfat, Arsen, Cadmium, Kalium, OC sowie Blei, Benzol, und geringer für Ruß und BaP. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse.

- 2 Aufwirbelung Verkehr:** Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Fe, Sb, Cr, Cu, Ca, Mn, Ti und geringer, jedoch am höchsten aller Faktoren für Nickel. Außerdem zeigt NO₂ ebenfalls eine hohe Faktorladung und Ruß ist teilweise enthalten. Antimon stammt vermutlich hauptsächlich aus Bremsabrieb (s. Kap. 5.4), ebenso wie Kupfer. Die Schwermetalle Fe, Cr und Nickel könnten aus den Karosserien stammen. Ca, Mangan und Titan stammen vermutlich auch aus anthropogenem Bodenstaub.
- 3 lokale Verkehrsemissionen bei geringer Windgeschwindigkeit:** Dieser Faktor wird geprägt von Parametern, die hauptsächlich aus dem lokalen Verkehr stammen. Hierzu zählen: NO, Partikelanzahl, Xylol, Toluol und Benzol (wenn auch weniger als in Faktor 1). Außerdem ist hier die Windgeschwindigkeit negativ, das heißt je weniger Wind, desto höher die Konzentrationen dieser Parameter.
- 4 Seesalz:** Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten. Ebenfalls ein kleiner Anteil Nitrat zu finden, vermutlich das grobe Nitrat (s. Kap. 4.9.1). Nur für diesen Faktor ist die Faktorladung der Windgeschwindigkeit positiv, was bedeutet, dass es hier einen Zusammenhang gibt zwischen höherer WG und mehr Seesalz.
- 5 (natürliche) Kruste:** Dieser Faktor zeigt die höchste Ladung für Vanadium und hohe Anteile an Titan. Außerdem spielen hier untergeordnet auch Nickel, Blei aber auch Sulfat hinein. Es scheint somit eine oder mehrere Quellen zu repräsentieren, die mit Grobstaub, z.B. bestimmte Erztypen aus den Oberböden als auch Feinstaub aus z. B. Erdölverbrennung in Zusammenhang stehen.
- 6 Ammoniumnitrat (anthropogener Ferntransport II):** Dieser Faktor repräsentiert das Verhalten von Ammoniumnitrat. Auch Sulfat und Kalium als Ferntransportbestandteile sowie Benzol als stabilster Parameter der Kfz-Emissionen ist hier zu finden.

Wenn **nur PM und die Inhaltsstoffe** betrachtet werden (Tab 4.2.8-2a), so erklären 6 Faktoren 82,4 % der Parameter. Niedrige Kommunalitäten zeigen Cadmium sowie wiederum Nickel. Etwa 1/5 der Gesamtvarianz kann nicht erklärt werden.

- 1 Anthropogener Ferntransport I, primäre Partikel:** Dieser Faktor wird geprägt durch hauptsächlich anthropogene Inhaltsstoffe, die häufiger im ferntransportiertem Feinstaubanteil anzutreffen sind, wie aus Verbrennungsprozessen: Arsen, Cadmium, Kalium, Ruß, OC sowie Blei und geringer für BaP und Sulfat. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse.

staubanteil anzutreffen sind, wie aus Verbrennungsprozessen: Arsen, Cadmium, Kalium, Ruß, OC sowie Blei und geringer für BaP und Sulfat. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse.

- 2 Aufwirbelung Verkehr lokal:** Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Fe, Cr, (Straßenstaub und Korrosion), Sb und Cu (Bremsbelege), Ca, Mn, Ti (Straßenstaub) und relativ geringer für Nickel. Im Gegensatz zur Auswertung in Tab. 4.2.8-1 sind Ca und Ti in geringerem Maße in diesem Faktor enthalten.

Tab. 4.2.8-2a Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM₁₀** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 176) *Fett > 0,6*.

Faktor % der Varianz	1	2	3	4	5	6	Kommunalität
PM	0,663	0,281	0,582		0,331		0,977
Ammonium	0,464		0,864				0,972
Ca		0,424			0,744		0,759
Chlorid				0,911			0,902
K	0,715		0,522				0,853
Mg				0,812	0,231		0,840
Na				0,946			0,936
Nitrat	0,222		0,841	0,242			0,860
Sulfat	0,567		0,650		0,217		0,863
Ruß	0,708	0,571					0,871
TC	0,872	0,292	0,282				0,953
OC	0,864		0,355				0,897
As	0,888						0,805
Cd	0,743					0,229	0,628
Cr		0,879					0,816
Cu		0,891					0,860
Fe		0,909			0,273		0,916
Mn		0,637	0,313		0,401		0,728
Ni		0,705					0,577
Pb	0,654		0,305			0,507	0,830
Sb		0,919					0,879
Ti		0,495			0,741		0,799
V	0,246		0,331		0,652		0,650
Zn		0,212			0,527	0,573	0,689
BaP	0,610					0,570	0,747

- 3 Anthropogener Ferntransport II, Sekundäres Aerosol:** Neben Ammonium, Nitrat und Sulfat auch Kalium. Dieser Faktor enthält die zweitgrößte Ladung für die Staubmasse.
- 4 (See)salz:** Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten. Ebenfalls ein kleiner Anteil Nitrat, vermutlich das grobe Nitrat (s. Kap. 4.9.1).
- 5 (natürliche) Kruste:** Dieser Faktor entspricht hauptsächlich Titan, Calcium und in hohem Maße Vanadium. Außerdem spielen hier untergeordnet auch Zink hinein. Es scheint somit eine oder mehrere Quellen zu repräsentieren, die mit natürlichem Grobstaub in Zusammenhang stehen, wie z.B. Saharastaubereignisse oder Bodeneintrag aus der Umgebung Dresdens.
- 6 Verkehr/Kohle: Zink, Pb, BaP:** Diese Stoffe könnten aus dem Verkehr stammen, o-

der bei Kohleverbrennung freigesetzt werden..

Tab. 4.2.8-2b Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für PM_{10} und dessen Hauptkomponenten der Verkehrsstation ($n=176$) Fett > 0,5.

Faktor % der Varianz	1 39	2 21	3 18	Kommunalität
PM	0,88	0,44	0,09	0,974
Ammonium	0,95	-0,10	0,00	0,915
Ca	0,03	0,84	0,03	0,703
Chlorid	0,13	-0,03	0,93	0,874
K	0,90	0,08	0,00	0,815
Mg	-0,25	0,25	0,79	0,758
Na	0,09	0,01	0,95	0,914
Nitrat	0,77	-0,06	0,32	0,704
Sulfat	0,86	-0,01	-0,16	0,766
Ruß	0,56	0,62	-0,11	0,703
OC	0,85	0,21	-0,12	0,781
Eisen	0,00	0,87	0,18	0,786
Titan	0,06	0,86	0,02	0,752
Windgeschwindigkeit	-0,39	-0,35	0,33	0,384

Werden **nur die Partikelmasse, die Hauptkomponenten und Windgeschwindigkeit** betrachtet (Tab 4.2.8-2b), so erklären 3 Faktoren 77% % der Parameter. Etwa 1/5 der Gesamtvarianz kann nicht erklärt werden.

- 1. Anthropogener Ferntransport, Verbrennung** : Dieser Faktor enthält anthropogene sekundäre Aerosole, die häufiger im ferntransportiertem Feinstaubanteil anzutreffen sind und aus Verbrennungsprozessen entstammen: Sulfat aus SO_2 , Nitrat aus NO_3 , OC vermutlich hauptsächlich als SOA. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse. Dieser und Faktor 2 haben den gleichen Anteil am Ruß.
- 2. lokale Aufwirbelung Kruste, Abrieb Reifen**: Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Fe, Ti und Calcium als Indikatoren für Kruste sowie zu Ruß.
- 3. (See)salz**: Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten. Der kleine Anteil entspricht vermutlich dem groben Nitrat.

$PM_{2,5}$:

Für $PM_{2,5}$ und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-3a) erklären 5 Faktoren 76,8% der Gesamtvarianz. Niedrige Kommunalitäten zeigen Cr, Cu, Mn, Ni und V, hauptsächlich im Grobstaub vorhandene Elemente.

- 1 Anthropogener Ferntransport I**: Ammoniumsulfat und aus Verbrennungsprozessen: Arsen (z.B. aus Kohleverbrennung), Cadmium sowie OC und weniger Ruß. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse.

- 2 Aufwirbelung Verkehr lokal**: Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Ruß, Fe, Sb, Cr und Cu sowie gering, jedoch am höchsten aller Faktoren für Nickel und gering für Blei.
- 3 Anthropogener Ferntransport II**: Neben Ammonium, Nitrat und Kalium auch Blei. Dieser Faktor enthält die zweitgrößte Ladung für die Staubmasse.
- 4 Kruste**: Dieser Faktor hat die höchste Ladung von V mit den höchsten Anteilen von Titan und Calcium. Außerdem spielen hier untergeordnet auch Fe hinein.
- 5 (See)salz**: Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten.

Tab. 4.2.8-3a Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für $PM_{2,5}$ und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation ($n=101$) Fett > 0,6.

Faktor % der Varianz	1 22,1	2 17,3	3 16,7	4 10,7	5 10,0	Kommunalität
PM	0,758		0,563	0,220		0,962
Ammonium	0,633		0,679			0,894
Ca		0,404		0,783		0,807
Chlorid			0,233		0,899	0,894
K	0,310		0,783			0,723
Mg				0,328	0,814	0,816
Na					0,944	0,912
Nitrat	0,287		0,772			0,721
Sulfat	0,753		0,434	0,267		0,868
Ruß	0,494	0,678	0,369			0,860
TC	0,822	0,342	0,379			0,944
OC	0,892		0,338			0,930
As	0,912					0,861
Cd	0,674	0,404	0,261			0,693
Cr		0,792				0,636
Cu		0,665		0,207		0,492
Fe		0,737		0,587		0,892
Mn		0,211	0,582	0,213		0,460
Ni	0,329	0,461				0,361
Pb	0,400	0,462	0,679			0,839
Sb	0,225	0,800		0,298		0,800
Ti		0,277		0,848		0,803
V	0,341		0,246	0,629		0,598
Zn	0,412	0,607	0,482			0,778
BaP	0,367	0,398	0,534			0,662

Tab. 4.2.8-3b Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für $PM_{2,5}$ und dessen Hauptkomponenten der Verkehrsstation ($n=101$) Fett > 0,5.

Faktor % der Varianz	1 39	2 20	3 18	4 8	Kommunalität
PM	0,95	0,19	0,03	0,21	0,98
Ammonium	0,96	-0,09	0,04	0,10	0,95
Ca	0,01	0,92	0,05	0,01	0,84
Chlorid	0,04	-0,13	0,94	-0,01	0,91
K	0,71	0,05	0,08	0,33	0,62
Mg	-0,15	0,38	0,73	-0,40	0,86
Na	0,06	0,00	0,94	-0,03	0,89
Nitrat	0,69	-0,24	0,33	0,33	0,76
Sulfat	0,93	0,09	-0,18	-0,13	0,93
Ruß	0,54	0,39	-0,03	0,57	0,77
OC	0,88	0,09	-0,05	0,11	0,80
Eisen	-0,01	0,86	0,01	0,37	0,88
Titan	0,14	0,88	-0,05	-0,01	0,79
Windgeschwindigkeit	-0,24	-0,16	0,20	-0,86	0,86

Werden **nur die Partikelmasse, die Hauptkomponenten und Windgeschwindigkeit** betrachtet (Tab 4.2.8-3b), so erklären 3 Faktoren 77% % der

Parameter. Etwa 1/5 der Gesamtvarianz kann nicht erklärt werden.

- 1 **Anthropogener Ferntransport, Verbrennung (Industrie):** Dieser Faktor enthält anthropogene sekundäre Aerosole, die häufiger im ferntransportiertem Feinstaubanteil anzutreffen sind und aus industriellen Verbrennungsprozessen entstammen: Sulfat aus SO₂, Nitrat aus NO₃, OC vermutlich hauptsächlich als SOA aus VOC. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse. Dieser und Faktor 4 haben ungefähr den gleichen Anteil, Faktor 2 einen geringeren Anteil am Ruß.
- 2 **Aufwirbelung Kruste:** Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Fe, Ti und Calcium als Indikatoren für Kruste sowie zu Ruß (evtl. aus Reifenabrieb).
- 3 **(See)salz:** Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten. Der kleine Anteil entspricht vermutlich dem groben Nitrat. Dieser Faktor ist der einzige mit positivem Vorzeichen für die Windgeschwindigkeit.
- 4 **Lokaler Ruß, Holzfeuerung:** Die Faktorladungen sind für Ruß am größten, aber auch ein kleinerer Anteil Kalium ist hier zu sehen. Eine starke negative Ladung für die Windgeschwindigkeit deutet daraufhin, dass dieser Einfluss bei Inversionswetter zum tragen kommt. Dies wird untermauert, dadurch dass dieser Faktor eine tendenzielle Abhängigkeit zu niedrigen Temperaturen zeigt (für Hauptkomponentenanalyse inkl. der Temperatur).

PM_{10-2,5}:

Tab. 4.2.8-4 Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM_{10-2,5}** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n=100) *Fett > 0,6*.

Faktor	1	2	3	4	5	Kommunalität
% der Varianz	27,7	12,2	11,7	11,2	8,0	
PM	0,721	0,411	0,348			0,850
Ammonium			0,954			0,933
Ca	0,581	0,510				0,629
Chlorid				0,869		0,812
K		0,600	0,507			0,729
Mg	0,224			0,763		0,659
Na				0,910		0,884
Nitrat			0,825	0,295		0,802
Sulfat			0,890			0,822
Ruß	0,369	0,620				0,772
TC	0,456	0,557			0,438	0,752
OC	0,238				0,809	0,747
As		0,702				0,539
Cd		0,623				0,422
Cr	0,826			0,237		0,753
Cu	0,851					0,770
Fe	0,949					0,929
Mn	0,897	0,204				0,881
Ni	0,765					0,606
Pb	0,438	0,489			0,328	0,586
Sb	0,850					0,753
Ti	0,755	0,268				0,672
V	0,477					0,497
Zn	0,302	0,468				0,337
BaP					0,740	0,556

Für **PM_{10-2,5} (Grobstaub)** und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-4) erklären 5 Faktoren 70,8% der Gesamtvarianz. Niedrige Kommunalitäten zeigen Ca, As, Cd, Ni, Pb, V, Zn und BaP.

- 1 **Aufwirbelung Verkehr lokal:** Dieser Faktor zeigt hohe Faktorladungen zu Fe, Mn, Sb, Cu, Cr, Ni und Ti sowie geringer für Calcium sowie gering für Blei. Außerdem zeigt dieser Faktor die höchste Ladung für die Staubmasse.
- 2 **Anthropogener Ferntransport I, primäre Partikel aus Verbrennungsprozessen:** Arsen, Cadmium und Kalium sowie Ruß und gering für Blei. Dieser Faktor enthält die zweitgrößte Ladung für die Staubmasse.
- 3 **Anthropogener Ferntransport II, sekundäres Aerosol:** Neben Ammonium, Nitrat und Sulfat auch Kalium.
- 4 **(See)salz:** Hier sind die Faktorladungen von Na, Cl und Mg am höchsten. Ebenfalls ein kleiner Anteil Nitrat, vermutlich das grobe Nitrat (s. Kap. 4.9.1). Dies fehlt für die Hauptkomponentenanalyse von PM_{2,5}.
- 5 **OC, BaP:** Dieser Faktor hat die höchste Ladung von BaP und OC. Außerdem spielt hier untergeordnet auch Pb hinein. Dieser Faktor könnte den an organischem Material angelagerten PAK und Blei aus gealterten Kfz-Emissionen widerspiegeln.

Sommer und Winter PM₁₀:

Für **PM₁₀** und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-5a) erklären **im Winter** 4 Faktoren 75% der Gesamtvarianz. Relativ Niedrige Kommunalitäten zeigen BaP und Ca. Gegenüber dem Gesamtzeitraum ist kaum eine Änderung der Faktorzusammensetzung zu beobachten. Die Reihenfolge der ersten beiden Faktoren ist vertauscht und Ca ist stärker im Faktor Verkehr/Aufwirbelung zu finden.

Für **PM₁₀** und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-5b) erklären **im Sommer** 6 Faktoren 78% der Gesamtvarianz. Niedrige Kommunalitäten zeigen Ni und Cd. Die Reihenfolge ist deutlich unterschiedlich, Faktor 2 ist jetzt 1 (Aufwirbelung Verkehr lokal), Faktor 1 ist jetzt 3 (Ant. Ferntr. I) , Faktor 5 jetzt 2 (nat. Kruste) und Faktor 3 jetzt 5 (LRT, sek. Aerosol). Der Tausch der Krustenfaktoren in der Reihenfolge der Faktoren spiegelt sich ebenfalls wieder in dem höheren Anteil Krustenelemente im Sommer im Vergleich zu Winter (Vgl. Kap. Zusammensetzung Aerosol 4.2.7). Für Ruß gilt, dass dieser Parameter im Sommer (0,75) eher im Faktor Aufwirbelung Verkehr zu finden ist als im Gesamtzeitraum (0,57) und weniger im Faktor anthropogener Ferntransport.

Tab. 4.2.8-5a Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM₁₀** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 90) im **Winter**. Fett > 0,6. Erste 4 (6) Faktoren erklären 75% (86%).

Faktor % der Varianz	1	2	3	4	5	6	Kommunalität
PM	0,309	0,659	0,637		0,205		0,984
Ammonium		0,437	0,878				0,986
Ca	0,782	0,211			0,237		0,772
Chlorid				0,912			0,921
K		0,686	0,616				0,894
Mg				0,826			0,865
Na				0,936			0,952
Nitrat			0,879				0,878
Sulfat		0,584	0,667				0,904
Ruß	0,502	0,724				0,225	0,877
TC	0,290	0,837	0,309				0,941
OC		0,839	0,387				0,915
As		0,890					0,819
Cd		0,811					0,699
Cr	0,906						0,843
Cu	0,893					0,205	0,890
Fe	0,938						0,947
Mn	0,742	0,225	0,362		0,211		0,808
Ni	0,616				0,372	0,301	0,681
Pb	0,359	0,594	0,279			0,454	0,809
Sb	0,898					0,214	0,907
Ti	0,656				0,599		0,807
V	0,259	0,214	0,238		0,811		0,893
Zn	0,582	0,578				0,329	0,807
BaP		0,539				0,681	0,775

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Normalisierung 6 EF.

a Die Rotation ist in <25 Iterationen konvergiert. Faktorladungen < 0,2 werden nicht berücksichtigt.

Tab. 4.2.8-5b Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM₁₀** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 86) im **Sommer**. Fett > 0,6. Erste 6 Faktoren erklären 78%.

Faktor % der Varianz	1	2	3	4	5	6	Kommunalität
PM	0,384	0,773	0,252	10,0	9,8	7,5	0,961
Ammonium					0,937		0,977
Ca	0,354	0,781					0,789
Chlorid				0,777			0,664
K		0,518	0,579		0,227		0,717
Mg	0,251	0,256		0,862			0,893
Na				0,896			0,829
Nitrat					0,807	0,263	0,796
Sulfat		0,404	0,368		0,660		0,820
Ruß	0,759	0,328	0,233				0,759
TC	0,496	0,574	0,509				0,883
OC		0,550	0,540				0,662
As			0,816				0,708
Cd	0,207		0,622			0,415	0,611
Cr	0,869						0,818
Cu	0,872			0,226			0,835
Fe	0,885	0,261					0,880
Mn	0,756	0,442					0,813
Ni	0,699						0,567
Pb		0,393	0,592			0,485	0,787
Sb	0,907						0,867
Ti	0,422	0,805					0,862
V		0,726			0,333		0,674
Zn		0,383					0,706
BaP						0,712	0,715

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Normalisierung 6 EF.

a Die Rotation ist in <25 Iterationen konvergiert. Faktorladungen < 0,2 werden nicht berücksichtigt.

Tab. 4.2.8-6a Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM_{2,5}** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 60) im **Winter**. Fett > 0,6. Erste 6 Faktoren erklären 84 %).

Faktor % der Varianz	1	2	3	4	5	6	Kommunalität
PM	0,309	0,659	0,637		0,205		0,984
Ammonium		0,437	0,878				0,986
Ca	0,782	0,211			0,237		0,772
Chlorid				0,912			0,921
K		0,686	0,616				0,894
Mg				0,826			0,865
Na				0,936			0,952
Nitrat			0,879				0,878
Sulfat		0,584	0,667				0,904
Ruß	0,502	0,724				0,225	0,877
TC	0,290	0,837	0,309				0,941
OC		0,839	0,387				0,915
As		0,890					0,819
Cd		0,811					0,699
Cr	0,906						0,843
Cu	0,893					0,205	0,890
Fe	0,938						0,947
Mn	0,742	0,225	0,362		0,211		0,808
Ni	0,616				0,372	0,301	0,681
Pb	0,359	0,594	0,279			0,454	0,809
Sb	0,898					0,214	0,907
Ti	0,656				0,599		0,807
V	0,259	0,214	0,238		0,811		0,893
Zn	0,582	0,578				0,329	0,807
BaP		0,539				0,681	0,775

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Normalisierung 6 EF.

a Die Rotation ist in <25 Iterationen konvergiert. Faktorladungen < 0,2 werden nicht berücksichtigt.

Sommer und Winter PM_{2,5}:

Für **PM_{2,5}** und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-6a) erklären **im Winter** 6 Faktoren 84% der Gesamtvarianz. Relativ Niedrige Kommunalitäten zeigt Nickel. Die Reihenfolge der Faktoren 4 und 5 ist vertauscht und es gibt einen neuen Faktor 6 mit fast ausschließlich Mangan und kleinen Anteilen Sulfat und Ammonium. Faktor 2 setzt sich jetzt aus dem Faktor 2 (Aufwirbelung Verkehr) und 4 (nat. Kruste) zusammen. Evtl. sind Grobstaubanteile durch die Reibung der Reifen im Straßenverkehr „klein gemahlen“ worden.

Für **PM_{2,5}** und die Inhaltsstoffe (Tab 4.2.8-6b) erklären **im Sommer** 5 Faktoren 75% der Gesamtvarianz. Relativ Niedrige Kommunalitäten zeigen Cr, Cu, Mn, Ni, BaP. Der Faktor 1 (Ferntransport 1) spaltet sich in zwei Faktoren auf: Faktor 1 mit zusätzlich Calcium + Titan + Vanadium und Faktor 3 mit K, As, Cd, Pb und BaP. Faktor 2 (Aufwirbelung Verkehr) bleibt unverändert. Der Seesalz-Faktor 5 spaltet sich in Faktor 4 mit Cl, Ammonium und Nitrat sowie 5 mit Na und Mg auf. Dies könnte aufgrund von Umwandlung von feinem zu grobem Nitrat zurückzuführen sein unter Verflüchtigung des Cl. Ein neuer Faktor 5 mit fast ausschließlich Mangan und kleinen Anteilen Sulfat und Ammonium ist ebenfalls zu sehen.

Tab. 4.2.8-6b Faktorladungen und Anteil der Varianz nach Varimax Rotation für **PM_{2,5}** und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 41) im **Sommer**. Fett > 0,6. Erste 5 Faktoren erklären 75%).

Faktor	1	2	3	4	5	Kommunalität
% der Varianz	23,5	17,1	13,9	10,8	9,5	
PM	0,890	0,261	0,291			0,967
Ammonium	0,766			0,508		0,937
Ca	0,606	0,383	0,251		0,440	0,845
Chlorid			0,226	0,864		0,851
K	0,552		0,690			0,838
Mg	0,542				0,665	0,791
Na					0,829	0,705
Nitrat				0,824		0,815
Sulfat	0,922					0,881
Ruß	0,359	0,789				0,756
TC	0,690	0,525	0,311			0,875
OC	0,686		0,448			0,760
As			0,506			0,748
Cd	0,284		0,737			0,680
Cr		0,626				0,426
Cu		0,592				0,367
Fe	0,456	0,756			0,354	0,924
Mn	0,236	0,619	0,289		0,285	0,615
Ni		0,558				0,510
Pb	0,267		0,899			0,893
Sb	0,326	0,749			0,340	0,786
Ti	0,627	0,276			0,497	0,741
V	0,750	0,347			0,211	0,731
Zn		0,451	0,548	0,380	0,298	0,747
BaP			0,644	0,291		0,519

a Die Rotation ist in 9 Iterationen konvergiert. Faktorladungen < 0,2 werden nicht berücksichtigt.

4.2.9 Clusteranalysen

Im Folgenden werden die Ergebnisse von hierarchischen Clusteranalysen von Tagesmittelwerten der Verkehrsstation Dresden Nord dargestellt. Als Parameter wurden benutzt: Normierung durch Euklidische Entfernungsmessung und Verbindung nach Wards Methode nach vorheriger z-Transformation.

Die Ergebnisse für PM_{2,5} sind denen aus Osaka, Japan (Funasaka et al., 2003) sehr ähnlich.

Es lassen sich 4 Zweige erkennen: PAKs, Ferntransportbestandteile aus Verbrennungsvorgängen, Seesalz und geogene Hauptbestandteile bzw. anthropogene Spurenelemente.

Die PAKs formen einen einzigen unabhängigen Cluster, d.h. sie verhalten sich untereinander recht ähnlich. Dies deutet daraufhin, dass diese relativ gleichförmig aus einer oder mehreren Quellen stammen. Ansonsten verhalten sie sich unähnlich zu den anderen Stoffen.

Der Gesamtkohlenstoff, der Organische Kohlenstoffanteil (TC und OC) und Arsen sind sich ähnlich in ihrem Verhalten und formen mit der **Masse, Ammonium, Nitrat, Sulfat und Kalium** einen übergeordneten Cluster. Arsen stammt vermutlich aus der Kohleverbrennung, Kalium ebenfalls aus Verbrennungsvorgängen. Die sekundären Aerosolbestandteile aus der Verbrennung und Ammoniak der Landwirtschaft verhalten sich ähnlich, wie die Masse.

Der Seesalz Einfluss wird durch **Natrium, Chlorid und Magnesium** deutlich.

Der 4te Cluster kann in die geogenen Bestandteile der Erdkruste: Calcium, Titan und Eisen und die anthropogenen Spurenelemente aufgeteilt werden. Letztere können wiederum in die Elemente, die eher im Grobstaub zu finden sind, wie **Kupfer, Antimon und Chrom aber auch Ruß** (vermutlich aus dem Straßenverkehr) sowie **Blei, Zink, Cadmium und Mangan**, die z. T. in allen Fraktionen zu finden sind, sowie **Vanadium und Nickel**, die aus Kohleverbrennung und Ölverbrennung stammen, unterschieden werden.

Im Grobstaub ist Vanadium nicht zusammen mit Nickel in einem Cluster im Vergleich zu Feinstaub (s. Abb.4.2.9-1). Nach Valius et al. (2003) enthielt ein Faktor einer Hautkomponentenanalyse, die er auf Ölverbrennung zurückführte V, Ni und SO₂. Diese werden bei ihm auf lokale mesoskalig entfernte Emittenten zurückgeführt. Dieses könnte im vorliegenden Falle Dresdens die Emittenten des Böhmisches Beckens (Raffinerie) oder Öl gefeuerte Kraftwerke sein oder der lokale Verkehr, da Ni und V im Diagramm nicht weit von Russ, Sb, Cr, Cu im

Feinstaub entfernt ist.

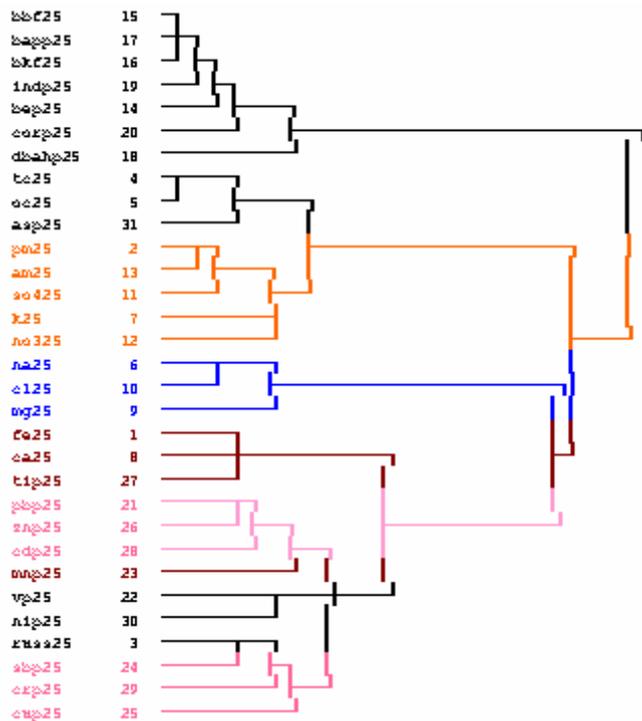


Abb. 4.2.9-1 Hierarchische Clusteranalyse, Dendrogramm der Variablen von $PM_{2,5}$ und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 101)

Bei Funasaka et al. (2003) hingegen ist Vanadium im Feinstaub am engsten der Schwermetalle mit Ammonium und Sulfat verknüpft. Wie schon bei der Hauptkomponentenanalyse von PM_{10} ist auch bei der Clusteranalyse Vanadium am stärksten mit Calcium und Titan (natürlicher Boden) verknüpft. Zum anderen Hälfte ist es mit Ferntransport/Sekundäres Aerosol-Faktoren verknüpft. Ähnliches hat auch SALVADOR et al. (2004) in Madrid (1999-2000) an einer viel befahrenen Straße beobachtet. Er diskutiert, dass V(III) ein klassischer Ersatz für Al(III) in Lehmstrukturen darstellt und dass V somit hauptsächlich aus natürlichen Quellen stammt. Es wäre somit auch im Dresdner Fall davon auszugehen, dass ein großer Teil vom Vanadium in den PM_{10} -Proben (bzw. im Grobstaub) aus natürlichen Quellen stammt.

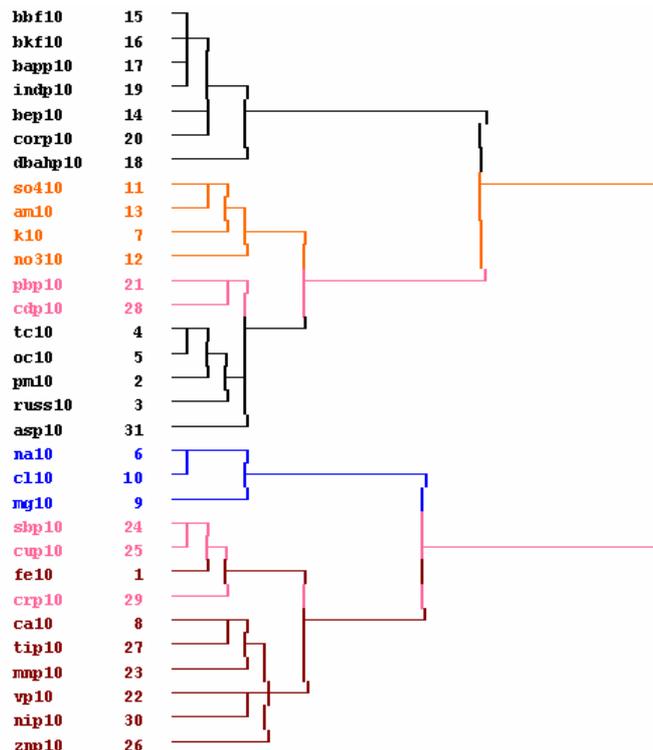


Abb. 4.2.9-2 Hierarchische Clusteranalyse, Dendrogramm der Variablen von PM_{10} und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 176)

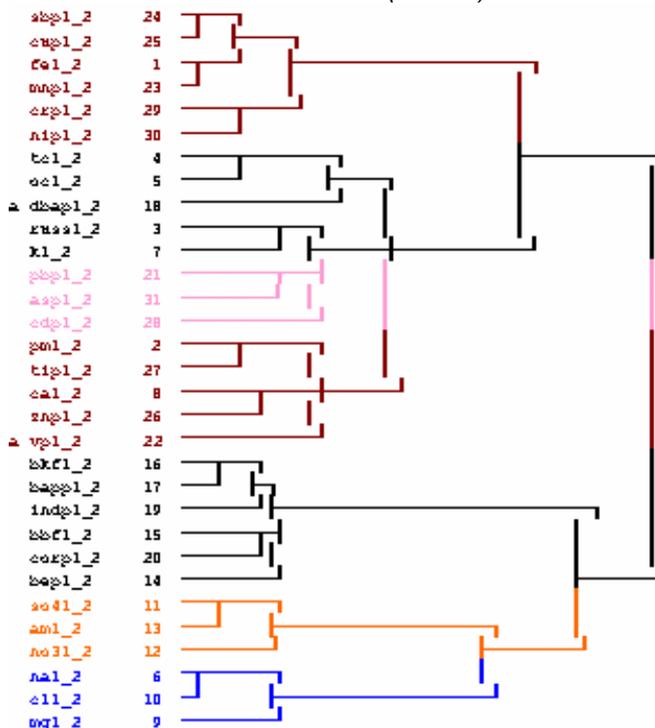


Abb. 4.2.9-3 Hierarchische Clusteranalyse, Dendrogramm der Variablen von $PM_{10-2,5}$ und dessen Inhaltsstoffe der Verkehrsstation (n= 100)

4.3 Korngrößendifferenzierte Zusammensetzung

4.3.1 Konzentration der Einzelstoffe in PM₁₀

Tab. 4.3.1-1 Berner-Impaktor: Mittlere Konzentrationen der Inhaltsstoffe des PM₁₀ an der Verkehrsstation (n= 12).
*) Aluminium nur 26.9.-1.1.04, 26.9.03 als Sommerwert.

	Mw.	Med.	Min.	Max.	Stdabw.	Sommer	Winter	n	(Wi-Som)/JMW %
Konzentration (µg/m³)									
PM	23,3	21,0	14,0	37,2	7,8	18,3	26,9	12	37%
NH4+	1,4	1,3	0,2	3,7	1,0	1,1	1,7	12	45%
Ca	0,13	0,11	0,03	0,30	0,08	0,12	0,14	12	13%
Cl	0,55	0,26	0,03	1,85	0,58	0,09	0,82	12	132%
Br	18	17	8	31	8	16	21	12	27%
K	0,37	0,13	0,05	3,02	0,84	0,09	0,56	12	130%
Mg	0,04	0,02	0,01	0,18	0,05	0,02	0,06	12	89%
Na	0,33	0,16	0,04	1,58	0,44	0,12	0,47	12	106%
NO ₃ ⁻	2,5	2,6	0,4	4,3	1,4	1,96	2,9	12	37%
SO ₄ ²⁻	3,1	2,9	0,5	10,0	2,6	2,05	3,8	12	57%
Ruß	3,6	2,9	1,2	9,5	2,3	3,14	3,9	12	22%
TC	6,3	5,1	3,1	14,1	3,2	5,12	7,1	12	32%
OC	2,7	2,1	1,6	5,9	1,4	1,86	3,2	12	50%
Rest	8,6					7,84	9,3		18%
Konzentration (ng/m³)									
Al*)	376	386	233	476	79	402	371	6	-8%
Si	357	354	162	577	139	327	379	12	15%
S	890	788	393	1869	520	810	948	12	15%
Cr	6,1	7,0	0,5	9,9	2,8	5,6	6,4	12	13%
Cu	24	21	8	65	15	22	25	12	10%
Fe	454	455	158	805	200	518	409	12	-24%
Mn	9,4	8,0	4,5	18,7	4,4	9,9	9,0	12	-10%
Ni	3,0	3,0	1,0	5,3	1,2	2,6	3,3	12	22%
Pb	23	18	1	91	23	12	31	12	82%
Ti	18	15	7	60	14	13	21	12	44%
Zn	44	49	14	78	18	41	46	12	12%
Ant	0,30	0,09	0,00	1,16	0,41	0,06	0,47	12	135%
BaP	1,18	0,04	0,00	7,92	2,28	0,03	2,01	12	168%
Chr	1,53	0,38	0,00	6,60	2,31	0,11	2,54	12	159%
9,10 Anthracendion	0,66	0,10	0,00	2,41	0,92	0,05	1,09	12	158%
9H-Fluorenon	0,39	0,27	0,00	0,94	0,35	0,16	0,55	12	103%
C27	2,9	2,3	0,9	7,3	1,8	1,9	3,7	12	60%
C28	11,8	2,2	0,5	59,5	19,5	1,2	19,4	12	154%
Alkane n= gerade	17	7	2	72	23	3,5	27,2	12	136%
Alkane n = ungerade	8	6	3	18	4	4,2	10,1	12	77%
Oxal	57	59	9	135	41	62	57	12	-18%
Mal	19	15	1	46	16	25	19	12	-50%
Suc	13	11	2	36	10	11	13	12	28%

Die Mittelwerte der Konzentrationen der Inhaltsstoffe in PM₁₀ bei den Berner und MOUDI Impaktorprobenahmen werden in Tabelle 4.3.1-1 - 4 dargestellt. Hauptkomponenten, bestimmte PAK und Spurenelemente, die auch mit den HVS-Probenahmen gemessen wurden (s. Kap. 4.2) sowie zusätzlich Dicarbonsäuren (Oxal-, Malon-, Bernsteinsäure), BNT, oxygenierte PAK (9,10-Antracendion, 9H-Fluorenon) sowie Alkane wurden gemessen.

Tab. 4.3.1-2 MOUDI-Impaktor: Mittlere Konzentrationen der Inhaltsstoffe des PM₁₀ an der Verkehrsstation (n= 9).

	Mw.	Med.	Min.	Max.	Stdabw.	Anzahl n	(Wi-Som)/JMW %
Konzentration (µg/m³)							
PM	21,2	20,7	11,9	30,2	5,9	9	44%
NH4+	1,0	0,8	0,4	3,0	0,9	9	65%
Ca	0,15	0,13	0,11	0,23	0,05	9	29%
Cl	0,18	0,23	0,01	0,39	0,15	9	84%
K	0,13	0,14	0,04	0,23	0,07	8	64%
Mg	0,04	0,03	0,01	0,10	0,03	9	52%
Na	0,29	0,32	0,06	0,56	0,19	9	62%
NO ₃ ⁻	1,0	1,0	0,3	2,5	0,7	9	73%
SO ₄ ²⁻	2,2	1,7	0,8	4,9	1,5	9	62%
Ruß	3,1	3,2	1,0	5,4	1,5	9	60%
TC	5,5	5,7	2,4	8,1	2,0	9	53%
OC	2,4	2,7	1,3	3,4	0,8	9	41%
Rest	10,7					9	29%
Konzentration (ng/m³)							
BaP	2,0	0,9	0,0	5,9	2,4	9	126%
BeP	0,8	0,7	0,1	2,1	0,8	9	118%
BbkF	3,3	1,7	0,0	10,2	4,1	9	123%
DbahA	0,2	0,2	0,0	0,4	0,2	9	121%
Ind	1,0	1,0	0,0	2,4	0,9	9	124%
Ant	0,3	0,1	0,0	1,0	0,4	9	90%
BNT	0,01	0,01	0,00	0,05	0,01	9	112%
Bisphenyl	0,06	0,05	0,01	0,14	0,05	9	119%
9,10 Anthracendion	0,72	0,20	0,05	2,84	1,12	9	98%
9H-Fluorenon	0,5	0,3	0,1	1,9	0,6	9	10%
C27	5,09	4,44	1,25	10,75	3,99	9	78%
C28	3,87	3,08	0,71	8,57	3,37	9	6%
Oxal	47	34	17	82	25	9	-12%
Mal	11,3	6,9	1,1	23,7	8,5	9	23%
Suc	6,6	6,0	4,0	11,3	2,3	9	-45%

Die Kohlenstoffverbindungen zeigen eine starke Variabilität, die sich in einer Standardabweichung ausdrückt, die bei den PAK größer als der Mittelwert ist. Zwischen den Jahreshälften haben sich die Konzentrationen von Ca, Rest (Krustenbestandteile und Wasser), Al, Si, S, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni und Zn weniger als 30% verändert. Nicht einheitlich für beide Impaktoren sind die Ergebnisse für Malon- und Bernsteinsäure, im Gegensatz zur Oxalsäure, die für beide Sammler im Sommer ca. 10 - 20% höherer Konzentration zeigte.

Mindestens 30% höhere Konzentrationen wurden im Winter im Vgl. zu den Sommerprobenahmen für beide Impaktoren festgestellt für: Masse, Ammonium, Nitrat, Sulfat, Cl, K, Mg, Na, OC, PAK, Alkane (bis auf C28 im MOUDI) sowie Blei und Titan.

Tab. 4.3.1-3 MOUDI-Impaktor: Mittlere Konzentrationen Alkane verschiedener Fraktionen an der Verkehrsstation (n= 9). (Konzentration in ng/m³)

ng/m ³	PM ₁₀					PM ₁₀ (Winter-Sommer) / JMW %
	PM ₁₀	PM _{3,2}	PM ₁	PM ₁₀ - PM _{3,2}	PM ₁₀ - PM _{1,0}	
C20	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	60%
C21	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	64%
C22	0,3	0,3	0,2	0,0	0,1	69%
C23	0,7	0,6	0,5	0,0	0,2	80%
C24	1,6	1,5	1,2	0,0	0,4	92%
C25	2,8	2,7	2,1	0,1	0,7	88%
C26	3,3	3,2	2,6	0,1	0,8	88%
C27	5,1	4,9	3,9	0,2	1,2	83%
C28	3,9	3,7	3,0	0,1	0,9	87%
C29	8,6	8,1	6,3	0,5	2,3	80%
C30	5,0	4,8	3,8	0,2	1,2	89%
C31	15,7	15,1	12,6	0,6	3,1	94%
C32	8,0	7,6	6,2	0,4	1,9	98%
C33	23	22	19	0,7	4,0	105%
C24-32g	22	21	17	0,9	5,3	92%
C21-31u	33	32	26	1,4	7,5	88%
CPIo	1,5	1,5	1,5	1,6	1,4	-29%
CPI2728	1,3	1,3	1,3	1,4	1,3	-22%

Tab. 4.3.1-4 Berner-Impaktor: Mittlere Konzentrationen Alkane verschiedener Fraktionen an der Verkehrsstation (n= 12). (* C29 – C33 nur im Sommer)

ng/m ³	PM ₁₀					PM ₁₀ (Winter-Sommer) / JMW %
	PM _{1,0}	PM _{3,2}	PM _{1,0}	PM ₁₀ - PM _{3,2}	PM ₁₀ - PM _{1,0}	
C20	0,5	0,1	0,5	0,1	0,4	112%
C21	1,0	0,2	0,9	0,2	0,8	118%
C22	1,5	0,3	1,4	0,4	1,2	123%
C23	1,5	0,3	1,6	0,4	1,3	108%
C24	1,7	0,3	1,7	0,5	1,5	106%
C25	2,1	0,5	2,0	0,5	1,7	69%
C26	2,4	0,5	2,2	0,5	1,8	95%
C27	2,9	0,8	2,8	0,4	2,3	60%
C28	11,8	1,9	11,7	1,0	10,2	154%
C29*	4,0	1,8	2,9	0,2	1,8	-
C30*	1,0	0,3	0,7	0,1	0,6	-
C31*	5,8	2,2	5,1	0,4	3,6	-
C32*	1,1	0,3	1,0	0,1	0,8	-
C33*	3,0	0,8	2,8	0,3	2,2	-
C22-30g	17,9	2,8	17,7	2,4	15,2	130%
C21-29u	9,5	2,2	9,0	1,7	7,2	36%
CPIo	1,2	1,7	1,1	1,0	1,0	-109%
CPI2728	1,3	1,5	1,3	1,2	1,2	-105%

Die Alkankonzentrationen waren für Berner-Probenahmen im Winter deutlich höher als im Sommer (ca. 60 – 154 %) im Vergleich zu Ruß (22%).

4.3.2 Korngrößendifferenzierte Aerosolkonzentrationen

Die Ergebnisse für die 3 Nano-MOUDI-Stufen (0,010-0,056 µm) werden in der Abb. 4.3.2-2 dargestellt, obwohl es möglich ist, dass es zu Verschleppungen von Partikeln der oberen Impaktorstufen gekommen ist. Bei einem Vergleich der Daten mit einem DMPS System wurden Abweichungen ermittelt, die nicht durch ein anderes Verhalten des Impaktors und den Annahmen über die Dichte bei den DMPS-Messungen erklärt werden können. Die Daten des Berner-Impaktors und der übrigen MOUDI-Stufen liegen hingegen im zulässigen Bereich (MÜLLER et al., 2004).

Anhand der MOUDI Daten sind drei Maxima der Massenkonzentration in den Korngrößenbereichen von 0,32 – 0,56 µm (Kondensationsmodus n. CHOW und WATSON, 1998), 1,0-1,8 µm (Dropletmodus nach s.o.) und 3,2 – 5,6 µm (Grobstaub) (Abb. 4.3.2-2) zu sehen.

Die geringer aufgelösten BERNER-Impaktor-Daten ermöglichen diese feinere Aufteilung nicht, sondern zeigen ein Maximum auf der Stufe 3 (0,42 – 1,2 µm) (Dropletmodus) (s. Abb. 4.3.2-1). Diese Stufe wird hauptsächlich durch Ferntransport, dem Hausbrand, gealtertem Verkehrsaerosol und weniger durch Reemission des Straßenstaubes gebildet (MÜLLER et al. 2004).

Zum Teil gelangen die Partikel durch Ferntransport zur Probenahmestelle, insbesondere die der Berner Stufe 3 0,42 – 1,2 µm bzw. MOUDI-Stufen 0,1 – 1,8 µm, die ungefähr dem Akkumulationsmodus entsprechen. Demgegenüber haben die Partikel mit kleinerem oder größerem Durchmesser eine geringe Lebensdauer in der Atmosphäre. Die Zuordnung der Stufen auf die Modi erfolgt nach CHOW and WATSON (1998), wobei vermutlich bei den vorliegenden Probenahmen eine Verschiebung der Modi zu größeren Durchmessern erfolgt ist, was auf den Anteil von wasserlöslichen Partikeln zurückgeführt werden könnte:

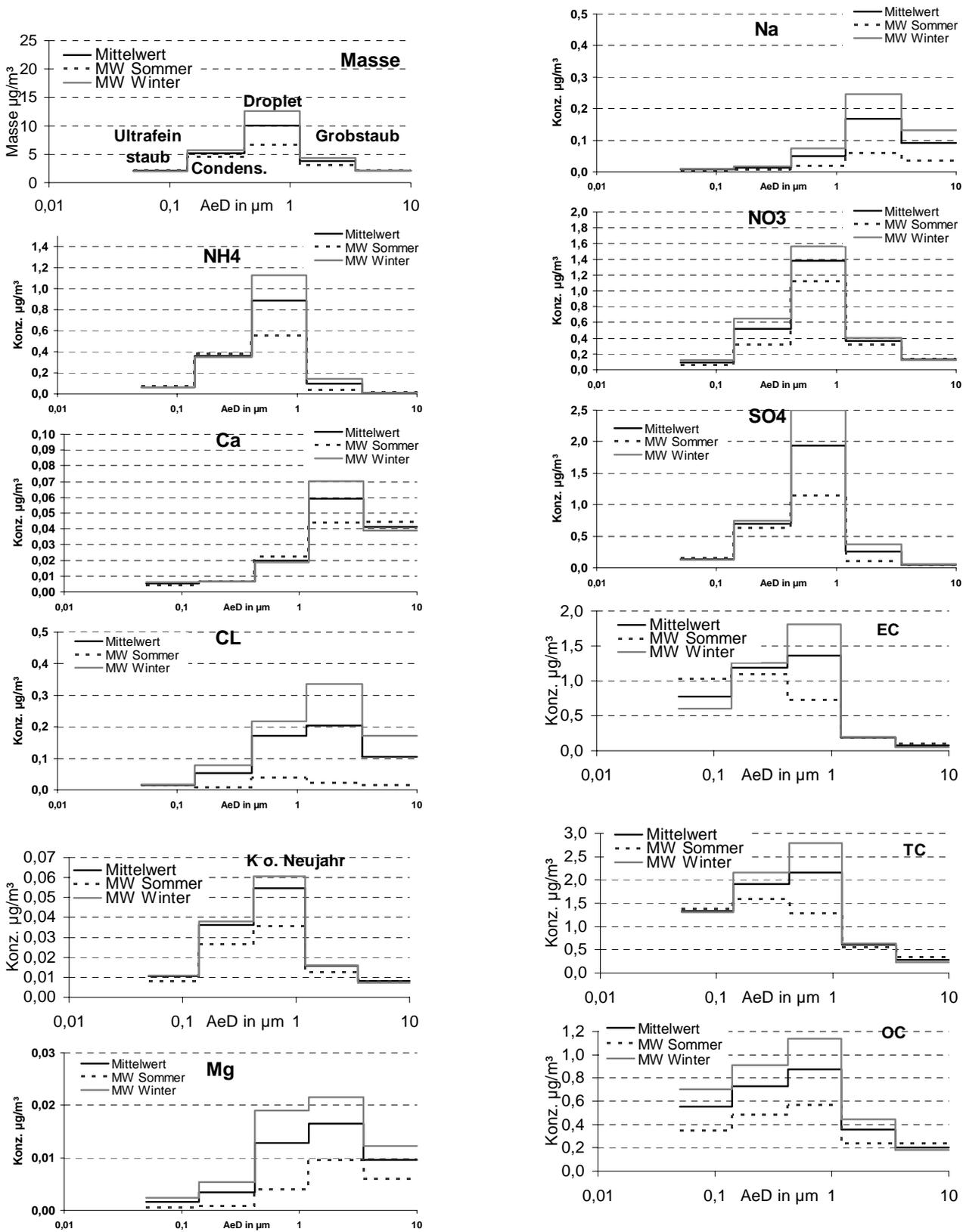


Abb. 4.3.2-1a: Bernerimpaktor an Verkehrsstation.

- a) Die Stufe 4-5 beim Berner (1,2 - 10 µm) bzw. die 3 Grobstaubfraktionen des MOUDI 1,8 – 10 µm von PM₁₀ sedimentieren relativ schnell und stammen häufig aus Reemission von Bodenstaub bzw. Partikel von Kfz, die durch Wind oder Fahrzeugbewegungen sich in der Luft befinden.
- b) Dropletmodus innerhalb des Akkumulationsmodus: Berner Stufe 3 0,42 – 1,2 µm bzw. 0,56 – 1,8 µm beim MOUDI
- c) Kondensationsmodus innerhalb des Akkumulationsmodus: Berner Stufe 2 (0,14-0,42 µm) bzw. die 3 MOUDI-Stufen 0,10-0,56 µm.

Ultrafeinstaub: Stufe 1 Berner (0,056 – 0,14 µm) bzw. die MOUDI-Stufe 0,056-0,10 µm (bzw. auch die NANO-MOUDI Stufen) sind frisch gebildete/emittierte Partikel und stammen somit aus der näheren Umgebung des Probenahmeortes. Ähnlich wie bei FUNASAKA et al. (2003) können die verschiedenen Stoffe vereinfacht in 3 Gruppen eingeteilt werden.

- a) Eingipflige Verteilung im Feinstaub (< 1 µm AeD):

Ammonium, Kalium, Sulfat (für alle 3 gilt dies im Sommer, im Winter wird ein zusätzliches Maximum im Dropletmodus sichtbar). Blei, Zink, Kalium und Bromid haben ebenfalls ihre maximale Konzentration im Feinstaubbereich auf Stufe 3 des Bernerimpaktors. Ruß zeigt als einziger der Hauptkomponenten im Sommer sein Maximum im Ultrafeinstaubbereich und im Winter im Dropletbereich. Die Organische Materie zeigte im Dropletbereich ihre höchste Konzentration und im Winter bei der MOUDI-Probenahme auch ein zusätzliches Maximum im Grobstaubbereich.

Die PAK Anthracen und BaP (weitere PAK im MOUDI s. 4.3.2-2b) sowie die oxygenierten PAK (s. Abb. 4.3.2-1c) zeigten ebenfalls das Maximum im Winter im Dropletbereich und ein kleines Maximum im Grobstaubbereich. Im Sommer waren die Konzentrationen dieser Stoffe erheblich geringer konzentriert und die maximalen Konzentrationen waren vom Ultrafeinstaubbereich bis zum Dropletmodus gleichförmig verteilt.

Die Alkane waren im Winter höher konzentriert und insbesondere die ungeradzahligen waren im Ultrafeinstaubbereich relativ hoch

konzentriert, das Maximum der Alkane war immer im Feinstaubbereich.

- b) Eingipflig im Gobstaubbereich sind: (>1 µm AeD): Natrium, Chlorid, Magnesium, Calcium, Aluminium, Silizium, Eisen und Kupfer. Das meiste Kupfer (und Magnesium s. Abb. 4.3.2-5e) befand sich am Neujahrstag jedoch im Dropletbereich. Titan zeigt maximale Werte im Grobstaub und Dropletbereich.
- c) Zweigipflige oder mehrgipflige Verteilungen zeigen: Mangan (an Sylvester ähnlich Kupfer ein Maximum im Dropletbereich), Chrom und Nickel. Die Dicarbonsäuren waren insbesondere im Winter im Gegensatz zu den Alkanen auch in größeren Konzentrationen im Grobstaubbereich zu finden.

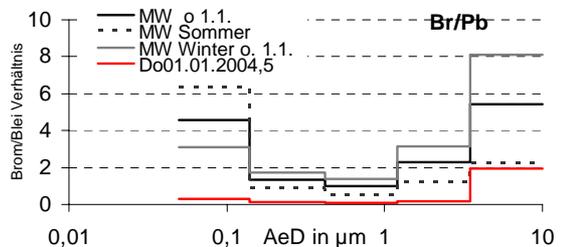
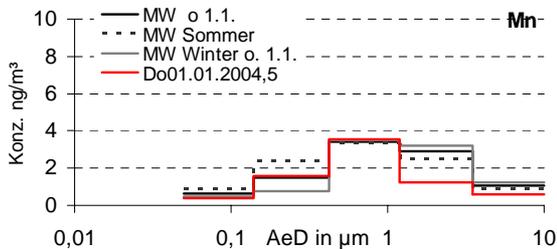
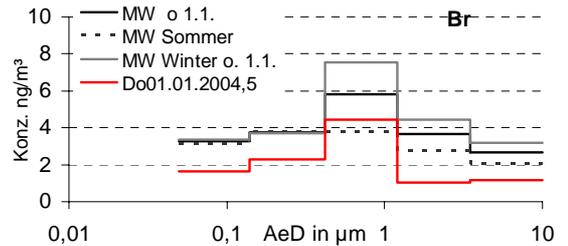
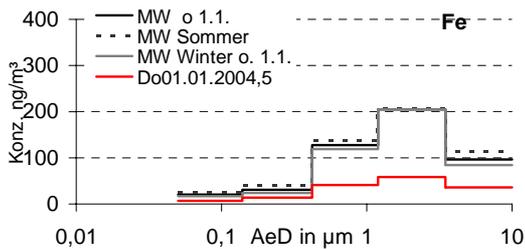
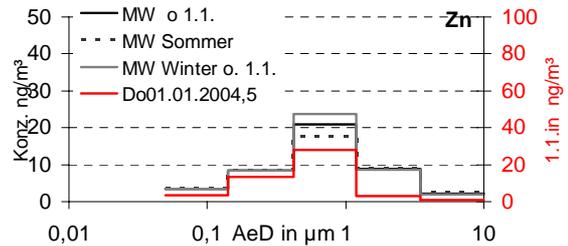
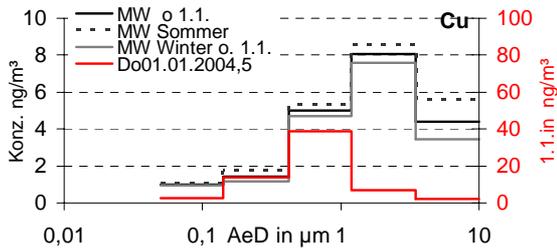
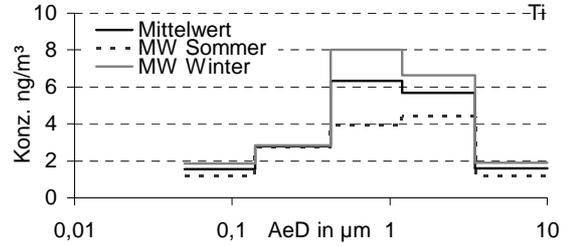
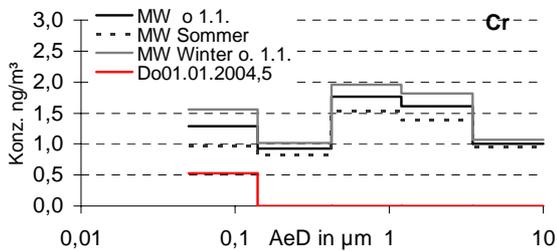
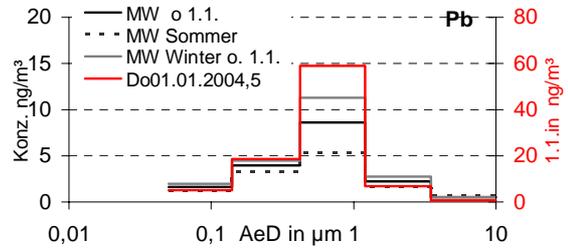
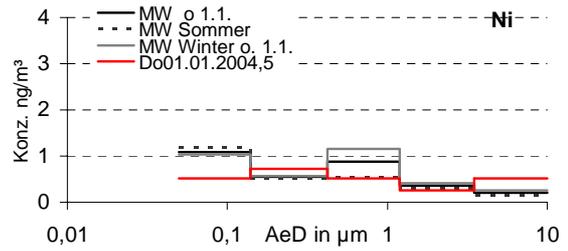
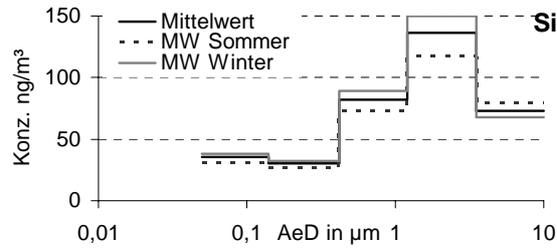
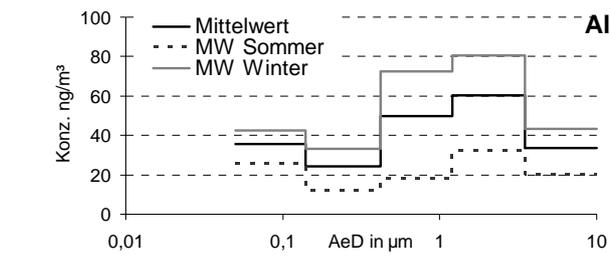


Abb. 4.3.2-1b: Bernerimpaktor an Verkehrsstation.

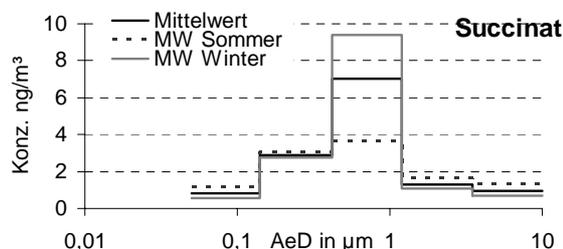
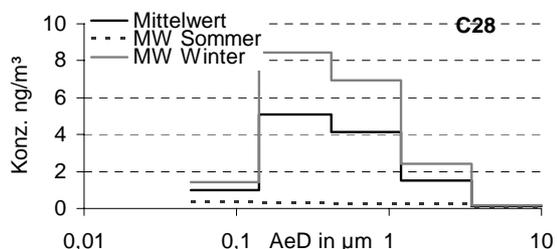
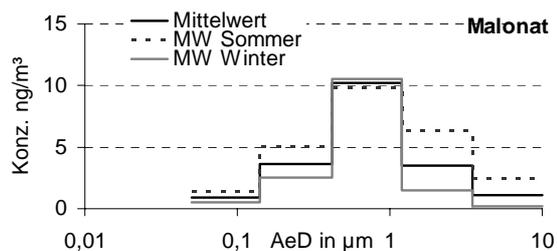
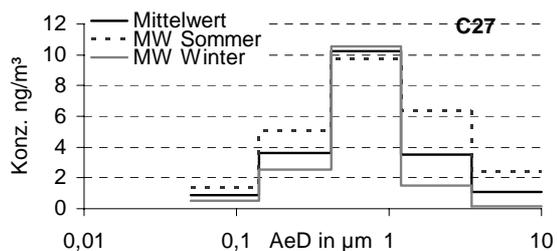
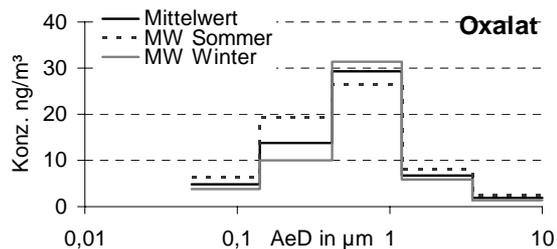
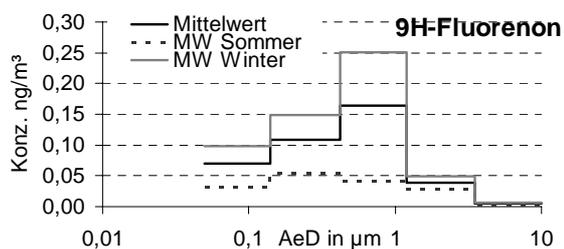
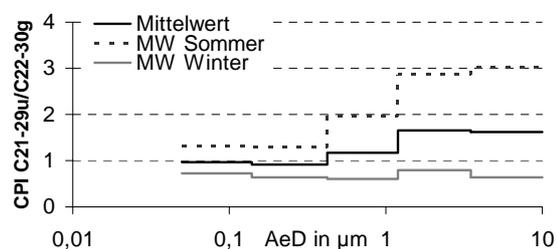
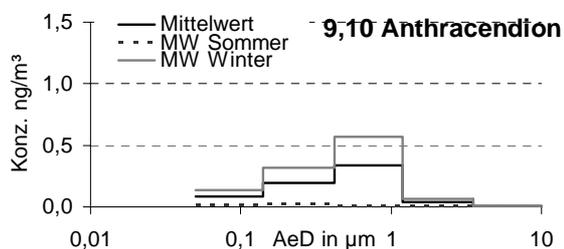
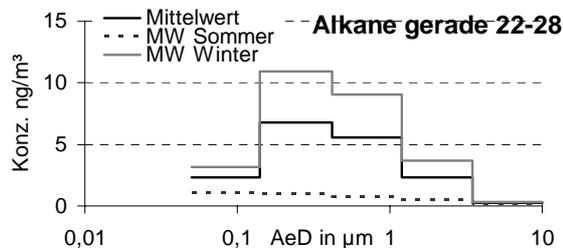
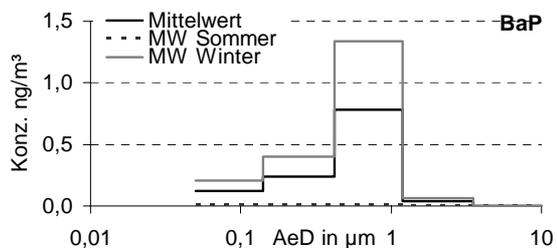
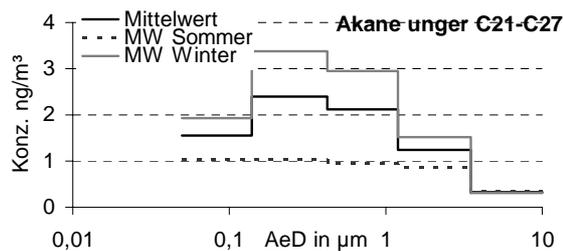
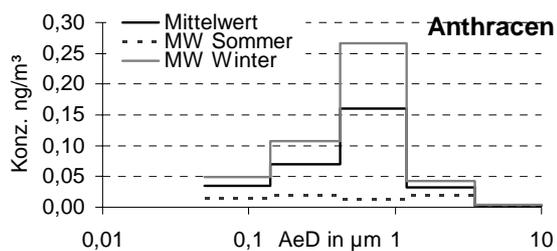


Abb. 4.3.2-1c: Bernerimpaktor an Verkehrsstation.

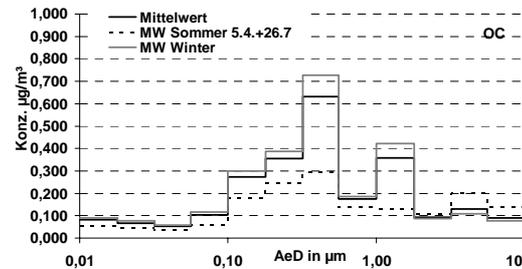
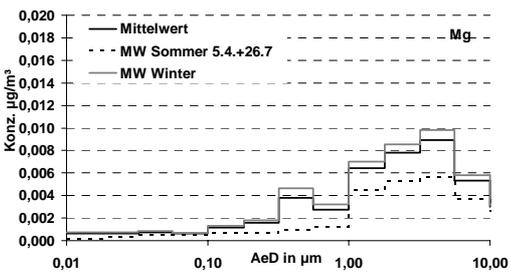
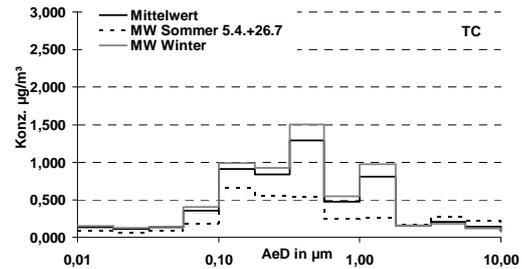
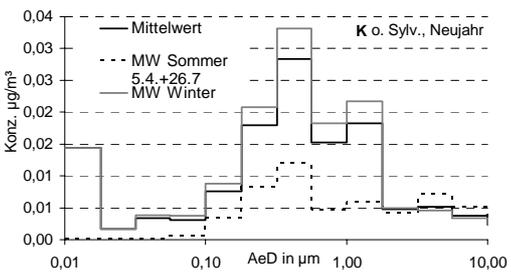
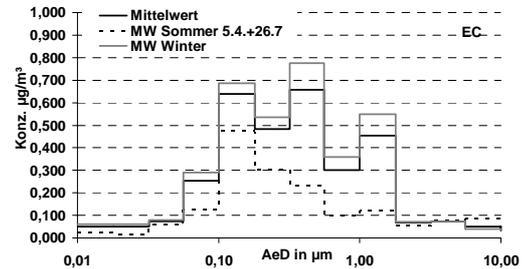
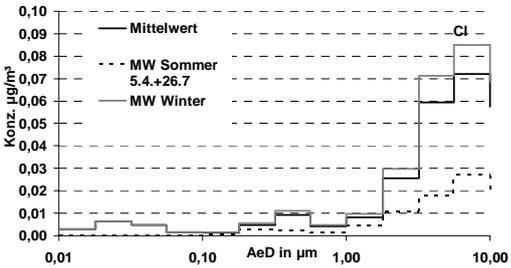
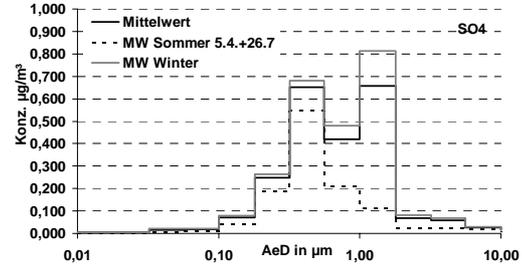
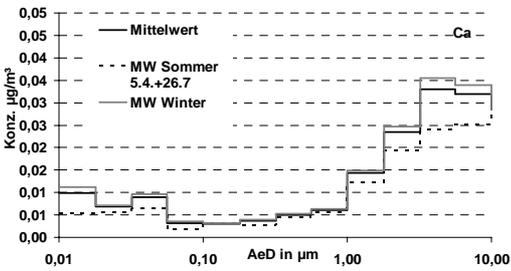
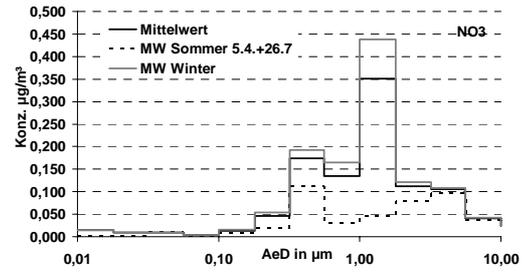
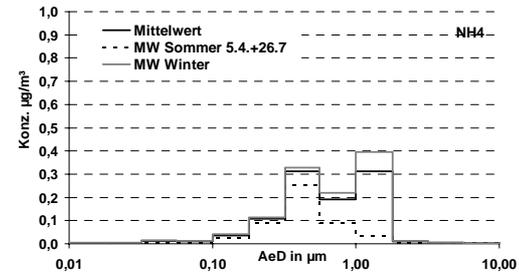
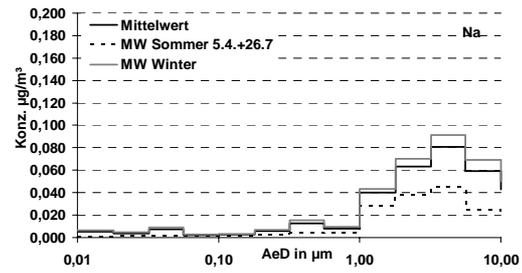
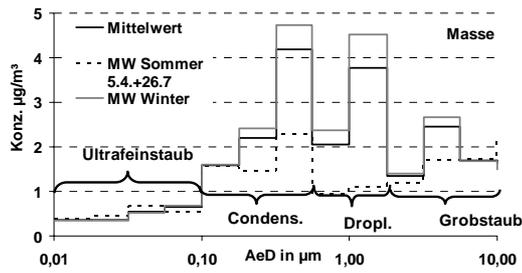


Abb. 4.3.2-2a: MOUDI Impaktor Probenahme an Verkehrsstation.

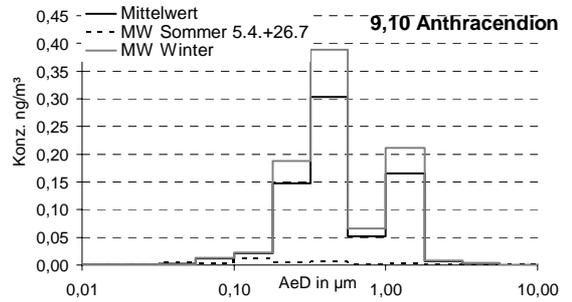
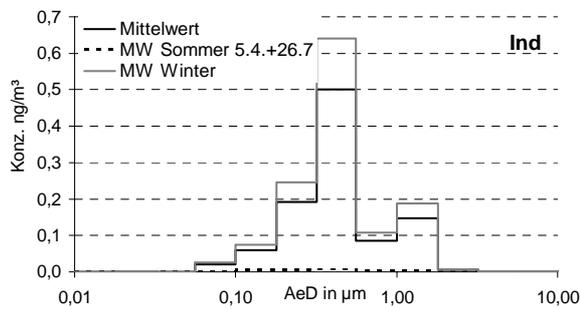
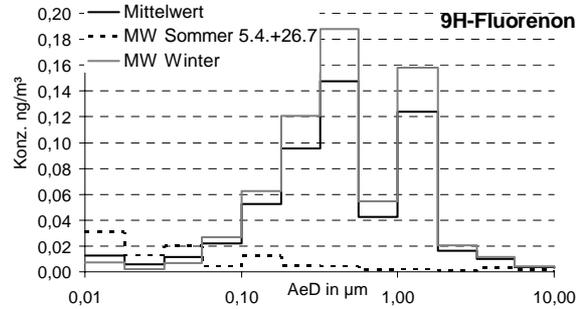
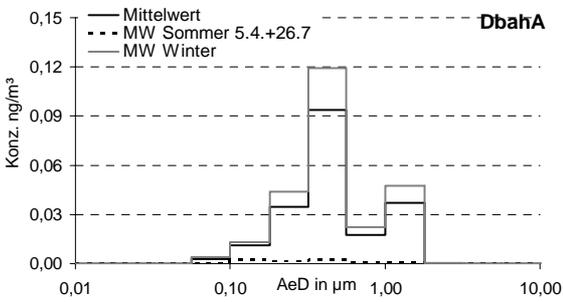
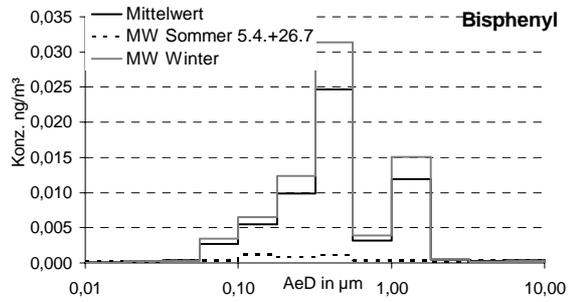
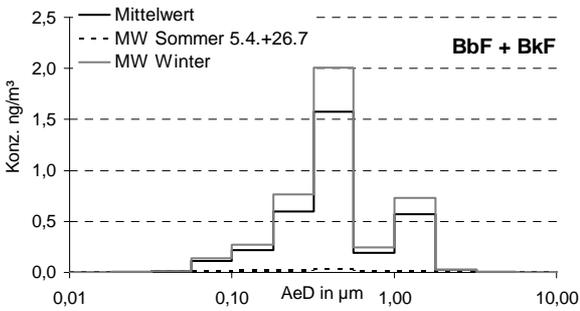
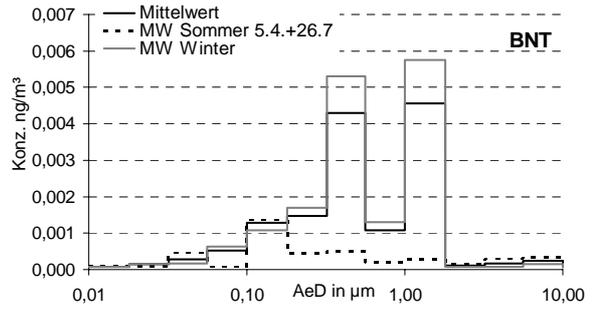
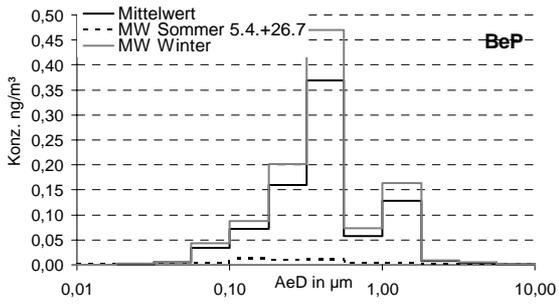
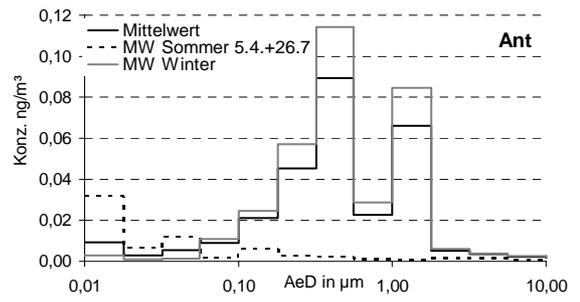
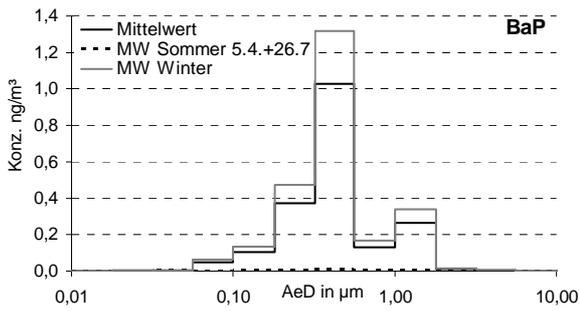


Abb. 4.3.2-2b: MOUDI Impaktor Probenahme an Verkehrsstation.

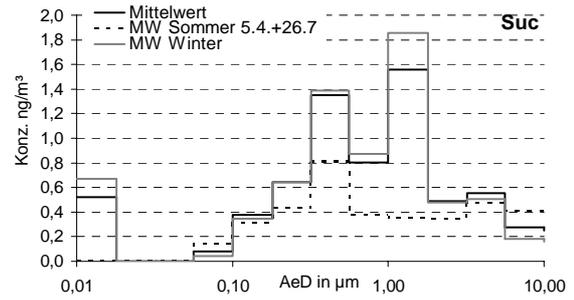
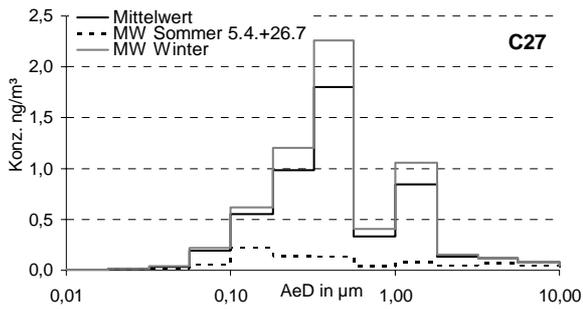


Abb. 4.3.2-2c MOUDI Impaktor Probenahme an Verkehrsstation.

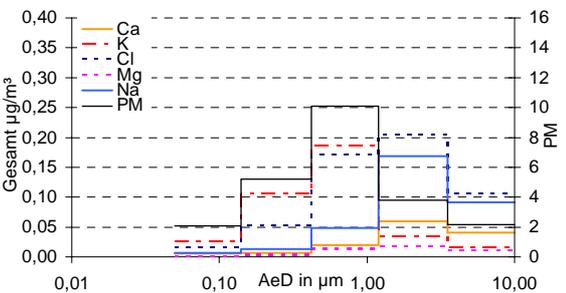
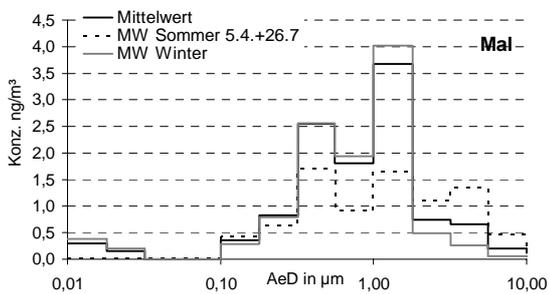
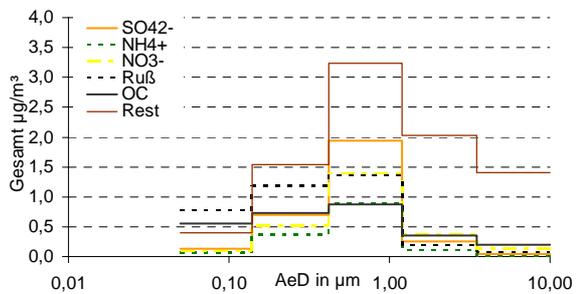
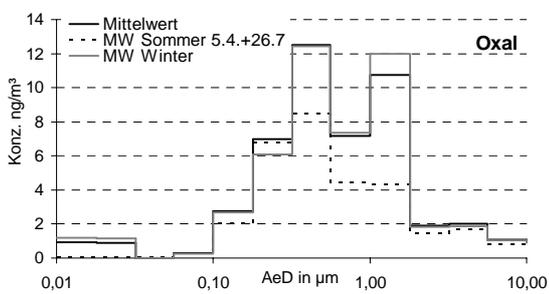
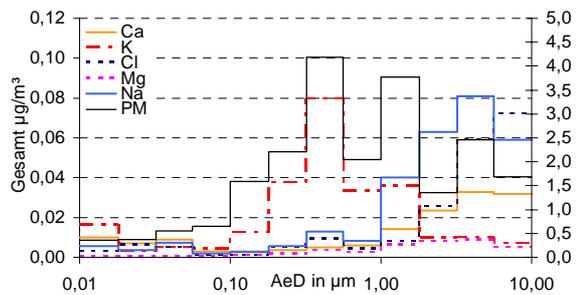
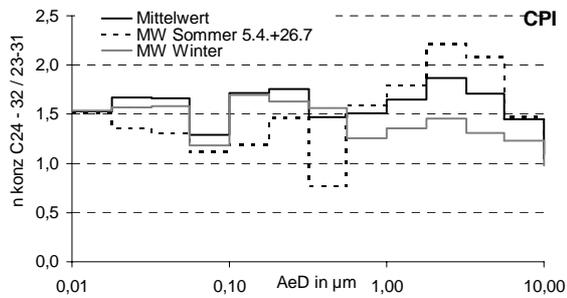
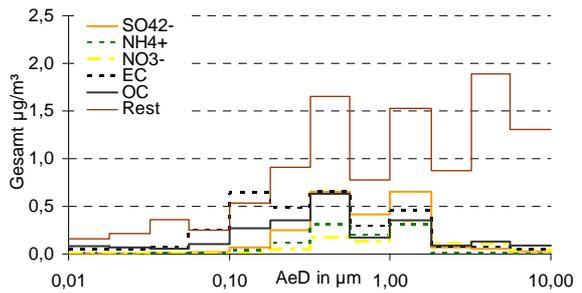
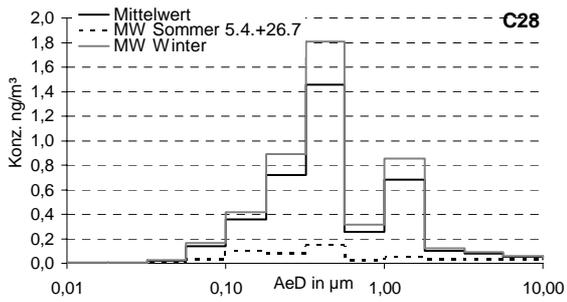


Abb. 4.3.2-3: Mittelwert der MOUDI und Berner Probenahmen.

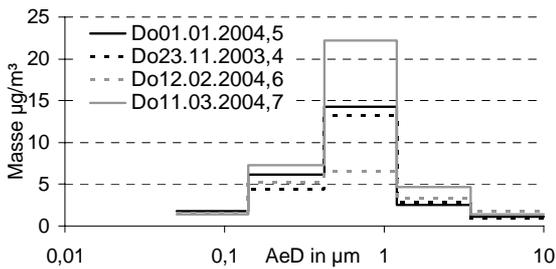
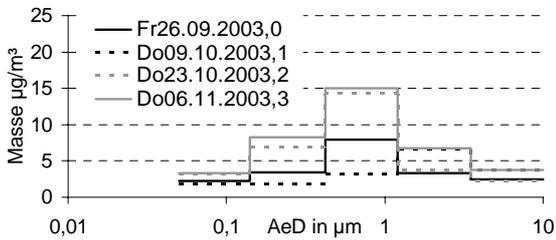
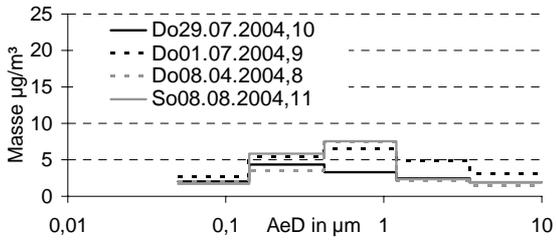
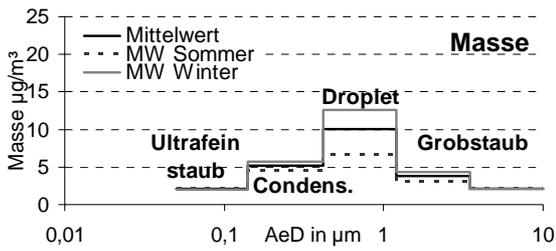


Abb. 4.3.2-4a: Massenkonzentration der einzelnen Berner-Impaktor Probenahme-tage an Verkehrsstation.

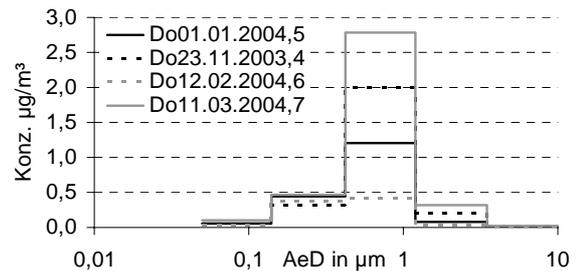
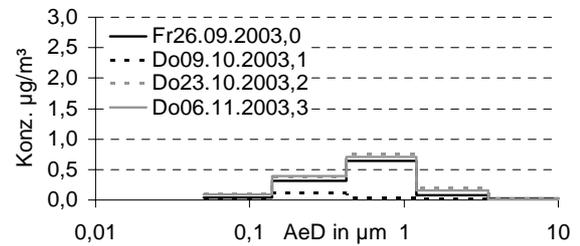
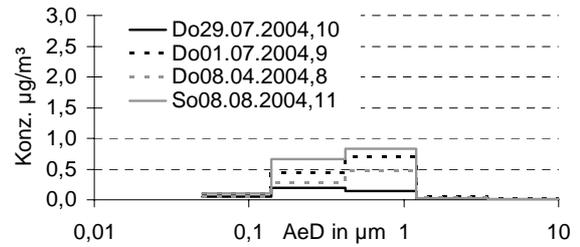
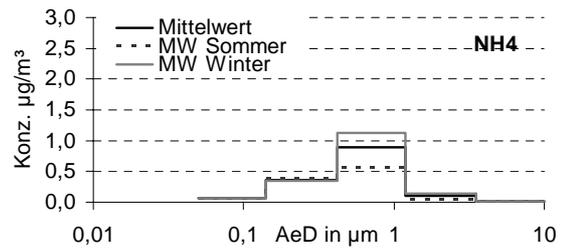


Abb. 4.3.2-4b: Ammoniumkonz. s.4.3.2-4a.

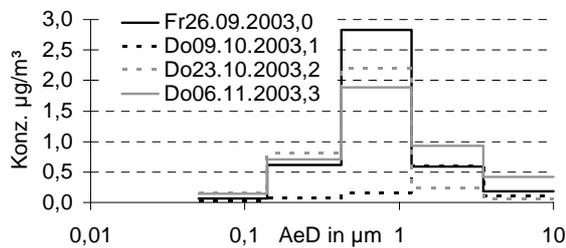
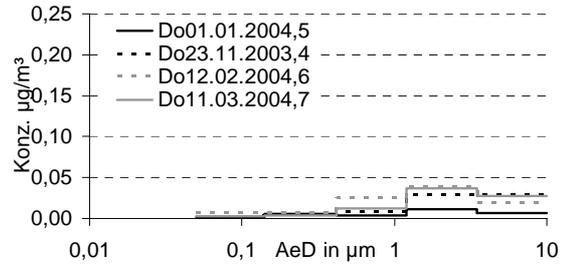
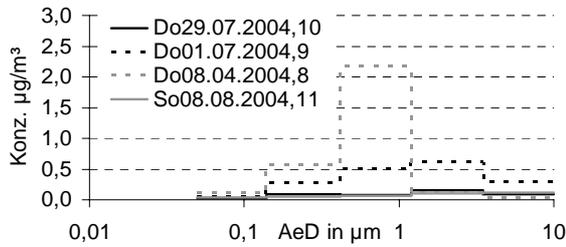
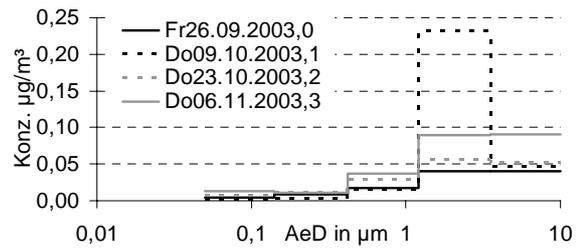
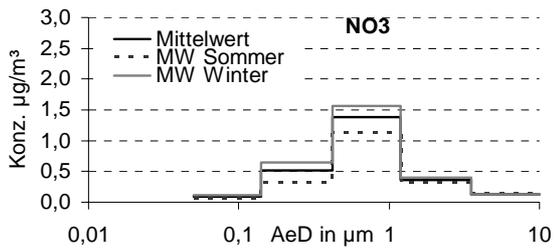


Abb. 4.3.2-4d: Calciumkonz. s.4.3.2-4a.

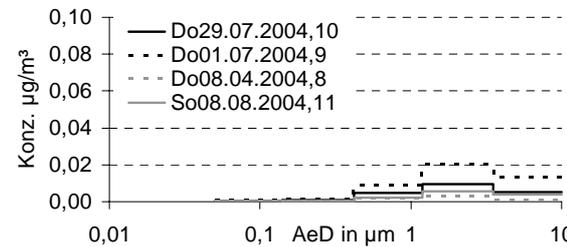
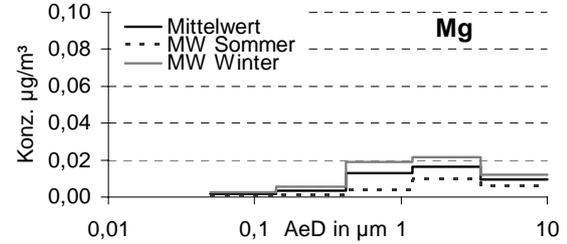
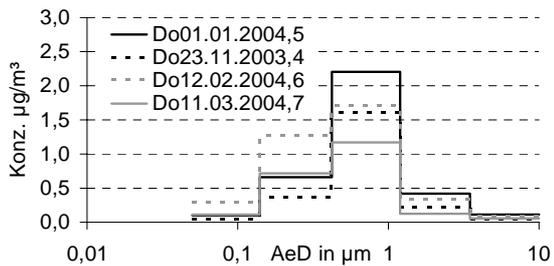


Abb. 4.3.2-4c: Nitratkonz. s. 4.3.2-4a.

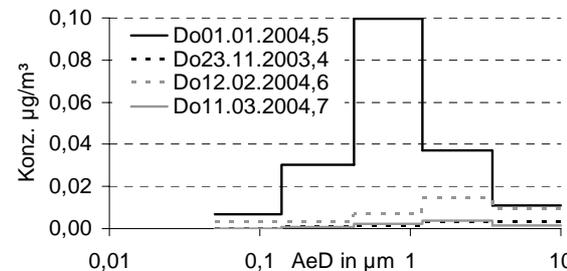
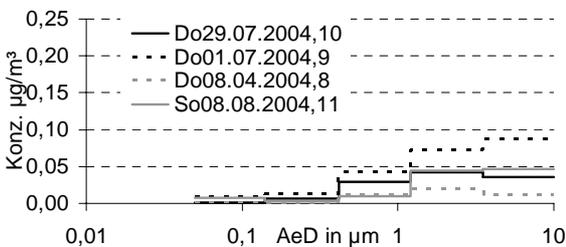
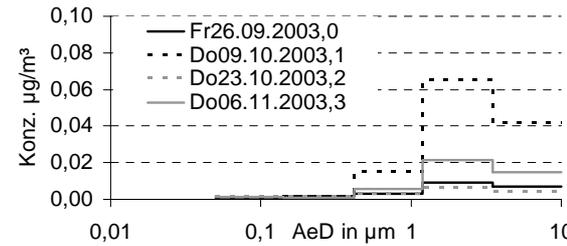
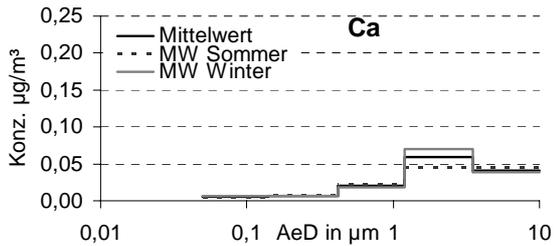


Abb. 4.3.2-4e: Magnesiumkonz. s.4.3.2-4a.

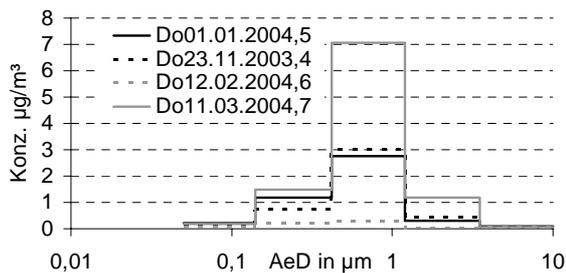
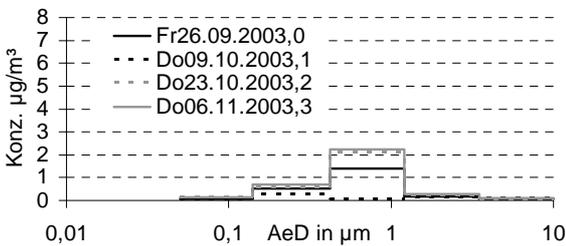
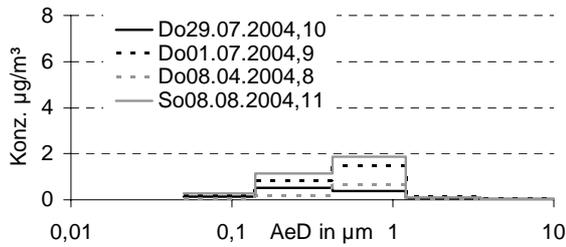
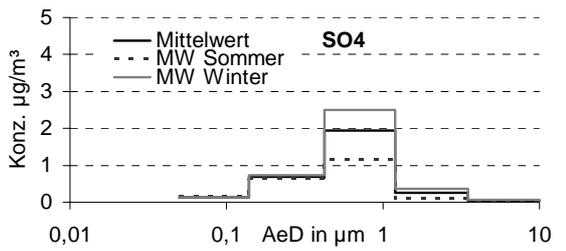


Abb. 4.3.2-4f: Sulfatkonz. s.4.3.2-4a.

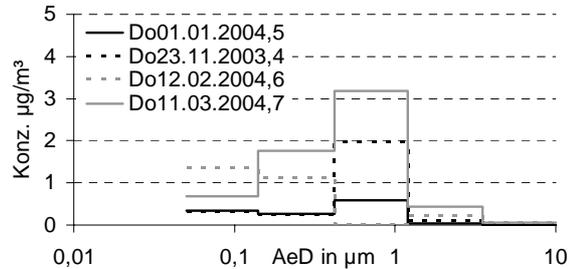
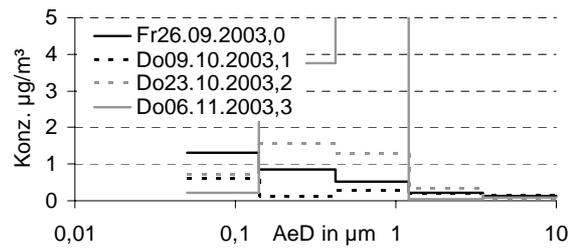
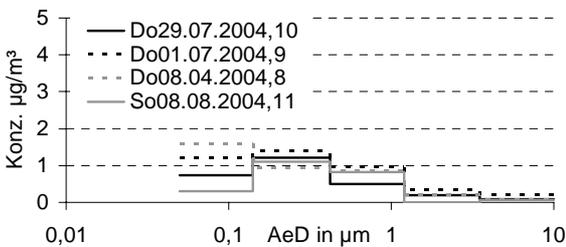
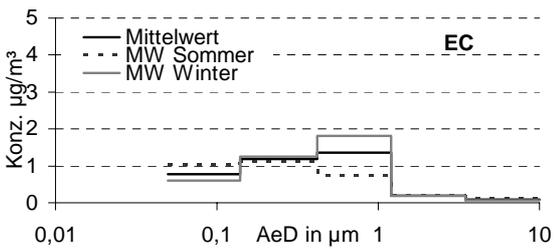


Abb. 4.3.2-4g: EC-Konz. s.4.3.2-4a.

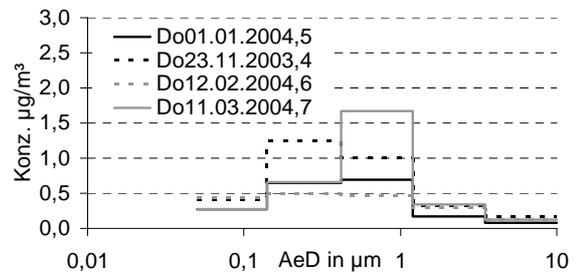
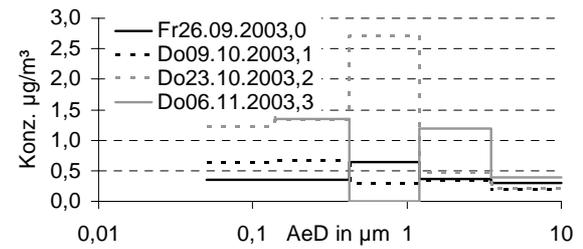
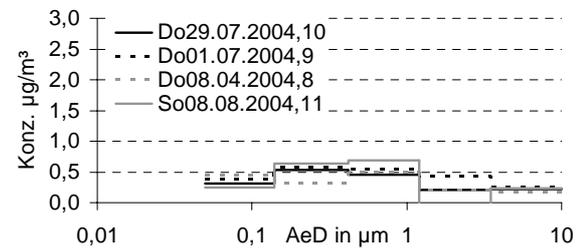
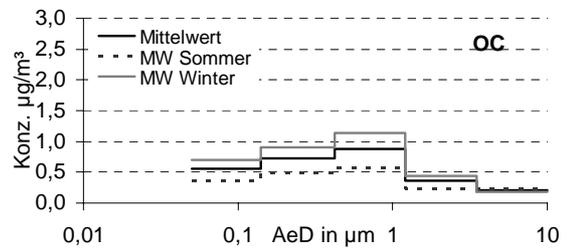


Abb. 4.3.2-4h: OC-Konz. s.4.3.2-4a.

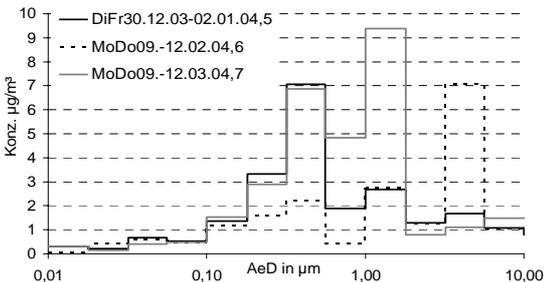
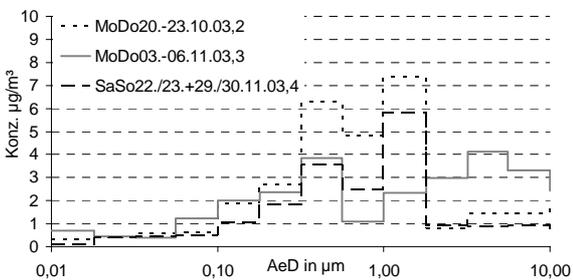
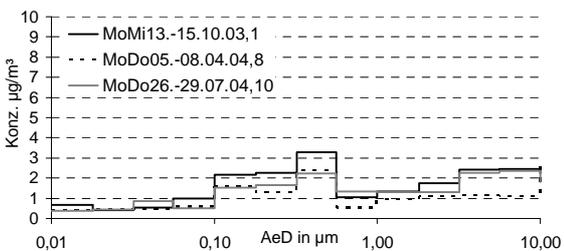
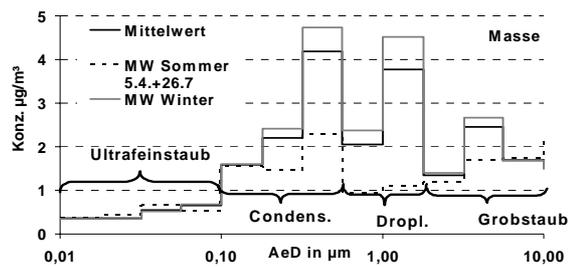


Abb. 4.3.2-5a: Massekonzentration der einzelnen MOUDI-Impaktor Probenahmetage an Verkehrsstation.

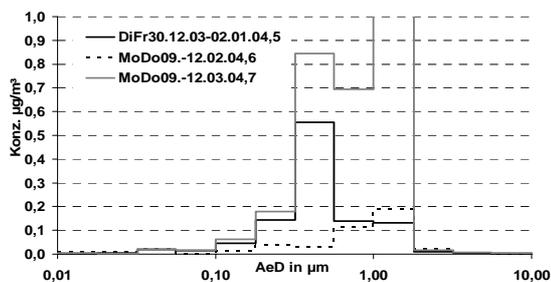
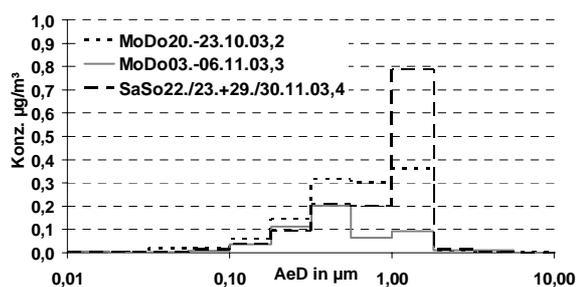
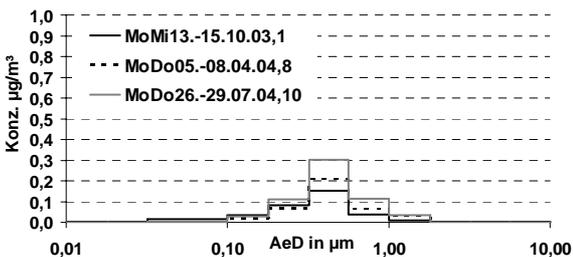
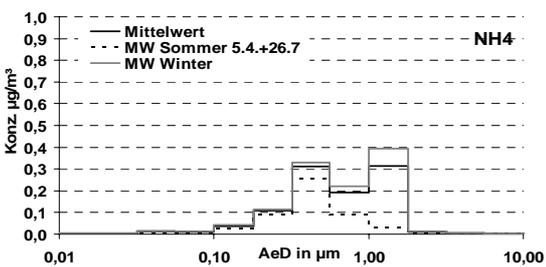


Abb. 4.3.2-5b: Ammoniumkonzentration MOUDI, s. 4.3.2-5a.

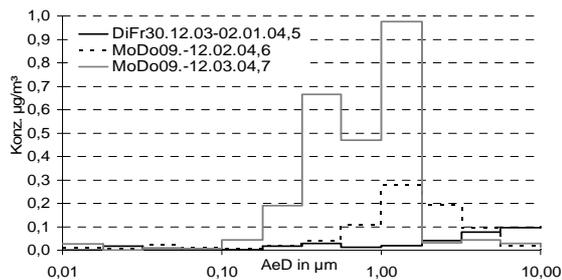
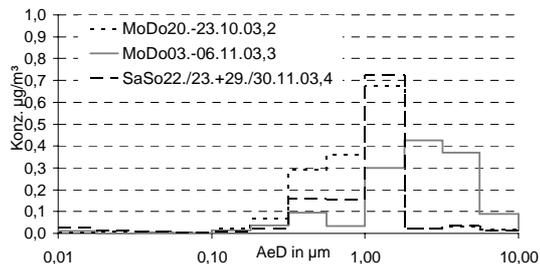
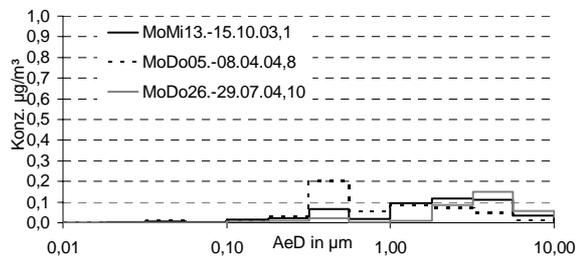
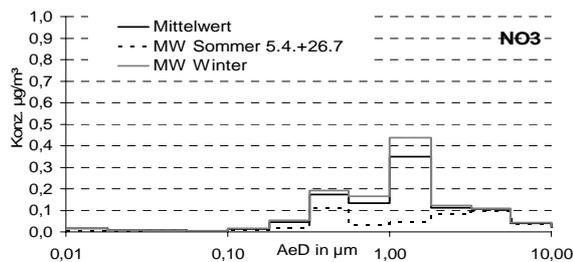


Abb. 4.3.2-5c: Nitratkonz. s. 4.3.2-5a.

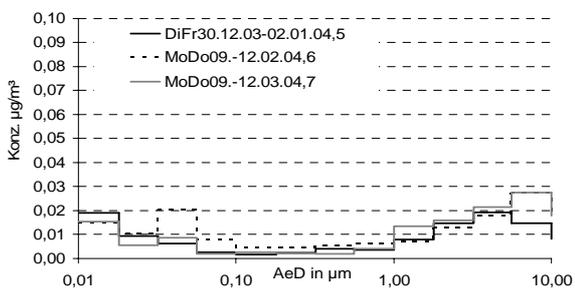
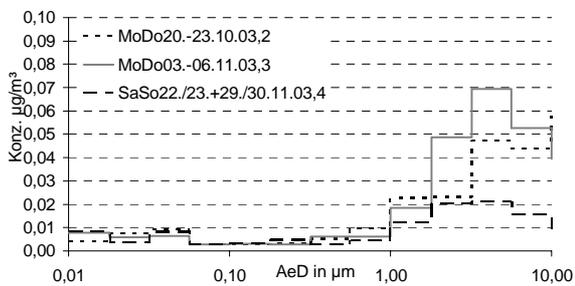
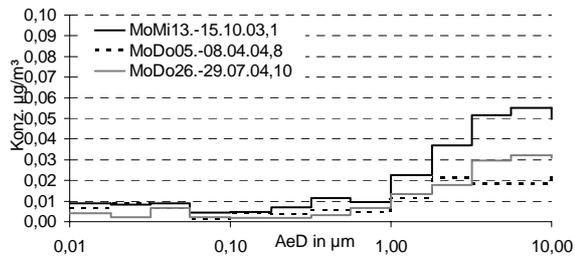
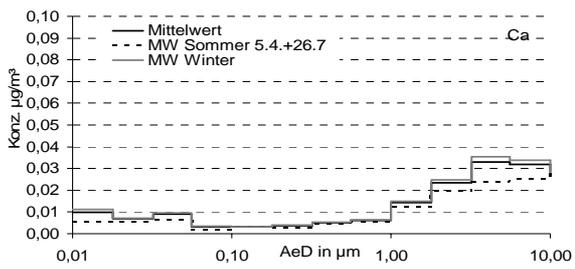


Abb. 4.3.2-5d: Calciumkonz. s.4.3.2-5a.

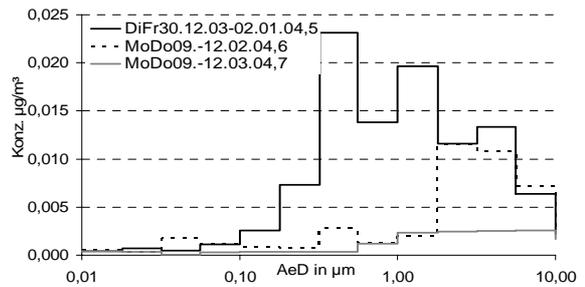
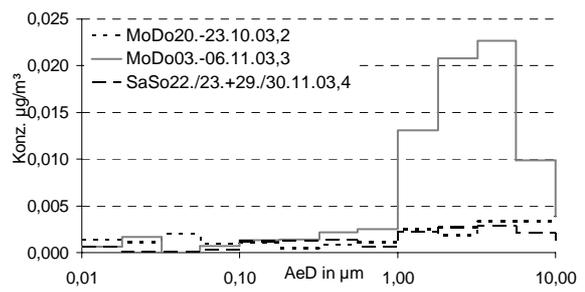
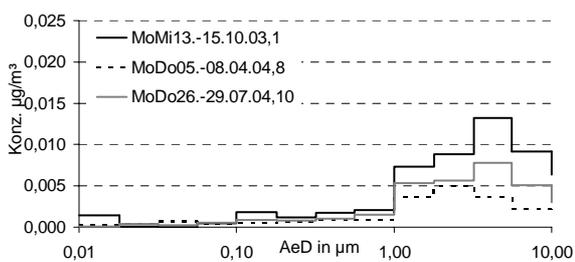
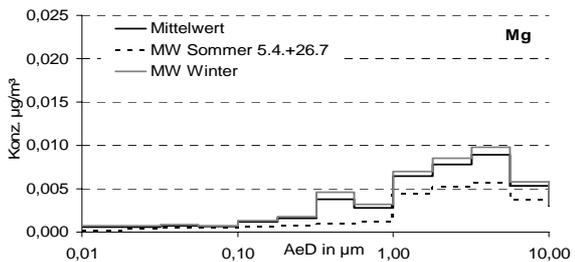


Abb. 4.3.2-5e: Magnesiumkonz. s.4.3.2-5a.

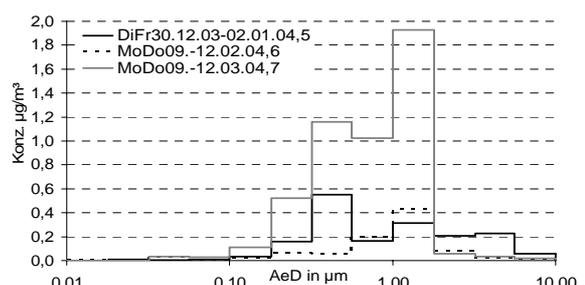
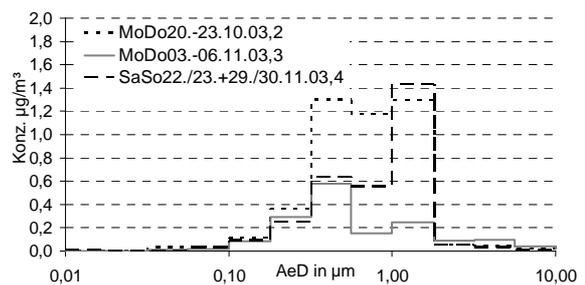
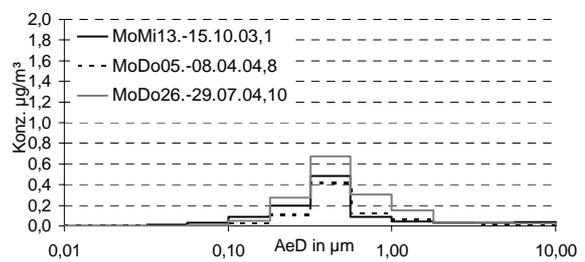
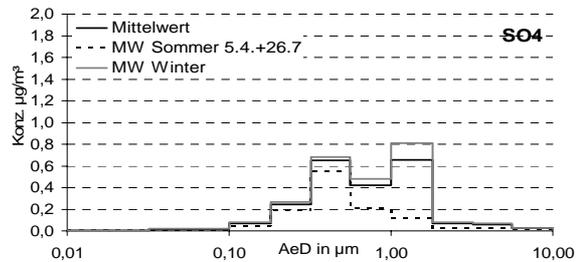


Abb. 4.3.2-5f: Sulfatkonz. s.4.3.2-5a.

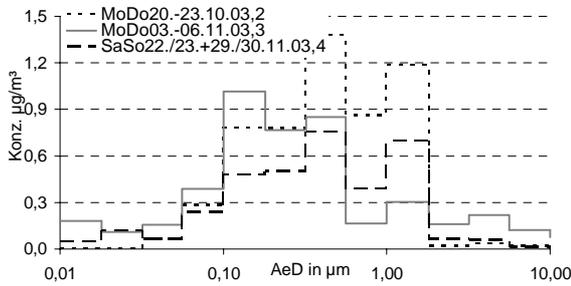
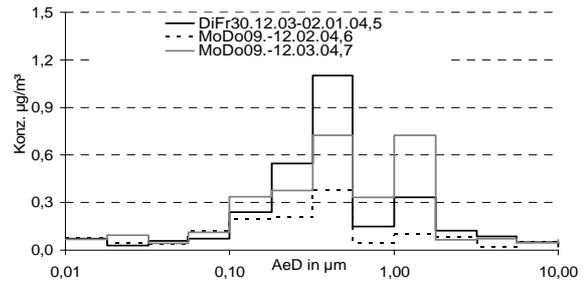
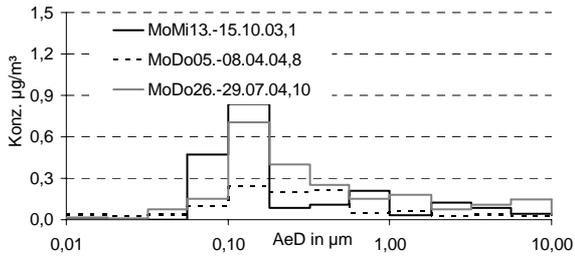
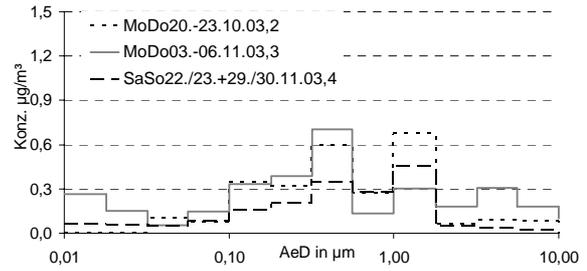
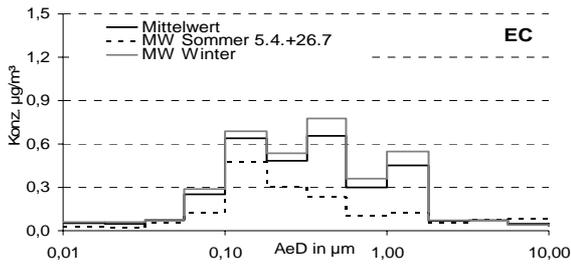


Abb. 4.3.2-5h: OC-Konz. s.4.3.2-5a.

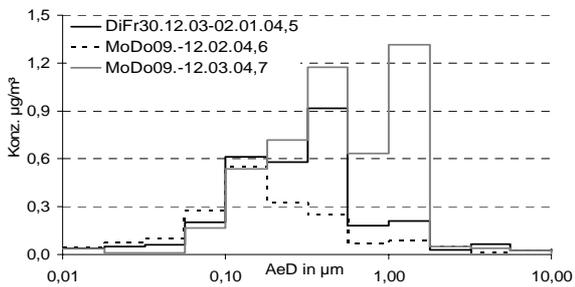
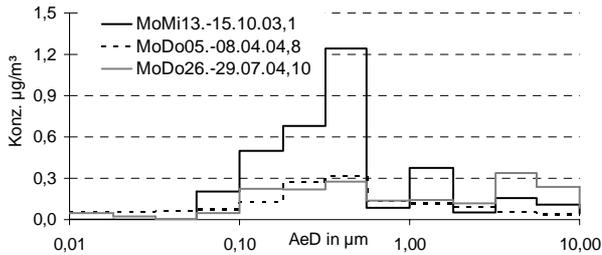
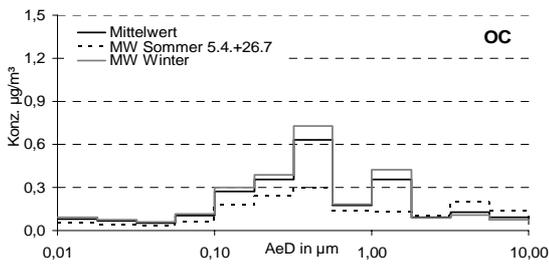


Abb. 4.3.2-5g: EC-Konz. s.4.3.2-5a.



4.3.3 Massenbilanz / Zusammensetzung des Aerosols

In den folgenden Abbildungen und Tabelle 4.3.3-1a-c wird die Zusammensetzung mit Hauptkomponenten nach Korngrößen differenziert für die gemittelten Proben dargestellt.

Tab. 4.3.3-1a Mittlere Zusammensetzung von Feinstaub an Verkehrsstation, für Berner-Impaktorprobenahme (n = 12) und zeitgleichen 24h-HVS-Probenahmen.

	PM ₁₀ PM _{2,5}			Ultrafeinstaub 0,05 - 0,14	Akkumulation Kondensation 0,14 - 0,42		Akkumulation Tröpfchen 0,42 - 1,20		Grobstaub 1,2 - 3,5 3,5 - 10	
	PM ₁₀	HVS	HVS				µm			
NH ₄ ⁺	6%	6%	7%	3%	7%	9%	3%	1%		
Na, Mg, Cl	4%	3%	1%	1%	1%	2%	10%	10%		
NO ₃ ⁻	11%	8%	8%	5%	10%	14%	10%	6%		
SO ₄ ²⁻	13%	13%	16%	7%	13%	19%	7%	2%		
Ruß	15%	14%	17%	37%	23%	13%	5%	4%		
OM	16%	21%	26%	37%	20%	12%	13%	13%		
Rest	34%	36%	25%	10%	26%	31%	52%	65%		

Tab. 4.3.3-1b Mittlere Zusammensetzung Feinstaub an Verkehrsstation, mit MOUDI-Impaktorprobenahme (n = 9) und zeitgleichen 24h-HVS-Probenahmen.

	PM ₁₀	PM ₁₀ HVS	PM _{2,5} HVS	PM _{3,2}	PM ₁	PM ₁₀ -PM _{3,2}	PM ₁₀ -PM _{1,0}
	NH ₄ ⁺	5%	6%	8%	6%	6%	0%
Na, Mg, Cl	2%	3%	1%	1%	1%	7%	5%
NO ₃ ⁻	5%	11%	11%	5%	3%	4%	7%
SO ₄ ²⁻	11%	11%	13%	13%	12%	2%	9%
Ruß	15%	15%	18%	18%	21%	3%	7%
OM	16%	22%	26%	18%	20%	7%	10%
Rest	47%	33%	23%	40%	38%	77%	59%

MOUDIprobenahmen:

Sommer: MoDo05.-08.04.04,8; MoDo26.-29.07.04,10 (Nr. 8, 10)
 Winter: MoMi13.-15.10.03,1; MoDo20.-23.10.03,2; MoDo03.-06.11.03,3; SaSo22./23.+29./30.11.03,4; DiFr30.12.03-02.01.04,5; MoDo09.-12.02.04,6; MoDo08.-11.03.04,7 (Nr. 1-7).

Auf die Ergebnisse der 3 Nano-MOUDI-Stufen (0,010-0,056 µm) wird in diesem Kapitel verzichtet, da die Massenbilanz häufiger > 100% der ausgewogenen Masse ergab sowie aus Gründen s. Kapitel 4.3.2.

Das Verhältnis der Hauptkomponenten war zwischen den verschiedenen Korngrößenbereichen ungleich verteilt, wie aus dem Mittel aller MOUDI-Proben (Abb. 4.3.3-1b) und den einzelnen Probe-

nahmen ersichtlich ist (s. Abb. 4.3.3-2).

Die 3 Grobstaubfraktion (1,8 – 10 µm) von PM₁₀ bestehen hauptsächlich aus Na, Cl, Mg (Seesalz und Streusalz, im Mittel 7 - 8%) und zu 2/3 aus dem Rest (unbekanntem Material vermutlich der Erdkruste und Wasser, im Mittel 64 – 77%) (s. Tab.4.3.3-1c).

Die Partikel des besonders weit transportierbare Akkumulationsmodus (0,32 – 1,8 µm) bestanden zu einem Drittel aus sekundärem Aerosol (Ammonium 7-9%, Sulfat 16-20%, Nitrat 4-9% d.h. 27-36% als Summe), Nitrat wurde aber auch als wichtiger Bestandteil des Grobstaubanteils (8% in 1,8-3,2 µm) gefunden.

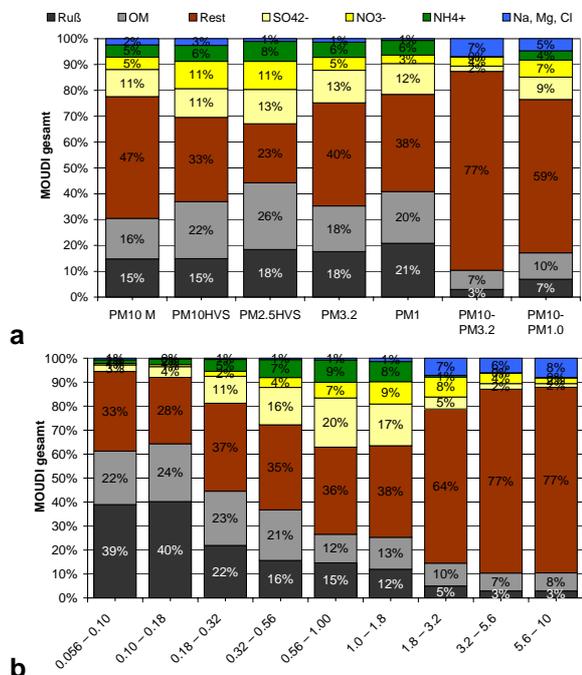


Abb. 4.3.3-1: Hauptbestandteile in den verschiedenen Korngrößenklassen (Partikeldurchmesser in µm) der MOUDI Impaktorprobenahmen und zeitgleichen PM₁₀ und PM_{2,5} HVS-Messungen an der Verkehrsstation (11.8.03 bis 8.8.2004, n = 9).

Der prozentuale Anteil des elementaren Kohlenstoffs (Ruß) stieg mit sinkendem Partikeldurchmesser an. Knapp zweidrittel des Ultrafeinstaubes (0.056 – 0.100 µm) bestand aus kohlenstoffhaltigen Stoffen (EC 29%, OM 22%).

Tab. 4.3.3-1c Mittlere Zusammensetzung von Feinstaub an Verkehrsstation, 11.8.03 bis 8.8.2004 für MOUDI-Impaktorprobenahme (n = 9) und zeitgleichen 24h-HVS-Probenahmen.

:	Ultrafeinstaub	Akkumulation Condensation			Akkumulation Tröpfchen		Grobstaub		
	0,056-0,10	0,10-0,18	0,18-0,32	0,32-0,56 µm	0,56-1,00	1,0-1,8	1,8-3,2	3,2-5,6	5,6-10
NH4+	2%	2%	5%	7%	9%	8%	1%	0%	0%
Na, Mg, Cl	1%	0%	1%	1%	1%	1%	7%	6%	8%
NO ₃	1%	1%	2%	4%	7%	9%	8%	4%	2%
SO ₄ ²⁻	3%	4%	11%	16%	20%	17%	5%	2%	2%
Ruß	39%	40%	22%	16%	15%	12%	5%	3%	3%
OM	22%	24%	23%	21%	12%	13%	10%	7%	8%
Rest	33%	28%	37%	35%	36%	38%	64%	77%	77%

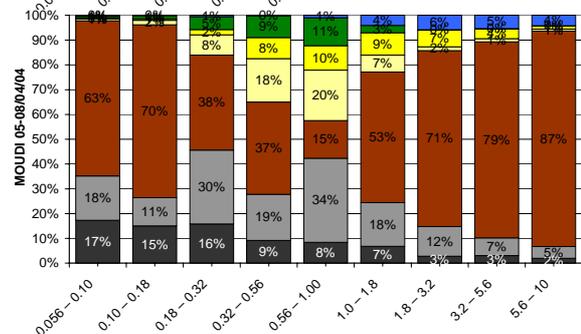
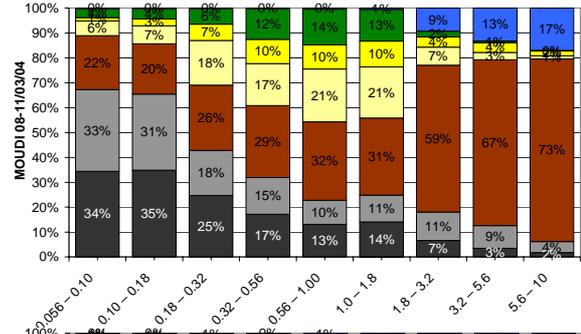
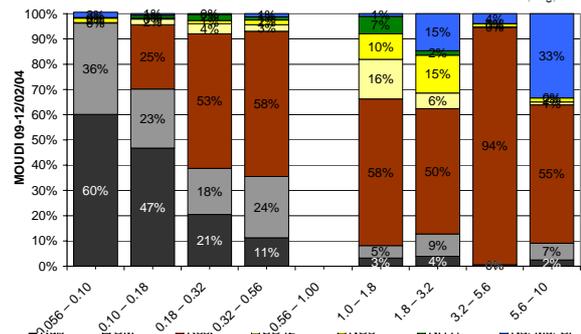
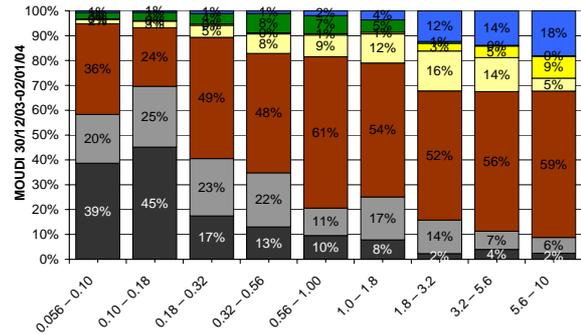
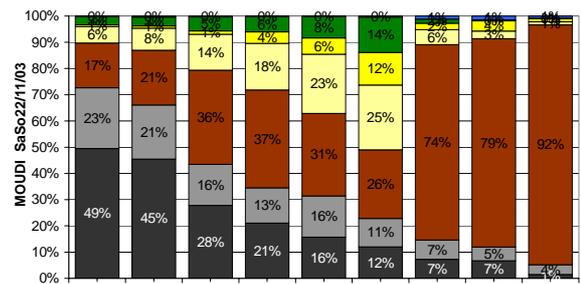
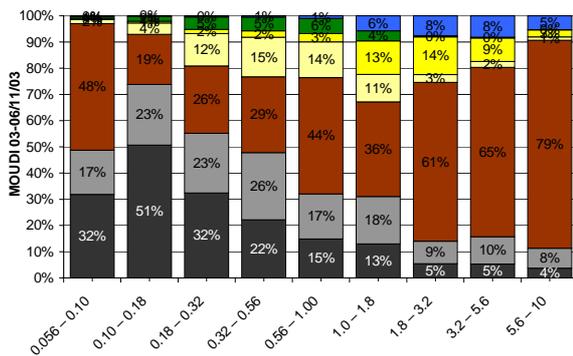
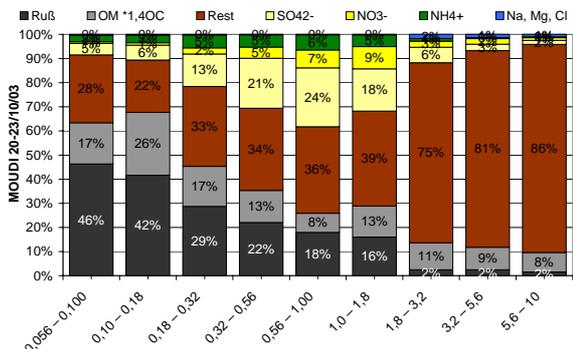
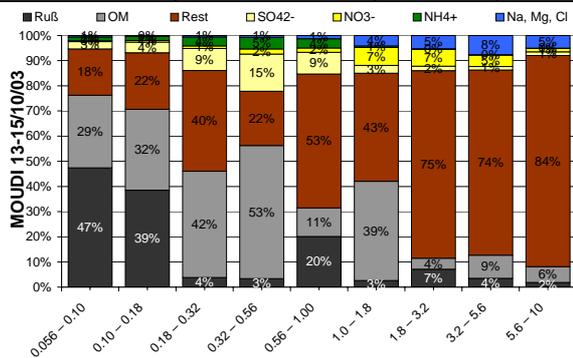


Abb. 4.3.3-2: Hauptkomponenten der MOUDI-Impaktorprobenahme der Korngrößenklassen (D_p in µm).

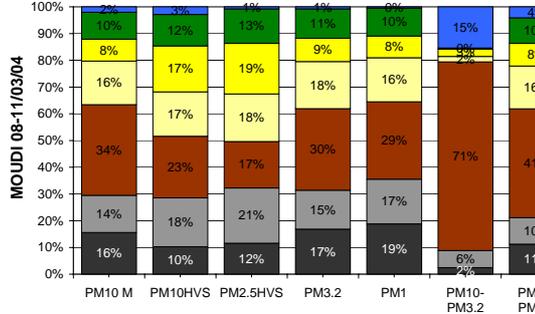
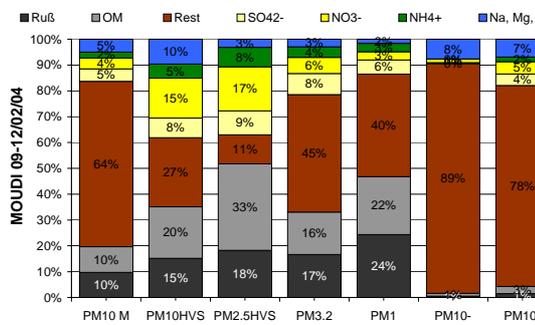
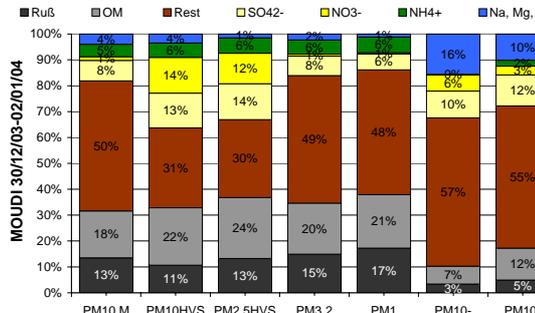
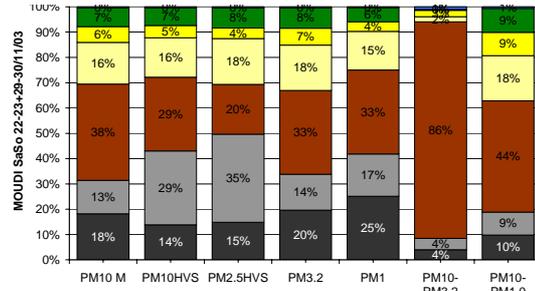
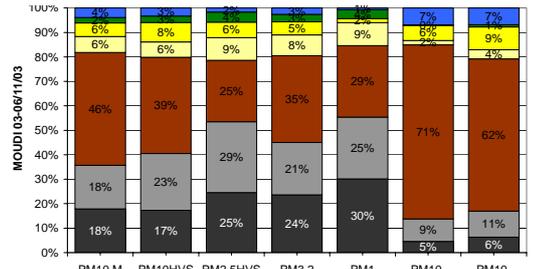
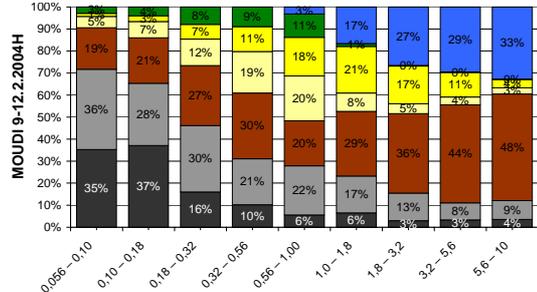
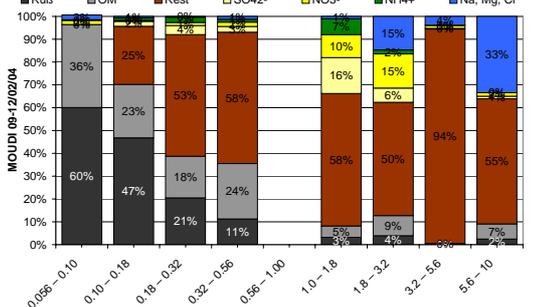
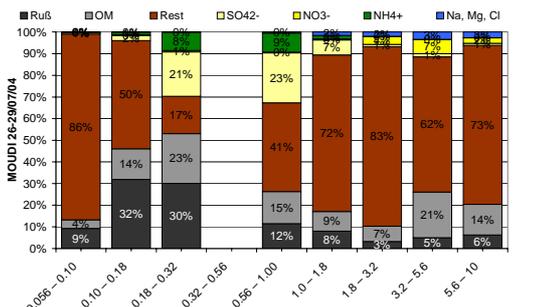


Abb. 4.3.3-2: (Forts.)

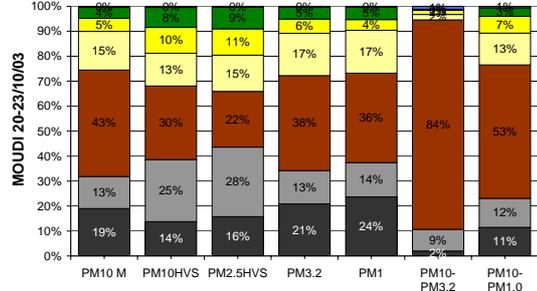
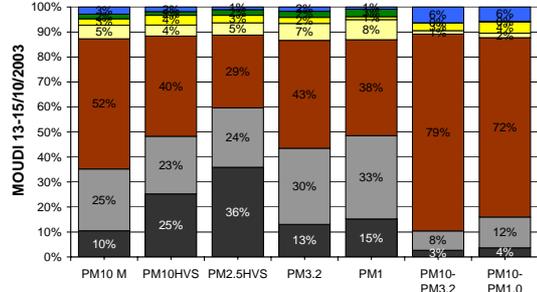


Abb. 4.3.3-3: Bestimmte Aerosolgrößen der Hauptkomponenten von MOUDI-Impaktorprobenahmen im Vergleich zu HVS-Messungen für die einzelnen Probenahmetage.

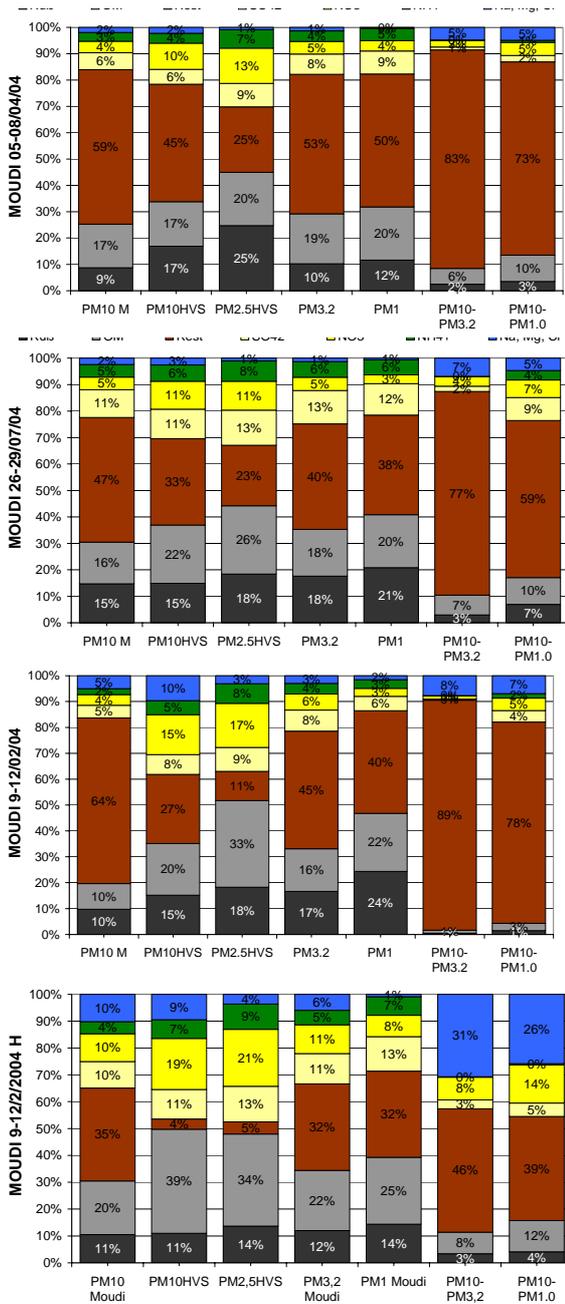


Abb. 4.3.3-3: Forts.

Aufgrund des längeren Messzeitraums als bei der Berner-Probenahme wird eine genauere Betrachtung des Einflusses verschiedener Bedingungen, wie meteorologische Einflüsse, auf die MOUDI-Impaktorprobenahmen erschwert, da die Einflussgrößen über einen Zeitraum von 4 Tagen stärker ändern, als innerhalb eines Tages.

Bei Betrachtung der Abb. 4.3.3-4 fallen einige Probenahmezeiträume besonders auf.

Wie für die PM-Probenahme in Kapitel 4.6 beschrieben sind die Magnesium- und insbesondere

Kaliumwerte um den Neujahrstag (Nr. 5) herum auch in den MOUDI-probenahmen erhöht, wenn auch nicht so deutlich, wie bei den Bernerprobenahmen und den PM-Probenahmen. Den größten Anteil machte in diesen Tagen das Aerosol im Akkumulationsmodus ($0,1 - 1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aus.

In den Proben Nr. 1, 3, und 5 - 7 waren die Konzentrationen von Natrium und Chlorid insbesondere aufgrund der Grobstaubfraktion ($>1,8 \mu\text{m}$) erhöht. Die Magnesiumkonzentration war ebenfalls in denselben Proben bis auf Nr. 6 und 7 erhöht. Rückwärtstrajektorien und die Auswertung von Luftmassenbewegungen zeigten, dass die Luftmassen zu diesen Zeiten zum Teil über das Meer gekommen sind (s. Tab. 4.1.2-2) und unterschiedlich viel Regen gefallen war.

Vom 8.-11.3.2004 wurden in Luftmassen, die aus östlichen Richtungen stammten die höchsten Konzentrationen Ammonium, Sulfat, Nitrat und die zweithöchste Konzentration Ruß (EC) gemessen. Vor dem 8.3. hat es 3 Tage kein Niederschlag gegeben. Der Niederschlag am 9.3. erfolgte als Schnee. Vom 20.-23.10.03 wurden bei Luftmassen aus Osteuropa die höchsten Ruß und hohe Sulfatwerte festgestellt.

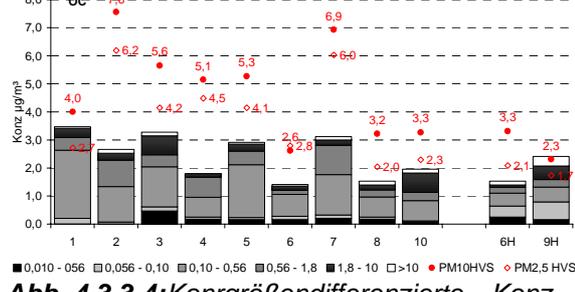
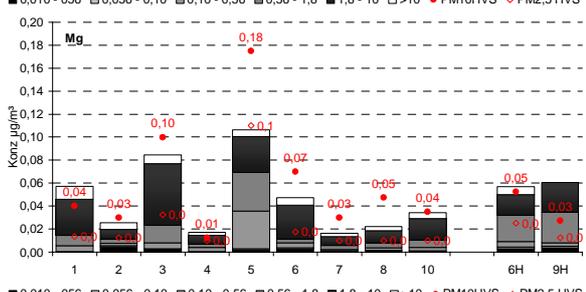
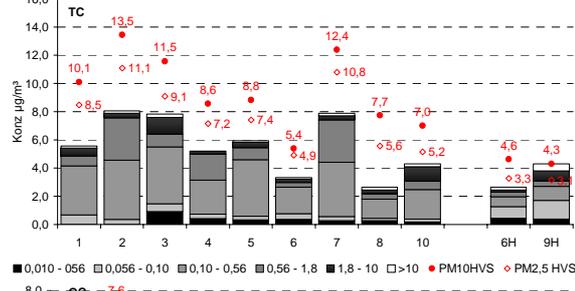
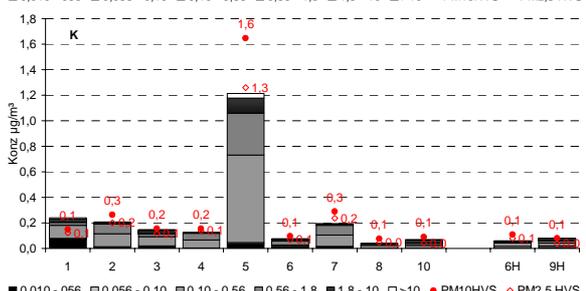
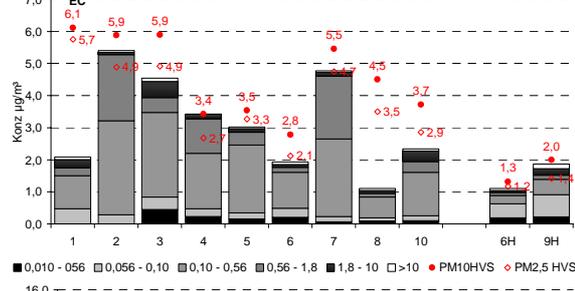
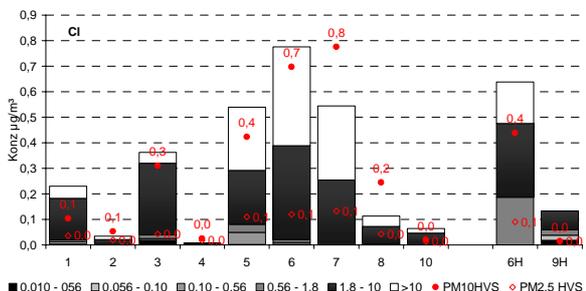
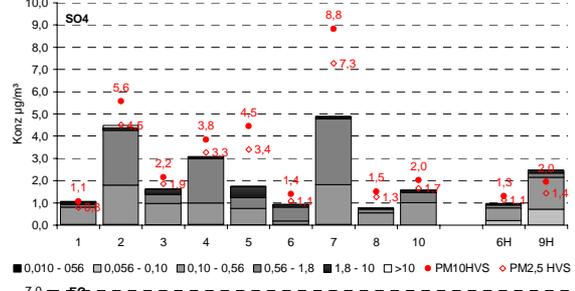
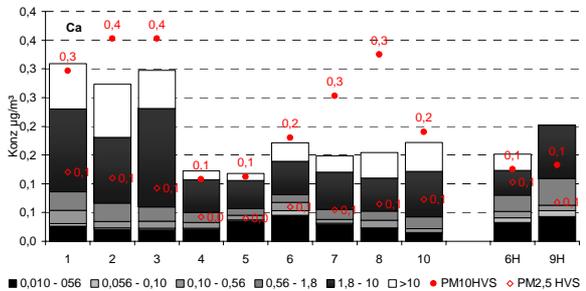
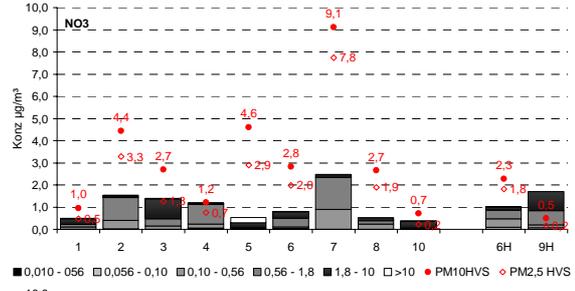
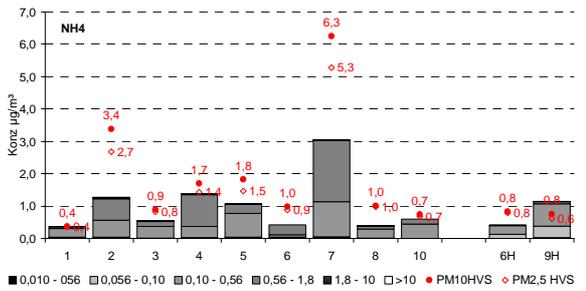
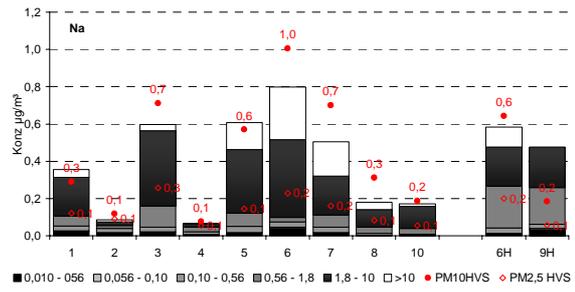
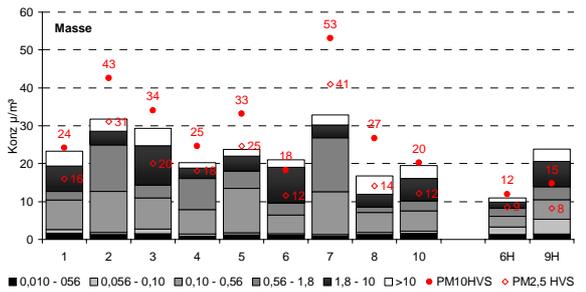


Abb. 4.3.3-4: Kongrößendifferenzierte Konz. mit MOUDI Impaktor (D_p in μm).

Bernerprobenahmen:

Sommer: 26.09.2003, 08.04.2004, 01.07.2004, 29.07.2004, 08.08.2004
 Winter: 09.10.2003, 23.10.2003, 06.11.2003, 23.11.2003, 01.01.2004, 12.02.2004, 11.03.2004.

Die Massenbilanz für die Hauptinhaltsstoffe war für folgende Bernerprobenahmen/Stufen größer als 100%: Sommer: 8.4.04 (0,05-0,14µm); Winter 6.11.03 (0,42-1,2), 11.3.04 + 12.2.04 (0,0-0,14µm). Vermutlich ist dieses auf Mehrbefunde bei der Bestimmung der Hauptbestandteile EC und OM zurückzuführen. An allen Probenahmen wurde in der Fraktion 1,2 - 3,5 µm nur TC bestimmt. In den Abbildungen wird dies als EC dargestellt.

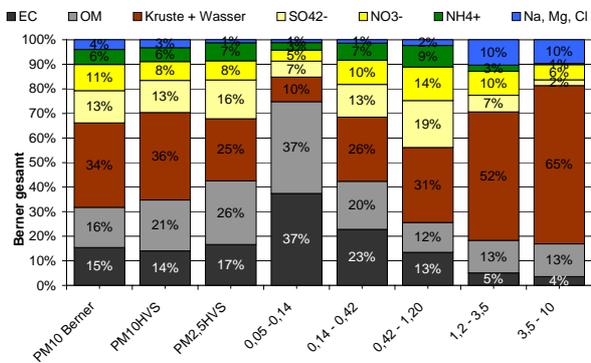


Abb. 4.3.3-5: Hauptbestandteile in den verschiedenen Korngrößenklassen der Berner Impaktorprobenahmen und zeitgleichen PM₁₀ und PM_{2,5} HVS-Messungen an der Verkehrsstation (26.9.03 bis 8.8.2004, n = 12). (D_p in µm).

Das Verhältnis der Hauptkomponenten war zwischen den verschiedenen Korngrößenbereichen ungleich verteilt, wie aus dem Mittel aller Berner-Proben (Abb. 4.3.3-5) und den einzelnen Probenahmen ersichtlich ist (s. Abb. 4.3.3-6).

Die Grobstaubfraktion (3,5 – 10 µm) von PM₁₀ besteht hauptsächlich aus Na, Cl, Mg (Seesalz und Streusalz, im Mittel 10 %) und zu 2/3 aus dem Rest (unbekanntem Material vermutlich der Erdkruste und Wasser, im Mittel 52 – 65%) (s. Tab.4.3.3-1a).

Die Partikel des besonders weit transportierbaren Akkumulationsmodus (0,18 – 1,2 µm) bestanden zu einem guten Drittel aus sekundärem Aerosol (Ammonium 7 – 9%, Sulfat 13 – 19 %, Nitrat 10 – 14 % d.h. 30 – 42 % als Summe), Nitrat wurde aber auch als wichtiger Bestandteil des Grobstaubanteils (10 % in 1,2 - 3,5 µm) gefunden.

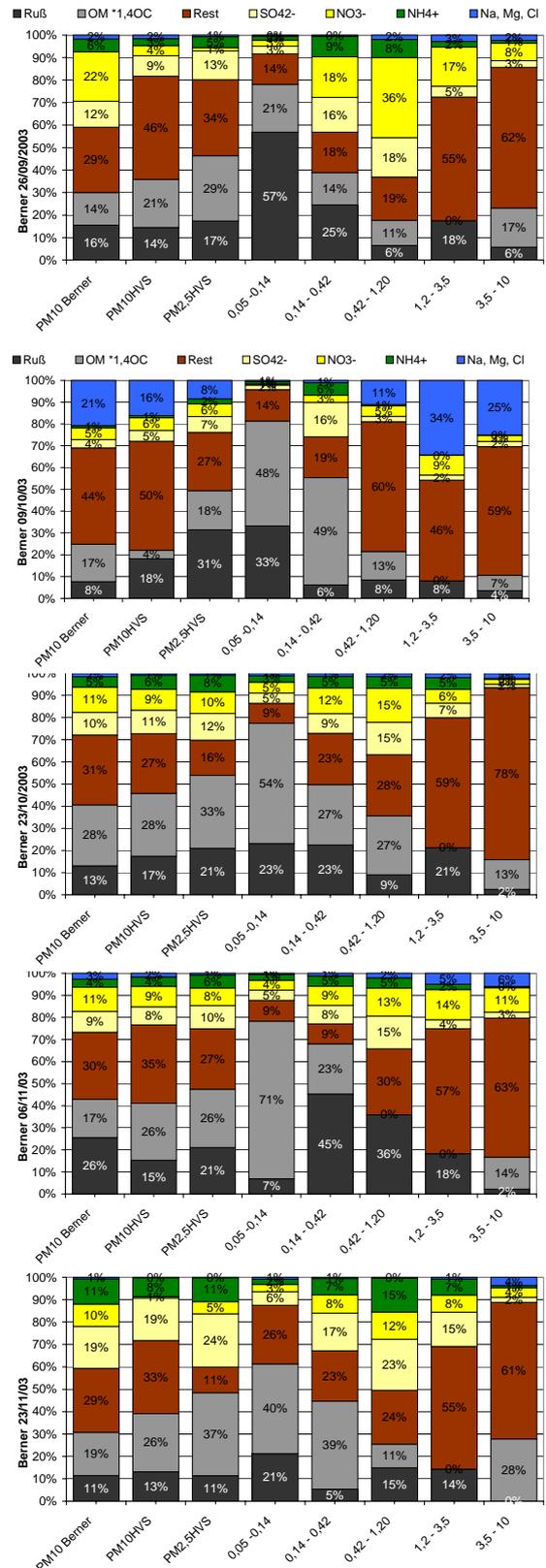


Abb. 4.3.3-6: Einzelne Probenahmetage. (D_p in µm). Erläuterung s. 4.3.3-5.

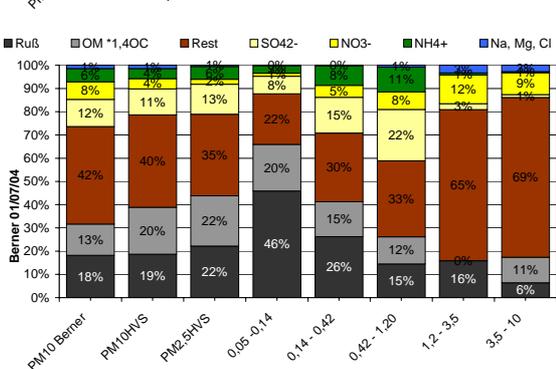
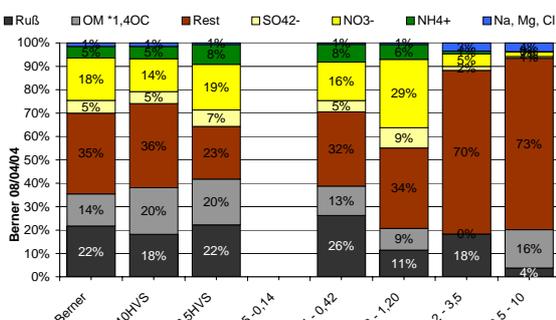
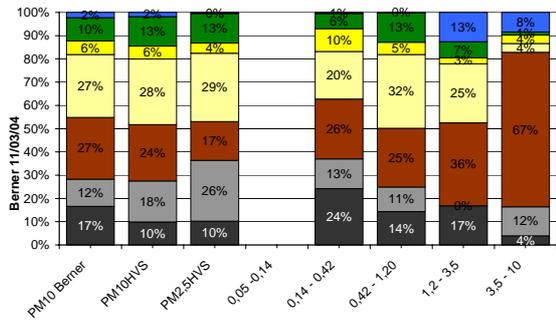
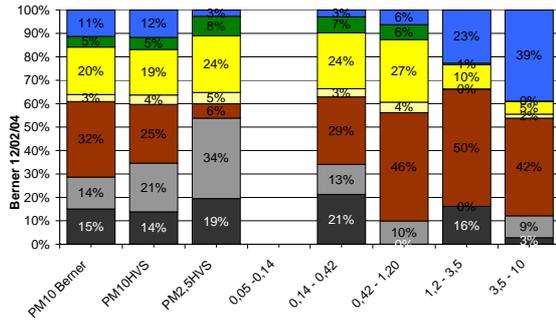
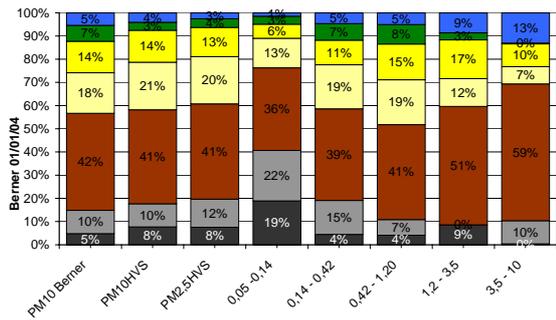


Abb. 4.3.3-6: Forts.

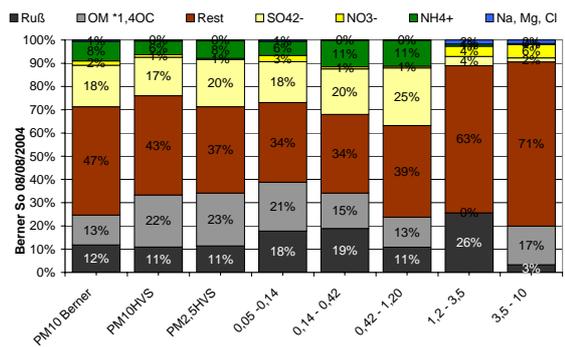
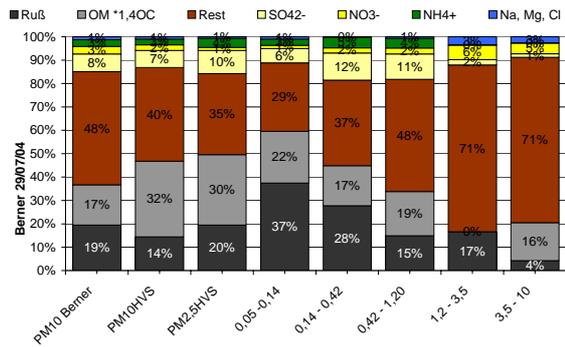


Abb. 4.3.3-6: (Forts.)

Der prozentuale Anteil des elementaren Kohlenstoffs (Ruß) stieg mit sinkendem Partikeldurchmesser an. Gut zweidrittel des Ultrafeinstaubes (0,05 – 0,14 µm) bestanden aus kohlenstoffhaltigen Stoffen (EC 37%, OM 37%).

Aufgrund des kürzeren Messzeitraums als bei der MOUDI-Probenahme wird eine genauere Betrachtung des Einflusses verschiedener Bedingungen, wie meteorologische Einflüsse, auf die Berner-Impaktorprobenahmen erleichtert.

Bei Betrachtung der Abb. 4.3.3-7 fallen einige Probenahmetage besonders auf. Hierzu gehört der Neujahrstag (1.1.2004), der 9.10.2003, der 6.11.03 und der 11.3.2004.

Wie für die PM-Probenahme in Kapitel 4.6 beschrieben sind die Magnesium-, Chlorid- und insbesondere Kaliumwerte am Neujahrstag auch in den Impaktorprobenahmen erhöht. Am 9.10.03 zeigten Natrium, Chlorid und auch etwas Magnesium erhöhte Konzentrationen. Gleichzeitig zeigten Trajektorien einen Seeluft Einfluss (s. Tab. 4.1.2.1). An diesen Tagen war der Grobstaubanteil (1,2 – 10 µm) im Vergleich zu den anderen Tagen überproportional erhöht. Zugleich war die EC-Konzentration besonders niedrig.

Am 6.11.03 wurde die höchste Ruß und zweit-höchste OC-Konzentration gemessen.

Am 11.3.2004 wurden die höchsten Konzentrationen Ammonium und Sulfat gemessen.

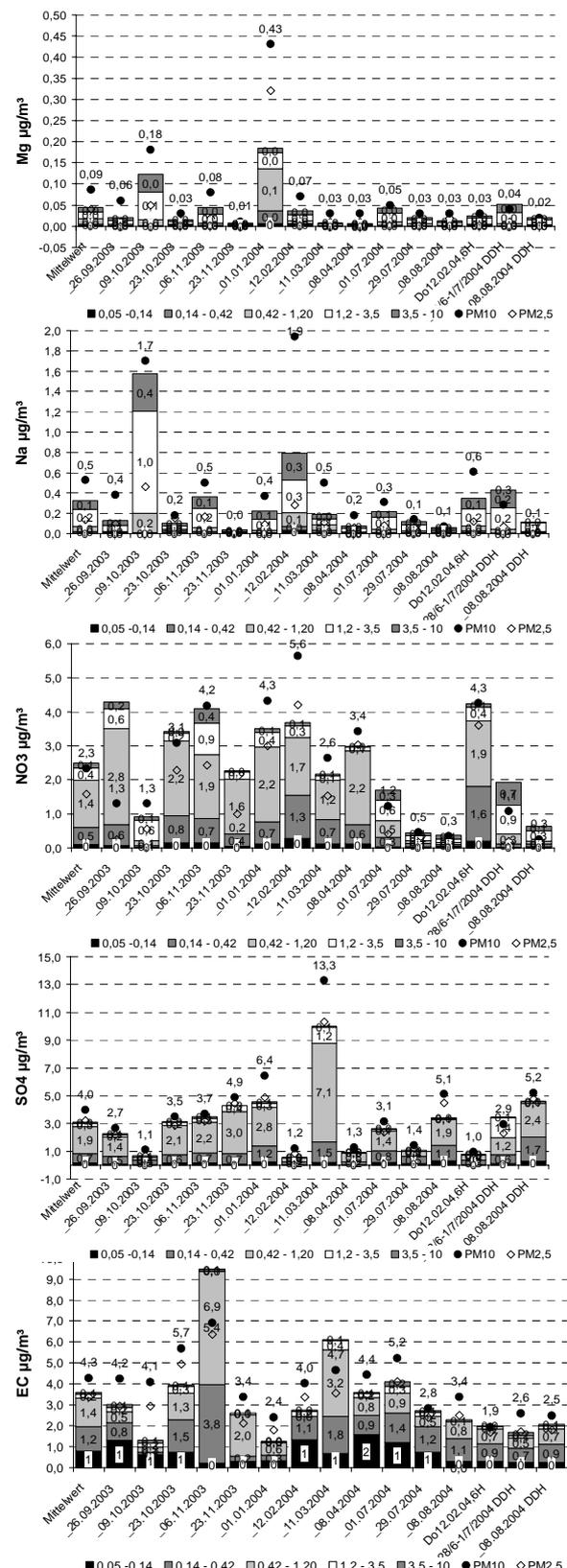
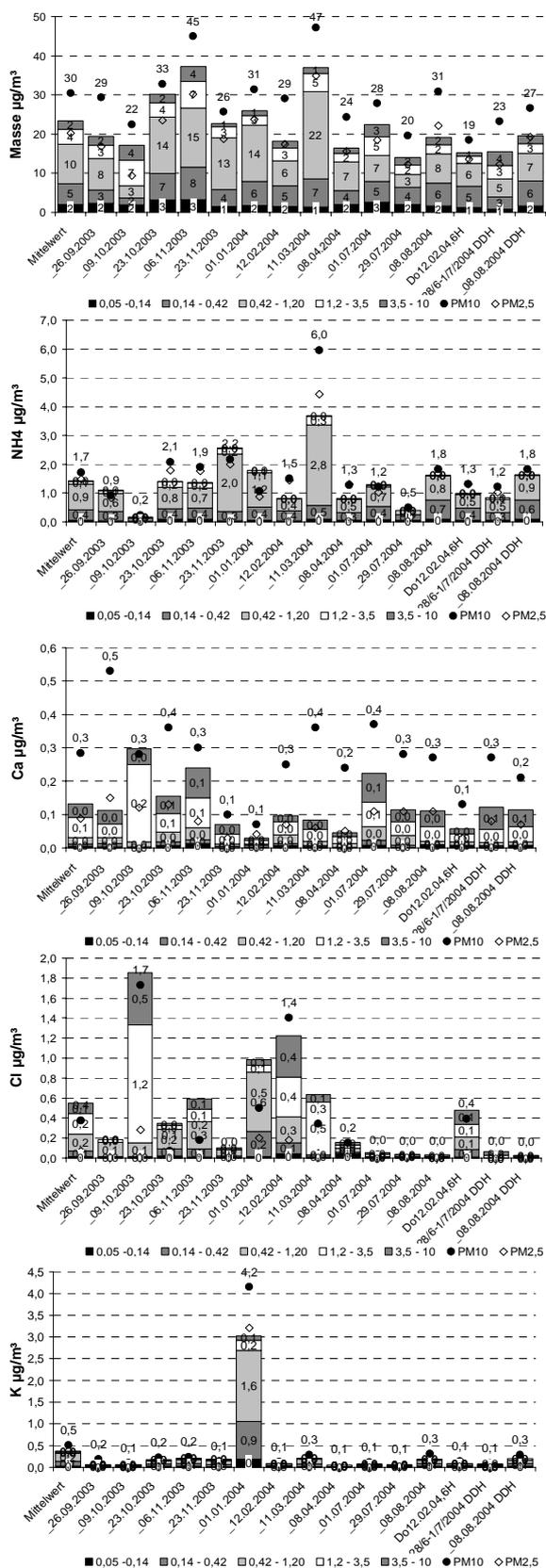


Abb. 4.3.3-7: Kongrößendifferenzierte Konzentration mit Berner-Impaktor (D_p in μm).

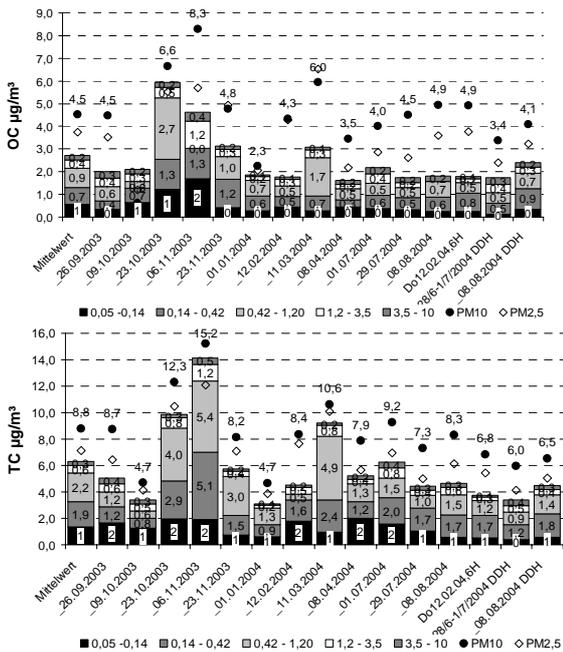


Abb. 4.3.3-7: Forts.

4.3.4 Winter / Sommer

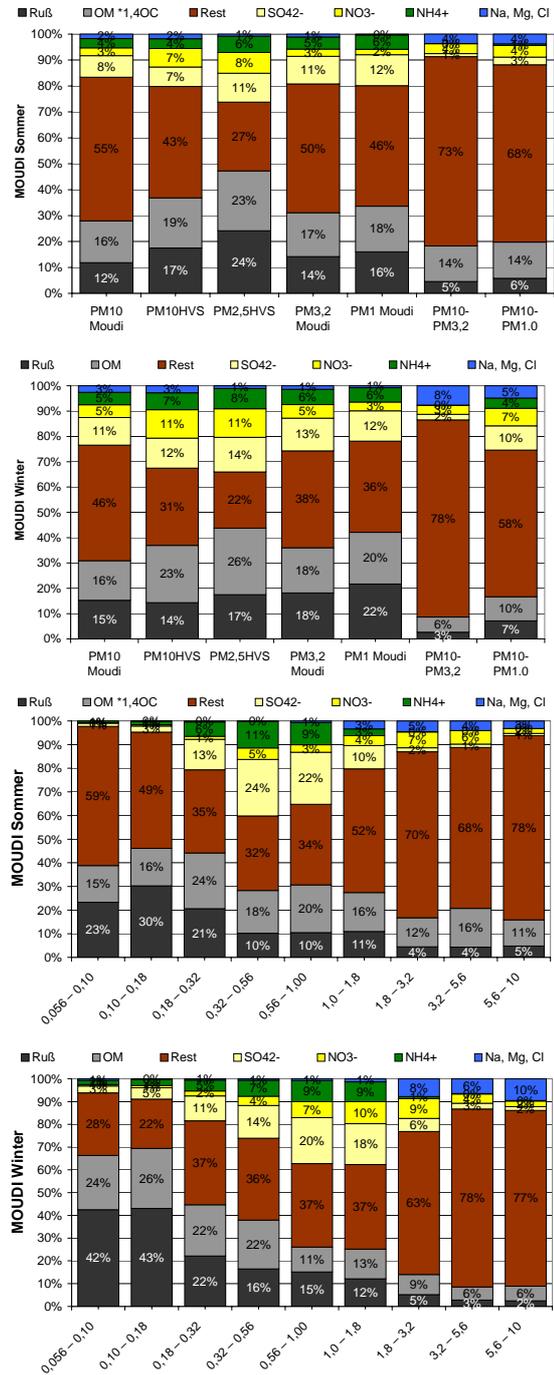


Abb. 4.3.4-1: Hauptbestandteile in den verschiedenen Korngrößenklassen der MOUDI Impaktorprobenahmen und zeitgleichen PM₁₀ und PM_{2.5} HVS-Messungen an der Verkehrsstation (Sommer n = 2, Winter n = 7).

In den Tabellen 4.3.1-2 werden die mittleren Konzentrationen der Einzelstoffe der Verkehrsstation und ihr Verhältnis zwischen Winter und Sommer dargestellt.

MOUDIprobenahmen:

Sommer: 05.-08.04.04, 26.-29.07.04
 Winter: 13.-15.10.03, 20.-23.10.03, 03.-06.11.03,
 22./23.+29./30.11.03, 30.12.03-02.01.04, 09.-
 12.02.04, 09.-12.03.04.

Während der Winterprobenahmen wurde ein höherer Anteil Ruß im Ultrafeinstaub und mehr Na, Cl, Mg im Grobstaub gefunden als während der Sommerprobenahmen (Abb. 4.3.4-1).

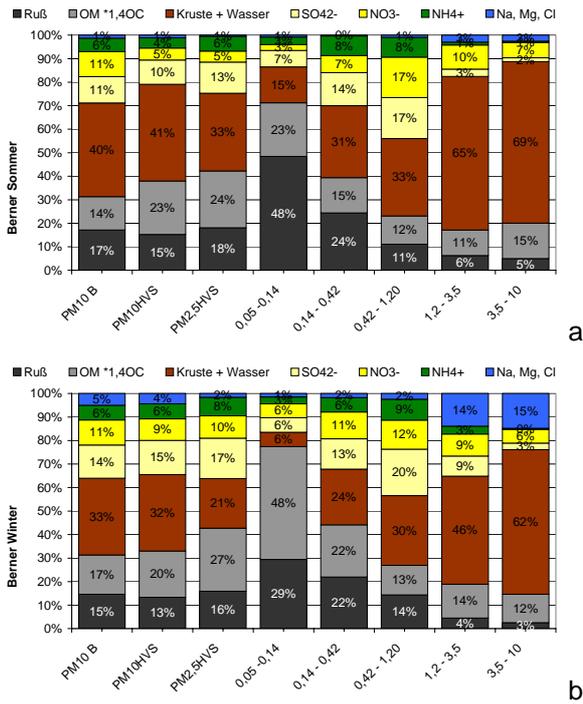


Abb. 4.3.4-2: Hauptbestandteile in den verschiedenen Korngrößenklassen der Berner Impaktorprobenahmen und zeitgleichen PM₁₀ und PM_{2,5} HVS-Messungen an der Verkehrsstation (Sommer n = 2, Winter n = 7).

Bernerprobenahmen:

Sommer: 26.09.2003, 08.04.2004, 01.07.2004, 29.07.2004, 08.08.2004
 Winter: 09.10.2003, 23.10.2003, 06.11.2003, 23.11.2003, 01.01.2004, 12.02.2004, 11.03.2004.

Obwohl sich die Zeiträume der Beprobung nur zum Teil überschneiden haben, wurden im Mittel der Winterprobenahmen (n = 7), wie bei den MOUDI-Proben, ein höherer Anteil Ruß im Ultrafeinstaub (0,05-0,14 µm) sowie ein höherer Anteil Na, Cl, Mg im Grobstaub (1,2 – 10 µm) gefunden als während der Sommerprobenahmen (n = 5) (Abb. 4.3.4-2).

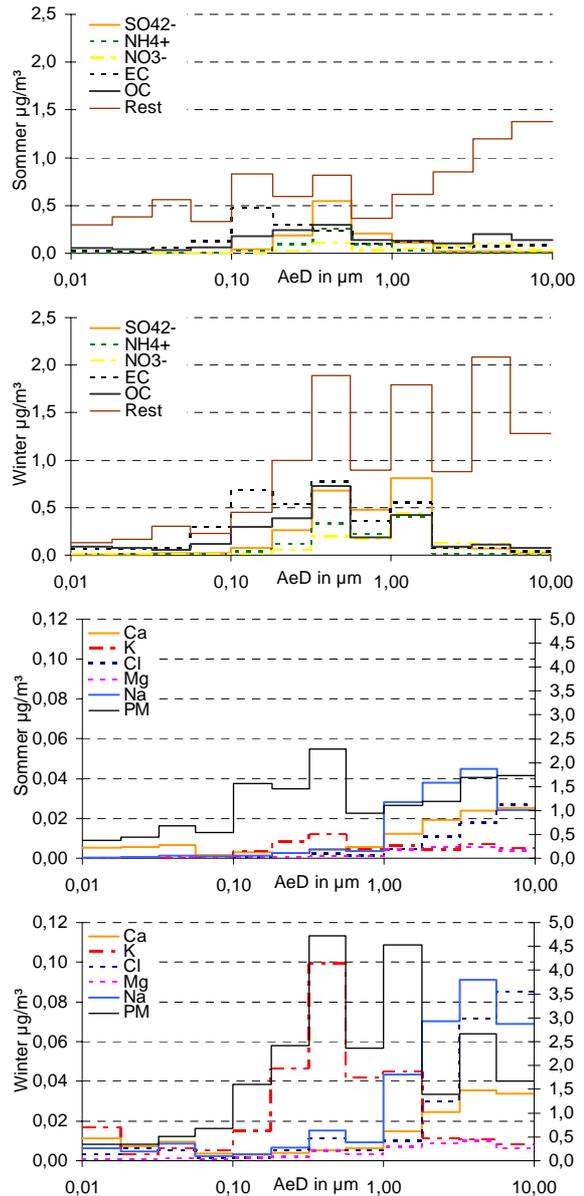


Abb. 4.3.4-3: Korngrößendifferenzierte Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe der MOUDI Probenahme an der Verkehrsstation (A) im Sommer und Winter.

In der Heizperiode befindet sich das Maximum der Kohlenstoffanteile im Bereich Droplet (Stufe 3) oder Kondensation (Stufe 2) laut Bernerimpaktorprobenahmen (s. Abb. 4.3.4-3). Im übrigen Jahr sind die maximalen Konzentrationen im Kondensationsmodus mit erhöhtem Anteil im Ultrafeinstaub (Stufe 1) zu finden. Im Ultrafeinstaubbereich sind die frisch emittierten Verkehrsemissionen (MÜLLER et al., 2004) (s. auch Abb. 4.3.4-7). mit dem Bernerimpaktor zeigt, dass

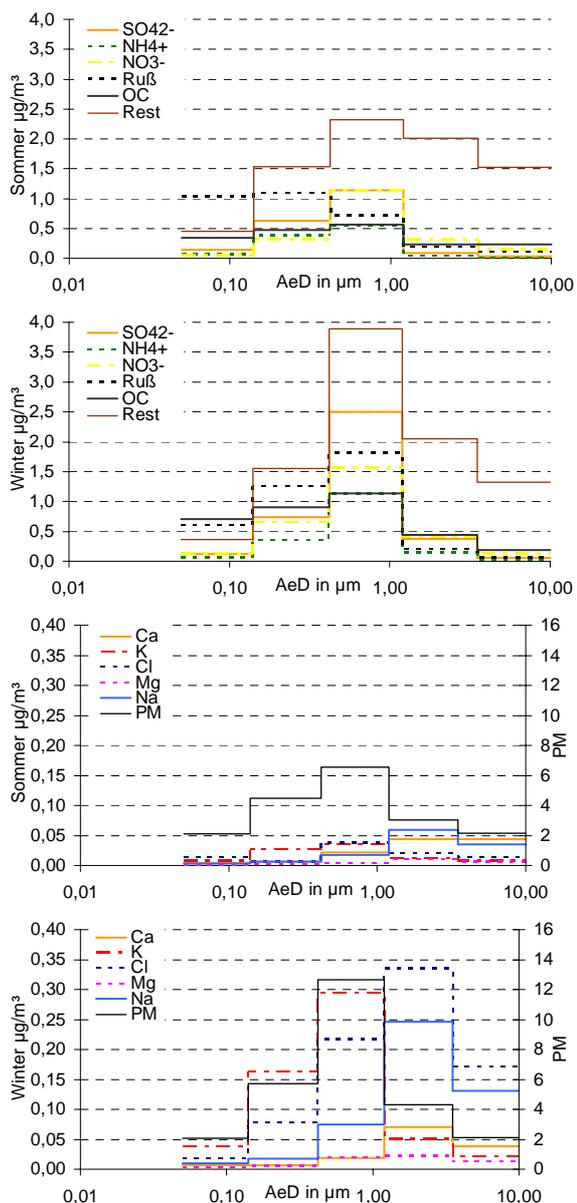


Abb. 4.3.4-4: Korngrößendifferenzierte Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe der Berner Probenahme an der Verkehrsstation (A) im Sommer und Winter.

Für alle 3 Substanzklassen (Alkane, PAK und oxy-PAK) wurde im Winter wesentlich höhere Konzentrationen als im Sommer gemessen, bei Ruß war der Unterschied deutlich geringer (s. Kap. 4.3.1.). Dies wurde ebenfalls bei Untersuchungen in Leipzig gefunden (BRÜGGEMANN et al., 2000).

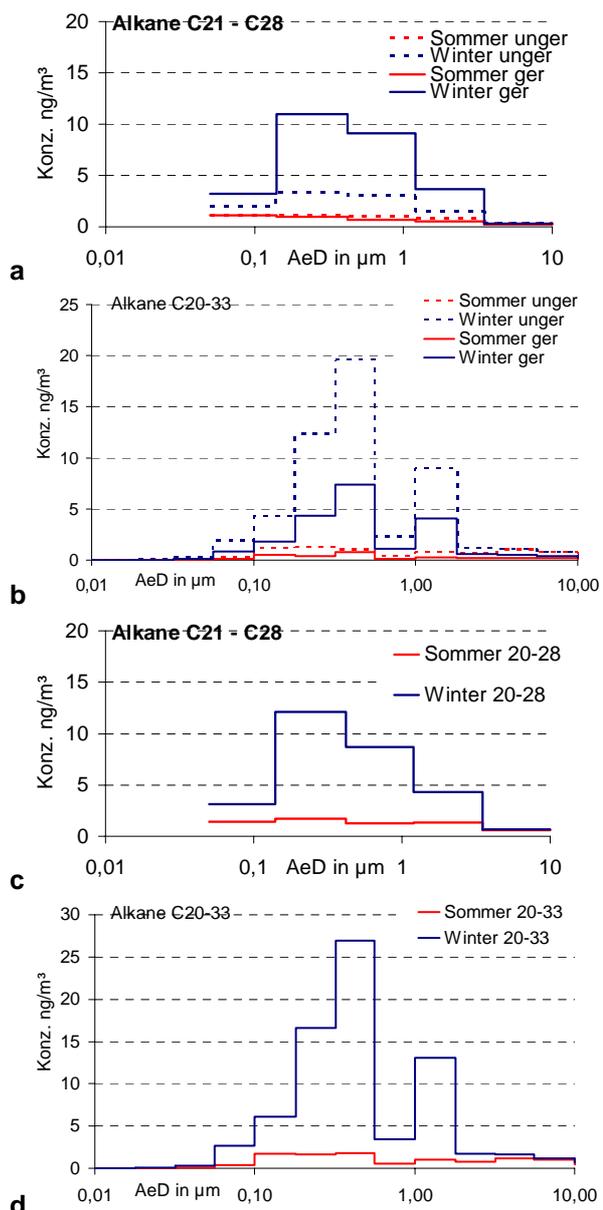


Abb. 4.3.4-5: Mittelwerte der geraden und ungeraden Alkan-Konzentrationen der Berner bzw. MOUDI-Probenahme an der Verkehrsstation im Sommer und Winter

Die n-Alkan Konzentrationen waren im Sommer geringer als im Winter (s. Abb. 4.3.4-5). Im Sommer zeigt sich eine in etwa gleichförmige Verteilung auf den Impaktorstufen, während im Winter der Akkumulationsmodus die höchsten Konzentrationen aufweist. Vermutlich ist ein größerer Anteil der Alkanmoleküle im Sommer in der Gasphase und nicht auf Partikeln kondensiert.

Der CPI (Carbon Preference Index) wird berechnet indem die Konzentrationen der ungeraden durch die der geraden n-Alkane geteilt wird. Alkangemi-

sche aus raffiniertem Rohöl (z.B. Diesel) bestehen zu etwa gleichen Teilen aus geraden und ungeraden Alkanen und haben deshalb einen CPI von ca. 1. Demgegenüber bestehen n-Alkane aus biogenen Quellen, z.B. Pflanzenwachsen, aus eher ungeraden Anzahl C-Atome, zumeist 27, 29 oder 31 (BRÜGGEMANN et al., 2000). In der Abb. 4.3.4-6 sieht man, dass im Sommer der CPI deutlich größer als 1 ist, während dieser im Winter aufgrund der Nähe zu den Verkehrsemissionen ca. 1 über alle Größenklassen hinweg beträgt. An Sommertagen steigt der CPI mit dem Partikeldurchmesser stark an (z.B. MOUDI 26.-29.7.04, Tagesmitteltemp.: 16°C). Die Probenahme vom 5. bis 8.4.04 zeigte hingegen einen ähnlichen Verlauf des CPI, wie die der übrigen aus dem Winterhalbjahr bei einer Tagesmitteltemperatur von 6°C und vermutlich weniger vorhandenen Laubblättern. Die ungeradzahli- gen n-Alkane der größeren Partikel entstehen zu einem großen Teil durch Abrieb von Pflanzenwach- sen. Die auf den feinen Partikeln befindlichen n-Alkane stammen überwiegend aus frisch emittierten anthropogenen Abgasen und haben deshalb einen CPI nahe 1. Nach HARRAD et al. (2003b) gilt je geringer CPI oder C_{Max} , desto höher ist der Ver- kehrseinfluss. C_{Max} ist die Anzahl C des n-Alkans mit der höchsten Konzentration. Bei MÜLLER und PLEWKA (2003) wurden in Leipzig am IFT im Winter 24 – 25 (Diesel) und im Sommer 29 (Pflanzen) ge- funden.

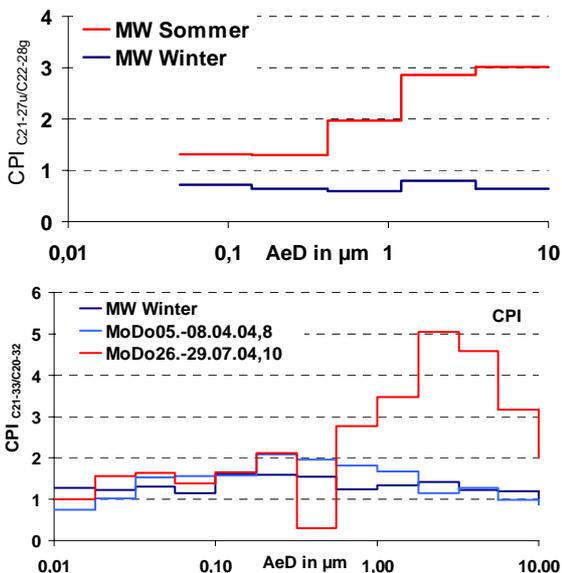


Abb. 4.3.4-6: CPI der Berner bzw. MOUDI-Probenahme an der Verkehrsstation im Winter und Sommer.

Die Werte des CPI_{odd} (Carbon preference Index: Konz. Alkane n = ungerade/gerade) sind im Sommer höher als im Winter, da im Sommer mehr bio-

gene geradzahlige Alkane aus vornehmlich Pflanzenwachsen detektiert werden.

Tab. 4.3.4-1 Berner-Impaktor: C_{Max} , CPI und Konzentration der Alkane an der Verkehrsstation und der Grundbelastungsstation im PM_{10} .

	C_{Max}	CPI	Conc Alkane
Fr26.09.2003,0	28	0,6	12,1
Do09.10.2003,1	27	1,0	15,2
Do23.10.2003,2	28	0,5	28,6
Do06.11.2003,3	28	0,2	67,0
Do23.11.2003,4	28	0,3	31,1
Do01.01.2004,5	28	0,3	92,0
Do12.02.2004,6	25	1,0	10,6
Do11.03.2004,7	27	1,8	6,2
Do08.04.2004,8	27	3,9	2,5
Do01.07.2004,9	27	1,8	6,6
Do29.07.2004,10	27	1,5	5,3
So08.08.2004,11	27	2,0	7,2
Grundbelastung DD			
Do12.02.04,6H	27	1,0	23,8
28/6-1/7/2004,9H	27	2,1	4,9
So08.08.2004,11H	27	2,3	7,1

Tab. 4.3.4-2 MOUDI-Impaktor: C_{Max} , CPI und Konzentration der Alkane an der Verkehrsstation und der Grundbelastungsstation im PM_{10} .

	C_{Max}	CPI	Conc Alkane
Di07.10.2003,0	33	1,9	83,7
MoMi13.-15.10.03,1	31	1,5	55,5
MoDo20.-23.10.03,2	33	1,6	207,6
MoDo03.-06.11.03,3	31	1,6	26,2
SaSo22./23.+29./30.11.03,4	33	1,4	153,7
DiFr30.12.03-02.01.04,5	33	1,3	181,3
MoDo09.-12.02.04,6	33	1,5	13,6
MoDo08.-11.03.04,7	31	1,4	32,4
MoDo05.-08.04.04,8	31	1,7	13,0
MoDo26.-29.07.04,10	29	2,1	17,7
Grundbelastung DD			
MoDo09.-12.02.04,6H	31	1,5	14,3
MoDo28.06.-01.07.04,9H	31	4,5	31,9

Die Alkan-Konzentrationen an den Tagen an denen die Verkehrsstation mit der der Grundbelastung verglichen wurde, waren sehr ähnlich für den 12.2.04 und 8.8.04 sowie auch bei der MOUDI-Probenahme vom 9.-12.2.04.

Für die Berner-Probenahme gilt, dass die CPI in den Monaten Juli und August besonders zu den großen Korngrößenfraktionen hin ansteigen (Stufe $1 < 2 < 3 < 4 < 5$) von CPI 1- 2 bis zu einem CPI von mehr als 6 (Abb.4.3.4-2). Dasselbe gilt tendenziell auch für die MOUDI-Proben, bei denen die CPI der kleinen Korngrößenstufen 8-10 kleiner sind als die der Stufen 2-5 mit den größeren Partikeln.

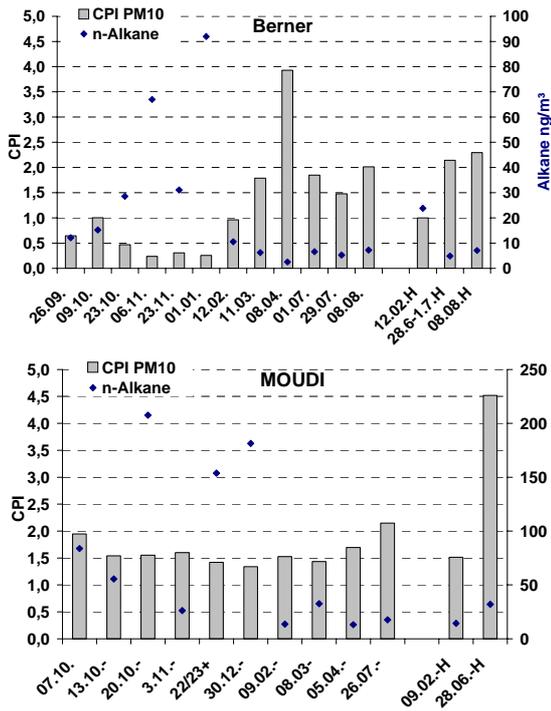


Abb. 4.3.4-7 CPI von PM_{10} und Alkan-Konzentration der Impaktorprobenahmen (Berner C21-C27/C22-C28 und MOUDI C21-C33/C30-C32).

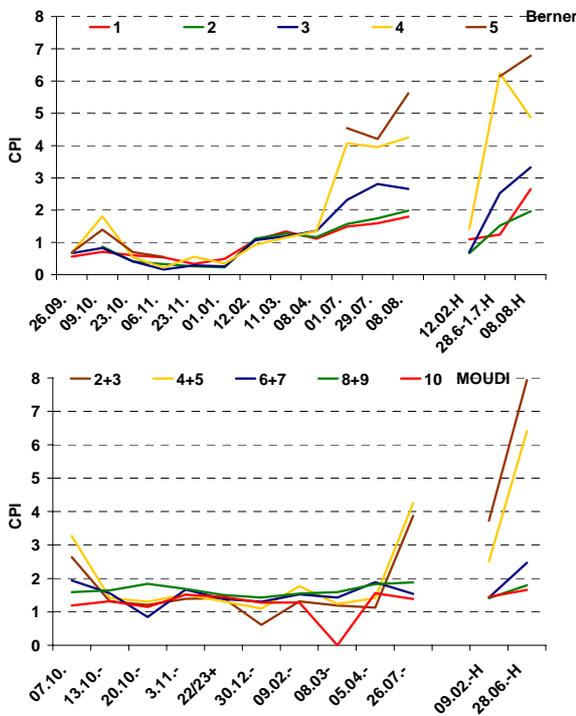


Abb. 4.3.4-8 CPI der für verschiedene Stufen der Impaktorprobenahmen im Verlauf des Jahres.

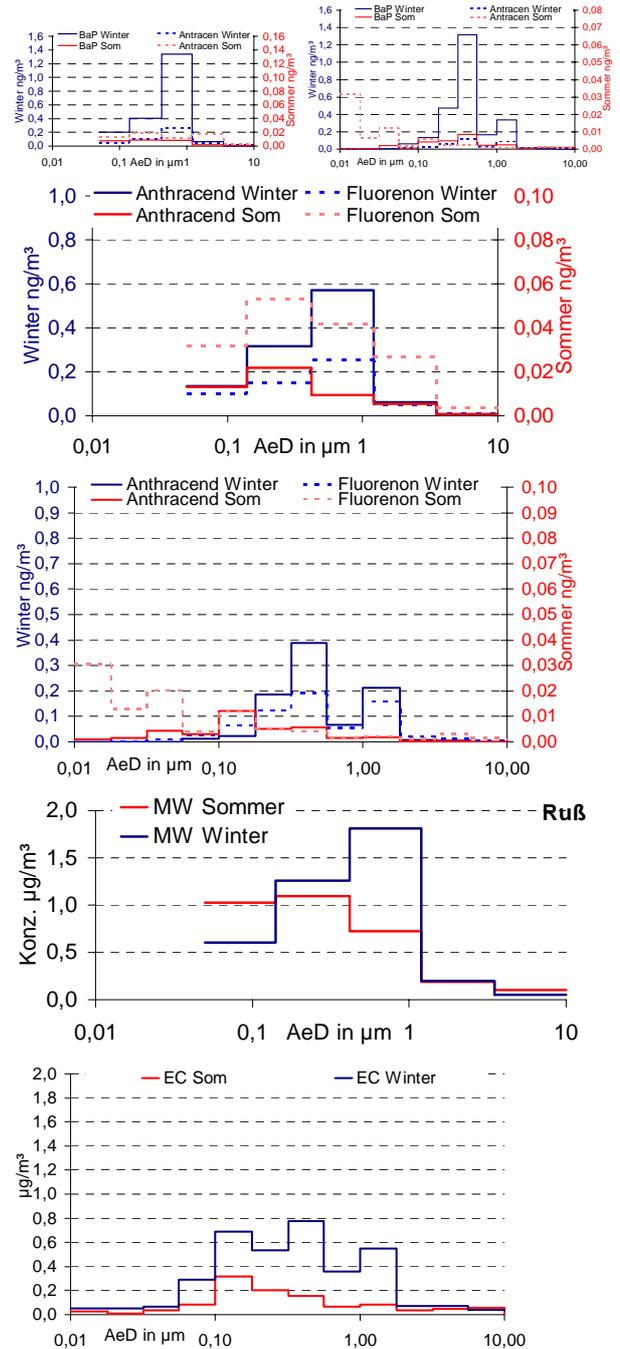


Abb. 4.3.4-9: PAK und oxy-PAK sowie Russ-Konzentrationen der Berner- und MOUDI-Probenahme an der Verkehrsstation im Winter und Sommer.

Auch an stark durch Kfz-Verkehr beeinflussten Standorten ist im Sommer der biogene Anteil deutlich festzustellen, bei jedoch deutlich niedrigeren Konzentrationen auf den Partikeln im Vergleich zum Winter.

Wird die Russ-Differenz aus Winter und Sommerprobenahmen gebildet, so kommt Ruß im Winter vermehrt im Akkumulationsmodus (Berner Stufe 3) vor, mit $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (s. Tab. 4.3.4-3. und Abb. 4.3.4-

9). Dies stammt vermutlich aus der Verbrennung fester Brennstoffe und zum Teil aus kondensierten primären Russpartikeln des Verkehrs. Wird angenommen, dass die Emission des Verkehrs gleich bleibt ist die Differenz zum Winter ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf Heizungsemissionen zurückzuführen. Dies sind bei $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ruß im Winter ein Anteil von 20%.

Tab. 4.3.4-3 Berner-Impaktor: Ruß in den verschiedenen Korngrößen im Sommer und Winter.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,05 -	0,14 -	0,42 -	1,2 -	3,5 -	PM _{1,2} PM ₁₀
	0,14	0,42	1,20	3,5	10	
Sommer	1,03	1,09	0,72	0,19	0,11	2,84 3,14
Winter	0,60	1,26	1,81	0,19	0,05	3,67 3,92
Winter - Sommer	-0,42	0,16	1,09	0,01	-0,05	0,83 0,78

4.3.5 Werktag / Wochenende

Im November 2003 wurden eine Impaktor-Probenahmen innerhalb der Woche (Mo-Do MOUDI bzw. Do. Berner) mit Probenahmen eines Wochenendes (2 Wochenenden MOUDI, und Sonntage Berner) verglichen. Die beiden MOUDI-Probenahmen enthielten unterschiedlich hohe Anteile an sekundär gebildeten anorganischen Aerosolen und im Grobstaub befindlichem Seesalz. Die Tagesmitteltemperaturen lagen zwischen 4 und 10°C. Die Probe in der Woche zeigte einen höheren Anteil an Seesalz bzw. Grobstaub und die Masse war ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher konzentriert. Ähnliches gilt für die Bernerprobenahme. Insbesondere die sekundären Aerosole waren am Wochenende höher konzentriert.

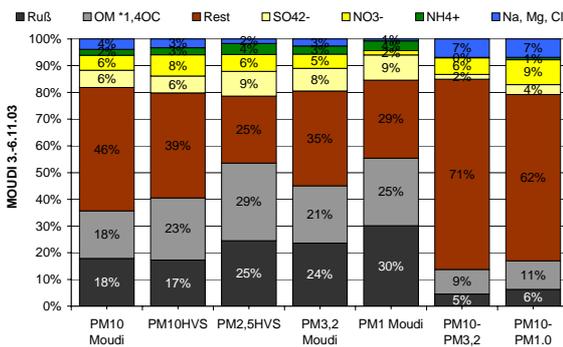


Abb. 4.3.5-1: MOUDI Probenahme an der Verkehrsstation innerhalb der Woche (Mo-Do 03.-06.11.03) und an zwei Wochenenden (Sa+So 22.-23.+29.-30.11.03). (D_p in μm)

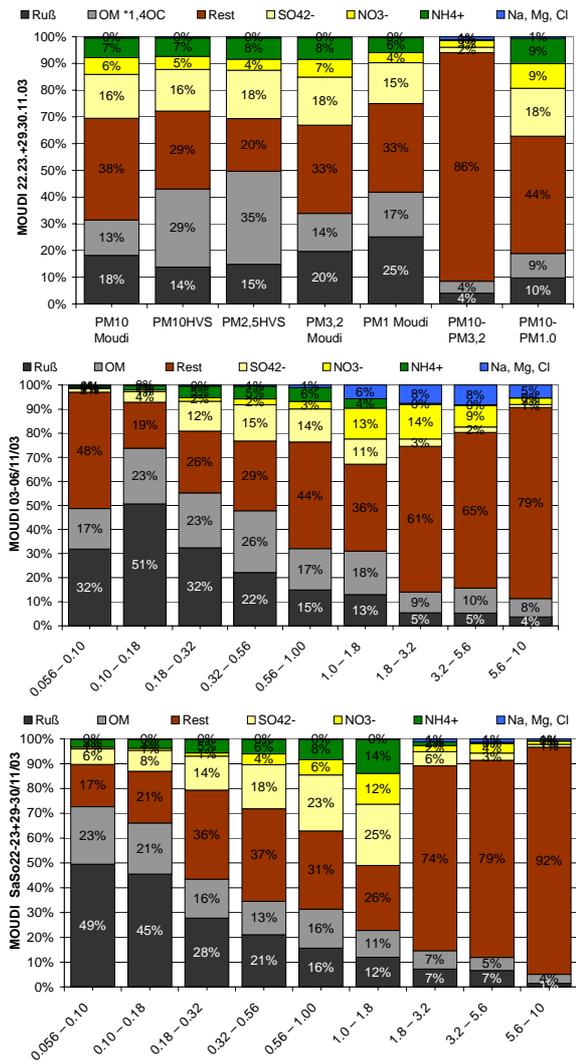


Abb. 4.3.5-1: Forts.

Da nur jeweils eine Probe für den Vergleich zwischen Woche und Wochenende zur Verfügung stand und zeitlich weiter auseinander lagen, lassen sich keine deutlichen Schlussfolgerungen hieraus ableiten, da neben dem Einfluss des Wochengangs die Schwankungen durch Wetter und Ferntransporteinflüsse größer sind (s. Kap. 4.2.6, Abb. 4.2.6.3).

Für genauere Aussagen müssten ähnlich wie bei HVS-Probenahmen häufigere Probenahmen durchgeführt werden. Dies lässt sich aber nur mit einer relativ kurzen Probenahme von 1 Tag realisieren und somit bei dem gleichen analytischen Programm nur mit Bernerimpaktor an z.B. 10 Donnerstagen und Sonntagen jeweils direkt hintereinander und über das Jahr verteilt.

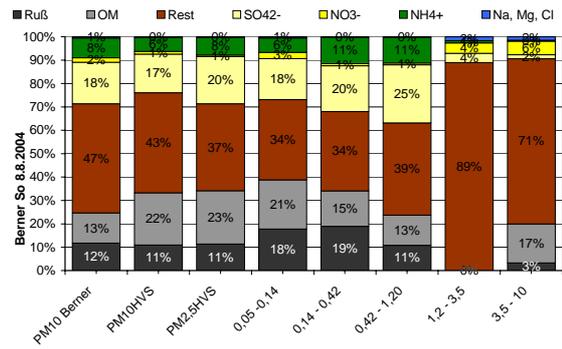
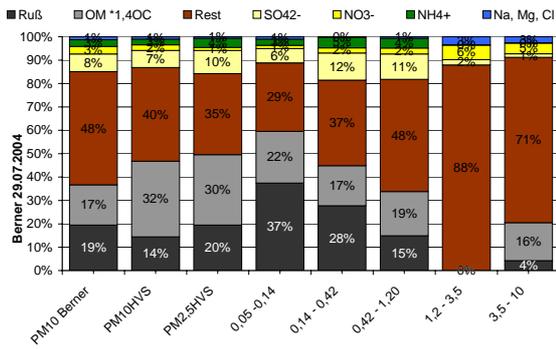


Abb. 4.3.5-2: Berner Probenahme an der Verkehrsstation innerhalb der Woche (Do) und an einem Sonntag (D_p in µm).

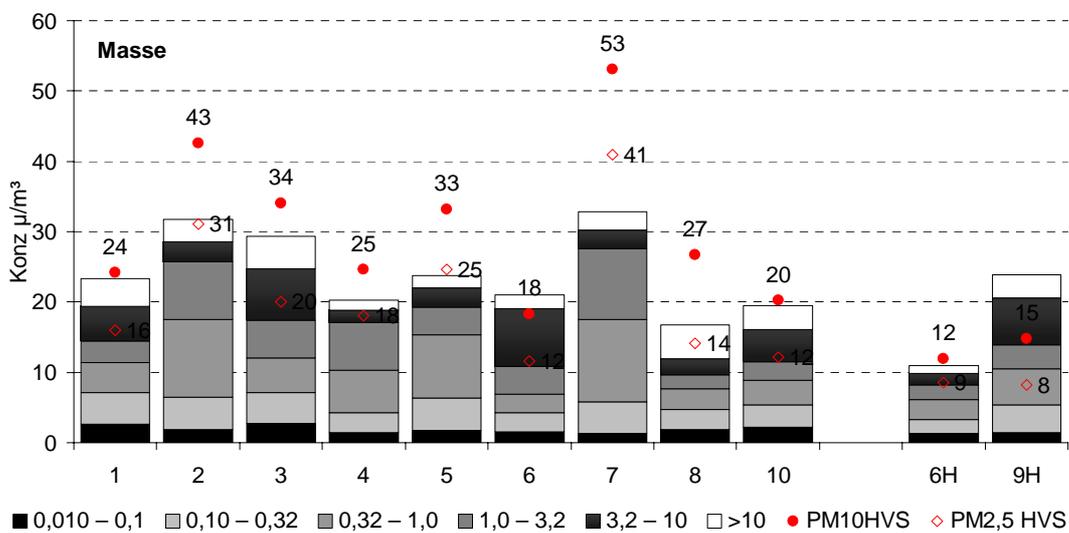


Abb. 4.3.5-3: MOUDI Probenahme an der Verkehrsstation. Probe 3 in der Woche und 4 am Wochenende.

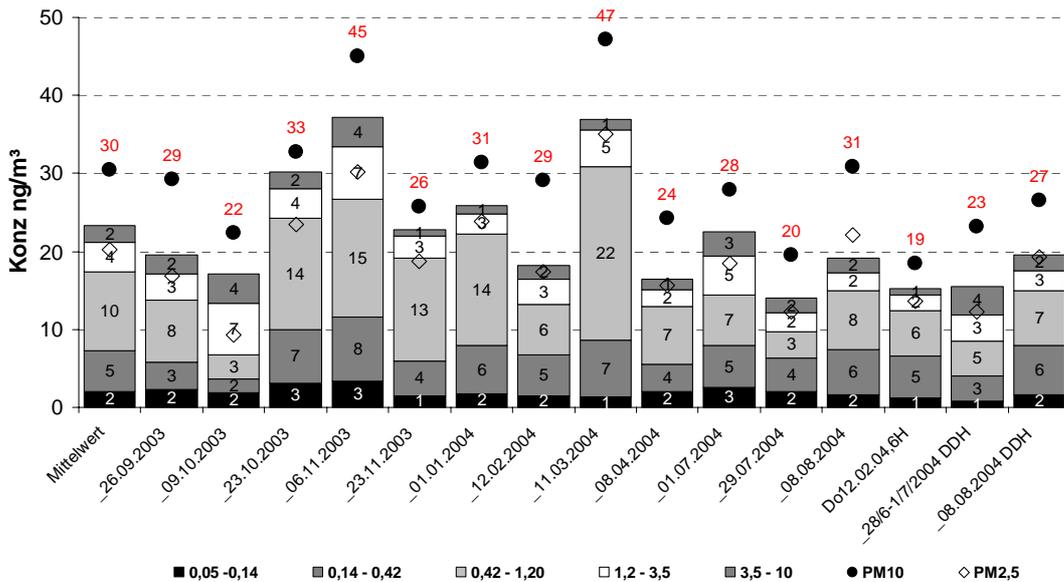


Abb. 4.3.5-3: Berner Probenahme an der Verkehrsstation. 6.11. in der Woche und 23.11. am Sonntag.

4.3.6 Vergleich der Standorte

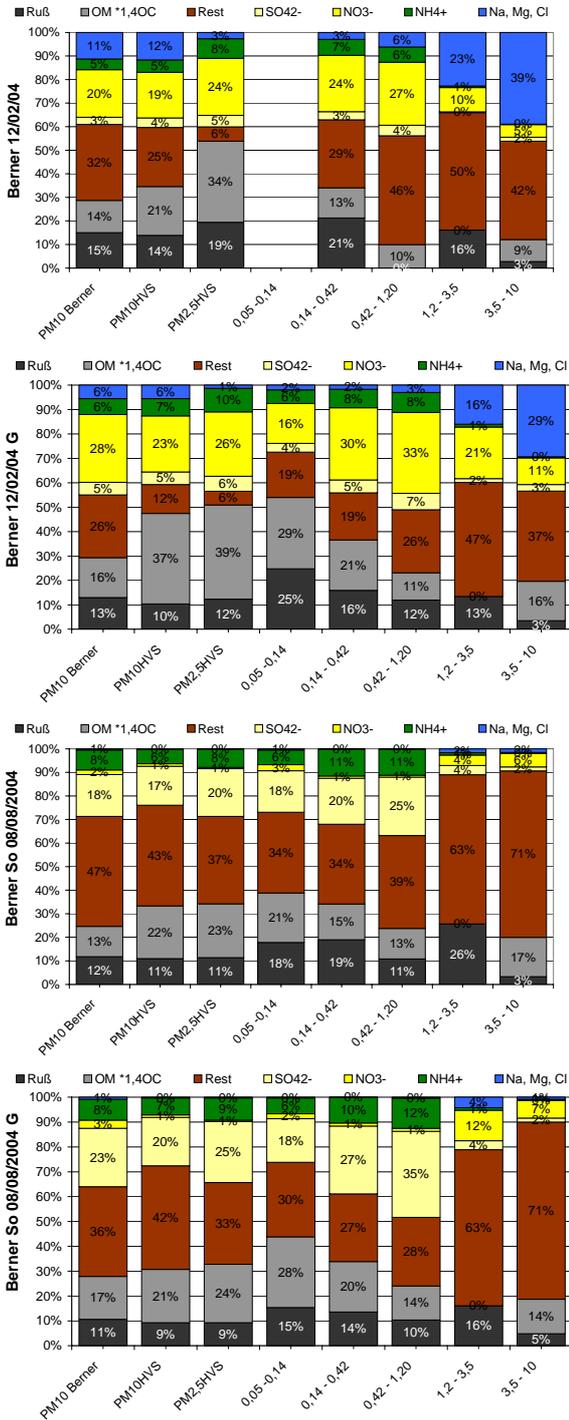


Abb. 4.3.6-1: Hauptkomponenten für BERNER an der Verkehrsstation und der Station der Grundbelastung (G) am Do. 12.2.2004 und So. 08.08.04 (D_p in μm).

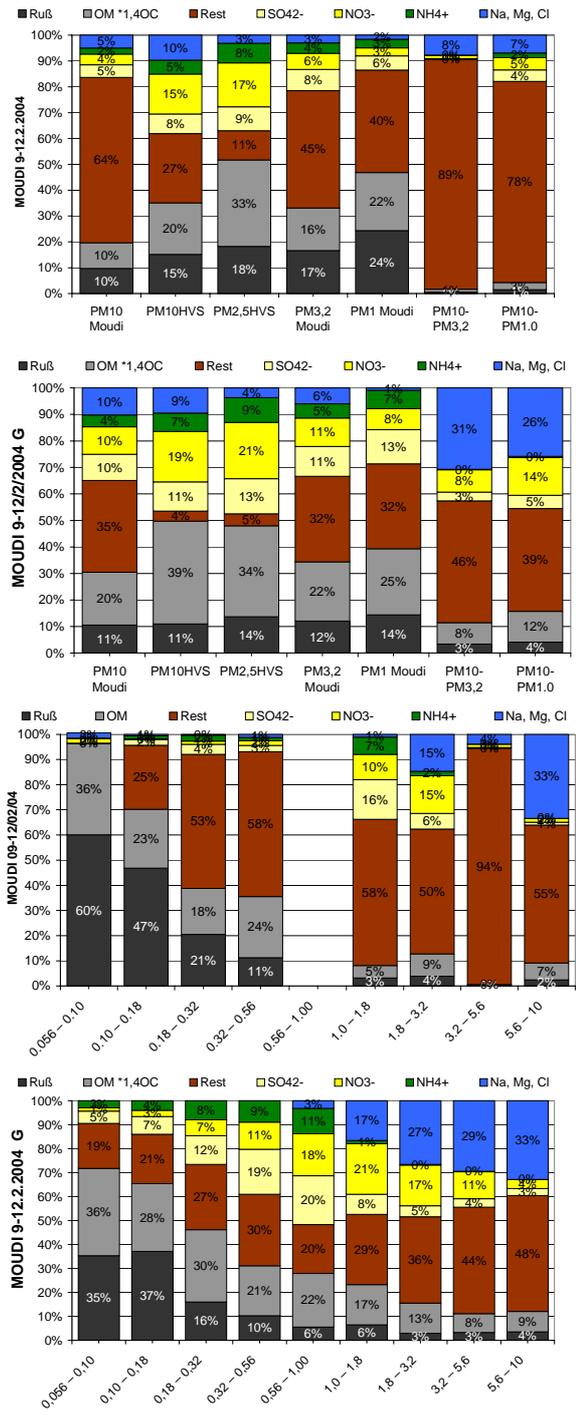


Abb. 4.3.6-2: Hauptkomponenten für MOUDI an der Verkehrsstation und der Station der Grundbelastung (G) am Mo.-Do. 9.-12.2.2004 (D_p in μm).

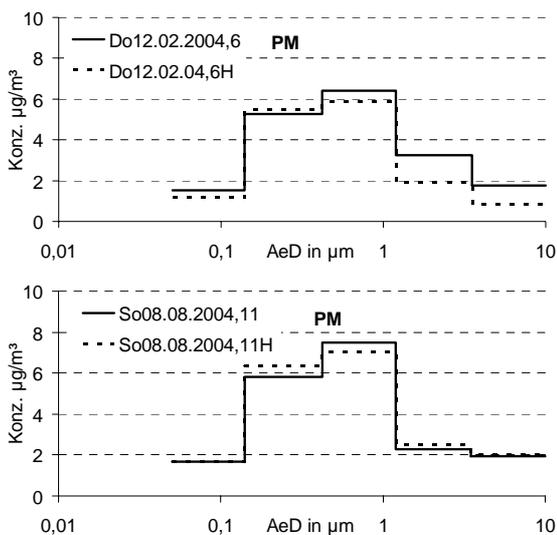


Abb. 4.3.6-3: Massenkonzentration für Berner-Impaktor an der Verkehrsstation und der Station der Grundbelastung (H) am Do. 12.2.2004 und So. 08.08.04.

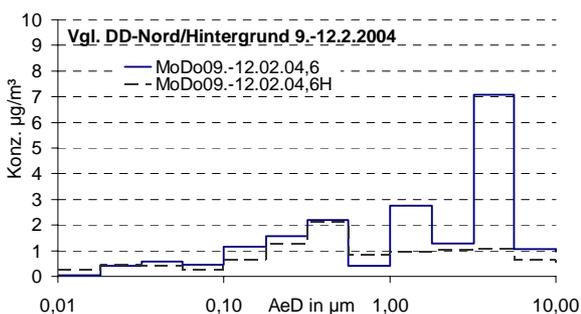


Abb. 4.3.6-4: Massenkonzentration für MOUDI an der Verkehrsstation und der Station der Grundbelastung (H) am Mo.-Do. 9.-12.2.2004.

Zum Zeitpunkt der MOUDI-Probenahme wehte der Wind bei höheren Windgeschwindigkeiten aus westlichen Richtungen, die Luftmassen stammten aus Nordeuropa.

Die Massenverteilung des Berner (Abb. 4.3.6-3) und MOUDI (Abb. 4.3.6-4) zeigen nur geringfügige Unterschiede zwischen beiden Stationen bis zu Korngrößen von 1µm. Im Grobstaub (> 1µm) hingegen wurden in den Winterproben am 12.2.04 bzw. 9.-12.2.04 bei Berner (ca. ¾ mehr) und MOUDI (ca. 230% mehr) deutlich höhere Konzentrationen an der Verkehrsstation festgestellt. Diese Differenzen im Grobstaub von 8µg/m³ von Mo.-Do. (9.-12.2.04) beim MOUDI bzw. 4,5 µg/m³ am Do., 12.2.04 beim Berner können vermutlich der Aufwirbelung und Abrieb durch Kfz-Verkehr zugeordnet werden. Die PM₁₀ Massen betragen für die Station

der Grundbelastung/Verkehrsbelastung beim MOUDI 9,8 / 19 µg/m³ beim Berner 15,2 / 18,2 µg/m³. Die Massendifferenzen PM₁₀ von ca. 9 und 3 µg/m³ entsprechen somit fast denen, die in der Grobstaubfraktion zu finden waren. Im Vergleich zu den Impaktorprobenahmen ergaben die HVS-Probenahmen (PM₁₀) vom 9.-12.2.04 eine Differenz von 6,4 (18,3/11,9 µg/m³) und für den 12.2.2004 eine Differenz von 10,6 µg/m³ (29,5 / 18,1 µg/m³).

Tab. 4.3.6-1 Vergleich der Staubmasse an der Verkehrsstation und der Station Grundbelastung mit 3 verschiedenen Messmethoden.

Masse	Do. 12.02.2004		Mo-Do. 9.-12.2.04		So. 08.08.2004				
	Verkehr	Grund. V-G	Verkehr	Grund. V-G	Verkehr	Grund. V-G			
PM₁₀									
HVS	29,1	18,5	10,6	18,3	11,9	6,4	30,9	26,6	4,3
Berner	18,2	15,2	3,0	-	-	-	19,2	19,5	-0,3
MOUDI	-	-	-	19,0	9,8	9,2	-	-	-
Feinstaub									
HVS 2,5	17,4	13,7	3,7	11,7	8,5	3,1	22,1	19,3	2,8
Berner 1,2	13,2	12,5	0,7	-	-	-	15,0	15,0	0,0
MOUDI 1,0	-	-	-	6,9	6,2	0,7	-	-	-
Grobstaub									
HVS 10-2,5	11,7	4,9	6,8	6,7	3,4	3,3	8,8	7,3	1,5
Berner 10-1,2	5,0	2,8	2,2	-	-	-	4,2	4,5	-0,3
MOUDI 10-1,0	-	-	-	12,2	3,7	8,5	-	-	-

Für die Probenahme am Sonntag, den 8. August, während der Schulferien (10.7.-20.8.04) wurden hingegen kaum Unterschiede der Massenverteilung auf die verschiedenen Korngrößen festgestellt. Dies könnte evtl. darin begründet sein, dass an diesem Tag durch weniger Kfz und insbesondere LKW-Verkehr weniger Grob- und Feinstaubanteile durch den Verkehr erzeugt werden.

In der Abb. 4.3.6-5 werden die verschiedenen Hauptinhaltsstoffe der parallelen MOUDI-Probenahme dargestellt. Bei einem Vergleich der Sekundären Aerosole und Kalium fällt auf, dass die Maxima an der Verkehrsstation um 2 Impaktorstufen höher waren, als bei der Hintergrundstation. Die Korngrößenverteilung der Sommerprobenahmen der Verkehrsstation war der der Hintergrundstation am 9.-12.2.04 ähnlich. Auch die Seesalzinhaltstoffe waren an der Verkehrsstation zu den Grobstaubanteilen hin verschoben, wenn auch nur um eine Impaktorstufe.

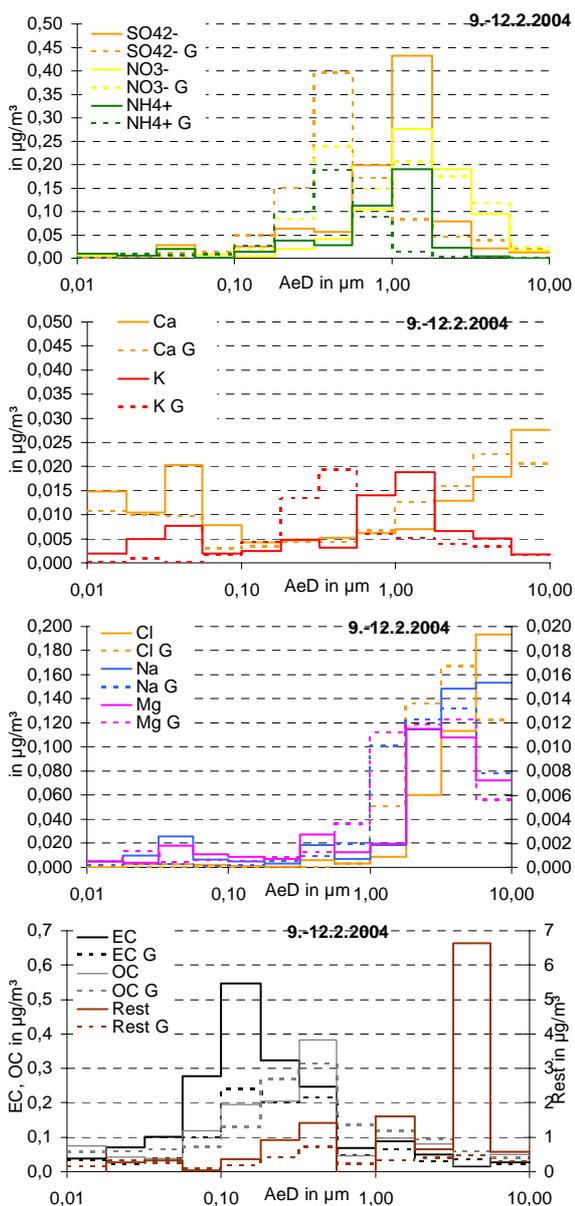


Abb. 4.3.6-5: Korngrößendifferenzierte Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe der MOUDI Probenahme an der Verkehrsstation (A) und der Station der Grundbelastung (G) am Mo.-Do. 9.-12.2.2004.

Die Konzentration des nicht bestimmbar Restes aus Krustenmaterial (aufgewirbelter Bodenstaub) und Wasser war an der Verkehrsstation im Grobstaubbereich (1,8 - 10 µm) und im Akkumulationsmodus (0,10 - 0,56µm) deutlich höher (8,9/1,3 µg/m³) als an der Station der Grundbelastung (1,2 / 0,7 µg/m³). Der oben genannte Unterschied der Masse beider Stationen lässt sich also hauptsächlich aus einem erhöhten Anteil an Krustenmaterial im Grobstaub sowie Ruß im oberen Ultrafein- und

Kondensationsmodus erklären.

Ruß war an der Verkehrsstation im Bereich von 0,056 bis 0,32 µm (oberer Ultrafein- und Kondensationsmodus) deutlich höher konzentriert (über 100%, mit 1,1µg/m³).

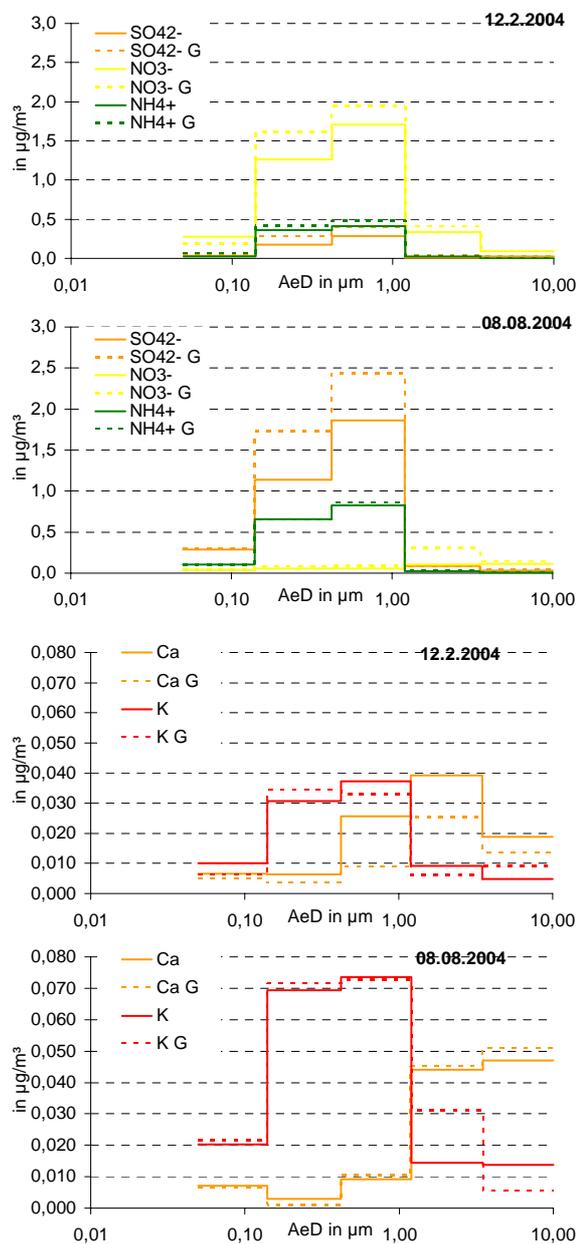


Abb. 4.3.6-6: Korngrößendifferenzierte Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe der Berner Probenahme an der Verkehrsstation (A) und der Station der Grundbelastung (G) am 12.2. und 8.8.2004.

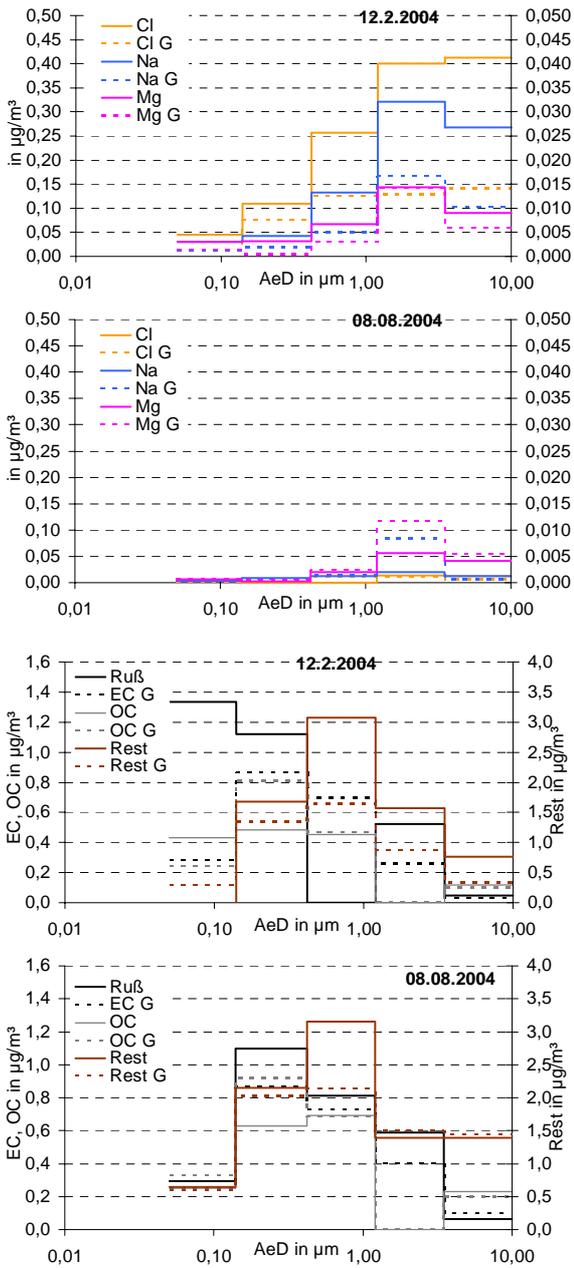


Abb. 4.3.6-6: Forts.

4.3.7 Korrelationen

Organische Einzelkomponenten

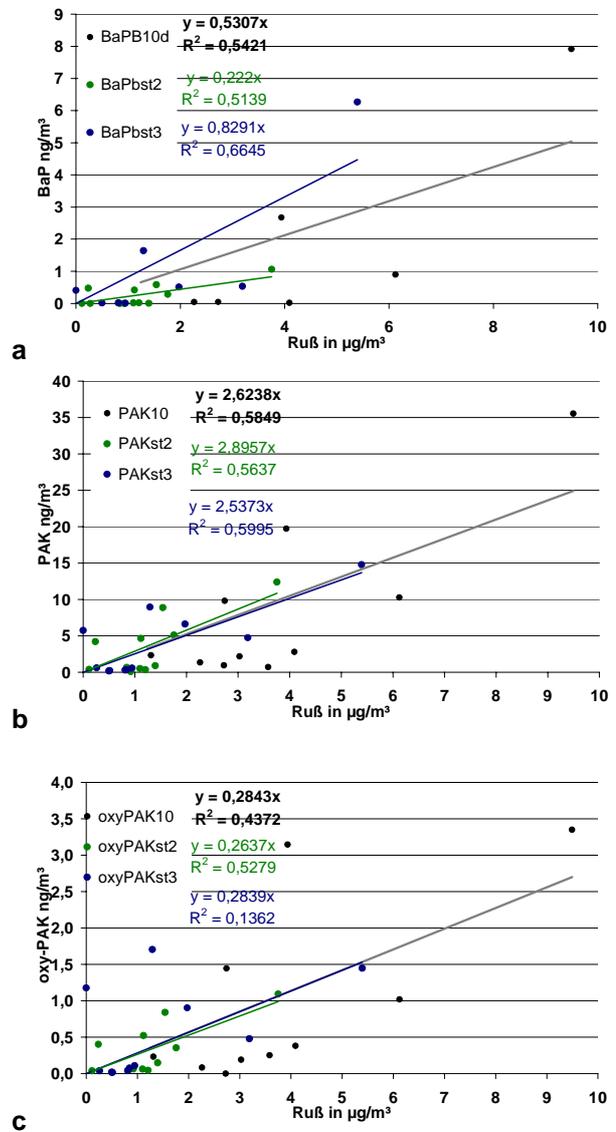


Abb. 4.3.7-1: Konzentration von BaP, PAK, Alkane und Alkane mit gerader Anzahl C als Funktion der Russ-Konzentration für die Summe der Berner-Stufen (PM_{10}) und Stufen 2 und 3.

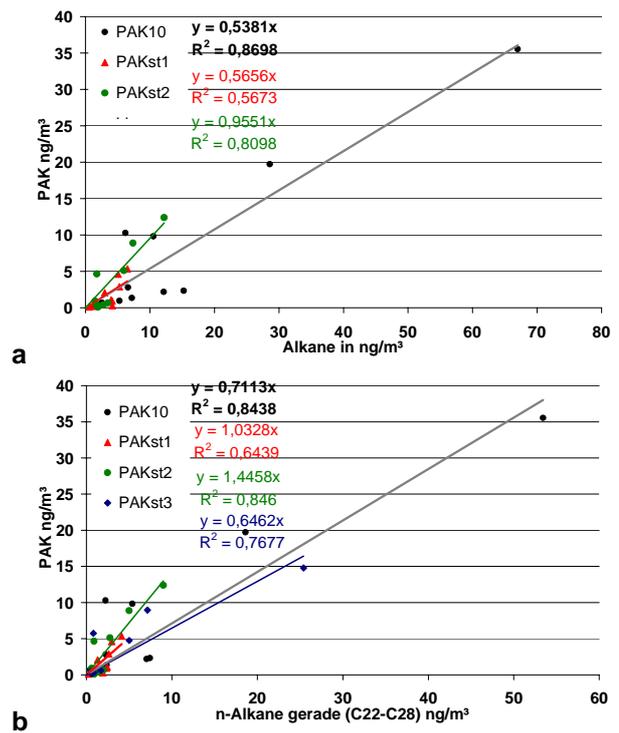
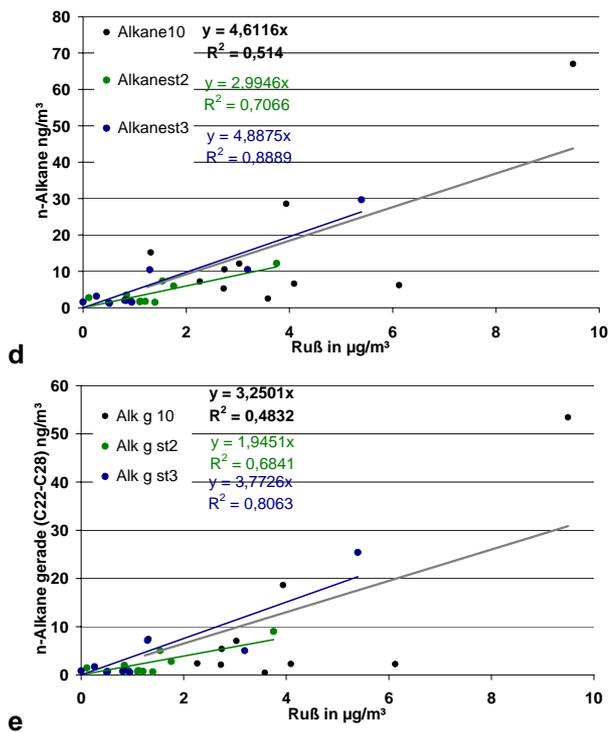


Abb. 4.3.7-1: Forts.

Die Konzentration der PAK, oxy-PAK, Alkane und Ruß sollten korrelieren, da alle aus Verbrennungsvorgängen von fossilen Brennstoffen stammen. Tatsächlich wurden unterschiedlich gute Korrelationen auf den verschiedenen Impaktorstufen der Bernerprobenahme gefunden.

Ein relativ gutes Bestimmtheitsmaß wurde für die n-Alkane als Funktion der Russkonzentration auf der Bernerstufe 3 gefunden ($R^2 = 0,89$, $n = 10$). Auf den Stufen 2 und 3 wurden ebenfalls die höchsten Konzentrationen dieser beiden Stoffgruppen gemessen. Die Korrelationen zwischen PAK als Summe und Einzelkomponenten zu Ruß war für BaP $R^2 = 0,66$ ($n = 6$) auf Stufe 3 und für PM_{10} $R^2 = 0,54$ (s. Abb. 4.3.7-1a).

Die Korrelationen zwischen PAK und oxy-PAK zu Alkanen war auf Stufe 2 am besten: PAK $R^2 = 0,81$ (Abb. 4.3.7-2a, c) und $0,74$ ($n = 10$). Zu den Alkanen mit gerader Anzahl C-Atome wurden auf derselben Stufe $R^2 = 0,85$ und $0,78$ berechnet ($n = 10$) (Abb. 4.3.7-2b, d).

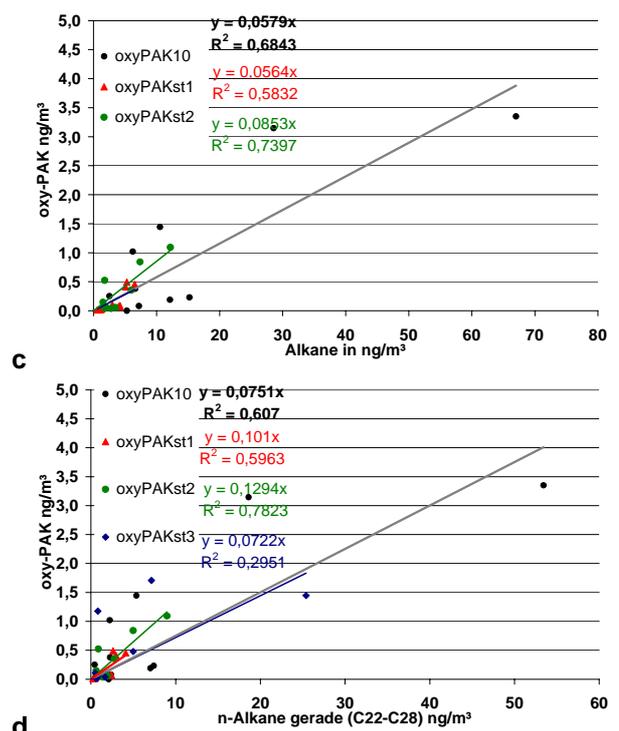


Abb. 4.3.7-2: Konzentration der PAK und oxy-PAK als Funktion der Konzentration von: Alkanen und Alkanen mit gerader Anzahl C-Atome für die Summe aller Berner-Stufen (PM_{10}) und Stufen 1-3.

4.4 Windrichtung

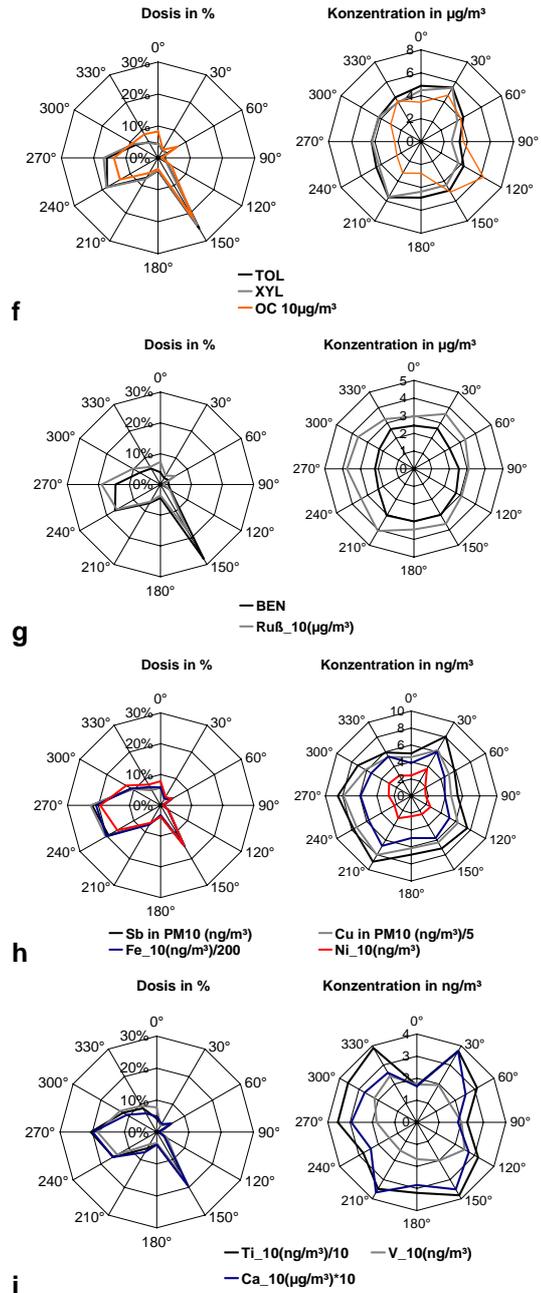
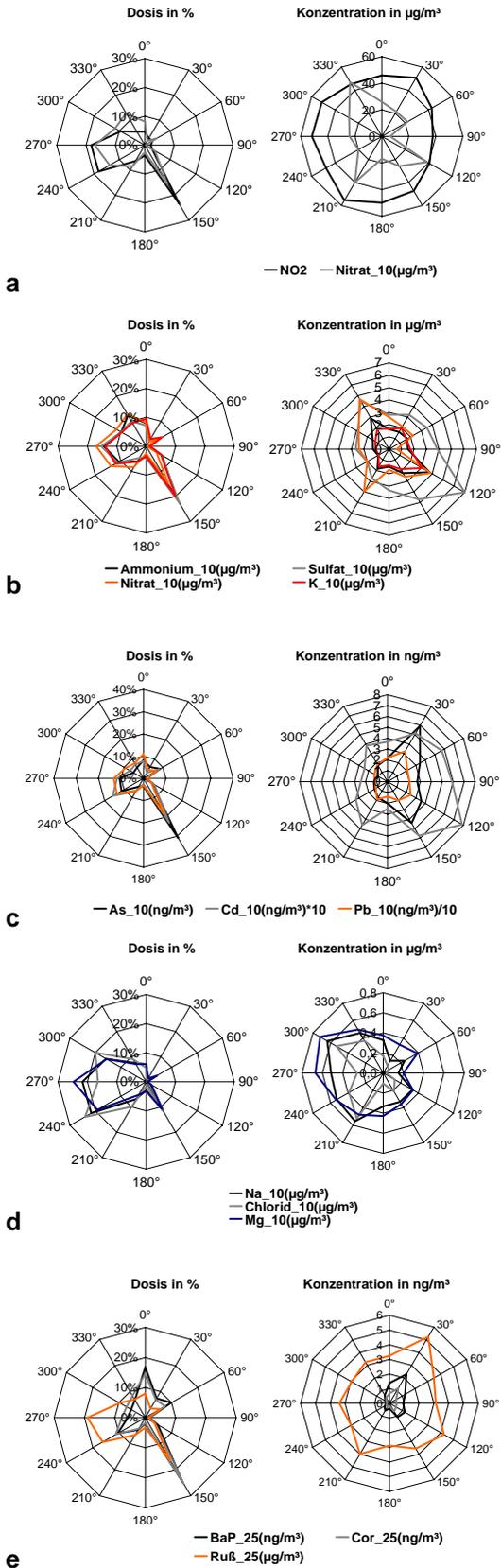


Abb. 4.4-1 a- Konzentrationsabhängige Windrichtung und die relative berechnete windrichtungsabhängige Dosis für verschiedene Komponenten im Gesamtzeitraum (ohne 31.12.03, 1.1.04) an der Verkehrsstation mit der Windrichtung aus Radebeul Wahnsdorf.

Im Folgenden wird der Einfluss der Windrichtung auf die Konzentration und die relative berechnete windrichtungsabhängige Dosis für verschiedene Komponenten dargestellt. Hierbei wurden die Tagesmittelwerte der Probenahme mit der vorherrschenden Windrichtung in Radebeul Wahnsdorf verknüpft.

Die sekundär gebildeten Aerosolbestandteile sind bei westlichen und südöstlichen Anströmungen in höheren Konzentrationen anzutreffen. Ammonium und Sulfat stammen hauptsächlich aus südöstlichen Richtungen (b), während Nitrat eher bei West- und Südöstlichen Windrichtungen in höheren Konzentrationen an der Verkehrsstation beobachtet wurde. Auch für NO_2 gilt, dass bei westlichen Windrichtungen höhere Konzentrationen beobachtet werden (a). Somit kann vermutet werden, dass auch NO_2 aus westlich gelegenen Gebieten als Vorläufer für Nitrat herantransportiert wird.

Die anthropogenen Elemente Arsen, Cadmium und Blei zeigen die höchsten Konzentrationen bei östlichen Windrichtungen (c). Dies deutet auf einen Ferneintrag aus Verbrennungsprozessen, wie z.B. Kohleverbrennung hin.

Die Dosis wird fast bei allen Komponenten durch die Hauptwindrichtung aus West und Südost geprägt, dies gilt insbesondere für die Stoffe, die bei allen Windrichtungen in etwa gleich hoch konzentriert sind. Das sind die durch den nahen Straßenverkehr lokal emittierten bzw. aufgewirbelten Stoffe: Toluol, Xylol (Abb4.4-1 f), Benzol, Ruß (g), die im Grobstaubanteil befindlichen Antimon, Kupfer, Eisen und Nickel (h) sowie die Elemente Titan, Vanadium und Calcium (i).

Demgegenüber ist der größte Teil der Dosis der Seesalzelemente Natrium, Chlorid und Magnesium bei westlichen Windrichtungen zu beobachten (d). Westliche Windrichtungen sind häufig mit Luftmassen von der See verbunden.

Die Konzentrationen von BaP und Coronen sowie Ruß in $\text{PM}_{2,5}$ weichen ebenfalls von der Gleichverteilung ab. Die höchsten Konzentrationen sind hauptsächlich bei östlichen bzw. nordöstlichen Windrichtungen zu beobachten.

4.5 Quellgruppenzuordnung nach Lenschow

Nach dem Ansatz von LENSCHOW et al. (2001) werden zur Ermittlung der Quellgruppen Emissionskataster herangezogen und mit Immissionsmessergebnissen von Stationen an verschiedenen Standorten gekoppelt. Außerdem werden noch einige vereinfachte Annahmen gemacht.

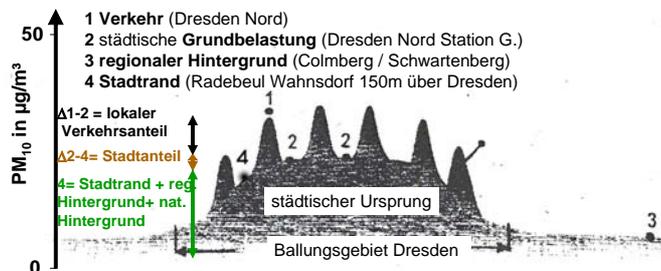


Abb. 4.5-1: Schematischer horizontales Profil der PM_{10} Umgebungsluftkonzentration im Ballungsgebiet Dresden (nach LENSCHOW et al., 2001).

1. Lokaler Verkehrsanteil (= Verkehrsstation – städtische Grundbelastung); Stadtgebiet (= städt. Grundbelastung – Stadtrand); Stadtrand + Ferntransport = regionaler Hintergrund inkl. natürlicher Hintergrund + kleiner städtischer Beitrag (s. Tab. 4.5-3)
2. Nach van DINGENEM et al. (2004) wird ein Hintergrund von: $7,0 \pm 4,1$ PM_{10} in Europa angenommen. Danach entspricht das 5%-Percentil von ländlichen und in Stadtnähe befindlichen Messorten den Mittelwerten von Stationen im Hintergrund. Dieser Hintergrundwert wird anthropogen durch Ferntransport beeinflusst, wie Russanteile belegten. Für den Untersuchungszeitraum 11.8.03 – 8.8.04 ergibt sich für die Stadtrandstation ein 5%-Percentil von $7,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. BRUCKMANN (2004) nimmt einen natürlichen Hintergrund von $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Das 5%Percentil der Station Schwarzenberg als regionaler Hintergrund ergab $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
3. Die Emissionen von SO_2 , NO_x und NH_3 sind die Quellen für Sulfat, Nitrat und Ammonium, die sich aus den vorgenannten Stoffen in der Luft bilden.

4. Die Hauptquellgruppen tragen zu den Außenluftkonzentrationen der Primären und sekundär gebildeten Aerosolpartikel mit dem Verhältnis ihrer Emissionen im Emissionskataster bei (s. Kap.3.4).
5. Für alle Quellen außerhalb der Stadt werden die Sächsischen bzw. Deutschen Quellgruppen als repräsentativ angesehen (s. Tab. 3.4.2). Für Quellen innerhalb der Stadt werden die Sächsischen Quellen als repräsentativ betrachtet bzw. abgeschätzt.

Es werden Emissionskataster des Bundeslandes Sachsen (LfUG, 2002b) Berlins und des Bundes herangezogen. Für Berechnungen und Darstellungen wurden die Software MS-Excel 2002 (Fa. Microsoft Deutschland GmbH, Unterschleißheim), SPSS 12.0, 13.0 (Fa. SPSS GmbH Software, München) und SIGMAPLOT 8.0 (Fa. SPSS Inc., Chicago - USA) benutzt.

Nach Auswertungen des LFUG für 2002 sind für die Gesamtfläche Sachsen die Hauptemittenten für PM_{10} zu 43% Industrie, danach Landwirtschaft mit 23% sowie zu 19% Verkehr (Aufwirbelung und Abrieb) und danach Motoremissionen (12%) verantwortlich.

Tab. 4.5-2 Gesamtemission aus Quellen in Sachsen (1998 bzw. 2000; LfUG, 2004).

	Menge in t/a	EE Erklärungs	kleine		
		pflichtige Anlagen inkl. GFA	Haus- brand	Indu- strie	Ver- kehr
K	1,51	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Mg	0,83	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Ruß	1912	0%	0%	0%	100%
BaP	0,89	25%	33%	11%	31%
PAK	0,07	16%	26%	9%	50%
As	1,86	5%	3%	1%	90%
Cd	1,71	1%	1%	1%	97%
Cr	1,01	28%	1%	1%	69%
Cu	2,47	31%	1%	1%	68%
Fe	0,04	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Mn	0,45	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Na	0,16	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Ni	2,46	27%	3%	3%	68%
Pb	8,34	14%	2%	1%	83%
Sb	0,09	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
TiO2	0,13	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
V	0,05	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Zn	0,02	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}
Benzol	1,4	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}	– ^{a)}

a) Nur Angaben für EE-Erklärungspflichtige Anlagen in 2000, keine Angaben über sonstige Emissionen.

Tab. 4.5-1 Gesamtemission aus Quellen in Berlin und Bund (LENSCHOW et al., 2001) in 1998 sowie Sachsen (LfUG, 2004); PM₁₀ für Sachsen wurde auf Basis 2002 nach Angaben LOHMEYER, DÜRING (2004) berechnet in % bzw. Summe in Kilotonnen.

%	Sachsen					Bund					Berlin				
	PM ₁₀ 2002	SO ₂	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	SO ₂	NO _x	VOC	NH ₃
EE Erklärungs-pflichtige Anlagen	43	95	31	14		39	87	32	8	1	20	72	25	4	
Hausbrand	2	2	4	2		12	8	6			5	23	10	2	
Haushalte					14									17	
kleine Industrie		3	6	2		2	3	2	0		1	0	3	17	
Verkehr (Motorfahrzeuge)	12	1	60	81	3	17	2	48	24		26	5	56	48	
Verkehr : Re-suspension	19					17					26				
Andere Quellen															
Verkehr						8		12	3		2	1	6	5	
Lösemittel									59						
Landwirtschaft															
Vieh					38									84	
Landwirtschaft															
Dünger	23				34									11	
Andere (Bauarbeiten etc)					10				2	4	19			7	
Summe in kt	11	229	85	49	29	246	1293	1781	1705	625	9	11	30	58	-

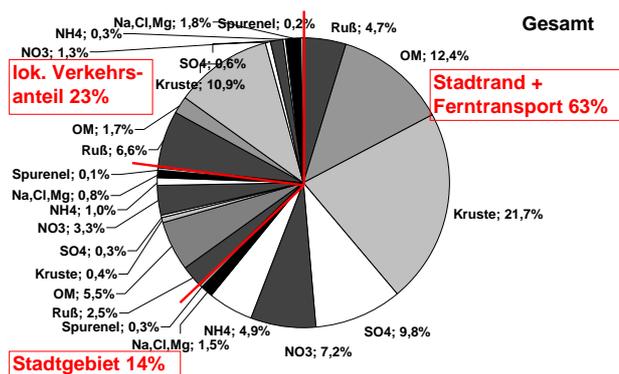


Abb. 4.5-2a: Anteil der Hauptinhaltsstoffe in PM₁₀ als Summe der 3 Standorte.

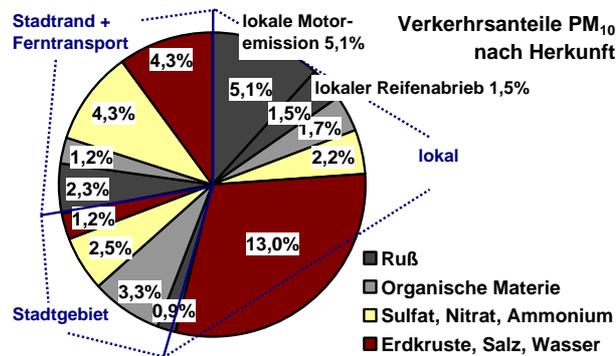


Abb. 4.5-2b: Verkehrsanteil der Hauptinhaltsstoffe im Gesamt PM₁₀ an der Verkehrsstation als Summe der 3 Standorte.

Für die Klärung der Herkunft der Luftinhaltsstoffe und der Gewichtszusammensetzung der verschiede-

denen Größenklassen werden Receptormodelle angewandt.

Ungefähr 2/3 der PM₁₀ Masse an der Verkehrsstation sind bereits in der Stadtrandlage zu finden (s. Abb. 4.5-2). 15 % Konzentrationen können zusätzlichen Quellen aus der Stadt zugeschrieben werden. Etwa ein Viertel der Masse ist auf die lokale Verkehrsbelastung (6,3 µg/m³) zurückzuführen. Fast die Hälfte (40%) dieser besteht aus Krustenmaterial und unbestimmbar Rest (2,5 µg/m³) sowie ein Drittel aus Ruß (1,8µg/m³).

Tab. 4.5-3 Zusammensetzung der Quellenteile nach Hauptinhaltsstoffen während Sommer und Winterkampagne (n=33) sowie berechnete lokaler Verkehrsanteil und Stadtgebietanteil.

µg/m ³	PM ₁₀	organ.Kruste/		Am-			Na,Cl, Mg	Spurenelem.		
		Ruß	Mat. Rest	moni-	Nitrat	um				
A	Verkehrsstation Radebeul	26,9	3,7	5,3	8,9	2,9	3,2	1,7	1,1	0,2
B	Wahnsdorf	20,6	1,9	4,8	5,9	2,7	2,8	1,6	0,6	0,1
Lokaler Verkehrsanteil										
A-B	Verkehrsstation	6,3	1,8	0,5	3,0	0,2	0,3	0,1	0,5	0,1
B-C	Stadtgebiet	3,8	0,7	1,5	0,1	0,1	0,9	0,3	0,2	0,0
C	Stadttrand + Ferntr.	16,9	1,3	3,4	5,8	2,6	1,9	1,3	0,4	0,1

Lokale Verkehrszusatzbelastung: Bezogen auf das Gesamt PM₁₀ an der Verkehrsstation entspricht der lokal emittierter Ruß aus Auspuff und Reifenabrieb 7% (1,8 / 26,9 µg/m³) und das Krustenmaterial bzw. der Bodestaub aus der Wiederaufwirbelung 11% (2,5 µg/m³, s. Kap. 5.4). Der Rest der lokalen

Verkehrszusatzbelastung von 5%punkten wird ebenfalls dem Verkehr zugeordnet.

Für die Betrachtung des **Stadtgebiets** werden folgende Abschätzungen gemacht, die auch in Tab. 4.5-4 dargestellt sind.

Tab. 4.5-4 Prozentuale Anteile an den jeweiligen Inhaltsstoffen PM₁₀ für den Stadtanteil und den berechneten Hintergrund. Verweise auf Emissionskataster in Kapitel 3.4. Unsicherheit der Abschätzung (1 gering, 3 hoch)

Stadtgebiet	Unsi- cher- heit	Anteil an PM ₁₀ an Verkehrs- station in %	Aufteilung in
Stadtgebiet			
Ruß	2	2,5	34% Verkehr, 33% Haushalte; 33% Industrie
organische Materie	2	5,5	60% Verkehr, je 20% Industrie und Haushalte aus Lösemitteln
	2	0,4	75% Verkehr aus Aufwirbelung, Industriemissionen werden wegen hoher Schornsteine auf die Hälfte nach Abschätzung E. Sachsen (25%); Hausbrand sowie Bauarbeiten werden vernachlässigt, da an dieser Stelle Gewerbegebiet und keine Bauarbeiten waren
Kruste und Rest	1	0,3	50% Hausbrand, Industriemissionen SO ₂ werden wegen hoher Schornsteine reduziert auf 50%.
Sulfat	1	3,3	70% Verkehr, 30% Industrie, Haushalte wird vernachlässigt
Nitrat	2	1	20% Verkehr aus Katalysatorabgasen, 80% Haushalte aus Kläranlagen und Hausbrand, Landwirtschaft in der Stadt vernachlässigt
Ammonium	1	0,8	100% Verkehr aus Winterstreudiens- ten
Na, Cl, Mg	1	0,1	100% Verkehr aus Abrieb und Korrosion, Industrie im Stadtgebiet wird vernachlässigt
Spuren- elemente.			
Stadttrand + Ferntransport			
Ruß	2	4,7	50% Verkehr, 40% Industrie, 10% Haushalte
	3	12,4	70% natürlicher Ursprung (Terpene, Cellulose) 20% Industrie als Lösungsmittel,
organische Materie	3	21,7	10% Verkehrsemissionen VOC 60% Saharastaub, Winderosion kultivierter Böden und Tierhaltung, 20% Industrie, 20% Verkehr
Kruste und Rest	1	9,8	100% Industrie
Sulfat	1	7,2	60% Verkehr, 40% Industrie
Nitrat	1	4,9	100% Landwirtschaft
Ammonium	1	1,5	100% natürlich aus Seesalz
Na, Cl, Mg	2	0,3	100% aus Industrieabgasen Fern- transport
Spuren- elemente.			

- Ruß stammt unter Vernachlässigung anderer Quellen und in Anlehnung an die Tab. 3.4.3 für BaP hauptsächlich zu je 1/3 aus

Kfz-Emissionen, Industrie und Haushalten (Holz, Kohlefeuerung).

- Die Organischen Stoffe werden aus Emissionsdaten von VOC in Berlin (s. Tab. 3.4.2) zu 20% Industrie und Haushalten aus Lösemitteln zugeordnet und der Rest mit 60% dem Kfz-Verkehr.
- Die 0,4% Erdkrustenanteile werden zu 75% als Aufwirbelung von Bodestaub dem Verkehr zugeordnet, Industriemissionen 25%, obwohl im Emissionskataster ca. je 50% angenommen werden, da wie bei Sulfat angenommen wird, dass nur ein Teil der PM₁₀ Emissionen am Boden in der Stadt ankommen.
- Das Sulfat wird den Haushalten und Industrie je 50% zugeschrieben, da nur ein Teil der Industrieabgase (Annahme 50%) innerhalb der Stadt in Sulfat umgewandelt wird und am Boden ankommt.
- Nitrat wird 70% dem Verkehr und 30% Industrie zugeordnet unter Vernachlässigung des Hausbrandes (s. Tab. 3.4.2 Sachsen und Berlin)
- Ammonium wird zu 20 % dem Kfz-Verkehr (Katalysator) und 80% Haushalten (Kläranlagen) zugewiesen.
- Das Salz wird der Aufwirbelung durch den Verkehr von Winterstreusalz zugeordnet.
- Die 0,1 % Spurenelemente werden dem Straßenverkehr zugerechnet.

Stadttrand + Ferntransport:

- Der Ruß wird analog zu LENSCHOW et al. (2001) für den Ruß außerhalb Berlins zu ca. 50% dem Verkehr, 40% der Industrie und 10% den Haushalten. Für Sachsen würden nach BaP-Emissionen (s. Tab. 3.4.3) je ein Drittel diesen Quellen zugeordnet werden. Polen und Tschechien haben einen erheblichen Einfluss auf die Ruß und BaP-Konzentrationen durch Ferntransport bei südöstlichen Anströmungen (s. Kap. 4.4 und GERWIG (2001)). Deshalb wird die Aufteilung aus der Umgebung von Berlin verwendet.
- Weltweit gesehen machen nach Abschätzung bei GUDERIAN (2000) (s. auch Kap. 2.1) ca. 16 % der Organischen Materie der VOC Emissionen natürlichen Ursprungs aus (Terpene). Da in Deutschland die Siedlungsdichte deutlich größer ist als im Durchschnitt der Welt wird der Anteil des anthropogenen Beitrages vermutlich höher als der berechnete Anteil von 16% sein.

Damit wird auch der anthropogene Anteil an SOA vermutlich mehr als 25 % betragen. Insbesondere im Winter müsste ein erheblicher Teil der organischen Materie (OM) der Filterproben aus SOA bestehen und nicht, wie im Sommer z.B. aus Wachsen und im Herbst aus Blätterabrieb. SOA als Teilmenge der Organischen Materie trägt in Toronto zu ca. 20% des PM_{2,5} im Sommer bei, wobei ein maximaler Anteil von 40% festgestellt wurde (LEE et al, 2003). Etwa 7 % des OC besteht aus Cellulose (aus Pflanzenabrieb), auch im Bereich 0,1 – 1,6 µm Korngröße (Wien, PUXBAUM und ZENZE-KUNIT, 2003). Aufgrund dieser Überlegungen wird für die Zusammensetzung der Organischen Materie ein natürlicher Anteil von 70%, aus dem Verkehr 10% bzw. 20% aus der Industrie abgeleitet. In Deutschland stammen 700 t/a aus dem Straßenverkehr und 1100 t/ Jahr aus Lössmittelgebrauch (GUDERIAN, 2000).

Tab. 4.5-5 *Prozentuale Anteile an PM₁₀ an der Verkehrsstation für verschiedene E-mittenten nach Messungen während 5 Wochen Messkampagnen.*

%	Kruste		Am- moni- um	Na, Cl, Spu- re	Sum- me				
	Org. Ruß	und Mat. Rest Sulfat Nitrat							
Lokaler Verkehrs- anteil	6,6%	1,7%	10,9%	0,6%	1,3%	0,3%	1,8%	0,2%	23,4
Kfz-Verkehr	6,6%	1,7%	10,9%	0,6%	1,3%	0,3%	1,8%	0,2%	23,4
Haushalte									
Industrie									
Landwirt- schaft + Natur									
									14,0
Stadtgebiet	2,5%	5,5%	0,4%	0,3%	3,3%	1,0%	0,8%	0,1%	7,9
Kfz-Verkehr	0,9%	3,3%	0,3%		2,3%	0,2%	0,8%	0,1%	7,9%
Haushalte	0,8%	1,1%	0,1%	0,2%		0,8%			3,0%
Industrie	0,8%	1,1%		0,2%	1,0%				3,1%
Landwirt- schaft + Natur									
Stadtrand + Fern- transport	4,7%	12,4	21,7%	9,8%	7,2%	4,9%	1,5%	0,3%	62,6
Kfz-Verkehr	2,3%	1,2%	4,3%		4,3%				12,3
Haushalte	0,5%								0,5%
Industrie	1,9%	2,5%	4,3%	9,8%	2,9%			0,3%	21,7
Landwirt- schaft + Natur		8,7%	13,0%			4,9%	1,5%		28,1
Summe	13,8	19,6	33,0%	10,7%	11,8%	6,2%	4,1%	0,6%	100

- Das Krustenmaterial (Bodenstaub) und Wasser stammt aus verschiedenen Quel-

len. Geogener Ferntransport an der Verkehrsstation machte über den gesamten Untersuchungszeitraum 3% Seesalz und eine hier nicht näher quantifizierbare Menge Saharastaub aus. Nach van DINGENEM et al. (2004) wird ein natürlicher Hintergrund von: 7,0±4,1 PM₁₀ in Europa angenommen. Bei einem Anteil von 60% natürlicher Kruste aus Saharastaub und Boden-erosion und den Annahmen für Seesalz, Organischer Masse und dem Ammoniumanteil aus der Landwirtschaft entspricht dies einer Masse von 7,6 µg/m³. Die restlichen Anteile werden zu gleichen Teilen (20%) auf Verkehr und Industrie aufgeteilt nach Emissionsangaben für den Bund. (s. Tab. 3.4.2 Angaben für PM₁₀ ohne natürliche Quellen: Sachsen: 43% Industrie, 33% Verkehr, 23% Landwirtschaft; Bund: 42% Industrie, 41 % Verkehr, Keine Angabe zu Landwirtschaft).

- Das Sulfat stammt vollständig aus industrieller Verbrennung unter Vernachlässigung anderer Emissionsquellen. (s. Tab. 3.4.2 SO₂: 90% Bund, 98% Sachsen) .
- 60% des Nitrats aus überregionalen Quellen des Verkehrs und 40 % aus Industrie, Haushalte werden als Quellen vernachlässigt (s. Tab. 3.4.2 NO_x: Bund, Sachsen: 60% Verkehr).
- Ammonium stammt im Bundesgebiet hauptsächlich aus der Landwirtschaft (s. Tab. 3.4.2 95% NH₃ aus Landwirtschaft (Bund), 72% in Sachsen), deshalb wird 100% der Landwirtschaft zugeordnet.
- Seesalz stammt zu 100% aus natürlichen Quellen.
- Spurenelemente werden 100% der Industrie zugeordnet, z.B. aus Kohleverbrennung (Arsen, Blei, Cadmium Konzentrationen sind bei östlichen Windrichtungen erhöht, Kap. 4.4).

Tab. 4.5-6 *Prozentuale Anteile an PM₁₀ an der Verkehrsstation für verschiedene E-mittenten.*

Quelle	Anteil in %	Anteil in µg/m ³
Kfz-Verkehr	43,6%	11,7
Haushalte	3,5%	0,9
Industrie	24,8%	6,7
Landwirtschaft + Natur	28,1%	7,6
Summe	100%	26,9

Nach der 3skaligen Abschätzung über Unsicherheit der Herkunftsangabe der Anteile (s. Tab. 4.5-4)

sind 1/3 des PM₁₀ (Ferntransportierte Organische Materie und Erdkrustenbestandteile) unter hoher Unsicherheit den Verursachern zugeordnet worden.

Nach den Angaben in der Tab. 4.5-5 sind somit 44% des PM₁₀ an der Verkehrsstation Dresden Nord durch Verkehr beeinflusst. Dabei trägt der lokale Straßenverkehr 23%punkte, der Verkehr in der Stadt bis zum Stadtrand 8%punkte und der Verkehr am Stadtrand sowie aus landesweiten, bundesweiten und europäischen Quellen 12%punkte bei.

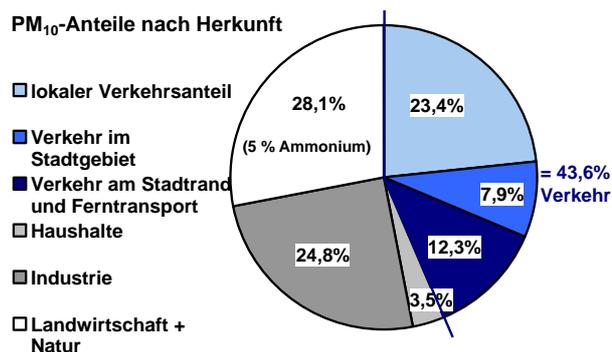


Abb. 4.5-3: Anteil der Hauptquellen in PM₁₀ an der Verkehrsstation während der 5 Wochen Messkampagnen in 2004.

Als weitere Quellen sind der natürliche Hintergrund und Landwirtschaft mit 27%, die Industrie mit 25%, und die Haushalte mit 4% zu nennen. Der Beitrag aus Landwirtschaft und Natur mit 7,6 µg/m³ entspricht damit fast dem berechneten Hintergrund von 7,7 µg/m³ nach DINGENEM et al. (2004) s.o..

4.6 Jahreswechsel 2003/2004

Der Jahreswechsel wird in europäischen und insbesondere deutschen Städten durch Abbrand von Feuerwerkskörpern begangen. Der größte Teil dieser Aktivitäten findet am 31.12. in den Stunden vor und kurz nach Mitternacht statt.

Tab. 4.6-1a Mittlere Zusammensetzung von PM₁₀ an Verkehrsstation Dresden-Neustadt (A) in der Zeit von 11.8.03 bis 8.8.2004, an Sylvester/Neujahr, die Differenz der Zeiträume und der Mehranteil in diesem Zeitraum im Verhältnis zum Gesamtzeitraum. Abweichungen > ± 50% sind Fett markiert.

	Sylvester, JMW		Sylvester, Neujahr - JMW		S+N - JMW / JMW	
	PM ₁₀ Konzentration (µg/m ³)	PM ₁₀ %	PM _{2,5} %	PM _{10-2,5} %		
PM	29,0	36,2	7,2	25%	46%	-13%
NH4+	1,68	1,88	0,20	12%	-3%	99%
Ca	0,28	0,09	-0,19	-68%	-59%	-71%
Cl	0,29	0,55	0,26	88%	221%	59%
K	0,15	3,03	2,88	1961%	2102%	1619%
Mg	0,05	0,31	0,25	501%	1257%	180%
Na	0,44	0,52	0,08	17%	-3%	25%
NO3-	2,63	5,84	3,21	122%	119%	127%
SO42-	3,25	5,52	2,26	70%	60%	110%
Ruß	4,3	3,0	-1,3	-30%	-20%	-65%
TC	8,4	7,4	-1,0	-12%	-5%	-37%
OC	4,1	4,4	0,3	7%	9%	-3%
Konzentration (ng/m³)						
As	2,2	3,1	0,9	39%	23%	92%
Cd	0,39	0,32	-0,07	-17%	-15%	-27%
Cr	4,7	2,7	-2,1	-44%	-16%	-56%
Cu	32,7	44,9	12,1	37%	352%	-47%
Fe	1085	435	-651	-60%	-43%	-66%
Mn	17,5	13,5	-4,0	-23%	27%	-63%
Ni	2,5	1,7	-0,8	-31%	-15%	-49%
Pb	16,5	58,5	42,0	254%	302%	115%
Sb	7,27	3,83	-3,45	-47%	35%	-74%
Ti	32,6	15,6	-17,0	-52%	-37%	-59%
V	1,84	1,93	0,09	5%	54%	-73%
Zn	68,0	59,2	-8,8	-13%	24%	-58%
BaP	0,83	3,24	2,40	288%	80%	1211%
BbF	1,32	4,31	2,99	226%	111%	738%
BeP	0,97	2,75	1,78	185%	106%	480%
BkF	0,48	1,77	1,29	273%	193%	691%
Cor	0,51	2,56	2,05	404%	172%	1074%
DBahA	0,10	0,23	0,13	128%	109%	186%
Ind	0,98	3,13	2,15	218%	130%	539%

Bei einem Vergleich der Jahresmittelwerte mit dem Mittelwert dieser beiden Tage ergaben sich z. T. drastische Unterschiede bei den Inhaltsstoffen. Besonders im Feinstaub waren stark die Konzentrationen von Kalium (2102%), Magnesium (1257%), Kupfer (352%), Blei (302%), Chlorid (221%), Nitrat (119%), Sulfat (60%), Masse PM_{2,5} (46%) und PAK (>100%) erhöht. Außerdem wurden mehr Partikel als im Jahresschnitt gemessen (18%), Der maximale Stundenmittelwert PM₁₀ betrug um 1:00 des

1.1.2004 284 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Durch den Berner-Impaktor gemessenes Strontium bzw. Magnesium war am Neujahrstag ca. 93 bzw. 6 Mal stärker konzentriert als im Mittel der übrigen Tage (s. Abb. 4.6-2.3), das Verteilungsmaximum liegt im Feinstaub (Droplet-Modus), stammt somit aus der Verbrennung, ähnlich wie bei Kalium und liegt nicht mehr im Grobstaubmodus. Blei bzw. Kupfer war am Neujahrstag 6 bzw. 3,2-mal höher als im Rest der Berner-Impaktorproben konzentriert. Auch Kupfer trat hier hauptsächlich im Dropletmodus auf.

Es herrschten geringe Windgeschwindigkeiten (ca. 1 m/sec) bei keinen registrierten Niederschlägen vor. Die Luftmassen wurden aus Richtung Nordatlantik, Ostsee und Mecklenburg-Vorpommern über Berlin und West-Polen nach Dresden geleitet. An den beiden Tagen wurden die wenigsten Autos im Vergleich zum Rest des Jahres auf den Straßen gezählt (-48% Kfz bzw. -71% Schwerverkehr). Aus diesem Grund sind die Stoffe, die dem Straßenverkehr zugeordnet werden können, wie Ruß, Cr, Fe, Mn, Ni, Sb, Ti, Zn besonders im Grobstaubbereich bei geringeren Kfz-Zahlen niedriger konzentriert (s. Tab. 4.6-1a).

Tab. 4.6-1b Kontinuierliche Messparameter an der Verkehrsstation Dresden-Neustadt (A) in der Zeit von 11.8.03 bis 8.8.2004 (ohne S+N) im Verhältnis zu Sylvester/Neujahr, die Differenz der Zeiträume und der Mehranteil in diesem Zeitraum im Verhältnis zum Gesamtzeitraum.

		JMW Sylvester, Neujahr	Sylvester, S+N - Neujahr	JMW - JMW in %
WINDGE	m/sec	2	-1	-40%
FEUCHT	% RF	73	12	16%
TEMP	°C	9,8	-10,2	-105%
NO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	42	-16	-38%
NO2	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	48	-11	-24%
CO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,6	-0,1	-22%
BEN	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,5	-0,6	-24%
TOL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	4,6	0,2	5%
XYL	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	4,3	-2,7	-63%
Ruß	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	3,4	-1,3	-39%
Niederschlag	mm	1,2	0,0	-100%
Luftdruck	hPa	988	5	0%
Anzahl Partikel	n	25117	4465	18%
Summe Kfz	n	129078	-62213	-48%
Summe SV	n	11723	-8318	-71%

In Dresden wurden bereits in der Vergangenheit hohe Spitzenbelastungen in den Mitternachtsstunden gemessen. Am 31.12.1999 wurden am Postplatz vor Mitternacht sogar 2038 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Staub gemessen.

Nach Untersuchungen von PONTEN et al. (2003) wurden im Bereich $> 0,1\mu\text{m}$ um eine Größenordnung mehr Partikel kurz nach Mitternacht am Sylvester 2002 eines Feuerwerks in Duisburg beobachtet, als zu Zeiten einige Stunden bzw. Tage später. Bei der gleichen Gelegenheit wurden in 24h-Impaktorproben deutlich erhöhte Werte von u.a. K, Cu, Pb und As (QUASS et al. 2003) festgestellt, wie auch in der vorliegenden Arbeit. Dort wird diskutiert, dass Kalium und Kupfer als Bestandteile im Feuerwerkskörpern vorkommen, Blei und Arsen aber nicht. Die in Dresden ebenfalls erhöhten Werte für Magnesium und Chlorid stammen vermutlich zumindest teilweise ebenfalls aus Feuerwerksaktivitäten.

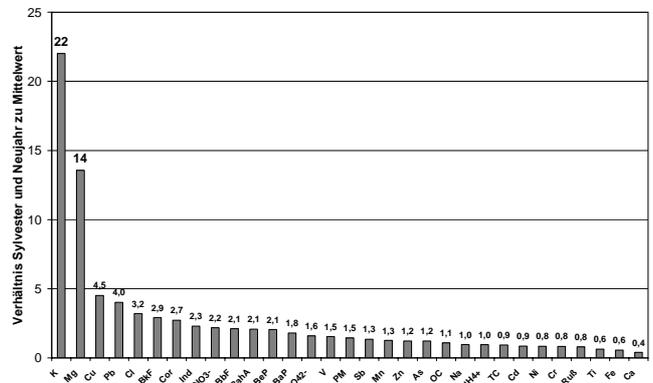


Abb. 4.6-2.1: Konzentrationsverhältnisse von Sylvester und Neujahrstag 2003/2004 zum Mittelwert des Untersuchungszeitraums in $\text{PM}_{2,5}$.

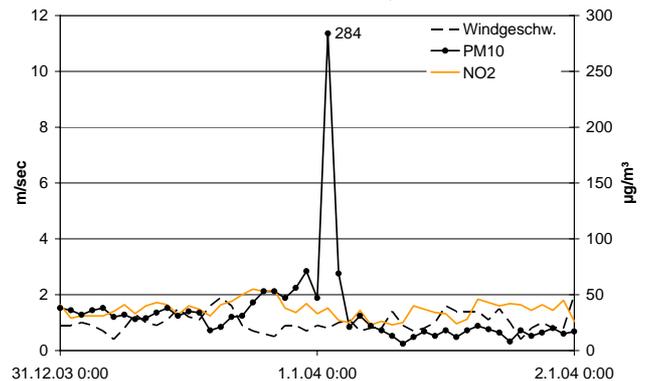


Abb. 4.6-2.2: Stundenmittelwerte von PM_{10} , NO_2 und Windgeschwindigkeit am Sylvester und Neujahrstag 2003/2004.

BRANIS (2003) weist daraufhin, dass bei einem Vergleich der Tagesmittelwerte zu verschiedenen Jahreswechsellern, die Meteorologischen Bedingungen (Windgeschwindigkeit und Temperatur) einen größeren Effekt auf das Tagesmittel von PM_{10} haben als eine starke aber kurze Episode, wie ein Feuerwerk. Auch für Dresden gilt, dass zwar kurz

nach Mitternacht erhöhte PM₁₀ Werte zu messen waren, jedoch hatte dies fast keinen Einfluss auf den Tagesmittelwert dieses Parameters (s. Abb. 4.6-2.2). Die PM₁₀-Masse lag somit nur 25% über dem Wert des gesamten Untersuchungszeitraums (s. Tab. 4.6-1 a).

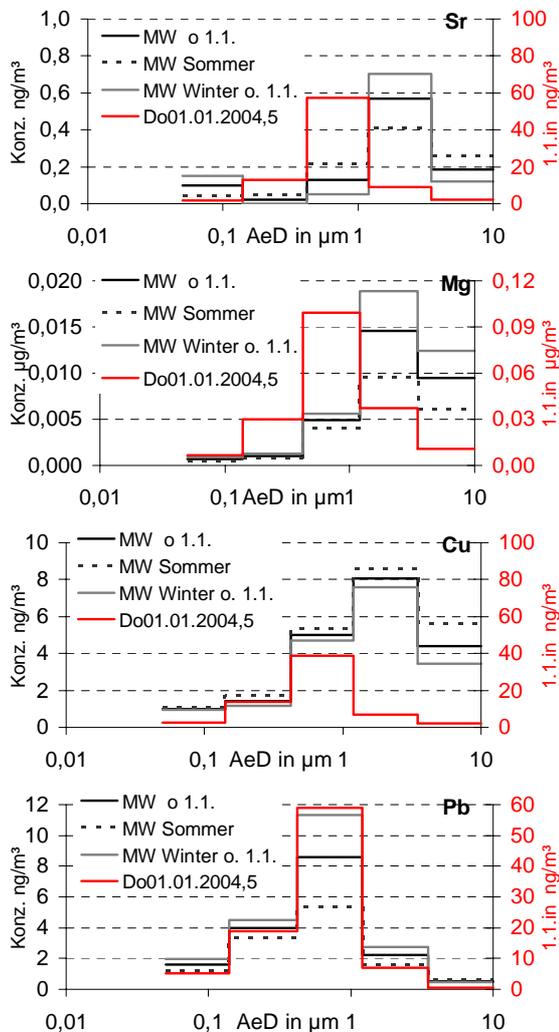


Abb. 4.6-2.3: Strontium- und Blei Konzentrationen am Neujahrstag 2003/2004 im Vergleich zu Mittelwert Sommer, Winter und das ganze Jahr ohne Berücksichtigung des 1.1.05.

Wie ein direkter Vergleich der Konzentrationen an den Tagen vor und nach dem Ereignis zeigt sind die stark erhöhten PAK-Werte auf die allgemein jahreszeitlich bedingten Maxima zurückzuführen, wie z.B. durch Verbrennung von Festen Brennstoffen (Holz, Kohle) bzw. meteorologischen Bedingungen (s. auch GERWIG, 2003a) und nicht direkt auf das Feuerwerk.

4.7 Zusammensetzung bei Überschreitungen des PM₁₀ Grenzwertes

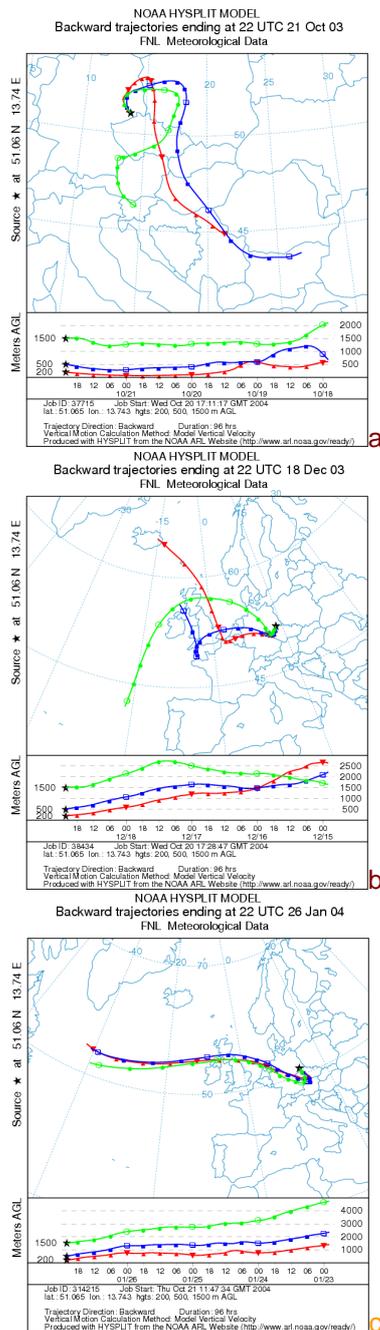


Abb. 4.7-1: 96h Rückwärtstrajektorien nach DRAXLER et al.(2003) für die Tage mit PM₁₀ > 50µg/m³ mit Zielpunkt Dresden.

Die Überschreitung des Tagesgrenzwertes von 50µg/m³ wurde an 9 von 184 Untersuchungstagen mit chemischer Analyse festgestellt (Gruppe H = hohe PM₁₀-Konzentrationen): 13.8.04, 21.10., 18.12.03, 26.-28.1., 29.2., 8.3., 9.3.. Am So. 29.2. wurde ebenfalls an der Station der Grundbelastung eine Überschreitung festgestellt, am Stadtrand je-

doch nicht.

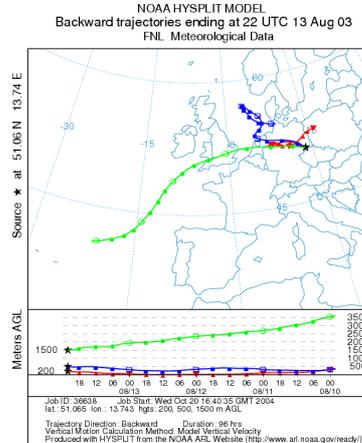
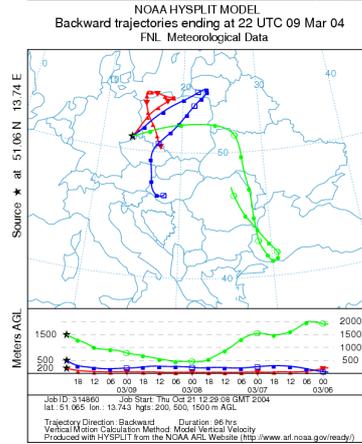
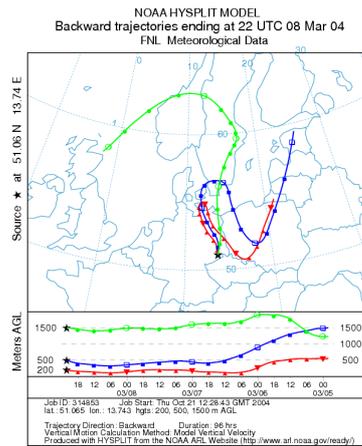
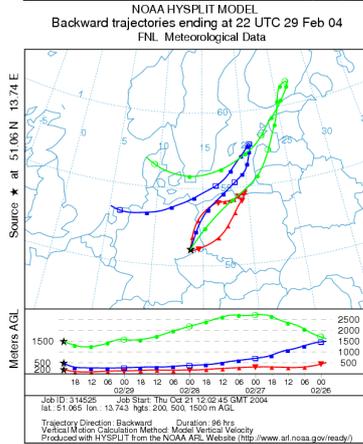
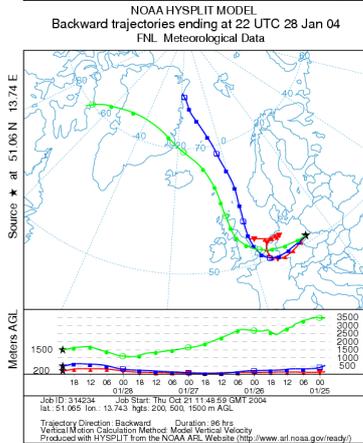
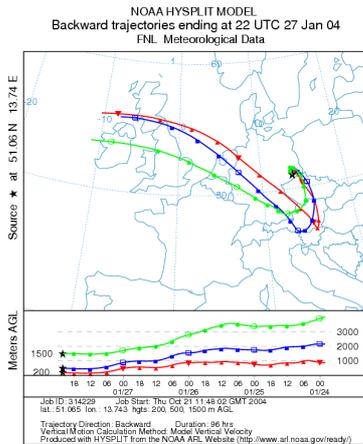


Abb. 4.7-1: Forts

Zum Vergleich wurden neben dem Mittelwerten dieser Tage auch der Mittelwert der Tage mit Konzentrationen $< 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ herangezogen (Gruppe G = gering belastetes Aerosol).

Die 96h-Rückwärtstrajektorien (s. Abb. 4.7-1a – i) haben unterschiedliche Wege zurückgelegt, liefen aber über mindestens eines der Gebiete Böhmisches Becken (b-d), das Ruhrgebiet (b-e,i) oder Südwest Polen (a, f-h) und nie ausschließlich vom Nordatlantik oder aus Skandinavien direkt nach Dresden.

Eine zufällige Auswahl von 3 der 39 Tage der Gruppe G wird in der Abb. 4.7-4a-c dargestellt. Die Trajektorien verliefen 14-mal ähnlich der Abb. a, b, somit aus nördlichen Gebieten, 12-mal aus westlichen Gebieten, wie in Abb. c und 13-mal aus verschiedenen Gebieten.

In der Gruppe G hat es an fast jedem der Tage geregnet (3 im Vergleich zu 0,3 für H) und die Regenmenge war geringer (1,0 mm) im Vergleich zu Gruppe H (2,3 mm) genau wie die Windgeschwindigkeit (1,1 zu 2,2 m/s). Bei einem Vergleich der Mittelwerte der beiden Gruppen fällt auf, dass bis auf Magnesium alle Inhaltsstoffe in der Gruppe H in höheren Konzentrationen auftreten als in Gruppe G (s. Tab. 4.7-2).

Tab. 4.7-1 Vergleich der Konzentrationsverhältnisse der Mittelwerte verschiedener Parameter der Tage mit $PM_{10} > 50 \mu g/m^3$ ($n=9$) (H) zu denen $< 20 \mu g/m^3$ ($n= 39$) (G) PM_{10} an Verkehrsstation Dresden-Neustadt (A) in der Zeit von 11.8.03 bis 8.8.2004.

Stoff	H/G	Stoff	H/G	Stoff	H/G	Meteorologie / Kfz	H/G
NO3	8,6	DBahA	2,9	Sekundärionen (SGA)	6,8	Windgeschw.	0,5
NH4	8,4	V	2,8	Rest	4,0	Regen	0,4
As	6,6	Zn	2,7	EC+OM	3,3	Klotzsche	0,4
				Erdkruste + Schwermetalle	2,8	Summe SV	1,4
Sulfat	5,0	Ruß	2,6	Seesalz	2,0	Summe Kfz (4 Stationen)	1,1
BeP	4,6	Cor	2,6	Anzahlpartikel			
Ind	4,2	Chlorid	2,6	3-800nm	1,6		
BbF	4,2	Ca	2,3	BEN	2,4		
Cd	4,1	Mn	2,3	soot	2,1		
BkF	4,0	Ni	1,9	CO	1,9		
PM_{10}	4,0	Na	1,8	TOL	1,9		
K	3,9	Fe	1,8	XYL	1,8		
OC	3,8	Sb	1,7	NO	1,7		
BaP	3,8	Cr	1,6	NO2	1,6		
Ti	3,5	Cu	1,6				
Pb	3,3	Mg	0,9				
TC	3,2						

Die eher im Grobstaubanteil anzutreffenden Elemente Cu, Cr, Sb, Fe, Na, Mn, Ca und Zn sind weniger stark angereichert mit Faktoren von 1,6 bis 2,7. Das Grobstaubelement Titan bildet mit Faktor 3,5 eine Ausnahme. Die eher im Feinstaub anzutreffenden Stoffe Ammonium (8,4), Nitrat (8,6), Sulfat (5,0), Arsen, Cadmium, Kalium und PAKs sind in Gruppe H zwischen 3,9 und 8,6-mal höher konzentriert im Vergleich zu Gruppe G (s. Tab. 4.7-1).

Werden die Probenahmetage nach der PM_{10} -

Konzentration sortiert so scheinen die Gesamtkonzentrationen insbesondere durch die sekundär gebildeten Aerosole (SGA) geprägt zu sein (Abb. 4.7-3a). Die Darstellung der relativen Anteile der Hauptkomponenten ergibt jedoch kein so deutliches Bild (Abb. 4.7-3b). Allerdings scheint der Kohlenstoff-Anteil im Vergleich zum Anteil der SGA zurückzugehen. Im Mittel hat die Gruppe H zu G 6%punkte weniger Krustenmaterial (Bodenstaub), 8%punkte weniger EC+OC und 2%punkte weniger Seesalz aber 16%punkte mehr SGA und eine höhere Windgeschwindigkeit (s. Abb. 4.7-3a).

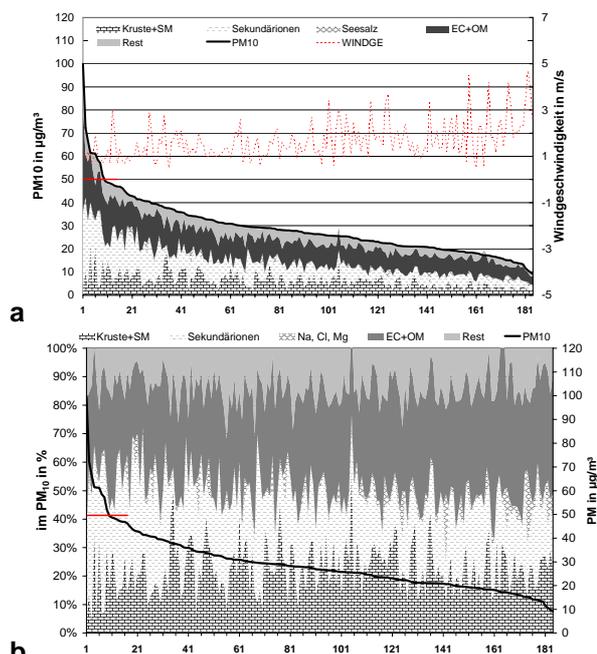


Abb. 4.7-2a,b: Chemische Zusammensetzung der Messtag an der Verkehrsstation Dresden Nord (A).

Die 9 Tage, an denen der Tagesgrenzwert überschritten wurde (Gruppe H) kann grob in 2 Klassen eingeteilt werden, wenn der Gehalt der Erdkruste (Bodenstaub) und SGA genauer betrachtet wird (s. Abb. 4.7-3b). Die Fälle a, b, i (21.10.03, 18.12.03, 13.8.03) (**H_Kruste**) zeigen 3mal so hohe Anteile der Krustenmaterialien (30-38%), wie die übrigen Tage (<10%) bei 17-29% SGA Anteilen. Diese Gruppe (**H_Fern**) ist hauptsächlich durch höhere Anteile SGA (32-55%) und geringen Anteil Krustenmaterialien (4-14%) geprägt. Ohne den 26.1. schwanken der Kohlenstoffanteil zwischen 25 und 38%, während die gering konzentrierten Proben der Gruppe G im Mittel 40% enthalten.

Am 26.1.04 (s. Abb. 4.7-1 c) wurde die höchste PM_{10} -Konzentration gemessen. Es erfolgte bei geringer Windgeschwindigkeit eine Anströmung durch das Elbtal vom Böhmischem Becken. Gleichzeitig

wurde ein sehr hoher Feinstaubanteil von 84% errechnet und die höchste Arsen und Sulfatkonzentration (29,2 ng/m³ bzw. 14,47 µg/m³) des gesamten Untersuchungszeitraums gemessen. Dies gilt ebenfalls für die Konzentrationen TC, EC und OC. Insbesondere die Konzentrationen für Cu, Fe, Sb, Ti, Chlorid und Mg waren geringer oder nicht deutlich höher als im Mittel der am geringsten konzentrierten Proben (Gruppe G).

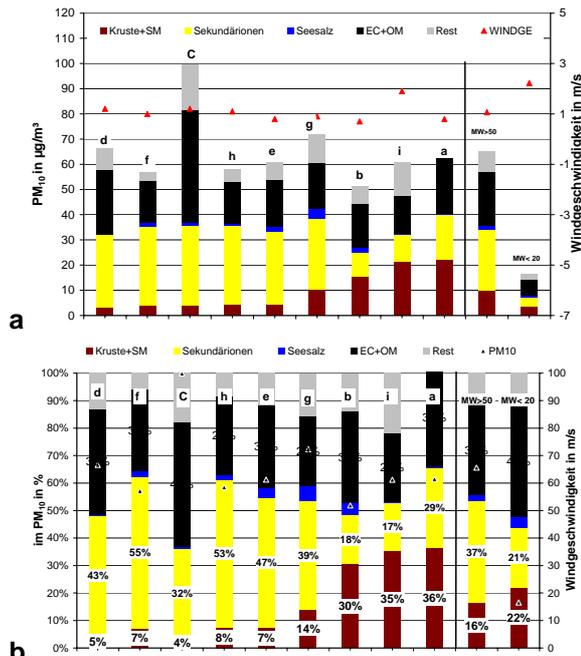


Abb. 4.7-3a,b: Chemische Zusammensetzung der Tage mit PM₁₀ > 50µg/m³ an der Verkehrsstation Dresden Nord (A) im Vergleich zum Mittelwert und dem Mittelwert der Tage < 20µg/m³, ge-

ordnet nach Gehalt an Krustenmaterial.

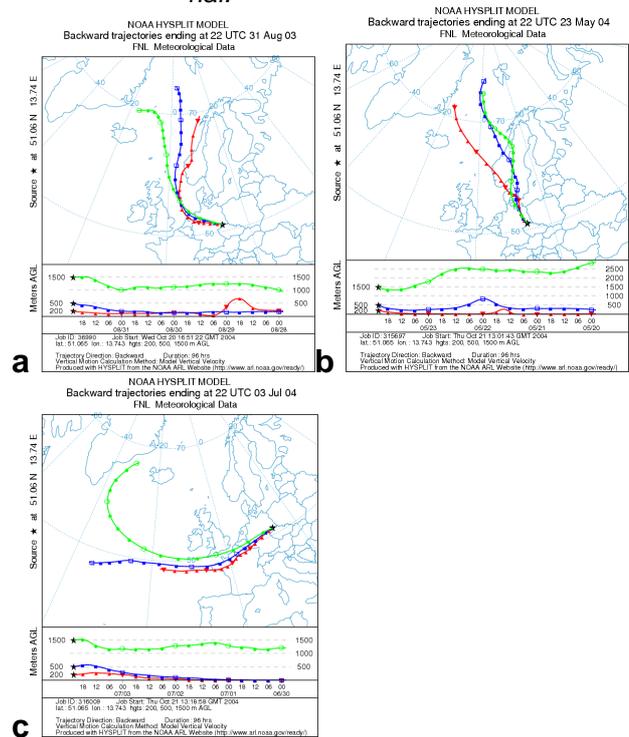


Abb. 4.7-4a-c: 96h Rückwärtstrajektorien nach DRAXLER et al.(2003) für 3 zufällig ausgesuchte Tage von 39 Tagen mit PM₁₀ < 20µg/m³ mit Zielpunkt Dresden (31.8.03, 23.5.04, 3.7.04)

Tab. 4.7-2 Vergleich der Konzentrationsverhältnisse verschiedener Parameter der Tage mit PM₁₀ > 50µg/m³ (n=9) (H) zu den Mittelwerten mit < 20µg/m³ (n= 39) (G) PM₁₀ an Verkehrsstation Dresden-Neustadt (A) in der Zeit von 11.8.03 bis 8.8.2004.

		27.1.	29.2.	26.1.	9.3.	28.1.	8.3.	18.12.	13.8.	21.10.	Mw H	Mw G	G/H
		Di	So	Mo	Di	Mi	Mo	Do	Mi	Di			
Abb.4.7-1 s. Abb.4.7-3		4	6	3	8	5	7	2	9	1			
		d	f	c	h	e	g	b	i	a			
PM _{2,5/10}		0,81	0,71	0,84	0,85	0,75	0,67	0,56	0,64	0,71	0,73	0,64	0,9
PM	µg/m ³	66,6											
			57,18	99,89	58,47	61,26	72,29	51,86	61,19	61,51	65,59	16,53	4,0
NH ₄		7,41	7,81	8,22	8,08	7,10	6,89	1,63	2,41	4,44	6,00	0,72	8,4
Chlorid		0,14	0,68	0,23	0,53	1,05	2,10	1,00	0,02	0,07	0,65	0,25	2,6
Mg		0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,06	0,07	0,08	0,04	0,04	0,04	0,9
		10,4											
Nitrat			13,44	9,04	14,69	13,75	14,51	4,93	0,97	6,85	9,84	1,15	8,6
		10,8											
Sulfat			10,00	14,47	8,25	8,01	6,86	2,76	7,13	6,48	8,32	1,67	5,0
Ruß		6,9	4,6	12,7	5,7	6,9	7,1	7,3	6,9	8,1	7,4	2,8	2,6
TC		20,2	13,3	35,6	13,6	15,2	15,2	14,4	12,8	18,1	17,6	5,5	3,2
OC		13,3	8,7	22,9	8,0	8,3	8,1	7,1	5,9	9,9	10,2	2,7	3,8
Kruste+SM	µg/m ³	3,1	4,1	4,1	4,5	4,5	10,2	15,6	21,6	22,2	10,0	3,6	2,8
Sek.-ionen		28,7	31,3	31,7	31,0	28,9	28,3	9,3	10,5	17,8	24,2	3,5	6,8
Seesalz		0,4	1,3	1,0	1,0	2,0	3,8	2,1	0,3	0,2	1,4	0,7	2,0
EC+OM		25,5	16,8	44,8	16,8	18,5	18,4	17,3	15,1	22,0	21,7	6,6	3,3
Rest		8,7	3,4	17,9	4,9	7,1	11,2	7,1	13,3	-1,2	8,0	2,0	4,0
Kruste+SM	%	5%	7%	4%	8%	7%	14%	30%	35%	36%	16%	22%	0,7
Sek. Ionen		43%	55%	32%	53%	47%	39%	18%	17%	29%	37%	21%	1,7
Seesalz		1%	2%	1%	2%	3%	5%	4%	1%	0%	2%	4%	0,5
EC+OM		38%	30%	45%	29%	30%	26%	34%	25%	36%	32%	40%	0,8
Rest		13%	6%	18%	8%	12%	16%	14%	22%	-2%	12%	12%	1,0
As	ng/m ³	5,88	2,86	29,17	2,60	3,56	2,50	4,25	2,46	5,78	6,56	0,99	6,6
Cu		22	19	23	19	38	54	82	42	32	37	23	1,6
Fe		640	660	593	763	1004	2028	2514	1742	1750	1299	740	1,8
Ni		3,4	2,1	4,2	2,2	3,9	4,1	3,9	3,7	3,0	3,4	1,8	1,9
Sb		6,2	5,6	6,5	4,9	9,5	13,3	16,1	9,8	6,6	8,7	5,2	1,7
Ti		12,5	19,9	19,3	21,1	17,5	45,9	79,9	138,9	143,0	55,3	16,0	3,5
BaP		1,17	1,87	2,63	1,28	1,77	1,49	3,29	0,04	4,13	1,96	0,52	3,8
Windge.	m/s	1,2	1	1,2	1,1	0,8	0,9	0,7	1,9	0,8	1,1	2,2	0,5
TEMP	°C	-2,4	-2,3	-2,4	-0,1	-1,8	0,2	3,6	28,5	3,9	3,0	8,6	0,4
NO ₂	µg/m ³	51	48	74	61	65	71	70	74	54	63	40	1,6
Ruß kont.	µg/m ³	4,6	3,7	7,3	3,8	5,1	5,6	6,4	5,4	6,2	5,3	2,5	2,1
Niedersc.	mm	0	0	0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	1,0	2,3	0,4
T. o. Regen	n	1	4	3	3*	0	2	6	1	6*	3,0	0,3	8,1
3-800nm	n*1000	26	30	27	34	37	37	40	27	43	34	21	26
Summe Kfz	n*1000	133	83	131	138	132	137	152	134	132	130	116	133
SV	n*1000	12	3	12	13	12	13	16	16	16	13	9	12
SV-Anteil	%	9%	4%	9%	10%	9%	10%	11%	12%	12%	9%	7%	1,3
Ursprung	-	U	U	U	E	U	U/E	U	U	U			

*) Die Tage ohne Regen entsprechen in diesem Fall den Tagen vor dem dargestellten Tag. Am Messtag hat es in diesem Fall nach DWD auch geregnet, evtl. aber erst in der Zeit ab Mitternacht bis 5:50 UTC des Folgetages gemäß Messkonvention DWD.

4.8 Korrelationen mit dem Kfz-Verkehr

Für die Abschätzung des relativen Kfz-Verkehrsflusses in der Innenstadt Dresdens (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004) für das Jahr 2003 bzw. den Untersuchungszeitraum 11.8.03 - 8.8.04 und damit auch an der Verkehrsstation A am Schlesischen Platz wurden die Zählungen der 4 Messstellen Ammonstr., Carolabrücke, Königsbrücker Str. und Radeburger Str. aufsummiert (s. Abb. 4.8-1). Dies wurde gemacht um mögliche Bauarbeiten oder andere Störungen, die sich jeweils an diesen Messpunkten auswirken könnten herauszumitteln um eine typische Situation der Verkehrsmengen zu erhalten. Die Bauarbeiten mit Einfluss auf die Dauerzählstelle Ammonstr. scheint seit Anfang April 2003 eingestellt worden zu sein und ist damit für den zu betrachtenden Zeitraum ab August 2003 verwendbar. In welcher Größenordnung Bauarbeiten an den Straßenbahngleisen in der Antonstr. Auswirkungen auf die Verkehrsmenge hatten ist nicht genau quantifizierbar, könnte aber in einem Bereich von $20\pm 10\%$ liegen.

Es werden an den Dauermessstellen verschiedene Fahrzeugtypen gezählt. Für diese Auswertung wird als Schwerverkehr bezeichnet LKW, Busse und Lastzüge. Demgegenüber setzt sich die Gesamtzahl Kfz aus Schwerverkehr, PKW, Kleintransporter und Motorräder zusammen.

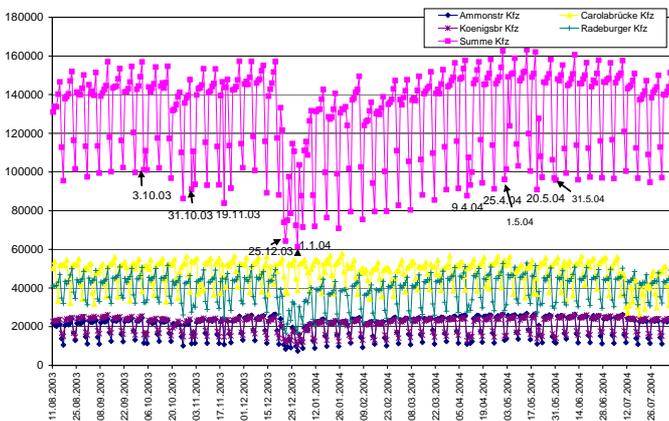


Abb. 4.8-1: Tagessummen des Kfz-Verkehrs an 4 Dauermessstellen der Stadt Dresden in Nähe der Station A (n. LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004).

Der Schwerverkehranteil liegt von August bis Dezember 2003 an den einzelnen Dauermessstellen zwischen 5% (Ammonstr.) und knapp 12% (Carolabrücke) sowie im Mittel aller Dauermessstellen bei 10%. Der Schwerverkehranteil am Schlesischen Platz wird somit auf 10% geschätzt, was in etwa auch der persönlichen Beobachtung entspricht.

Da eine Korrelation der 4 einzelnen Dauermessstellen zu der Summe aller 4 große R-Werte für Kfz ($R = 0,972 - 0,983$) und Schwerverkehrsmengen ($R = 0,897 - 0,986$, Ammonstr. nur 0,772) ergab, wurden weitere Auswertungen auf der Basis der Summe der 4 Dauermessstellen durchgeführt.

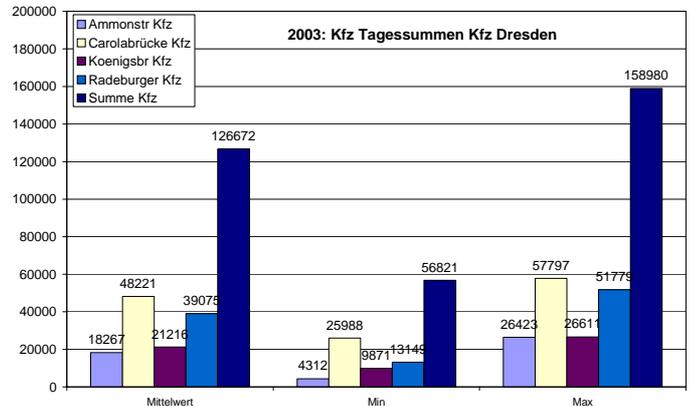


Abb. 4.8-2: Statistik der Tagessummen des Kfz-Verkehrs an 4 Dauermessstellen der Stadt Dresden in Nähe der Station A für 2003 (n. LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004).

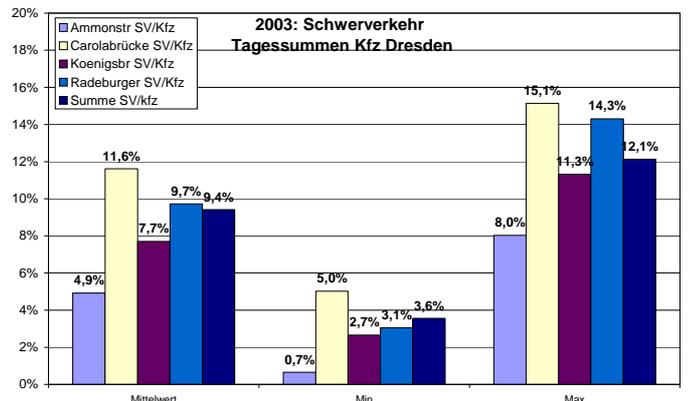


Abb. 4.8-3: Statistik des Schwerverkehrsanteils des Kfz-Verkehrs der Tagessummen an 4 Dauermessstellen der Stadt Dresden in Nähe der Station A für 2003 (n. LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004).

Die Variation der Kfz-Tagessummen ist aus Abbildung 4.8-2 ablesbar. Der Schwerverkehranteil schwankt besonders stark weil an Sonntagen nur wenig LKW fahren dürfen (s. Abb. 4.8-3).

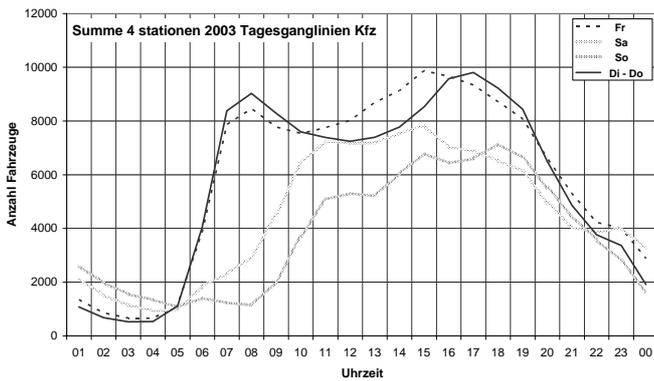


Abb. 4.8-4a: Tagesganglinie der Summe aller Kfz von 4 Dauermessstellen der Stadt Dresden in Nähe der Station A für 2003 (n. LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004).

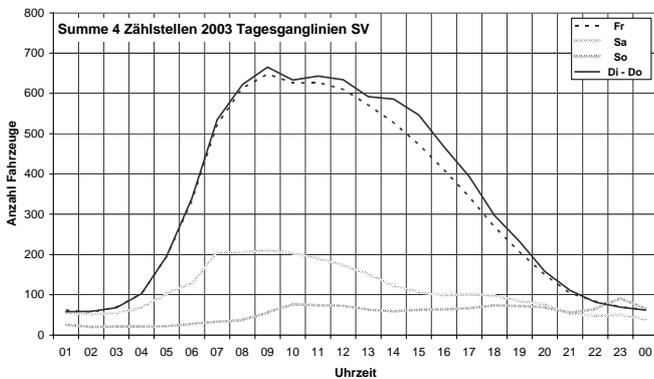


Abb. 4.8-4b: Tagesganglinie der Summe des Schwerverkehrs von 4 Dauermessstellen der Stadt Dresden in Nähe der Station A für 2003 (n. LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004).

Anhand der Tagesganglinie der Summe aller 4 Dauerzählstellen (s. Abb. 4.8-4b) ist erkennbar, dass am Wochenende deutlich weniger LKW fahren als Werktags. Am Wochenende fährt rund 75% weniger Schwerverlastverkehr im Vergleich zu Werktags auf den Straßen. Am Sonntag fährt nur die Hälfte der Menge vom Samstag. Für den Gesamt Kfz-Verkehr gilt, dass dagegen nur rund 25 % weniger am Wochenende gefahren wurde als Werktags (Abb. 4.8-4a).

Die Tagesganglinie der Anzahl des Schwerverkehrs zeigt ein Maximum um 9:00 (Abb. 4.8-4a), wobei zwischen 8 und 14:00 in etwa gleich viele Fahrzeuge unterwegs sind. Zwischen 4:00 und 7:00 ist eine starke Zunahme in etwa um das Zehnfache zu sehen. Am Nachmittag 15:00 bis Abends um 21:00 sinkt der Schwerverkehr dann mit etwa halbem Betrag der Steigungsrate vom Vormittag wieder ab. Am Samstag ist ein ähnlicher Verlauf mit nur einer 4 fachen Steigungsrate zu beobachten von Mini-

mum zu Maximum. Der Sonntag zeigt eine komplett andere Form, wobei zwischen 1:00 und 8:00 in etwa die Hälfte des Verkehrs von 10:00 – 24:00 fließt.

Der Verlauf der Kfz-Zahl innerhalb der Tagesganglinien unterscheidet sich deutlich von der des Schwerverkehrs und ist Werktags von zwei Maxima geprägt, die um 8 und 17:00 Di-Do zu beobachten sind, während sich das zweite Maximum am Freitag um 14:00 befindet. Am Vormittag steigt die Anzahl der Fahrzeuge um mehr als das 10fache von 4 bis 7:00 an um dann zu einem Zwischenminimum um 12:00 Di – Do abzusinken, bis 17:00 zu steigen und dann mit etwa dem halben Betrag der Steigungsrate wieder um 3:00 zu fallen. An Freitagen gibt es dagegen nur ein kurzes Zwischentief um 10:00. Am Samstag gibt es ein lang gestrecktes Maximum zwischen 11:00 und 17:00. In den Nachtstunden zwischen 22:00 und 5:00 ist mehr Verkehr auf den Straßen, als innerhalb der Woche. Am Sonntag steigt der Verkehrsfluss aus dem Minimum zwischen 5:00 bis 8:00 langsam im Laufe des gesamten Tages bis 18:00 an um dann wieder ähnlich schnell wie innerhalb der Woche wieder zu fallen.

Tab. 4.8-1a Kontinuierliche Parameter: Korrelationen nach Pearson ($P < 0,001$ **Fett**) zur Summe der 4 Dauermessstellen von Kfz und Schwerverkehr in der Zeit von 11.8. bis 08.08.2004 an der Station Dresden Nord ($n = ca. 178$) ohne Sylvester/Neujahr.

Stoff in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kfz	SV	Anzahl Partikelgröße (nm)	Kfz	SV
NO	0,461	0,493	3-5	0,221	0,218
NO ₂	0,553	0,560	5-10	0,371	0,404
Russ	0,538	0,560	10-20	0,303	0,355
CO	0,109	0,126	20-50	0,443	0,512
BEN	0,049	0,034	50-100	0,429	0,415
Tol	0,171	0,196	100 - 200	0,366	0,352
Xylol	0,277	0,291	200 400	0,196	0,191
			400-800	0,083	0,095
			3 -800	0,425	0,474

Die Berechnung der Korrelation zwischen der Summe der 4 Dauermessstellen und den Tagesmittelwerten der kontinuierlich messenden Verfahren und der Staubinhaltsstoffe ergab einige höchst signifikante Korrelationen ($P = 0,001$). Dies bedeutet, dass mit mehr als 99,9%iger Wahrscheinlichkeit von einer Abhängigkeit zum Straßenverkehr auszugehen ist. In der Tabelle 4.8-1 a und b werden die gefundenen Korrelationskoeffizienten dargestellt.

Am besten waren die Korrelationskoeffizienten zwischen Kfz bzw. Schwerverkehr für NO₂ ($R = 0,553$ und $0,560$). Die signifikanten Korrelationen zwi-

schen der Anzahl der Partikel aus dem Nanobereich und Ultrafeinbereich war für den Schwerverkehr ($R = 0,352 - 0,512$) besser als für die Gesamtzahl der Kfz ($R = 0,303 - 0,443$). Die stärkste Korrelation ergab sich mit dem Bereich 20-50 nm. Auch der kontinuierlich gemessene Parameter Ruß korrelierte hoch signifikant mit dem Straßenverkehr ($R_{Kfz} = 0,538, SV = 0,560$).

Tab. 4.8-1b Partikelinhaltsstoffe: Korrelationen nach Pearson ($P < 0,001$ **Fett**) zur Summe der 4 Dauermessstellen von Kfz und Schwerverkehr in der Zeit von 11.8. bis 08.08.2004 an der Station Dresden Nord ($n = ca. 178$) ohne Sylvester/Neujahr.

Korrelationskoeffizient R	PM ₁₀		PM _{2,5}		PM _{10-2,5}	
	Kfz	SV	Kfz	SV	Kfz	SV
PM	0,144	0,174	0,043	0,066	0,325	0,359
NH ₄ ⁺	-0,113	-0,125	-0,082	-0,092	-0,204	-0,222
Ca	0,397	0,450	0,249	0,330	0,398	0,427
Cl	-0,060	-0,039	-0,080	-0,041	-0,057	-0,040
K	-0,159	-0,132	-0,165	-0,136	-0,053	-0,046
Mg	0,150	0,205	0,071	0,154	0,149	0,183
Na	-0,031	-0,009	-0,031	0,029	-0,033	-0,021
NO ₃	-0,097	-0,108	-0,085	-0,094	-0,099	-0,113
SO ₄ ²⁻	-0,051	-0,057	-0,052	-0,050	-0,036	-0,069
Ruß	0,443	0,456	0,420	0,444	0,280	0,262
TC	0,200	0,222	0,156	0,180	0,251	0,252
OC	0,011	0,036	-0,015	0,006	0,073	0,086
As	0,071	0,065	0,056	0,047	0,117	0,130
Cd	0,089	0,085	0,076	0,073	0,099	0,095
Cr	0,450	0,429	0,353	0,365	0,346	0,313
Cu	0,528	0,508	0,284	0,317	0,494	0,459
Fe	0,487	0,469	0,499	0,554	0,505	0,457
Mn	0,406	0,424	0,232	0,278	0,409	0,397
Ni	0,332	0,308	0,271	0,239	0,229	0,223
Pb	0,069	0,100	0,008	0,031	0,266	0,313
Sb	0,532	0,486	0,451	0,453	0,488	0,434
Ti	0,301	0,384	0,197	0,311	0,309	0,361
V	0,097	0,187	0,038	0,127	0,115	0,159
Zn	0,179	0,236	0,120	0,167	0,141	0,182
BaP	-0,097	-0,038	-0,080	-0,030	-0,111	-0,050
BbF	-0,083	-0,044	-0,109	-0,070	0,009	0,036
BeP	-0,104	-0,091	-0,127	-0,116	-0,001	0,015
BkF	-0,124	-0,080	-0,124	-0,090	-0,082	-0,027
Cor	-0,097	-0,049	-0,131	-0,073	-0,007	0,006
DBahA	-0,060	-0,006	-0,035	0,028	-0,088	-0,073
Ind	-0,060	-0,009	-0,069	-0,028	-0,023	0,039

Bei den Spurenelementen korrelierte insbesondere Antimon ($R = 0,532$) aber auch Kupfer ($R = 0,528$) in PM₁₀ und im Grobstaub eher mit dem Kfz-Verkehr. Eisen im Feinstaub hingegen zeigte die stärkste Korrelation mit dem Schwerverkehr ($R = 0,554$; $R^2 = 0,31$). Auch Ruß (EC), Calcium, Chrom, Eisen, Mangan und Titan in PM₁₀ und im Grobstaub korrelieren hoch signifikant mit dem Kfz bzw. Schwerverkehr. Neben den oben genannten zu großen Teilen in Grobstaub vorkommenden Elementen Calcium, Eisen, Mangan und Titan korreliert auch die Masse des Grobstaubs (PM_{10-2,5}), TC und Blei hoch signifi-

kant mit dem Schwerlastverkehr bzw. Kfz-Verkehr. Nickel korreliert hoch signifikant mit SV und Kfz nur in Feinstaub und PM₁₀, nicht jedoch im Grobstaub.

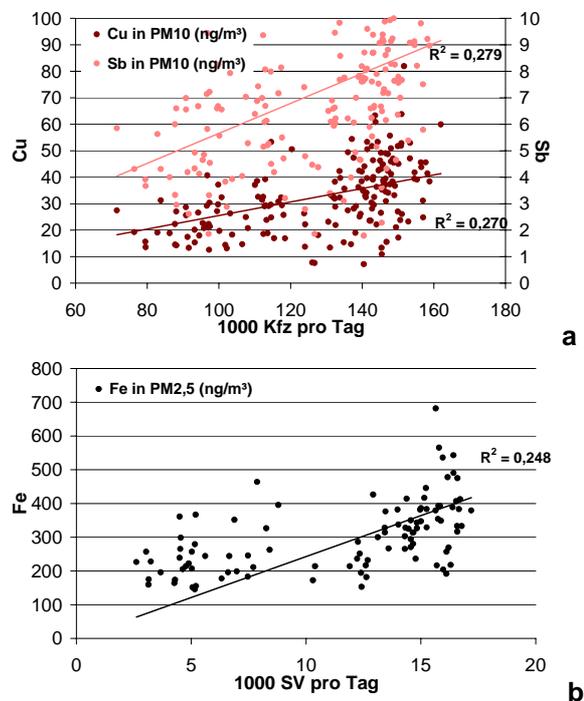


Abb. 4.8-5: Korrelation zwischen Anzahl a) Kfz und PM₁₀-Inhaltsstoffen Kupfer und Antimon sowie b) SV und Eisen in PM_{2,5}, ohne 31.12.03 und 1.1.04.

4.9 Geogene Quellen des Ferneintrags

4.9.1 Meersalzaerosol

Seesalz in Aerosolpartikeln reagiert in der Atmosphäre mit sauren anthropogenen Verbindungen, wie SO_2 , H_2SO_4 und HNO_3 unter Freisetzung von HCl und bildet grobes NaNO_3 und Na_2SO_4 . Am 9.10.2003 wurden Luftmassen direkt aus dem nördlichen Nordamerika und vom Nordatlantik nach Dresden getragen, was aufgrund von 96h-Rückwärtstrajektorien belegt wird (Abb. 4.9.1-1). In der PM Fraktion mit AED (Aerodynamischer Durchmesser) von 1,2 bis $10\ \mu\text{m}$ wurde 77 % des Nitrats (Abb. 4.9.1-2), 28 % des Sulfats und 92 % des Chlorids gefunden. Im PM_{10} entsprach das Verhältnis von Chlorid zu Natrium mit 1,175 (Berner) und 1,018 (HVS) fast genau dem im Seesalz gefundenen Verhältnis von 1,164.

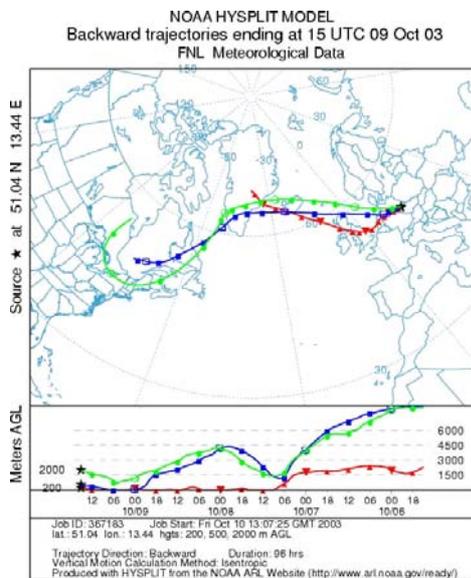


Abb. 4.9.1-1: 96h Rückwärtstrajektorien für den 9.10.2003 mit Zielpunkt Dresden (DRAXLER et al., 2003)

An den anderen Probenahmetagen mit Impaktoren wurden stärker abweichende Cl/Na -Verhältnisse gefunden und die oben genannten Verbindungen waren deutlicher in den feineren Fraktionen anzutreffen. Im Bereich 1,2- $10\ \mu\text{m}$ waren nur noch weniger als die Hälfte zu finden außer für die letzten 3 Probenahmetage: Nitrat 5 – 33 % (s. Abb. 4.9.1-2); Sulfat 4-13 %. Die Rückwärtstrajektorien belegten für diese Fälle eine längere Aufenthaltszeit der Luftmassen über dem Kontinent.

Am 9.10. und vermutlich auch am 1.7., 29.7. und 8.8.2004 wurde gealtertes marines Aerosol mit noch nicht deponiertem oder ausgewaschenen grobem Partikeln aus NaNO_3 und am 9.10. Na_2SO_4

beobachtet. Der Anteil von NaCl an dem gemessenen PM_{10} machte am 9.10.03 20 % (Berner) bzw. 15 % (HVS) aus. Das waren $3,4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ Seesalz (NaCl) von $17,4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Berner) bzw. $22,4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (HVS).

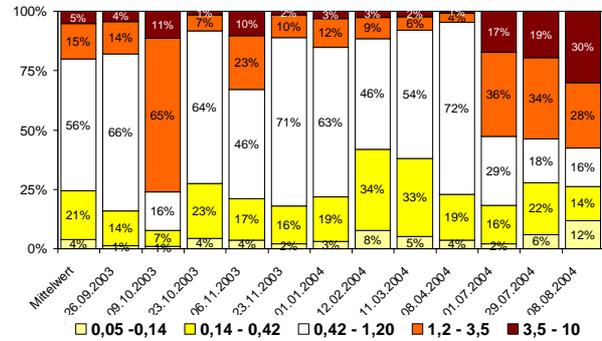


Abb. 4.9.1-2: Korngrößendifferenzierte Zusammensetzung des Aerosols für Nitrat, Bernerimpaktor an Verkehrsstation.

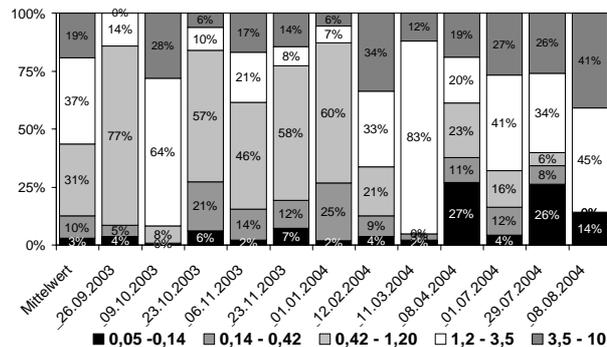


Abb. 4.9.1-3: Korngrößendifferenzierte Zusammensetzung des Aerosols für Chlorid, Bernerimpaktor an Verkehrsstation.

Vermutlich ist der größte Teil des Salzes (Na , Cl , Mg) im Aerosol außerhalb der Zeit in der Salz zum Abtauen der Straßen durch den Winterdienst verwendet auf geogene Quellen zurückzuführen. Aufgrund der Erkenntnisse in Kap. 4.2.6 ist zusätzliches Salz als lokaler Verkehrsanteil nur bei Temperaturtagessmittelwerten $< 0^\circ\text{C}$ aufgetreten.

Tab. 4.9.1-1: Seesalz (Na , Cl , Mg) im PM_{10} bei Temperaturen unter oder über dem Gefrierpunkt innerhalb des Messzeitraums an der Verkehrsstation.

Temp.- Bereich	Mw $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Stdabw	%	n
$x < 0^\circ\text{C}$	1,9	1,5	6,3	30
$0^\circ\text{C} > x < 5^\circ\text{C}$	0,8	0,8	2,9	39
$x > 0^\circ\text{C}$	0,6	0,9	2,3	155
x alle Temp.	0,8	1,0	3,0	184

Der Mittelwert der PM_{10} Konzentration von Salz bei Temperaturen $< 0^\circ\text{C}$ beträgt $1,9\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (6,3%) und

0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2,9%) bei Temperaturen zwischen 0 und 5°C. Im Einzelfall eines Tages können im Mittel bei Temperaturen unter 0°C somit ca. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Min. 0,3 bis Max 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf Streudienste zurückgeführt werden. Der prozentuale Salz Anteil hat sich jedoch über das ganze Jahr kaum von 2,9 % ohne und 3 % mit Fällen unter 0°C verändert.

4.9.2 Saharastaub

Saharastaubereignis am 22.2.04:

Am 22.2.2004 um 15:00 ist gut zu erkennen, ca. 5 Tage lang gereiste Luftmassen aus der Sahara bis nach Dresden gelangt sind. Neben der horizontalen Bewegung haben diese auch eine vertikale Bewegung gemacht hat (s. Abb. 4.9.2-1).

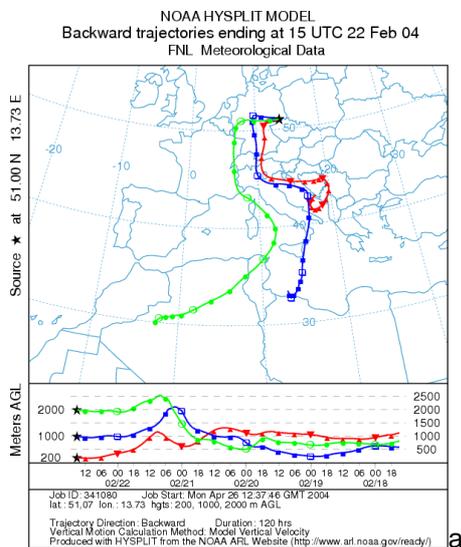


Abb.4.9.2-1: 120h Rückwärtstrajektorien nach DRAXLER et al.(2003), die in Dresden nach 5 Tagen am 22.2.2004 ankommen in einer Höhe von 2000, 1000 und 200 m. für den 22.2.2004 mit Zielpunkt Dresden

An der Verkehrsstation und der Station der städtischen Grundbelastung sowie Schwartenberg wurden zeitgleich mehr als 69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} gemessen. Ein hoher Grobstaubanteil ($\text{PM}_{10-2,5}$) von mehr als 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde gemessen. Im Mittel wurden vom 24.1. – 16.3.2004 an der Grundbelastungsstation (B) ca. 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ weniger PM_{10} gemessen als an der Verkehrsstation (s. Abb. 4.9.2-2). PM_{10} stieg an einem Tag um 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an und sank danach mit 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fast auf den Ausgangswert von 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück. 2 Tage vor und 3 Tage nach diesem Termin fiel kein Regen. Trotz der fehlenden Analyse der Staubinhaltsstoffe kann davon ausgegangen werden, dass am 22.2.2004 der Grenzwert von

50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aufgrund des Ferneintrags von Saharastaub an der Verkehrsstation der Grundbelastungsstation und Schwartenberg überschritten wurde.

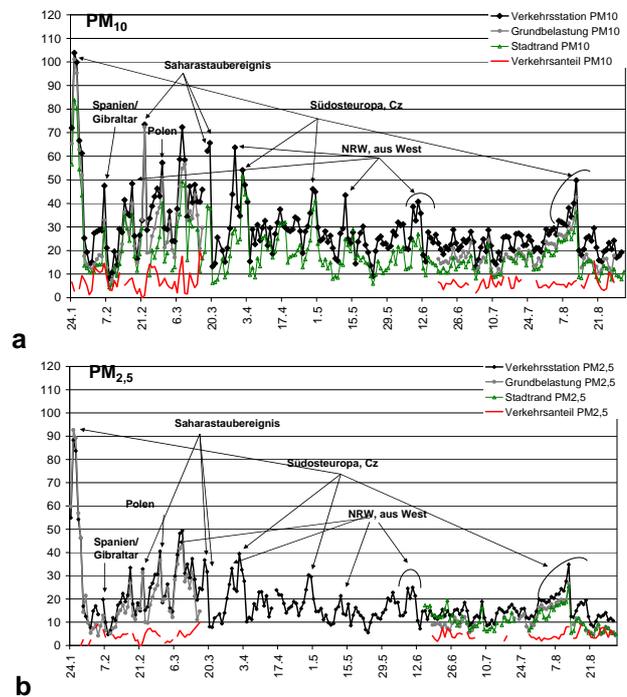


Abb. 4.9.2-2: Verlauf der PM_{10} (a) und $\text{PM}_{2,5}$ (b)-Konzentrationen an der Verkehrsstation, der Station der Grundbelastung dem Stadtrand und dem Verkehrsanteil (rote Linie).

TOMS-Index (Total Ozone Mapping Spectrometer) wurde vom 19.-22.2.2004 berechnet und dargestellt (Abb. 4.9.2, die dunkel roten Konturen zeigen höhere Aerosolkonzentrationen an). In Zusammenhang mit den Rückwärtstrajektorien zeigen diese Abbildungen eine Staubwolke, die sich in Westafrika gebildet hat und dann über Marokko und Tunesien Italien und Süddeutschland erreicht und am 22. weiter nach Polen und Ungarn abzog.

Der Ferntransport von Saharastaub mit Ziel Großbritannien wurde Anfang August 2003 ebenfalls mit TOMS und Rückwärtstrajektorien von BROOMHEAD und SMALLBONE (2004) beschrieben. Der TOMS-Satellit misst den Gehalt an Aerosol und Ozon in der Atmosphäre aufgrund der UV-Reflektion von der Erdoberfläche.

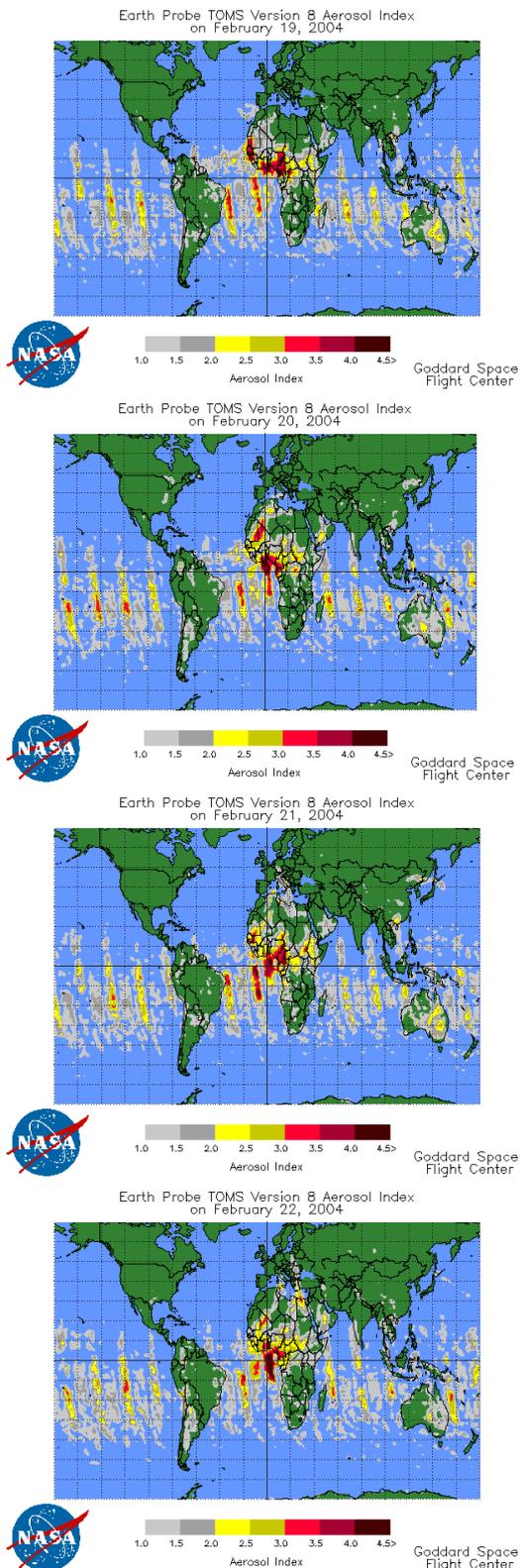


Abb. 4.9.2-3: TOMS index Bilder für 19.-22. Februar 2004, die den Weg von Luftstaub von West- über Nordafrika nach Deutschland zeigen.

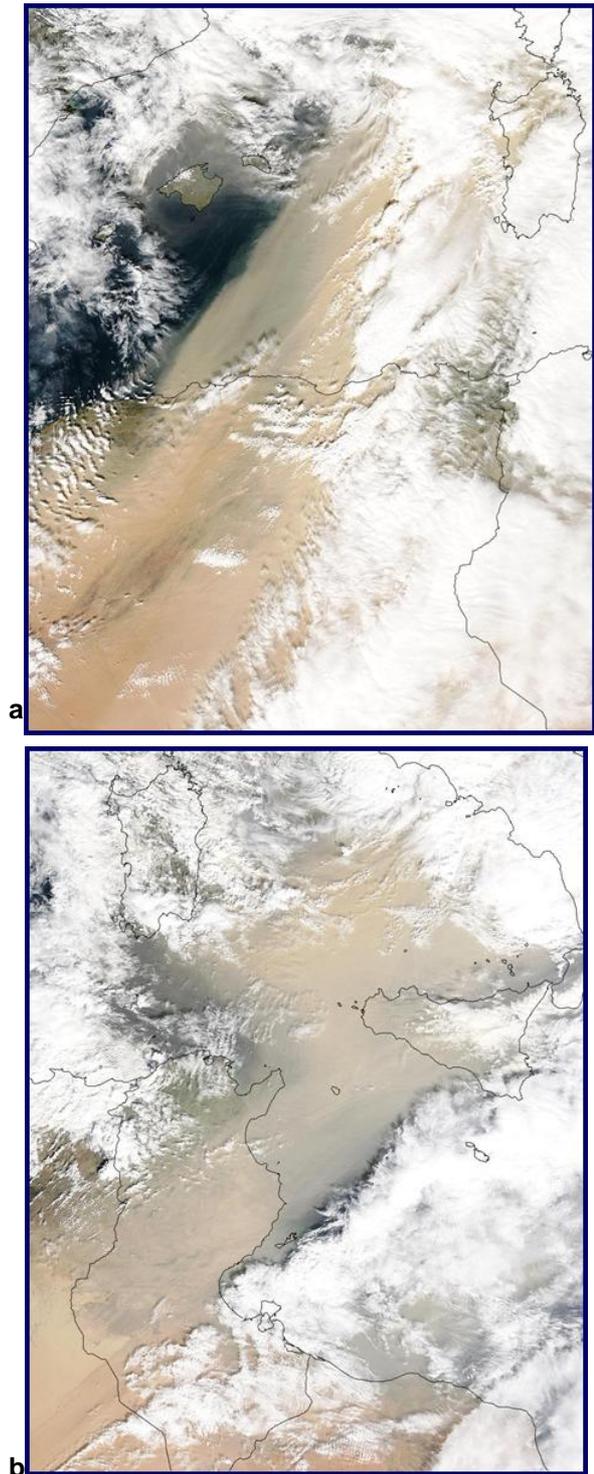


Abb. 4.9.2-4 NASA Satellitenbilder (MODIS) für 21.-22. Februar 2004, die Sahara-staub zwischen Nordafrika und Italien über Sizilien und Sardinien zeigen.

Am 21. und 22.2.04 waren große Sahara-staubmengen in der Luft über Sardinien und Sizilien zu erkennen (s. Abb. 4.9.2-4).

Tab. 4.9.2-1: Verhältnis Ti zu Fe und Ca in verschiedenen Boden und Aerosolproben.

Verhältnissfaktor	Ti/Fe	Ti/ Ca	TiO ₂ / Fe ₂ O ₃	TiO ₂ / CaO
Osterzgebirge a)	0,136	0,350	0,111	0,294
Erdkruste a)	0,112	0,145	0,089	0,122
HUMUS über Grauwacke a)	0,246	0,517	0,200	0,435
Mineralboden über Grauwacke a)	0,153	11,902	0,125	10,000
HUMUS über Quarzit a)	0,246	2,975	0,200	2,500
Mineralboden über Quarzit a)	0,307	11,902	0,250	10,000
Talsperre Malter c)	0,153	0,209	0,125	0,175
Straßenmaterial Hannover e)	0,123	0,163	0,100	0,137
PM ₁₀ 1teAbsaugung, Hannover e)	0,088	0,062	0,071	0,052
Georgenfelder Hochmoor c)	0,409	0,793	0,333	0,667
Grobstaub Helsinki ländlich d)	0,112	0,072	0,091	0,061
Grobstaub Helsinki verkehrsnah d)	0,072	0,080	0,059	0,067
Berner 09-11/2003 gesamt b)	0,027	0,099	0,022	0,083
PM ₁₀ DD Nord 8/2003-8/2004 gesamt g)	0,041	0,126	0,0336	0,1056
DD Nord 4.5.04 (s. TOMS)	0,036	0,081		
DD Hintergrund				
DD Radebeul				
PM ₁₀ DD Hintergrund 2 und 7 /2004 gesamt g)				
PM ₁₀ Radebeul 2 und 7 /2004 gesamt g)				
Erdkruste f) Verhältnis als Oxide	0,088	0,121		
Ungarn, Saharastaub nach TOMS und Trajektorien f)			0,0828	0,074
Ungarn, kein Saharastaub. f)			0,0500	0,0425

a) Nach MATSCHULLLAT (1995), Anhang Geochemie von Gesteinen und Böden des Osterzgebirges und der kontinentalen Erdkruste; b) Aus den Ergebnissen der PIXE-Analytik berechnet mit Proben von 09 – 11/2003 Dresden-Nord. Danach keine konstanten Ergebnisse mehr für die Verhältnissfaktoren. c) KRITZER (1995) 80 Luftproben Mai 1992 – April 1994. d) PAKKANEN et al. (2001a); e) berechnet nach NLÖ (2003); BORBELY-KISS et al. (2004).g) Eigene Arbeit.

BORBELY-KISS et al. (2004) haben für Saharastaubereignisse die absolute Konzentration von Silizium und die Verhältnisse von Ti/Ca, Ti/Fe und Ca/Fe sowie von Si/Al, Si/Fe Al/Ca untersucht. Silizium alleine war kein geeigneter Tracer. In vergangenen Untersuchungen wurden die Verhältnisse von Ti/Ca, Ti/Fe als Tracer für Saharastaub in Norditalien angesehen.

Die meisten Saharastaubereignisse zeigten folgende Verhältnisse bei Unterscheidungen mit TOMS und Trajektorien:
Ti/Ca: $0,05 < x < 0,15$ und Ti/Fe: $0,07 < x < 0,14$.

Nach ANSMANN (2004) wurden aufgrund von LI-

DAR-Messungen, die durch Trajektorienberechnungen bestätigt wurden, für die Region Leipzig in den letzten Jahren zwischen 5 und 14 Saharastaubereignisse gemessen. Im Mittel der letzten Jahre also an ca. 10 Tage pro Jahr.

Tab. 4.9.2-2: Anzahl der Saharastaubereignisse in Leipzig aufgrund LIDAR-Messungen (ANSMANN, 2004).

Jahr	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Anzahl				14		
Tage	11	11	7		11	5

4.10 Partikel Histogramme und REM-Bilder REM-Abbildungen

Als dunkle Punkte erkennbar sind die Kernporen des Filters. Heller als der Untergrund werden Partikel abgebildet.

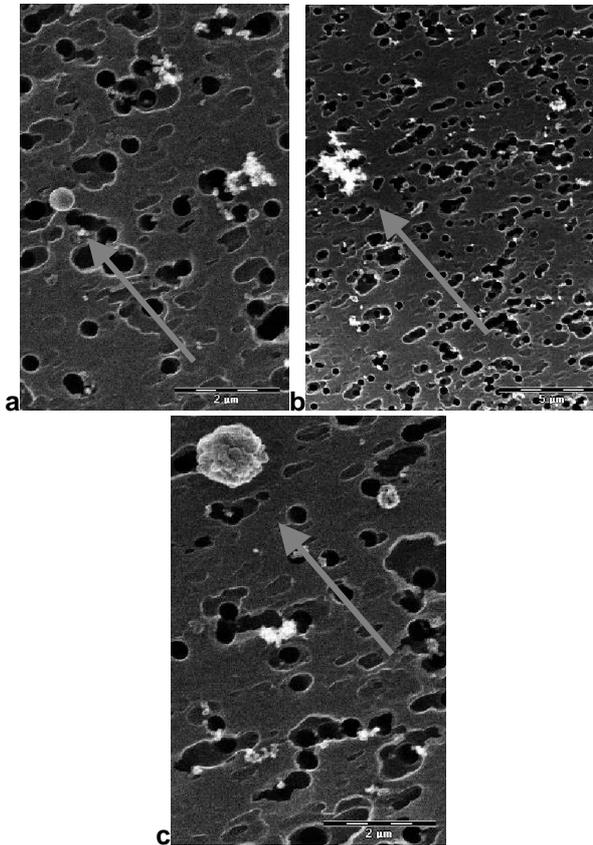


Abb. 4.10-1 Probenahme 09.04.2004 Verkehrsstation: a) Kugelform, häufig Oxide aus Hochtemperaturprozessen; b) Russ-Primärpartikel bilden traubenförmige Partikel c) Kugelförmiges Agglomerat – häufig gealterter Ruß bzw. Mischpartikel.

In der Abbildung 4.10-1 werden Partikel des 19.4.04 dargestellt. In a ist ein kugelförmiges Partikel zu sehen, welches häufig aus Oxiden aus Hochtemperaturprozessen stammt. b zeigt ein traubenförmiges Partikel, was aus Russ-Primärpartikel (s. Abb. 4.10-2 c) gebildet wird. Das kugelförmige Agglomerat in c besteht vermutlich aus gealterten Ruß- bzw. Mischpartikeln. In der Probenahme vom 16.02.2004 sind Flugaschepartikel aus Hausbrand (a), Salzkristalle (b) und sehr kleine (< 100nm) kugelige primäre Russpartikel (c) erkennbar. Die Salzkristalle bilden sich evtl. aus verdunstender wässriger Lösung durch das Hochvakuum bei der

Elektronenmikroskopie oder werden tatsächlich als Kristalle auf den Filter abgeschieden.

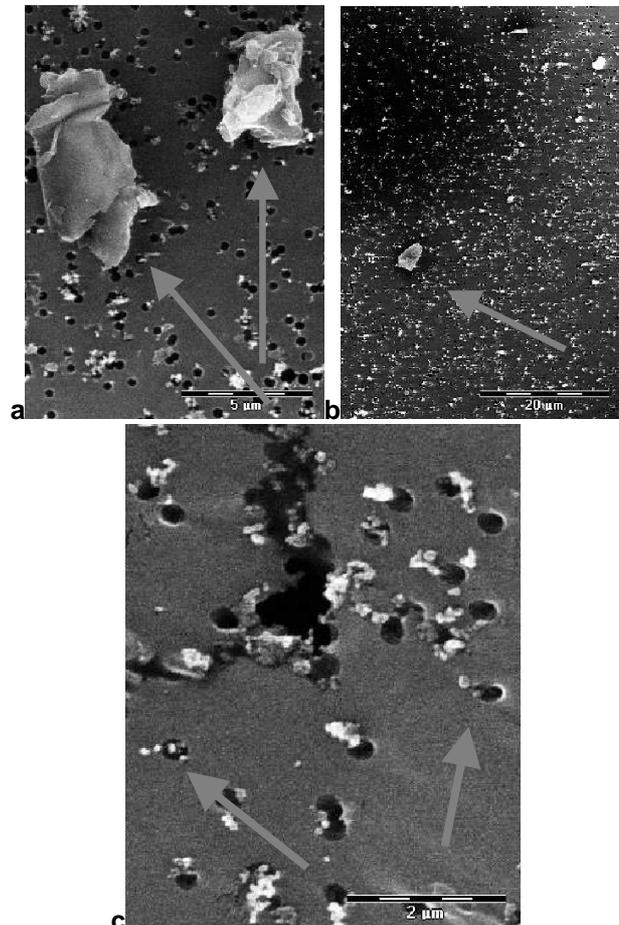


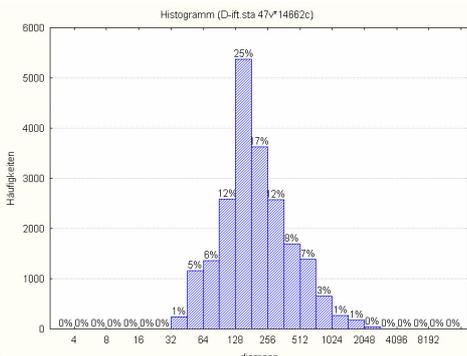
Abb. 4.10-2 Probenahme 16.02.2004 Verkehrsstation: a) Flugasche aus Hausbrand; b) Salzkristalle c) Sehr kleine kugelige Partikel aus Ruß (ca. < 100nm).

Histogramme zur statistischen Auswertung

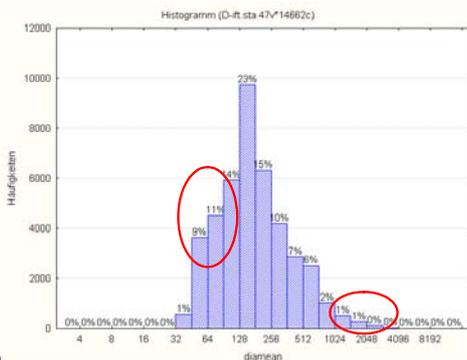
Histogramme wurden unter Benutzung von Gewichten erstellt, so dass bei großen Vergrößerungen und damit kleinerer ausgewerteter Fläche entsprechend höhere Gewichte verwendet wurden. Umgekehrt sinken die Gewichte mit der Anzahl der Aufnahmen in der jeweiligen Vergrößerung. Außerdem wurden in die Statistik bei kleinen Vergrößerungen kleine Partikel nicht betrachtet und umgekehrt.

Die in den entsprechenden Histogrammen dargestellte Fläche ist die Fläche in der Projektion, wie sie in der elektronenmikroskopischen Aufnahme gesehen wird.

Der Durchmesser ist der mittlere Durchmesser der Partikel in der Projektion.



a



b

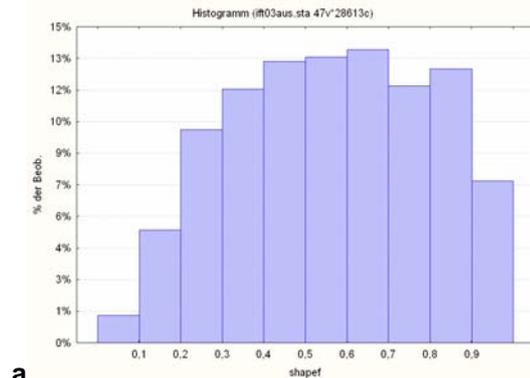
Abb. 4.10-3 Größenverteilung an (b) der Verkehrsstation und (a) der Station Grundbelastung mit Zeitversatz von 1:30 h am 16.02.2004.

In Form eines Histogramms werden in Abbildung 4.10-3 die Häufigkeiten der Partikel eines bestimmten Durchmessers am 16.2.04 an der Verkehrsstation und zeitversetzt an der Station der Grundbelastung dargestellt. Auffällig ist der höhere Anteil der Partikel mit einem Durchmesser von 50 - 128 nm, also in dem Bereich von primären Russpartikeln, an der Verkehrsstation. Das Histogramm der Verkehrsstation ähnelt der durch Straßenverkehr dominierten Station Bahnhof Leipzig sowie das der Station der Grundbelastung der Station Melpitz am 16.8.2000 (BRÜGGEMANN et al., 2000). Außerdem wurden an der Verkehrsstation ca. doppelt so viele Partikel gezählt, wie an der Station der Grundbelastung.

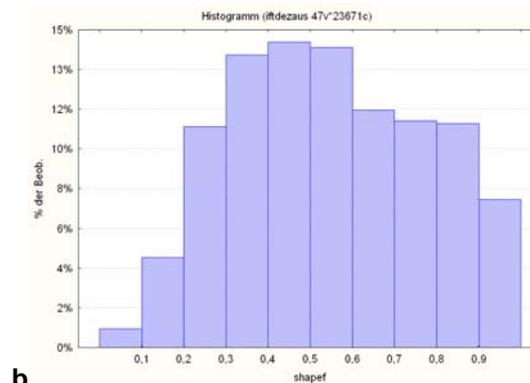
Der Formfaktor gibt die Abweichung von der Kugelform (in der Fläche heißt das von der Kreisform) an (1 = kreisförmig; <<1 = starke Abweichung von der Kreisform).

Wie aus der Abb. 4.10-4 hervorgeht, waren am Montag, den 1.12.03 deutlich weniger kugelförmige Partikel in der Luft, als am Mittwoch den 24.10.03. Am 1.12. war mit 2,96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auch nur ca. die Hälfte Ruß im Vergleich zum 24.10- mit 7,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Verkehrsstation. Dafür war am 1.12. mit 5,34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr als doppelt soviel Sulfat in der Luft. Die un-

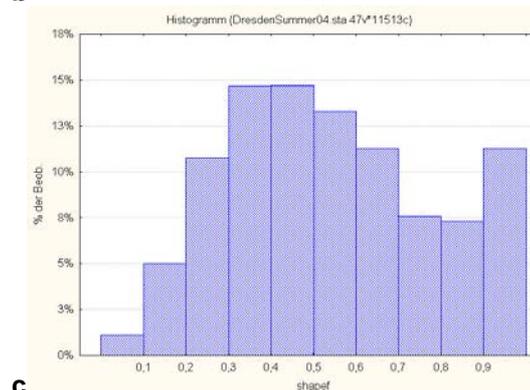
gewöhnlich hohe PM_{10} Differenz zwischen der Verkehrsstation und der Station am Stadtrand (ca. 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auch zur Station Dresden Mitte), die etwa 150 m über dem Elbtal gelegen ist, sowie die Temperatur um den Gefrierpunkt und die niedrige Windgeschwindigkeit von 1 m/sec deutet daraufhin, dass am 24.10. eine Inversionswetterlage vorherrschte, wodurch das neu gebildete Aerosol in Bodennähe blieb und altern konnte.



a



b



c

Abb. 4.10-4 Formfaktoren Verkehrsstation a) 24.10.2003 bzw. b) 01.12.2003 c) 30.7.04.

Wie aus der Abb. 4.10-4 hervorgeht, waren am Montag, den 1.12.03 deutlich weniger kugelförmige Partikel in der Luft, als am Mittwoch den 24.10.03. Am 1.12. war mit 2,96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auch nur ca. die Hälfte Ruß im Vergleich zum 24.10. mit 7,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an der

Verkehrsstation. Dafür war am 1.12. mit $5,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr als doppelt soviel Sulfat in der Luft. Die ungewöhnlich hohe PM_{10} Differenz zwischen der Verkehrsstation und der Station am Stadtrand (ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auch zur Station Dresden Mitte), die etwa 150 m über dem Elbtal gelegen ist, sowie die Temperatur um den Gefrierpunkt und die niedrige Windgeschwindigkeit von 1 m/sec deutet daraufhin, dass am 24.10. eine Inversionswetterlage vorherrschte, wodurch das neu gebildete Aerosol in Bodennähe blieb und altern konnte.

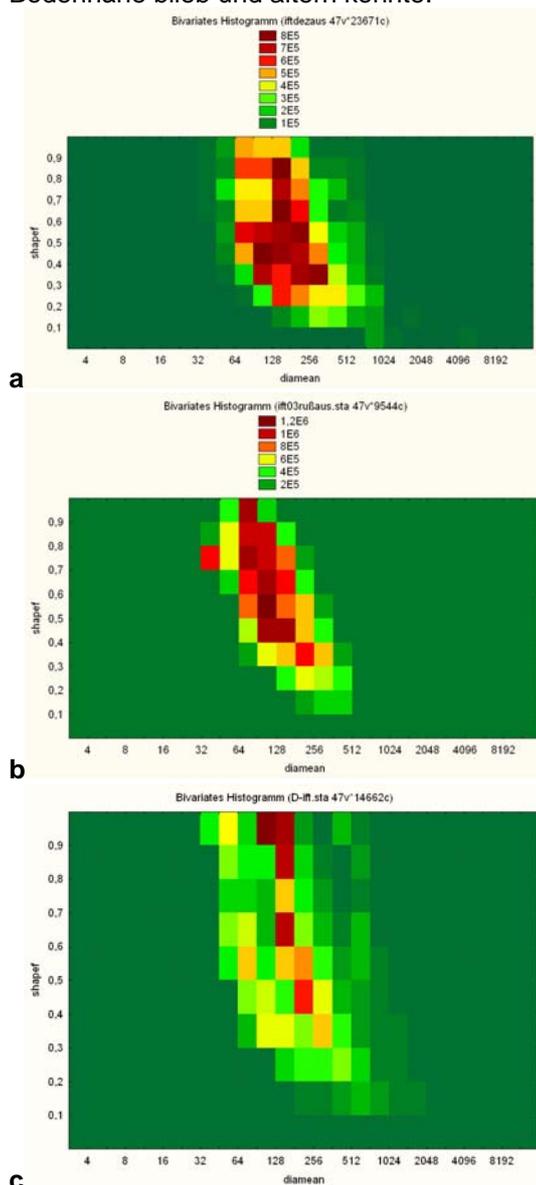


Abb. 4.10-5 Größenverteilung und Formfaktoren in bivariaten Histogrammen a) 24.10.2003, b) 01.12.2003, c) 16.2.04 e) 30.7.2004 Verkehrsstation, d) 16.2.04 Station Grundbelastung

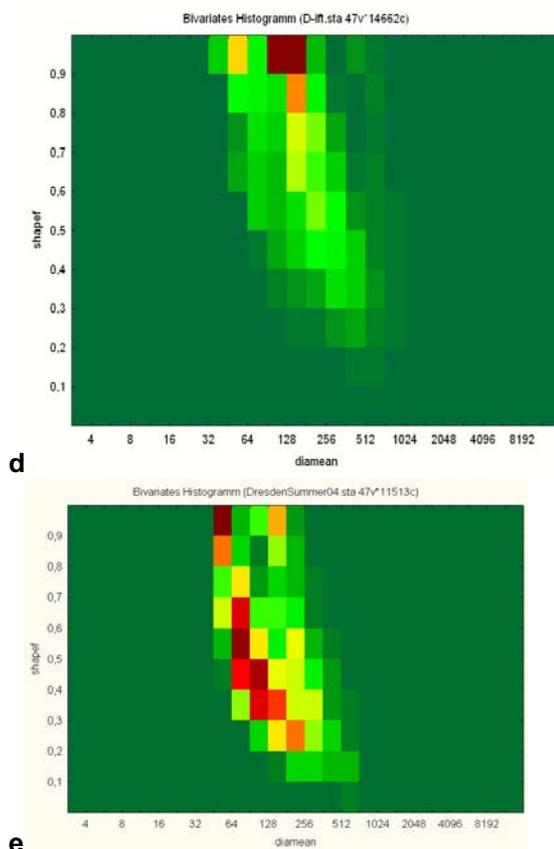


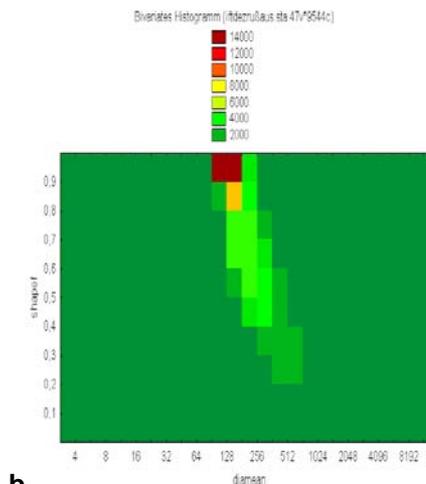
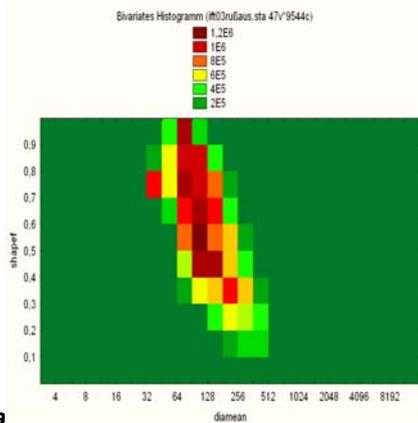
Abb. 4.10-5 Forts.

Zu kleinen Durchmessern hin gehen Partikel bei der Art der Sammlung und Auswertung statistisch verloren, so dass Verteilungen im Vergleich etwa zum DMPS nach links zu niedrigeren Amplituden verschoben sind. Ein Vorteil des Einsatzes einer bildgebenden Methode liegt in der Erfassung weiterer Parameter wie des Formfaktors (MÜLLER et al. 2004).

In Abb. 4.10-5 ist einem bivariaten Histogramm neben dem Formfaktor auf der Y-Achse und der Korngrößenklasse auf der X-Achse wird farblich dargestellt die Häufigkeit der Partikel. In Dunkelrot gekennzeichnet sind die Kombinationen aus Formfaktor und Partikeldurchmesser, die am häufigsten sind.

In Abb 4.10-5 sind alle Partikel dargestellt und in Abb 4.10-6 nur die Russpartikel für den 24.10.03 (a) und 1.12.03 (b). Am Inversionstag waren mehr Russ-Partikel in der Luft und diese hatten auch häufiger eine von der Kugel abweichende Form, insbesondere bei den Teilchen über 100nm, wo die ersten traubenartigen Russpartikel sich bilden (s. Abb.4.10-1b). Am 21.10. noch wurde der PM_{10} Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten. Der 1.12. hingegen war ein Tag mit rel. hoher Windgeschwindigkeit von 2,4 m/sec und eher durch Ferntransport

beeinflusst, da Sulfat und Arsenwerte erhöht waren. An diesem Tag dominieren eindeutig die kleinen kugelförmigen primären Russpartikel, wie man auf Abb. 4.10-2c sieht.



b
Abb. 4.10-6 Forts.

a
Abb. 4.10-6 Größenverteilung und Formfaktoren in bivariaten Histogrammen der Russpartikel a) 24.10.2003, b) 01.12.2003 Verkehrsstation.

Tab. 4.10-1 Zusammensetzung von Feinstaub (PM_{10}) an der Verkehrsstation an Tagen mit REM-Probenahmen.

	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				
	Inversion Fr 24.10.2003	Mo 01.12.2003	Mo 16.02.2004	Schulferien ab 8.4. Fr.09.04.2004	Schulferien ab 10.7. Fr. 30.07.2004
PM Verkehrsstation	32,7	25,4	34,9	29,6	23,5
PM Grundbelastung	-	-	27,2	-	18,3
PM Stadtrand	11,7	16,8	24,1	25,3	17,9
Erdkruste (Bodenstaub)	6,7	3,5	-	3,1	5,6
Rest PM	4,9	4,0	-	2,1	3,7
SO₄	1,9	5,3	-	4,4	1,5
NO ₃	3,1	1,8	-	8,8	0,4
NH ₄	1,3	2,4	-	4,0	0,6
Ec	7,0	3,0	-	2,9	3,6
OM = OC*1,4	6,6	5,2	-	4,0	7,7
Na, CL, Mg	0,3	0,1	--	0,2	0,1
Spurenelemente	0,4	0,1	-	0,1	0,2
				Konzentration (ng/m^3)	
As	1,1	5,31	-	0,54	7,75
Cd	0,38	0,19	-	0,25	0,29
Cr	7,2	1,1	-	2,01	3,74
Cu	34,2	13,33	-	22,31	27,03
Fe	1542	-	-	735	908
Mn	18,47	19,72	-	7,4	7,51
Ni	4,29	1,61	-	1,38	2,46
Pb	33,7	10,97	-	11,11	18,99
Sb	10,9	3,61	-	6	6,36
Ti	29,4	19,69	-	12,81	29,75
V	2,2	2,46	-	1,64	1,64
Zn	144,4	25,42	-	42,08	29,76
BaP	2,0	0,68	-	0,18	0,18
Ruß kont. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5,3	2,4	3,3	2,2	3
Regen mm	0,1	0	-	0,7	0
WINDRI °	270	120	270	270	120
WINDGE m/s	1	2,4	1,6	1,9	1
Temp. °C	0	7,4	2,3	5,8	21,6
Trajektorienursprung	NE	U	-	U	U
Summe Kfz (4 stationen)	141199	145396	-	87720	149951
Anteil SV	11%	11%	-	4%	10%

4.11 Präsentation der Ergebnisse

Im Januar 2004 wurde eine kurze Projektskizze über das EF-Projekt bei der Werkstatt Feinstaub auf folgender Webseite eingestellt:

http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt_feinstaub/laufend.shtml.

Auf dem 39ten Messtechnischen Kolloquium vom 17. bis 19. Mai 2004 in Hamburg wurden erste Ergebnisse der Messungen sowie der Aufbau der Messtechnik präsentiert. Auf dem 40ten MTK vom 2.-5.5.05 in Aachen wurden wesentliche Ergebnisse präsentiert.

Tieferegehende Auswertungen wurden auf der internationalen Konferenz „Clean Air and Environmental Protection“ vom 22.-27.8.2004 in London in Zusammenarbeit mit dem IFT dargestellt.

Außerdem wurde eine Posterpräsentation der PM₁₀ und PM_{2,5}-Probenahmen auf der Europäischen Aerosolkonferenz (EAC 2004) in Budapest vom 6.-10.09.04 vorgestellt.

Darüber hinaus wird der abschließende Bericht auf der Internetseite des LfUG zur Verfügung gestellt.

Des Weiteren ist geplant die Ergebnisse auch der breiten Öffentlichkeit in Dresden oder Sachsen über Presseinformationen bekannt zu geben.

Publikationsliste des Projekts:

Gerwig, H.; Herrmann, H. (2004a): Impaktorprobenahmen zur Klärung der Herkunft von PM₁₀ an einer Straßenkreuzung in Dresden; in: 39. Messtechnisches Kolloquium, 17. - 19. Mai 2004 in Hamburg.

Gerwig, H.; Brüggemann, E.; Gnauk, T.; Müller, K.; Plewka, A.; Herrmann, H. (2004b): Atmospheric particle size distributions for source apportionment in Dresden, Saxony; 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition 22.-27.8.2004 in London, organised by IUAPPA.

Gerwig, H (2004c): Near traffic source apportionment in the City of Dresden, Saxony (PART I: PM₁₀ and PM_{2,5}); Poster presentation at the European Aerosol Conference 6.-10.9.2004 in Budapest.

Gerwig, H. (2004d): Eigenforschungsprojekt: „Korngrößen-differenzierte Feinstaubbelastung in Straßennähe in Ballungsgebieten Sachsens“, in Jahresbericht zur Immissionssituation 2003 Materialien zur Luftreinhaltung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.

Gnauk, Th.; E. Brüggemann, K. Müller, A. Plewka, U. Franck, H. Gerwig, H. Herrmann (2004): LfUG – geförderte Messkampagnen zur Aufklärung der Quellzuordnung für größen aufgelöste Feinstaubkomponenten in Sachsen; Umweltbundesamt, Berlin; Editoren: Thomas Kuhlbusch, Astrid John, Sezgin Top (IUTA e.V. Duisburg); Bericht zum Workshop- PMx-Quellenidentifizierung: Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne Veranstalter: IUTA e.V. (Duisburg) und UBA (Berlin) Tagungsort: Die Wolfsburg, Mülheim/Ruhr 22. und 23. Januar 2004.

Gerwig, H, Herrmann, H.; Bittner, H. (2005a): Korngrößen-differenzierte Probenahme von chemischen Inhaltsstoffen zur Quellgruppenquantifizierung von PM₁₀; in: 40. Messtechnisches Kolloquium, 2.-4. Mai 2005 in Aachen.

Müller, K.; Brüggemann, E.; Gnauk, T.; Plewka, A.; Spindler, G.; Herrmann, H.; Gerwig, H. (2005) SIZE-SEGREGATED CHARACTERIZATION OF PARTICULATE MATTER - OC/EC AND SEMIVOLATILE NONPOLAR ORGANICS

IN SAXONY. Atlanta 7 – 11.02.2005 in conference Particulate Matter Supersites Program and Related Studies by the American Association for Aerosol Research.

in Planung:

Gerwig, H. (2005a): Kurzfassung des Eigenforschungsprojekts: „Korngrößen-differenzierte Feinstaubbelastung in Straßennähe in Ballungs-gebieten Sachsens“, in Jahresbericht zur Immissionssituation 2004 Materialien zur Luftreinhaltung, LfUG

Gerwig, H, Bittner, H. (2005b): Near traffic source apportionment in the City of Dresden, Saxony (PART II: Exceedences of the EU-PM10 limit value); presentation at the European Aerosol Conference 28.8.-2.9.2005 in Ghent.

Gerwig, H, Brüggemann, E., Gnauk, Th., Müller, K., Plewka, A.; Herrmann, H. (2005c): Size Segregated Characterization of Main Components in Kerbside Particulates in Dresden, Germany; presentation at the European Aerosol Conference 28.8.-2.9.2005 in Ghent.

Tab. 5.1.1 Feinstaub ($PM_{2,5}$) und Grobstaub (PM_{10} - $PM_{2,5}$) in verschiedenen Teilen Europas und Nordamerikas.

Ort	Quelle	Jahr	PM_{10} $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$PM_{2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$PM_{10-2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$PM_{2,5}/PM_{10}$	
Helsinki (FIN) ^a	s	PAKKANEN et al. 2001	1996-97	-	11,8	12,8	-
Helsinki (FIN) ^a	l	PAKKANEN et al. 2001	1996-97	-	8,4	5	-
Melpitz	l	Brüggemann et al. 2000	1995-99	-	-	-	0,76
Dresden	v	HVS n = 184	2003-04	29,1±12,4	18,7±9,9	10,4±4,2	0,63±0,09
Dresden	v	Berner Impaktor n = 12	2003-04	23,3±7,8	-	-	-
Dresden	v	MOUDI n= 9	2003-04	21,2±5,9	-	-	-
Dresden	s	(2 + 7/04) HVS n =31 - 35	2004	20,5±9,2	13,2±6,9	8,1±3,8	0,62±0,10
Radebeul	n	(2 + 7/04) HVS n =20 - 34	2004	16,7±7,4	10,2±3,0	10,6±10,0	0,73±0,07
Dresden	v	LfUG – Messnetz HVS	2003	36,0±20,1	23±14,3	11,8±6,2	0,65±0,11
Radebeul	n	LfUG – Messnetz HVS	2003	24,7±17,8	-	-	-
Schwartenberg	l	LfUG – Messnetz HVS	2003	17,2±12,3	12,7±9,6	4,3±4,6	0,76±0,32
Bern (CH)	v	van DINGENEM et al. (2004)	1998-99	-	-	-	0,57
Europa (31 Orte)	vsnlh	van DINGENEM et al. (2004)	1998 - 00	-	-	-	0,73±0,15
Europa	h	van DINGENEM et al. (2004)	1991-96 +2000	7,0±4,1	4,8±2,4	-	-
Frankfurt	v	Müller (2002)	2001	33	22	-	-
Frankfurt	s	Müller (2002)	2001	24	18	-	-
Deuselbach, Neuglobsow	l	Müller (2002)	2001	13	11	-	-
Birkenes (NOR)	r	Müller (2002)	2001	5	4	-	-

^a Statt $PM_{2,5}$ $PM_{2,3}$.

v = Verkehr / kerbside s = städtischer Hintergrund, n =in Stadtnähe,
l= ländlich/ rural; h = Hintergrund/natürlich;

5 Diskussion

5.1 Feinstaub und Grobstaub

Bei van DINGENEM et al. (2004) wird eine Übersicht über die Fein- und Grobstaubkonzentrationen an einigen europäischen Stationen gegeben (s. Tab. 5.1.1.). Dort wird eine Hintergrundkonzentration von $7,0\pm 4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} und $4,8\pm 2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ angegeben. Diese entsprechen in etwa dem 5% Perzentil von ländlichen Stationen in den verschiedenen Regionen Europas. Diese Konzentrationen enthalten aus Ferntransport stammende anthropogene Stoffe, wie z.B. Ruß. Tendenziell werden an den verkehrsnahen Standorten ein geringeres Verhältnis von $PM_{2,5} / PM_{10}$ gefunden und damit einen höheren Grobstaubanteil in PM_{10} .

Mit zunehmender PM_{10} Konzentration steigt das Verhältnis $PM_{2,5} / PM_{10}$ in europäischen Standorten (31) an, bis auf Barcelona, was auf Saharastaub zurückgeführt wird. Nur in Reinluftgebieten gibt es einen guten Zusammenhang zwischen $PM_{2,5} / PM_{10}$ /Partikelanzahl (van DINGENEM et al., 2004).

Windgeschwindigkeit:

Die Windgeschwindigkeit korrelierte im Feinstaub an der Verkehrsstation signifikant negativ mit Pb (-0,476), Ruß (-0,485) und TC sowie noch hochsignifikant für die Masse (-0,367), K, OC, Cd, Fe, Ni, Sb, V, Zn und BaP gefunden. Mg (+0,364), Na und Cl zeigen hingegen eine positive Korrelation. Somit waren bei geringen Windgeschwindigkeiten die anthropogenen Elemente höher konzentriert und bei höheren Windgeschwindigkeiten die aus natürli-

chen Quellen stammenden Seesalzelemente. Der Grobstaubanteil der Masse oder anderer Inhaltsstoffe zeigte ebenfalls eine negative Korrelation am deutlichsten für Blei (-0,389), Gesamtkohlenstoff und Eisen sowie noch hochsignifikant für Masse, OC, Fe, Mn und Ni. Es wurden keine signifikanten positiven Korrelation mit der Windgeschwindigkeit, mit Ausnahme von Kalium, festgestellt.

HARRISON et al. (1997) (Birmingham) hat zwischen der Konzentration von EC und $PM_{2,5}$ im PM_{10} und der Windgeschwindigkeit ebenfalls eine negative Korrelation ($R = -0,50$ und $-0,55$) gefunden. Bei CHALOUKOU et al. (2003) wurde eine negative Korrelation zwischen PM_{10} und Windgeschwindigkeit gefunden. Im Gegensatz zu den Ergebnissen für das ganze Jahr in Dresden korrelierte bei HARRISON et al. (1997) insbesondere im Sommer der Grobstaub mit der Windgeschwindigkeit. Im Raum Los Angeles wurde die PM-Metallkonzentration im Grobstaub ($PM_{10-2,5}$) durch die Windgeschwindigkeit bestimmt (SING et al., 2002).

Nach POHJOLA et al. (2002) sind erhöhte PM-Werte klar verknüpft an Hochdruck-Wetter, relativ geringe Temperaturen und geringe Windgeschwindigkeiten gekoppelt mit stabilen Austauschbedingungen.

Der $PM_{2,5}$ -Anteil in ländlichen Gebieten Europas wird für anorganische Vorläuferstoffe auf 35-55%, der Kohlenstoffanteil auf 17-40% nach einem Positionspapier der EU-Arbeitsgruppe PM geschätzt. 25-50% des $PM_{2,5}$ soll aus primären bzw. 50-75% aus sekundären Quellen stammen (DAVIDS, 2004).

5.2 Zusammensetzung von Fein und Grobstaub

Hauptinhaltsstoffe

Tab. 5.2-1 Zusammensetzung von Feinstaub ($PM_{2,5}$ bzw. PM_1 bzw. $PM_{3,5}$) in Europa.

Ort / Quelle	Jahr	Anteil in %									
		NH4	NO3	SO4	See-Salz ^a	SM ^a	TC (EC, OM) ⁴	Erdkruste ^a	nicht analysiert	analy-	
Helsinki ^c	s	1996-97	9	11	21	3	0,4	-	12	43	C + H ₂ O
Helsinki ^c	l	1996-97	10	12	25	3	0,5	-	13	37	C + H ₂ O
Cornwall ^d	l	2002	-	19 ¹	25	8 ³	-	39 (-, -)	8+1 ²	-	H ₂ O
London ^d	v	2001-02	-	21 ¹	18	-	-	51 (-, -)	1+9 ²	-	H ₂ O
Europa ^e	v	1998-00	7	11	13	1	-	56(17, 29)	8	15	H ₂ O
Europa ^e	s/n	1993-00	10	17	17	3	-	30 (8, 22)	7	17	H ₂ O
Europa ^e	l/h	1991-01	8	5	29	3	-	31 (8, 23)	5	20	H ₂ O
Frankfurt ^g	v	2001	9	10	16	-	-	55(21, 34)	7	6	H ₂ O
Frankfurt ^g	s	2001	12	12	19	-	-	47(16,31)	6	8	H ₂ O
Deuselbach/ Neuglobsow ^g	l	2001	14	15	22	-	-	32(10, 22)	5	11	H ₂ O
Birkenes ^g	r	2001	12	12	34	-	-	28(10, 18)	3	13	H ₂ O
Dresden ^{bq}	v	2003-04	9	11	14	1	0,6	43(18, 25)	11	13	H ₂ O
Dresden ^{bq}	s	2004	11	24	13	2	0,7	36(11,25)	11	3	H ₂ O
Dresden ^{bb}	v	2003-04	7	13	14	4	0,6	24(10, 12)	11	28	H ₂ O
Mittelwert	v		8,0	13,2	15,0	2,0	0,6	43,4(16,5;25,0)	9,4	15,5	
Mittelwert	s, n		10,5	16,0	17,5	2,7	0,6	37,7(11,7;26,0)	9,0	17,8	
Mittelwert	l, h		10,7	12,8	25,3	4,0	0,5	34,0(9,0;22,5)	8,0	22,7	

v = Verkehr / kerbside s = städtischer Hintergrund, n = in Stadtnähe, l = ländlich/ rural; h = Hintergrund/natürlich;

^a SM = Schwermetalle, Krust = Krustenmaterial als Oxide; Seesalz = Na, Cl, (teilw. Mg)

^{bq} diese Arbeit mit QFF n = x, 08.2003 - 07.2004

^{bb} diese Arbeit mit Berner Impaktor n = x, 10.2003 - 07.2004 PM_{3,5}

^{bm} diese Arbeit mit MOUDI-Impaktor n = x, 10.2003 - 07.2004

^c Statt PM_{2,5} hier PM_{2,3} und PM₁₅ statt PM₁₀; PAKKANEN et al. 2001 mit Berner Imp. und Virtuellen Imp.

^d Cl als Chloride (MORENO et al., 2003),

^e PUTAUD et al. (2004) mit verschiedenen Probenahmetechniken, 3 Kategorien ,Mittel aus 31 Stationen

^f BRÜGGEMANN et al (2000) mit Bernerimpaktor

^g MÜLLER (2002) PM_{2,5} Deuselbach und Neuglobsow (l), Frankfurt Westend (s), Frankfurt (v), Birkenes/Norwegen (h)

^h SPINDLER et al. (2001) Melpitz (l)

¹ Als hauptsächlich Ammoniumnitrat; ² Silikate und Eisenoxide; ³ Chloride, ⁴ OM = OC *1,4 für PUTAUD et al. (2004) und diese Arbeit, sowie berechnet für MÜLLER (2002).

Tab. 5.2-2 Mittlere Zusammensetzung des Grobstaubs ($PM_{10-2,5}$) in Europa.

Ort	Jahr	Anteil in %									
		NH4	NO3	SO4	Salz ^a	SM ^a	TC (EC, OM)	Krust ^a	nicht analysiert		
Helsinki ^b	v	1996-1997	0,2	4	2	0,2	0,4	-	59	28	C + H ₂ O
Helsinki ^b	l	1996-1997	0,4	5	3	0,4	0,4	-	37	51	C + H ₂ O
Cornwall ^c	l	2002	-	16	5	20	-	20	31+8 ²	-	H ₂ O
London ^c	v	2001-2002	-	19	4	2	-	27	17+31 ²	-	H ₂ O
Europa ^e	v	1998-00	0	8	5	6	-	17 (7, 10)	37	28	H ₂ O
Europa ^e	s/n	1993-00	1	7	5	9	-	11 (3, 8)	22	46	H ₂ O
Europa ^e	l/h	1991-01	1	8	3	20	-	8 (4, 4)	21	40	H ₂ O
Dresden ^{bq}	v	2003-04	2	9	6	6	1,2	19 (9, 10)	46	10	H ₂ O
Dresden ^{bq}	s	2004	7	23	8	10	0,5	21(4,17)	24	7	H ₂ O
Dresden ^{bb}	v	2003-04	1	6	3	12	0,6	15 (3, 12)	24	39	H ₂ O
Mittelwert	v		0,8	9,2	4,0	5,2	0,7	19,5(6,3;10,7)	42,8	26,3	
Mittelwert	s, n		4,0	15,0	6,5	9,5	0,5	16,0(3,5;12,5)	23,0	26,5	
Mittelwert	l, h		0,7	9,7	3,7	13,5	0,4	14,0 (-)	32,3	45,5	

Anmerkungen s. Tab. 5.2-2; ⁵) Berner PM_{10-3,5}.

Nach dem Mittelwert der Zusammensetzung von $PM_{2,5}$ einiger verkehrsnaher Messstationen in Europa (Tab. 5.2-1) setzt sich die Masse aus 36% anorganischem sekundären Aerosol (Ammonium, Nitrat und Sulfat), 2% aus Seesalz, 43% aus Kohlenstoff und 25% aus Krustmaterial bzw. nicht analysierten Stoffen zusammen. An der Verkehrstation wurden ganz ähnliche Anteile gefunden (34%, 1%, 43%, 24%).

Die mittlere Korngrößenverteilung von Ammonium und Sulfat waren sehr ähnlich. Diese wurden wie bei FUNASKA (2003) in der Feinstaubfraktion gefunden. Die größte Masse in der unimodalen Verteilung wurde zwischen 0,4 – 1,2 μ m (Berner) und 0,32 - 1,8 (MOUDI) gefunden. Bei FUNASKA im Bereich < 2,1 μ m.

Das PM_{10} im Mittel einiger verkehrsnaher Messsta-

tionen in Europa (Tab. 5.2-3) setzt sich aus 28% anorganischem sekundären Aerosol (Ammonium, Nitrat und Sulfat), 3% aus Seesalz, 36% aus Kohlenstoff und 35% aus Krustmaterial (Bodenstaub) bzw. nicht analysierten Stoffen zusammen. An der Verkehrsstation wurden ganz ähnliche Anteile gefunden (26%, 3%, 34%, 36%).

Der Feinstaub (PM_{2,5}) enthält somit in Europa an verkehrsnahen Messstellen deutlich mehr sekundäres Aerosol und weniger Krustenmaterialien als in PM₁₀.

Vergleich zwischen Verkehrsstationen

In der Tabelle 5.2-4 werden die Mittelwerte der Ergebnisse dieser Arbeit für PM₁₀-Aerosolkonzentrationen aus anderen Verkehrsstationen in Europa gegenüber gestellt.

Die größten Abweichungen untereinander sind bei Calcium (10-mal geringer in Dresden und Helsinki als in Südeuropa), und bei Blei zu erkennen. Die Blei-Konzentrationen sind in Spanien und Italien 5 – 10-mal höher und gleichzeitig halb so groß in Helsinki im Vergleich zu Dresden. Für Kupfer gilt ähnliches: 3-4-mal höher in Südeuropa und 1/3 in Helsinki. Auch Vanadium wird in Dresden 2- 5-mal geringeren Konzentrationen gemessen als an den anderen Stationen. Auch Arsen (5mal), Bromid (4mal) und Silizium (3mal) werden in Florenz in höheren Konzentrationen als in Dresden gemessen. Demgegenüber ist Cadmium gegenüber Helsinki um Faktor 3, Antimon um Faktor 7 höher in

Dresden konzentriert. Die übrigen Stoffe Seesalz (Na, Cl, Mg), Korrosionselemente und Krustenmaterial (Al, Fe, Mn, Ti, Chrom) sowie Organische Materie und Kalium aus vermutlich Ferntransport sind an den Stationen in gleicher Größenordnung vorhanden in der Tabelle 5.2-4.

Bei den Hauptkomponenten fällt auf, dass Ammonium, Nitrat, Ruß in Berlin 1998 rund doppelt so hoch konzentriert waren, wie an den anderen Messstationen, im Jahr 2001/2002 jedoch in etwas niedrigeren Konzentrationen. HUEGLIN et al. (2005) haben in der Schweiz entdeckt, dass das Vorkommen von Ba, Ca, Cu, Fe, Mn, Pb, und Sb graduell von der städtischen Straßenrandstation über städtischen Hintergrund, nahe Stadt und ländlichen Hintergrund hin abnimmt. Dies zeigt den Einfluss des Straßenverkehrs als Hauptquelle dieser Elemente an. Demgegenüber waren das Vorkommen von Al, As, Cd, K, und V an allen Stationen ähnlich. Dies impliziert, dass die Emissionsquellen entweder gleichförmig räumlich verteilt sind (z. B: Mineralstaub), oder es keine bedeutenden regionalen Quellen gibt und somit durch Ferntransport beeinflusst sind.

Gemäß EU Richtlinien (1999/30/EG, 2004/117/EG) gelten für Blei ein Grenzwert von 0,5µg/m³ bzw. ein Zielwert für As 6 ng/m³, Cd 5 ng/m³, Ni 20 ng/m³ und BaP 1 ng/m³ als Jahresmittelwertes von Tagesmittelwerten. Im Untersuchungszeitraum wurde keine dieser Grenz- bzw. Zielwerte überschritten (in ng/m³: 17 Pb; 2,2 As; 0,39 Cd; 2,5 Ni; 0,86 BaP) s. Tab. 5.3-4).

Tab. 5.2-3 Mittlere Zusammensetzung des PM₁₀ in Europa.

Ort	Jahr	Anteil in %								
		NH ₄	NO ₃	SO ₄	(See)salz ^a	SM ^a	TC (EC,OM)	Krust ^a	nicht analysiert	
Europa ^e	v 1998-00	4	10	10	3	-	35 (13, 22)	19	19	H ₂ O
Europa ^e	s/n 1993-00	7	15	13	4	-	25 (5, 20)	9	27	H ₂ O
Europa ^e	l/h 1991-01	6	7	19	8	-	22 (6, 16)	10	28	H ₂ O
Frankfurt ^g	v 2001	7	10	13	-	-	45(17, 28)	21	5	H ₂ O
Frankfurt ^g	s 2001	9	12	16	-	-	38(13, 25)	18	7	H ₂ O
Deuselbach/ Neuglobsow ^g	l 2001	12	15	20	-	-	29(9, 20)	15	9	H ₂ O
Birkenes ^g	r 2001	11	12	31	-	-	25 (7, 18)	5	12	H ₂ O
Melpitz ^h	l 1993	8	6	22	5 ⁽⁶⁾	-	-	-	58+2	C+H ₂ O +Kruste
Melpitz ^h	l 2000	9	14	14	5 ⁽⁶⁾	-	-	-	57+1	C+H ₂ O +Kruste
Dresden ^{bq}	v 2003-04	6	9	11	3	0,8	34 (15, 20)	24	12	H ₂ O
Dresden ^{bq}	s 2004	10	24	11	5	0,6	30 (8,22)	16	4	H ₂ O
Radebeul ^{bq}	n 2004	8	11	16	2	0,5	28 (8, 20)	13	11	H ₂ O
Dresden ^{bb}	v 2003-04	6	12	13	4	0,6	29 (14, 15)	12	22	H ₂ O
Mittelwert	v	5,8	10,3	11,8	3,3	0,7	36,0(14,8;21,3)	19,0	14,5	
Mittelwert	s,n	8,5	15,5	14,0	3,7	0,6	30,3(8,5;21,8)	14,0	12,3	
Mittelwert	l,h	8,8	10,5	18,8	8,0	-	25,5(7,5;18,0)	12,5	18,5	

Anmerkungen s. Tab. 5.2-2; ⁽⁶⁾ Andere Ionen.

Tab. 5.2-4 Inhaltsstoffe des PM₁₀ an Verkehrsstationen in Europa.

Zeit	2003/2004	2003/2004	2003/2004	1998	2001-2002	1994	1999-2000	1997	1996/97
	Dresden	Dresden	Dresden	Berlin	Berlin	Wageningen, NL	Escuellas Aguirre, ES	Florenz	Helsinki
Methode	HVS	Berner	MOUDI	HVS	HVS	?	HVS	20L/min	Vlrt Imp PM ₁₅
Quelle	1)	1)	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
	µg/m³								
PM	29,1	23,3	21,2	51,5	34,5	35,7	47,68	47	24,8
NH4+	1,69	1,4	1,0	3,3	-	-	1,15	-	1,1
Ca	0,28	0,13	0,15	-	-	-	1,92	1,88	0,40
Cl	0,30	0,55	0,18	0,8	-	-	0,38	0,27	0,28
Br	-	18	-	-	-	-	-	72	-
K	0,18	0,37	0,13	-	-	0,37	0,39	0,37	0,1
Mg	0,05	0,04	0,04	-	-	-	0,25	0,14	0,05
Na	0,44	0,33	0,29	-	-	0,2	0,31	0,67	0,44
NO3-	2,67	2,5	1,0	4,6	3,6	-	2,09	-	2,0
SO42-	3,28	3,1	2,2	5,7	4,2	-	4,46	-	2,8
Ruß	4,2	3,6	3,1	9	4,3	-	-	-	1,4
TC	8,4	6,3	5,5	-	-	-	15,67	-	-
OM*)	5,9	3,8	3,4	11,0	6	-	-	-	-
	ng/m³								
Al	-	376	-	-	-	-	970	400	579
Si	-	357	-	-	-	650	-	1140	-
S	-	890	-	-	-	-	-	2720	-
As	2,2	-	-	-	-	-	-	10	1
Cd	0,39	-	-	-	-	-	-	-	0,13
Cr	4,7	6,1	-	-	-	-	9	12	-
Cu	32,9	24	-	-	-	22	112	90	9,3
Fe	1078	454	-	-	700	425	1930	1730	616
Mn	17,5	9,4	-	-	-	13	22	24	11,9
Ni	2,5	3,0	-	-	-	-	4	9	2,8
Pb	17,0	23	-	-	-	-	118	280	7,8
Sb	7,23	-	-	-	-	-	-	-	1,6
Ti	32,4	18	-	-	-	-	56	52	28
V	1,84	-	-	-	-	9,5	4	11	6,4
Zn	67,9	44	-	-	-	148	93	80	22
Ant	-	0,30	0,3	-	-	-	-	-	-
BaP	0,86	1,18	2,0	-	-	-	-	-	-
Chr	-	1,53	-	-	-	-	-	-	-
BbkF	1,84	-	3,3	-	-	-	-	-	-
BeP	0,98	-	0,8	-	-	-	-	-	-
Cor	0,53	-	-	-	-	-	-	-	-
DBahA	0,10	-	0,2	-	-	-	-	-	-
Ind	1,01	-	1,0	-	-	-	-	-	-
9,10 Anthra-cendion	-	0,66	0,72	-	-	-	-	-	-
9H-Fluorenon	-	0,39	0,5	-	-	-	-	-	-
C27	-	2,9	5,09	-	-	-	-	-	-
C28	-	11,8	3,87	-	-	-	-	-	-
Alkane n= gerade	-	17	22	-	-	-	-	-	-
Alkane n = ungerade	-	8	33	-	-	-	-	-	-
Oxal	-	57	47	-	-	-	-	-	104
Mal	-	19	11,3	-	-	-	-	-	12
Suc	-	13	6,6	-	-	-	-	-	11

*) OM als OC *1,4. 1) Diese Arbeit; 2) Lenschow et al.(2001); 3) WIEPRECHT et al. (2004) ;4) JANSSEN et al. (1997); 5) SALVADOR et al. (2004); 6) LUCARELLI et al. (2004); 7) PAKKANEN et al. (2001a) wasserlösliche Ionen mit IC, wie in 1-3.

Organische Komponenten

Die 3 mit Bernerimpaktor untersuchten Dicarbonsäuren liegen in vergleichbarer Größenordnung zu der Messung in Helsinki (s. Tab. 5.2-4) und haben zu 0,43% zum PM₁₀ beigetragen, in Helsinki 0,51% am PM₁₅. Nach WANG und SHOOTER (2004) betragen der Anteil der Dicarbonsäuren an der Ge-

samtmasse in Christchurch, Neuseeland im Mittel 0,5 % und maximal 1,4% des PM₁₀.

Massenzusammensetzung in Leipzig:

Die Berner Impaktor Stufe 3 (0,42 – 1,2 µg/m³), überstreicht den größten Bereich des Akkumulationsmodes und enthielt ca. 51% der Masse aller

Messungen im Winter und Sommer an der Verkehrsstation in Leipzig (BRÜGGEMANN et al., 2000). Danach gilt, dass der relative Anteil wasserlöslicher Ionen Ammonium, Nitrat, Sulfat an allen drei Standorten (Verkehr, städtische Grundbelastung und ländlicher Hintergrund) vergleichbar groß ist. (ca. Hälfte im Winter, Viertel im Sommer). Bedingt wird dies durch Ferntransport der alle Probenahmestandorte dominiert, wobei die Massenanteile im Winter etwas höher sind als im Sommer. Als Quelle wird im Winter neben Heizungsanlagen der Ferntransport angenommen. Im Sommer kommt der Verlust von ionischen Bestandteilen durch erhöhte Verdampfung in die Gasphase hinzu. Diese Verdampfung kann auch auf dem Probenahmeträger (z. B.) Filter während oder nach der Probenahme erfolgen.

Die Nitratkonzentration ist im Winter etwa 2,5-mal höher als im Sommer.

Massenzusammensetzung in Dresden:

Die PM₁₀-Masse besteht im Winter zu einem höheren Prozentsatz aus Sekundäraerosol, im Sommer nimmt der Einfluss des Grobstaubs zu.

Beim Vergleich der Impaktor-Messungen (Stufe 3, 0,42 - 1,2 µm Partikeldurchmesser) an Verkehrsstationen, zeigte die Station Dresden deutlich niedrigere Nitratgehalte im Winter als in Leipzig. Die Nitratkonzentration war in Leipzig im Winter etwa 2,5-mal höher als im Sommer. Auch die Sulfatgehalte zeigten stärkere Abweichungen von 17 bzw. 20% in Dresden zu 10% bzw. 12% in Leipzig. Hingegen wich der Ammoniumgehalt nur wenig voneinander ab (s. Tab. 5.2-5).

Tab. 5.2-5 Zusammensetzung des Aerosols an Verkehrsstationen in Dresden und Leipzig aus Berner-Impaktor-Messungen Stufe 3 (PM_{1,2-0,42}) Sommer, Winter 1999/2000.

% PM _{1,2-0,42}	in	Nitrat	Ammonium	Sulfat	Erdkruste+Wasser	EC + OC	Σ anorg. Sekundäraerosol
Leipzig Sommer		7	10	10	39	26	27
Dresden Sommer		17	8	17	34	23	43
Leipzig Winter		24	11	12	19	30	47
Dresden Winter		12	9	20	32	27	41

Die Abweichungen können auf verschiedenen Gründen beruhen. Insbesondere ist die Probenanzahl bei Impaktormessungen begrenzt wodurch auch untypische Einzelfälle den Mittelwert stärker beeinflussen können, als bei einer höheren Anzahl Proben. Daneben könnten unterschiedliche meteorologische Bedingungen in dem Messzeitraum 1999/2000 und 2003/2004 einen deutlichen Einfluss

gehabt haben. Bei Windrichtungen aus Ost steigen die Sulfatkonzentrationen an (s. Kap. 4.11). Außerdem sinkt der partikuläre Anteil des Ammoniumnitrats in der Atmosphäre mit steigender Temperatur zugunsten der gasförmigen Bestandteile Salpetersäure und Ammoniak.

Die Summe der Konzentrationen des hauptsächlich sekundär gebildeten partikelförmigen Nitrat, Sulfat und Ammonium sind im Akkumulationsmodus (0,1 – 1 µm Partikeldurchmesser) am höchsten (s. Kap. 4.3.3). Im PM₁₀ machen diese je nach Messmethode in Dresden an der Verkehrsstation je nach Probenahme ca. 20-30% aus (26% HVS, 30% Berner; 21% MOUDI). Für Leipzig würde vermutlich aufgrund des Vergleichs mit den Werten in Leipzig (s. Tab. 5.2-5) ein ähnliches Ergebnis zu erwarten sein. In anderen Städten Deutschlands werden ähnlich große Anteile gefunden. In Berlin 26 % an einer Verkehrsstation und 31 % in einer städtischen Hintergrundstation (JOHN et al, 2004) sowie 27% bei Konz < 30µg/m³ und 35% bei PM₁₀ > 50µg/m³ in Ludwigshafen (KUHNBUSCH et al., 2004).

In Berlin und Umgebung liefert insbesondere Nitrat einen überproportionalen Beitrag zum Anstieg der PM₁₀-Massenkonzentration über 50µg/m³, gefolgt von Ammonium und Sulfat (JOHN et al, 2004).

Nach Berechnungen von JOHN et al. (2004) stammen nur 20-30% der PM₁₀-Konzentrationen an einer Verkehrsmessstelle von Sulfat und Ammonium aus den Quellregionen Stadt und lokalem Verkehr, während es beim Nitrat ca. 50 % sind.

5.3 Quellgruppenzuordnung

Hauptkomponentenanalyse:

Nach der Methode der Hauptkomponentenanalyse werden die analysierten Stoffe miteinander korreliert und in Gruppen sortiert. Je nach Einbeziehung unterschiedlicher Parameter entstehen unterschiedliche Ergebnisse. Diese führen in der Regel zu halbquantitativen Aussagen.

Für PM_{10} an der Verkehrsstation konnten folgende Quellen deutlich unterschieden werden (s. Tab. 4.2.8.2b) In Klammern gesetzt der Anteil an der Varianz:

- **(Anthropogener) Ferntransport primäre Partikel (F1, 24%); Sekundäres Aerosol (F3, 13%):**
Hauptanteil der Faktorladung für PM_{10} . Fast die gesamte Faktorladung ist hier für Ammonium, Nitrat, Sulfat und OC enthalten. Auch die zur Masse in geringerem Maße beitragenden Stoffe Kalium Arsen und Cadmium gehören überwiegend hier hinein. Ruß und Blei haben hier die stärkste Ladung vor dem Faktor Aufwirbelung Verkehr.
- **natürliche Kruste (F5, 10%):**
PM lädt hier mit einem viertel der Ladungen für Faktor 1 und 3. Besteht hauptsächlich aus Ca, und geringe Mengen wasserlösliches Sulfat (Gips), Titan, geringere Ladungen für Eisen und Mangan.
- **Aufwirbelung Verkehr lokal (F2, 21%):**
PM lädt hier mit etwas weniger als für Faktor natürliche Kruste. Hier laden Titan, Calcium noch fast so hoch wie in Faktor 5. Zusätzlich kommen noch verkehrsspezifische Elemente, wie Kupfer und Antimon aus Bremsabrieb sowie Eisen, Chrom, Nickel möglicherweise aus Korrosion hinzu. Ebenfalls lädt Mangan hier am höchsten. Ruß hat hier die zweithöchste Ladung was vom Reifenabrieb und primären Russpartikeln aus dem Abgas von u.a. Diesel-Kfz stammt.
- **Seesalz (F4, 10%):**
Die Partikelmasse lädt hier kaum. Na, Cl und Magnesium können fast vollständig Seesalz zugeschrieben werden.

Quantifizierung von PM_{10} an der Verkehrsstation: Analog zur Auswertung in NLÖ (2003) wird die Hauptkomponentenanalyse hierfür benutzt. Faktor 2 und ein Teil der Faktoren 1, 3 können dem Verkehr zugeordnet werden. Damit wären ca. 21 Prozentpunkte und zusätzlich ca. 5 - 10 Prozentpunkte, somit ca. 25 - 30 % dem lokalen und überregionalen Verkehr zuzuschreiben. Nach ähnlichen Überlegungen wäre ein ähnlich hoher Anteil Ferneintrag.

Der Rest wird durch noch relativ unbeeinflussten natürlichen Bodestaub zu 10 – 15% und durch Seesalzaerosol (5 – 10%) beschrieben. Damit wären 15 – 35% PM_{10} nicht bestimmbar.

Eine exakte Quantifizierung könnte mit den vorliegenden Daten und einer detaillierten Fehlerangabe der Einzelmesswerte z. B. durch eine Positive Matrix Faktorisierung vorgenommen werden. LIU et al. (2003) hat mittels PMF dem Bodenfaktor hauptsächlich die Elemente Al, Si, Ca, Fe, K und Titan zugeordnet, der hauptsächlich den durch Wind aufgewirbelten Staub repräsentierte. Der Probenahmeort lag in einem ländlichen Gebiet im Nordosten der USA. Der Faktor Holzrauch wurde hauptsächlich durch hohe Konzentrationen Ruß und Kalium repräsentiert.

Hauptkomponenten und deren Hauptquellen:

- **(Ammonium)Sulfat und Arsen:**
Faktor 1 (Ferntransport I, Verbrennung) der Hauptkomponentenanalyse von PM_{10} in Kap. 4.2.8. enthält viel Arsen. Nach STEIGER (1991) und STEINHOF (2003) stammen in Hamburg erhöhte Arsenkonzentrationen bei südöstlichen Windrichtungen aus der Verbrennung Arsenhaltiger Braunkohle im „Schwarzen Dreieck“. Erhöhte Arsenkonzentrationen wurden in Radebeul-Wahnsdorf 1995-1996 aus Richtung der Lausitz und Böhmen ermittelt (STEINHOF, 2003). „Der Gehalt in Braunkohle kann bis zu 1500 $\mu\text{g/g}$ As betragen. Die in Sachsen häufig verwendete ostelbische Braunkohle enthält 0,2 - 22 $\mu\text{g/g}$ As. Es ist bekannt, dass Braunkohle aus nordtschechischen Lagerstätten noch höhere Arsengehalte aufweisen kann. Arsen reichert sich in der Flugasche von Kohlekraftwerken bis zu 440 $\mu\text{g/g}$ an“ (LfUG, 2004a). Damit kann davon ausgegangen werden, dass erhöhte Arsengehalte in Dresden auf Kohleverbrennung zurückzuführen sind. Damit stammt auch das gemessene Sulfat vermutlich hauptsächlich aus der Kohleverbrennung. In der Atmosphäre bildet sich aus SO_2 und Ammoniak aus der Landwirtschaft in mehreren Reaktionen Ammoniumsulfat. Ein zu vernachlässigender Teil Sulfat in Dresden wurde auch aus dem Meer, ähnlich Na ermittelt. Der Lithogene Hintergrund des Erzgebirges besteht hauptsächlich aus granitischen Zusammensetzungen und Gneisen. Gegenüber dem Oberkrustenmaterial finden sich in Osterzgebirgischen Gesteinen deutlich höhere Arsenkonzentrationen. In der Talsperre Malter wird um eine Größenordnung mehr Arsen im Sediment gefunden als im Hintergrund (MATSCHULLAT, 1995).

- **(Ammonium)nitrat:**
Nitrat liegt in größeren Mengen als Ammoniumnitrat vor und ist z. T. ebenfalls Ferntransport zuzuordnen. Die NO_x-Emissionen stammen zum größten Anteil aus dem Kfz-Verkehr. Ammonium entsteht durch atmosphärische Umwandlungsprozesse aus Ammoniak, welches hauptsächlich aus der Landwirtschaft emittiert wird (s. Kap. 3.4.2). Diese verbinden sich in der Atmosphäre zu Ammoniumnitrat. Ein Teil des Nitrats wird während der Transportprozesse aus groben Chlorid in grobes Nitrat umgewandelt unter Freisetzung von Chlorid (s. Kap. 4.9.1).
- **Na, Cl, Mg:**
Nach Untersuchungen des lokalen Verkehrsanteils und statistischen Auswertungen der Anteile bei Temperaturen unter 0°C ist zwar an einzelnen Tagen ein Einfluss durch Winterstreusalz festzustellen, der einige µg/m³ PM₁₀ ausmachen kann, im Jahresmittel spielt dieser anthropogene Anteil am Salz jedoch keine Rolle.
- **OM**
Die organische Materie besteht zu einem Teil aus sekundärem organischen Aerosol (=SOA) und Pflanzenabrieb. Weltweit gesehen machen nach Abschätzung bei GUDERIAN (2000) VOC anthropogenen Ursprungs ca. 16 % der Emissionen aus. Da in Deutschland die Siedlungsdichte deutlich größer ist als im Durchschnitt der Welt wird dieser Anteil vermutlich höher sein. Damit wird auch der anthropogene Anteil an SOA vermutlich mehr als 25 % betragen. Insbesondere im Winter müsste ein erheblicher Teil der organischen Materie (OM) der Filterproben aus SOA bestehen und nicht, wie im Sommer z.B. aus Wachsen und im Herbst aus Blätterabrieb. SOA als Teilmenge der Organischen Materie trägt in Toronto zu ca. 20% des PM_{2,5} im Sommer bei, wobei ein maximaler Anteil von 40% festgestellt wurde (LEE et al, 2003). Etwa 7 % des OC besteht aus Cellulose (aus Pflanzenabrieb), auch im Bereich 0,1 – 1,6 µm Korngröße (Wien, PUXBAUM und ZENZEKUNIT, 2003).
- **Ruß**
Stammt aus verschiedenen Quellen. Aus lokalen Quellen des Straßenverkehrs (Abgase, Abrieb) sowie Verbrennung von festen Brennstoffen. Da zumeist in den kleinen Korngrößen zu finden ist, wird es sehr weit transportiert und kann damit auch aus verschiedenen industriellen oder weit entfernt liegenden Quellen stammen.
- **Krustenelemente:**
Die Krustenelemente Calcium, Titan und Eisen stammen sicherlich zum größten Teil

aus dem Bodestaub. Eisen kann darüber hinaus auch aus Korrosion stammen.

In der Wintermesskampagne (Abb. 4.2.6.1a, Tab. 4.2.6.3a, b) betrug der Straßenanteil der Stoffe Ammonium, Sulfat, Nitrat, K, As, Cd, OC, V in allen 3 Fraktionen und Ca im Feinstaubanteil weniger als 20%. Diese Stoffe im PM₁₀ können somit eher über regionalen Quellen zugeschrieben werden.

Lenschow-Ansatz:

Nach LENSCHOW et al. (2001) sind ungefähr 2/3 der PM₁₀ Masse an der Verkehrsmessstation bereits in der Stadtrandlage zu finden. Nach dieser Methode berechnet stammen ca. 44 % an der Verkehrsmessstation Dresden Nord aus dem Straßenverkehr. Weitere Quellen sind der natürliche Hintergrund und die Landwirtschaft mit 28% (5% Ammonium), die Industrie mit 25% und die Haushalte mit 4%.

Auffällig ist, dass in der Stadt kaum zusätzliches Sulfat hinzukommt, im Gegensatz zum ebenfalls sekundären gebildetem Nitrat, welches zu ca. 1/3 in der Stadt gebildet oder aufgewirbelt zu werden scheint. Von einem ähnlich hohen Anteil Nitrat und Sulfat wird ebenfalls von JOHN et al. (2004) in Berlin berichtet.

Die Verhältnisse für die organischen Inhaltsstoffe sind dem des Nitrats sehr ähnlich. Die nicht analysierten Stoffe (auch Wasser) und Krustenmaterial sind am Stadtrand in hoher Konzentration und als Zusatzbelastung der Verkehrsmessstation erfasst. Ruß stammt zu einem großen Teil aus Verkehrsemissionen der Straße und der Stadt (Hausbrand), scheint aber ebenfalls zu einem nicht unerheblichen Teil aus Quellen außerhalb der Stadt zu stammen. Spurenelemente spielen für die PM₁₀-Masse nur eine untergeordnete Rolle.

Nach LENSCHOW et al. (2001) gilt für eine Berliner Verkehrsmessstation, dass der Verkehr einen Anteil von 50% an PM₁₀ hat. Die Verbrennung (24%) besteht zu 2/3 aus sekundärem Aerosol: Sulfat, Nitrat. 1/3 stammt aus Hausbrand typisch für Osteuropa. Eine dritte Gruppe sind natürliche Quellen (12%).

Im städtischen Hintergrund ist die Verteilung zu den Verbrennungsquellen hin verschoben: Verkehr 31%, Verbrennung 33% und natürlicher Ursprung 14%).

5.4 Einfluss Verkehr

Partikelmasse

Betrachtet man die Konzentrationen differenziert nach Wochenende und Werktag, so ist zu erkennen, dass am Wochenende geringere lokale Verkehrsanteile zu erkennen sind, als an den Werktagen. Am Werktag sind die PM_{10} -Differenzen je nach Auswertung 7,3 bzw. 7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Wochenende. Vom Werktag zum Wochenende geht der lokale Verkehrsanteil am PM_{10} um 42 - 44% (2,8-2,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zurück. Die $PM_{2,5}$ - / Grobstaub Konzentration nimmt um 37 - 51 % / 22 - 44 % ab.

Nach Ergebnissen für das Jahr 2003 von 4 Kfz-Messstellen in der weiteren Umgebung der Verkehrsmessstation (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 2004) sind 25% der PKW bzw. 75% der LKW am Wochenende weniger auf den Straßen als an den Werktagen. Qualitativ kann somit diese Zusatzbelastung des PM (lokaler Verkehrsanteil) auf die geringere Kfz-Menge (75%) bzw. LKW-Menge (25%) an den Wochenenden zurückgeführt werden. Der LKW-Verkehr hat vermutlich einen höheren Anteil an dieser Zusatzbelastung.

Krustenmaterial und Rest (Wasser, nicht bestimmte Stoffe)

Bei einem Vergleich des lokalen Verkehrsanteils mit der Gesamt PM_{10} Masse während der Messkampagnen machte der Krustenanteil 9% aus.

Mangan und Titan stammen vermutlich aus mineralischen Quellen, also dem Straßenstaub. KUPIALINEN et al. (2005) haben gezeigt, dass durch Winterstreugut (und Spike-Reifen) die befahrenen Straßen abgetragen werden und damit groben Staub verursachen, der zu 90% aus Mineralpartikeln besteht. Emissionsmengen waren abhängig von der Menge an Streusand, und Reifentyp, Art des Streusands und Fahrgeschwindigkeit.

Spurenelemente und Eisen

Bei Korrelationen zwischen Kfz-Verkehr und Schwerlastverkehr wurden höchst signifikante Zusammenhänge an der verkehrsnahen Station festgestellt. Bei den Spurenelementen korrelierte insbesondere Antimon ($R= 0,532$) aber auch Kupfer ($R= 0,528$) in PM_{10} und im Grobstaub eher mit dem Kfz-Verkehr. Bei STECHMANN (1993) werden Korrelationen zum Kfz von 0,537 für Kupfer bzw. 0,522 im Elbtunnel für TSP gefunden. Insbesondere für Chrom und Eisen findet er einen recht hohen Korrelationskoeffizienten von 0,823 und 0,850. Neben den zu großen Teilen in Grobstaub vorkommenden Elementen Eisen, Mangan und Titan korreliert auch die Masse des Grobstaubs ($PM_{10-2,5}$) und Blei hoch

signifikant mit dem Schwerlastverkehr bzw. Kfz-Verkehr. Nickel korreliert hoch signifikant mit SV und Kfz nur in Feinstaub und PM_{10} , nicht jedoch im Grobstaub. Eisen im Feinstaub hingegen zeigte die stärkste Korrelation mit dem Schwerverkehr ($R = 0,554$; $R^2= 0,31$).

Bei einem Vergleich zwischen Wochenende und Woche mit einem sechsstufigen Impaktor in Südspanien haben ESPINOZA et al. (2004) ca. 40 % mehr metallische Komponenten in der Woche gefunden, die menschlicher Aktivität zugeschrieben werden: Mn (68%), Pb (57%), Cd (54%) und Nickel (48%). An der Verkehrsstation wurden an Werktagen in PM_{10} (HVS) ebenfalls mehr Mn (37%), Pb (13%) und Cd (17%) gefunden. An einem Wochentag waren folgende Stoffe um 15 bis maximal 60 % (Calcium) höher konzentriert als an einem Sonntag: PM, Ca, Cl, Mg, Na, Ruß, TC, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Sb, Ti, Zn, Cd, Pb, V.

Nach STECHMANN (1993) fand sich für Ba, Cu, Fe und Sb eine monomodale Größenverteilung mit einem Maximum bei 2,5 μm , was belegt, dass diese Elemente aus mechanischen Abriebprozessen stammen. Dieser hat für Straßenasphalt ein ähnliches Elementprofil gefunden, wie für tonmineralische Gesteine. Darum kann nicht zwischen Straßenabrieb und Bestandteilen des Oberbodens durch Quellenanalyse unterschieden werden.

Korrosionspartikel bestehen hauptsächlich aus Rost und trugen ca. 1,5% an der Masse des TSP im Elbtunnel bei (STECHMANN, 1993).

As, Cd, V und Zn in PM_{10} , $PM_{2,5}$ und Grobstaub sowie Pb im Feinstaub und PM_{10} zeigten keine signifikante Korrelation mit dem Stadt-Verkehr in Dresden. As, Cd, V wurde bei STECHMANN (1993) industriellen Quellen zugeordnet.

Im Gegensatz dazu wurde für Antimon und Kupfer im Grobstaub eine bessere Übereinstimmung mit Kfz gefunden. In Kap. 4.2.3 wird die starke Korrelation zwischen Cu und Sb dokumentiert ($R > 0,9$ in PM_{10} und $PM_{10-2,5}$), wie auch früher in Tunnelaerosolen und städtischem Aerosol gefunden mit Cu:Sb Verhältnis von 5,6:1 (STECHMANN und DANNECKER 1990 in STERNBECK et al. 2002). An der Verkehrsstation wurde ein Verhältnis von 4,6 in PM_{10} (4 in $PM_{2,5}$) gefunden, wie bei STERNBECK et al (2002), mit einem Verhältnis von $4,6 \pm 2,3$, in Flugasche hingegen $1,3 \pm 0,4$. Diese Stoffe stammen aus dem Abrieb von Bremsen. Nach Analysen und Literaturangaben von PALME und RABL (2004) sind in Bremsbelägen mehr als 1% enthalten von: Antimon, Kupfer, Chrom, Eisen und Blei. All diese Elemente korrelieren mit dem Kfz-Verkehr der Station Dresden-Nord höchst signifikant (s.o.).

Nach STERNBECK et al. (2002) bestehen Bremsbeläge zu 5 - 7% aus Sb_2S_3 . Sb wird auch als Schmierstoff und in Motorölen verwendet. PAKKANEN et al. (2001a) haben gefunden, dass Barium, Eisen, Antimon und Vanadium in größeren Konzentrationen in der städtischen Luft Helsinkis anzutreffen sind als im ländlichen Raum und haben ermittelt, dass Ba, Fe, Sb und Cu aus dem Verkehr stammen.

Folgende Stoffe im Grobstaub kommen zu 27% bis $\frac{3}{4}$ mehr an einer viel befahrenen Straßenkreuzung, als in einer Nebenstr. vor (Winter/Sommer): von Sb (64%, 65%), Ti (31%, 50%), Cr (46%, 56%), Cu (61%, 76%), Fe (48%, 55%), Mn (51%, 44%), Ni (40%) Blei (21%, 31%) und Zink (37%, 41%) und in Sb, Ti, Cr, Cu, Fe, Mn und Zn zwischen 27% und 75 % mehr im Feinstaub direkt. Nach STECHMANN (1993) reichern sich Sb, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Ni und Zn im verkehrsnahen Aerosol im Vergleich zum urbanen Hintergrund an.

Nach STERNBECK et al. (2002) stammen Ba, Sb eher von LKW im Gegensatz zu Cu. Cu-Emissionen in einem Tunnel stiegen an mit der Dichte des Verkehrs, was auf häufigere Bremsaktivitäten zurückgeführt wird (STERNBECK et al., 2002). Sb-Konzentrationen sind dicht an Hauptstraßen erhöht (STECHMANN und DANNECKER 1990 in STERNBECK et al. 2005). Bremsbeläge sind eine wesentliche Quelle für Antimon, Barium, Kupfer und Zink, welches zu 1,3 % auch im Reifenabrieb vorkommt. Kupfer stammte zu 83% aus Bremsbelägen (STECHMANN, 1993).

PAKKANEN et al. (2001a) haben ebenfalls entdeckt, dass im Grobstaub ($PM_{2,3-15}$) Anreicherungsfaktoren bezogen auf Aluminium von 45 (Zn) bis 1400 (Sb) anzutreffen sind (Cu 50, Mo 60, Pb 60, Se 250).

Kupfer hat in der Stadt besser mit Antimon korreliert ($R = 0,95$) als im ländlichen ($R = 0,75$) (PAKKANEN et al, 2001a).

Unter der Annahme, dass Antimon ausschließlich aus den Bremsbelägen stammt (2% des Bremsbelags, s. PALME und RABL, 2004), ergibt sich ein Anteil der Bremsbeläge am PM_{10} für die verkehrsnahen Station von 1,2 % und der Station der Grundbelastung von 0,6 %. Der Anteil der Bremsbeläge an $PM_{2,5}$ wären danach an beiden Stationen 0,3 %. An einer Straße in München wurden etwa 3% und in einem Tunnel ein Bremsabriebsanteil von 7 - 10% bestimmt (PALME und RABL, 2004). Weiterhin würde gelten dass $\frac{2}{3}$ (Sb in PM_{10} 61-68%) der aus Bremsbelägen stammenden Abriebs an der Verkehrsstation direkt von der Straßenkreuzung und $\frac{1}{3}$ aus des Gesamtverkehrs der übrigen Stadt

stammt.

In Straßenablaufwässern ist die wesentlichste Quelle für Antimon und Kupfer und zum großen Teil für Zink der Kfz-Verkehr (STECHMANN, 1993).

Chlorid, Alkali, Erdalkalielemente

In Grobstaub korrelierte Calcium besser als im Feinstaub hoch signifikant. Magnesium und Chlorid korrelierten nur sehr wenig bzw. gar nicht mit dem Kfz-Verkehr.

Ca (27, 44%), Mg (26%, 32%) und Cl (57, 63%) kommen eher im Grobstaub direkt an einer viel befahrenen Straßenkreuzung, als in einer Nebenstrasse vor. Die Werte der Chlorid- und Magnesium-Konzentrationen sind jedoch in der Nähe der Nachweisgrenze und damit nicht so belastbar.

bei Tagesmittelwerten unter $0^\circ C$ konnten an einzelnen Tagen 0,8 bis $3,1 \mu g/m^3$ PM_{10} Streusalz zugeordnet werden, was ca. ein Fünftel der lokalen Verkehrsanteil ausgemacht hat.

Ruß

Ruß korreliert in Feinstaub besser und im Grobstaub etwas weniger stark hoch signifikant mit dem Kfz-Verkehr. Ebenfalls korreliert TC mit dem Kfz-Verkehr, während OC keinerlei Korrelation erkennen lässt.

Ruß ist zu 50% höheren Konzentrationen in PM_{10} und $PM_{2,5}$ an der Verkehrsstation als an der Station der Grundbelastung zu finden.

Unter der Annahme, dass ein großer Teil des Ruß aus Reifenabrieb in Grobstaub ($PM_{10-2,5}$, bzw. $PM_{1,2}$ für Berner) enthalten ist und keiner der Abgas-EC Partikel sowie der Annahme, dass Reifen zu 30% aus EC bestehen (s. RAUTERBERG-WULFF und ISRAEL 1998), dann würden 21 % (HVS) bzw. 17 % (Berner-Impaktor) des Kohlenstoffanteils in PM_{10} auf Reifenabrieb in Dresden Nord zurückgeführt werden. Der Reifenabriebsanteil würde damit zwischen 5 und 7 % an der verkehrreichen Messstation, der Station der Grundbelastung und Radebeul betragen. In einem Tunnel in München wurden an Werktagen 14% und an Wochenenden etwa 11% des PM_{10} Anteils auf Reifenabrieb mit der gleichen Methode berechnet (PALME und RABL, 2004). Für den Elbtunnel (100.00 Kfz/Tag, 15% Schwerlastverkehr) hat STECHMANN (1993) durch chemische Elementbilanz 5% des Aerosols (TSP) Reifenabrieb zugeschrieben.

Der Russanteile korrelierte relativ gut mit der Kfz bzw. Schwerverkehrszahl (s. Abb.4.2.6.4) und

zeigte ein Bestimmtheitsmaß von 0,57 bzw. 0,51, (R= 0,75 bzw. 0,71).

Bei Untersuchungen in einem Autobahntunnel in Berlin wurde mittels Elektronenmikroskopie Reifenabriebpartikel in einer Berner-Impaktor-Fraktion zwischen 4 und 10 µm Partikeldurchmesser gefunden, während sich die Dieselabgaspartikel in der Fraktion mit Partikeln kleiner als 0,5 µm befanden (RAUTERBERG-WULFF und ISRAEL 1998).

Der Russ-Level kann einen ungefähren Indikator für den Diesel-Beitrag in Aerosol darstellen. Studien zeigen, dass die Mehrzahl der Partikelemissionen aus Benzinmotoren bei schlechten Verbrennungsbedingungen stammt, was Kaltstart, nicht funktionierenden Katalysator und ältere Fahrzeuge ohne Katalysator einschließt (FINE et al., 2004).

Wenn an für die Verkehrsstation angenommen wird, dass im Sommer der komplette Gehalt Ruß PM_{2,5} (HVS) (3,1 µg/m³) bzw. PM_{1,2} (Berner) (2,9 µg/m³) aus der Motoremission stammt, dann entspricht dies 12% bzw. 15% des Gesamt-PM₁₀ aus Ruß aus dem Motor. Heizungen haben im Winter einen Anteil von 20% am Ruß (Bernerimpaktor) bzw. 14% (HVS).

Bei einem Vergleich des Verkehrsanteils mit der Gesamt PM₁₀ Masse während der Messkampagnen machte der lokal emittierter Ruß aus Auspuff und Reifenabrieb 7% (1,8 / 26,9µg/m³) des PM₁₀ an der Verkehrsstation aus. Damit macht der lokale Verkehrsanteil 48% der gesamten Russbelastung an dieser Station aus.

OC und SOA

Viele organische Stoffe, die im Aerosol gefunden werden, werden nicht direkt emittiert. SOA-Komponenten entstehen aus photochemischer Umwandlung von VOC, die geringer flüchtig sind und damit auf Partikel kondensieren. Andere Ursprünge können Reaktionen der Tröpfchenphasen oder Partikeloberflächen sein. In dem Gebiet von Los Angeles wurden mehr SOA-Komponenten im Sommer bei erhöhter Photoaktivität gefunden als im Winter bzw. mehr am Tag als in der Nacht, mehr im Akkumulationsmodus als im Ultrafeinstaub (FINE et al., 2004).

Nitrat, Sulfat und Ammonium

Nitratkonzentrationen nahmen im Sommer von der Verkehrsstation über die Station der Grundbelastung hin zum städtischen Rand ab. Die Summe aus Straßen- und Stadtanteil waren 30% für PM₁₀ bzw. 45% für PM_{2,5}. Für Ammonium und Sulfat waren dieser rechnerische Anteil nur -2 bis 4% für PM₁₀

und PM_{2,5}. In der Winterkampagne stammten ein Vergleichbarer Anteil von 38% des Nitrats im PM₁₀ von der Straßenstation und der Stadt. PAKKANEN et al. (2003) berichten, dass insbesondere Nitratneben Ammoniumkonzentrationen in PM_{2,3} an einer städtischen Messstelle höher konzentriert waren. Damit findet in der städtischen Atmosphäre Ammoniumnitratbildung statt, was von NO_x-Emissionen des lokalen Verkehrs befördert wird. Es kann ebenfalls zu Nitratbildung auf Straßenaufstaubpartikeln kommen. Auch JOHN et al. (2004) haben in Berlin für sekundäres Nitrat gefunden, dass die lokalen Beiträge nicht zu vernachlässigen sind. Die PM₁₀-Anteile einer Hot Spot Messstelle (Frankfurter Allee) betragen: Hintergrund 5,1%, Stadt 3,9%, Verkehr 1,7 %. Damit wäre der lokale Anteil an der gemessenen Nitratmenge im PM₁₀ größer als der ferntransportierte (5,6% zu 5,1%). Die Autoren konnten daneben zeigen, dass Sulfat zu 10,2% aus dem Hintergrund, und nur zu 2,5% aus dem Verkehr + städtischen Quellen stammt. Damit wird Sulfat zu etwa 4/5 ferntransportiert.

Schlussfolgerung: Die an Verkehrsstationen gemessenen Nitratwerte können somit nicht direkt als die Konzentration angenommen werden, die ebenfalls im städtischen Hintergrund vorliegt. Vielmehr ist die Konzentration an der Straße deutlich größer als am Stadtrand, was vermutlich auf Nitratbildungsprozesse in der städtischen Atmosphäre zurückzuführen ist. Für Sulfat kann der lokale Einfluss in Ostdeutschen Städten hingegen vernachlässigt werden.

Bilanz

Analog zur Auswertung in NLÖ (2003) kann aus der Hauptkomponentenanalyse für PM₁₀ Faktor 2 und 6 sowie ein Teil des ersten Faktors dem Verkehr zugeordnet werden. Damit können mindestens 25 Prozentpunkte und zusätzlich ca. 5-15 Prozentpunkte, somit 30 – 45 % dem Verkehr zugeordnet werden.

Das NLÖ (2003) zeigt, dass 35-40% des PM₁₀ in der Göttinger Straße aus dem lokalen Verkehr stammt mit Ausbreitungsmodellierungen. Die Hauptkomponentenanalyse (ohne Nitrat) ergab einen Verkehrsanteil von 30%. 20% stammen aus Auspuffgasen und 80% aus Abrieb und Aufwirbelung.

Eine Bilanz der Quellen des PM₁₀ aus dem Verkehr an der Station Dresden Nord für den Zeitraum 2003 bis 2004 ergibt, dass mindestens 30% der PM₁₀-Masse an der Station aus dem Straßenverkehr stammt (s. Tab. 5.4-2).

Nah dem Lenschow-Ansatz stammen 44% des

PM₁₀ aus dem Straßenverkehr. Nach LENSCHOW et al. (2001) gilt für eine Berliner Verkehrsstation, dass der Verkehr einen Anteil von 50% an PM₁₀ hat. 1/4 stammt aus Abgasen und Reifenabrieb, 1/4 aus Aufwirbelung und 1/2 aus dem Verkehrseinfluss des städtischen Hintergrundes,

40% des PM_{2,5} in Toronto 2000/2001 stammen aus dem Kfz-Verkehr, wobei den größten Teil mit 60% Ammoniumnitrat ausmachte neben z.B. Streusalz. Hierbei wurde nicht die Bildung von SOA aus VOC einbezogen. Die Positive Matrix Factorisierung ergab 10% Anteil aus dem Verkehr und 36% für die Quelle „Ammoniumnitrat“. Es wurden Denunder für die Verlustfreie Bestimmung von Ammoniumnitrat benutzt (LEE et al., 2003).

Tab. 5.4.2 Anteil PM₁₀ aus der Quelle Kfz an der Station Dresden Nord.

Quelle	Methode	Anteil PM ₁₀ in %
Bezogen auf den lokalen Verkehrsanteil		
Aufwirbelung von Straßenstaub an Strasse inkl. Straßenabrieb (und Korrosionspartikel 1,5 % geschätzt (n. STECHMANN, 1993))	Kruste Verkehrsanteil (als Fe, Ti, Ca, Oxide und über Ti berechnetes Al ₂ O ₃ , SiO ₂) und Na, Cl, Mg als Streusalz sowie Rest (Wasser).	9
Streusalz der Winterstreudiene	einige Prozent nur bei Temp. < 0°C Einzeltage mit ca. 1 µg/m ³)	-
Bezogen auf den lokalen Verkehrsanteil, sowie Stadtgebiet bis hin zu Ferntransport:		
Abrieb Bremsbeläge	aus Antimon Gehalt berechnet (0,8 aus lokalem Verkehr) geschätzt	1,2
Abrieb Kuppelungsabrieb	Russ-Anteil PM ₁₀ -PM _{2,5}	0,3
Reifenabrieb	Russ-Anteil PM ₁₀ -PM _{2,5}	7
Auspuffemissionen	Russ-Anteil p _{2,5} (HVS) bzw. 1,2 (Berner) im Sommer n=2	12 (15)
Summe		29,5 - ?

Nach LOHMEYER et al. (2004) stammen ca. 1/3 der Motoremissionen aus PKW und Lnf und knapp die Hälfte der PM₁₀-Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb. Die Entstehung des Grobstaub durch Aufwirbelung wird vermutlich stärker durch LKW als durch PKW verursacht. Nach ANKE et al. (2002) wurden dem LKW Verkehr 17 – 30% und dem PKW-Verkehr 4% zugeordnet. 21 – 34% des PM₁₀ an der Lützner Str. in Leipzig stammten somit aus dem Kfz-Verkehr.

5.5 Forschungsbedarf

Nach DÜRING (2004) sollten an verschiedenen Messstellen PM₁₀ (Grav./Kont.), PM₁ (Grav.), NOx in einer Straßenschlucht und über dem Dach gemessen werden. Verkehrszählungen (Schleifen, besser Video, Beladungsgrad der LKWs) und die Fahrzeugeschwindigkeit. Staubsaugen des Straßenstaubes und der Gehwege sollten erfolgen. Inhaltsstoffanalysen: Ionen, EC, OC1/OC2 (Auspuff, Reifen), Fe, Sb, Cu (Bremsen). Ein Tracer für Straßenabrieb sollte gefunden werden, da die

Hauptkomponenten dem von Oberböden ähneln (s. STECHMANN, 1993). Der Regen und die Staubdeposition an der Straße sowie Feuchtemessung der Fahrbahnoberfläche sollten bestimmt werden. Die Straßenreinigung sollte protokolliert werden. Außerdem sollten z. B. über 1/4-Jahr Messungen durchgeführt werden und dann eine Tempo 30 Beschränkung gemacht und die Einhaltung kontrolliert werden. Danach sollte der Schwerverkehr möglichst an mehreren Straßen, z.B. Göttinger Str., FF-Allee oder Schildhornstr., Lützner Str. u.a. beschränkt werden.

Der Vergleich der sekundären Aerosolbestandteile im städtischen und regionalen Hintergrund von unterschiedlichen Laboratorien zeigt einen Zusatz für Nitrat, Sulfat und Ammonium. Dies kann nicht genau erklärt werden. Darum ist es notwendig neue Messungen mit vergleichbaren Methoden an den verschiedenen Stationstypen durchzuführen (LENSCHOW et al., 2001). Diese Forderung könnte in Sachsen umgesetzt werden, indem innerhalb des Routinemessnetzes zusätzliche Messungen von wasserlöslichen Komponenten an ausgewählten Standorten durchgeführt werden um dann wissenschaftlich begleitet auf die chemische Zusammensetzung hin ausgewertet zu werden.

laufende Forschungsvorhaben in Deutschland

Das Umweltbundesamt hat folgendes beauftragt. Seit Anfang 2004 werden Messungen in Melpitz (IFT, Gruppe Prof. Herrmann) in PM₁₀ und PM_{2,5} auf Hauptkomponenten untersucht. Diese werden jedoch nicht mit städtischen Stationen und der Hintergrundstation Schwartenberg verglichen. (Chemische und physikalische Charakterisierung des atmosphäregetragenen Feinstaubes an der Messstelle Melpitz des Umweltbundesamtes, 1.7.2004 - 30.11.2006, G. Spindler, IFT)

Außerdem werden Modellrechnungen angestellt für die Hintergrundbelastung durch die FU Berlin, Dr. Reimer: Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte, 1.7.2004 bis 31.12.2005.

Deshalb wird für 2006/2007 das Umweltforschungsvorhaben „Immissionsbelastung durch ferngetragenen Feinstaub (Korngrößendifferenzierete Feinstaubbelastung in Straßennähe, insbesondere der Einfluss aus dem Ferneintrag für die Immissionsbelastung in Sachsen; Feinstaub Teil 3)“ durch das LfUG geplant. Ziel ist es die Schaffung einer verbesserten Datengrundlage zur Erfassung von allen Korngrößenfraktionen des Luftstaubes und deren Zusammensetzung im Vergleich städtische Ballungsgebiete und Hintergrundstationen Sachsens zur Verbesserung der Einschätzung von Loka-

len und Ferntransportierten Quellen von PM₁₀ und PM_{2,5} zu ermöglichen.

Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität

Über 80 Kommunen haben bereits bis 2004 Luftreinhaltepläne aufgestellt (WOODFIELD et al. ,2004). Für 86% aller Fälle sind Emissionen aus dem Verkehr für zu hohe PM₁₀- oder NO₂-Werte verantwortlich. Ein Viertel der britischen Kommunen haben Luftqualitätsmanagement Gebiete ausgewiesen. MEDIAVILLA-SAHAGUN et al. (2004) berechneten, dass für London 77% des primären PM₁₀ von Kfz verantwortet werden und geben an wie viel bestimmte Maßnahmen zur Reduktion des PM₁₀ beitragen können bzw. wie viel diese kosten. Die Emissionskontrollstrategien, wie Partikelfilter und Umstellung auf Gas als Treibstoff für Busse wird dort als effektiver und kostengünstiger angesehen, als Verkehrsmanagementstrategien.

INTEGAIRE (= INTEGRATED URBAN GOVERNANCE AND AIR QUALITY MANAGEMENT IN EUROPE) konzentriert sich auf die Verbesserung der nachhaltigen Entwicklung und des Entscheidungsprozesses im Umfeld der städtischen Luftreinhalteplanung. Eine Datenbank der guten Praxis zur Luftreinhaltung ist einzusehen unter:

<http://www.integaire.org/database/gpdb.php>.

6 Zusammenfassung

Ziel der Untersuchung war es, die Zusammensetzung und die Herkunft der $PM_{2,5}$ - und PM_{10} -Bestandteile qualitativ und quantitativ durch Langzeitbeobachtung exemplarisch für Sachsen in Dresden zu analysieren. PM_{10} besteht aus Partikeln unterschiedlicher Korngröße, die sich hauptsächlich aus elementarem Kohlenstoff, organischem Material, Bodenstaub, Sekundärpartikel (Ammonium, Nitrat und Sulfat) und Wasser zusammensetzen. Bodenstaub kann insbesondere an Orten in Verkehrsnähe aus Erdkrustenmaterial, Fahrzeugkorrosion, Bremsabrieb und Straßenabrieb stammen. Die Konzentrationen des PM_{10} sind abhängig von Wetter, Jahreszeit, Wochentag, Verkehrsaufkommen und Messstandort.

An drei unterschiedlichen Messstationen (Verkehrsstation am Schlesischen Platz Dresden, städtische Grundbelastung und Stadtrandstation Radebeul-Wahnsdorf) wurden an 2 Wochen im Winter und 3 Wochen im Sommer (9.-29.2.2004; 28.6.-08.08.2004) PM_{10} und $PM_{2,5}$ Tagesproben zeitgleich gesammelt. Diese wurden auf Haupt- und Spurenbestandteile (31 Stoffe: Spurenelemente, Polyaromatische Kohlenwasserstoffe und wasserlösliche Ionen) analysiert. Zur Absicherung der Ergebnisse für die Verkehrsstation wurde diese außerdem jede 2te Woche vom 11.08.03 bis 08.08.2004 an 184 Tagen beprobt.

Zusätzlich wurden mit Bezug auf die Partikelgröße 24 fein aufgelöste Staubproben gesammelt. Dazu dienten so genannte MOUDI (Micro Orifice Uniform Deposit Impactor)- und Berner-Impaktoren. Dabei wurde zwischen Ultrafeinstaub- ($< 0,1 \mu m$), Feinstaub- ($0,1-1 \mu m$) und Grobstaubanteil im PM_{10} ($1-10 \mu m$) unterschieden. Die Korngrößenfraktionen wurden zusätzlich auf 3 organische Dicarbonsäuren und 14 n-Alkane analysiert. Darüber hinaus wurden exemplarisch 4 Proben mit Rasterelektronenmikroskopie untersucht.

Das Jahr 2003 war in ganz Sachsen und 2004 in Ostsachsen erheblich zu trocken.

Ergebnisse der High-Volume-Sampler Probenahmen an der Verkehrsstation

PM_{10} ($29,1 \pm 12,4 \mu g/m^3$) bestand aus 36% Grobstaub $PM_{10-2,5}$ und 64% Feinstaubanteil $PM_{2,5}$. Es enthielt im Mittel von 08.2003 bis 08.2004:

- Kohlenstoff-Verbindungen (1/3),
- Bodenstaub (z. T. Erdkruste) und Wasser bzw. unbekanntes Stoffen (1/3),
- anorganisches sekundär gebildetes Aerosol (Ammonium, Sulfat, Nitrat) (1/3),
- Seesalz und geringe Mengen Winterstreusalz (ca. 3 %),

- und Spurenelemente (ca. 1 %).

Grobstaub ($PM_{10-2,5}$ $10,4 \pm 4,2 \mu g/m^3$) bestand zu

- mehr als der Hälfte aus Bodenstaub und nicht analysierten Bestandteilen (= Rest inkl. Wasser),
- einem Fünftel Kohlenstoff
- und weniger sekundärem Aerosol.

Der **Feinstaub $PM_{2,5}$ ($18,7 \pm 9,9 \mu g/m^3$)** zeichnete sich durch

- deutlich geringere Mengen Bodenstaub
- und höherem Gehalt an Kohlenstoffverbindungen aus.

Die meisten der betrachteten Parameter zeigten eher eine log-normal oder multimodale Verteilung. Ruß und die Masse waren dagegen im $PM_{2,5}$ deutlich normal verteilt.

Mit zunehmendem Abstand vom Verkehr nahmen sowohl der Bodenstaubanteil im PM_{10} als auch die Gesamtmasse ab.

Zum Jahreswechsel 2003/2004 wurden im Vergleich zum Jahresmittelwert mehr als das 4 fache von Strontium, Kalium, Magnesium, Kupfer und Blei in der Umgebungsluft gemessen.

Je höher die Windgeschwindigkeit desto geringere Konzentrationen von $PM_{2,5}$ und dessen Inhaltsstoffen, u. a. Blei ($R = -0,476$), Ruß ($R = -0,485$) und Gesamtkohlenstoff wurden festgestellt. Nur die Seesalzkomponenten Mg ($R = +0,364$), Na und Cl waren dann höher konzentriert. Bei Hochdruckwetterlagen im Winter erhöht sich die Staubkonzentration. Arsen, Cadmium, Blei sowie BaP, Coronen sowie Ruß in $PM_{2,5}$ zeigten die höchsten Konzentrationen bei östlichen Windrichtungen, was auf einen Ferneintrag aus Verbrennungsprozessen, wie z. B. Braunkohlekraftwerken im „Schwarzen Dreieck“ in Südpolen, dem Böhmisches Becken und Ostsachsen hindeutet.

Der Zielwert der 4ten EU-Tochterraichtlinie als Jahresmittelwert wird weder von Arsen, Nickel, Cadmium noch BaP überschritten (As: $6 \text{ ng}/m^3$; Cd $5 \text{ ng}/m^3$; Ni $20 \text{ ng}/m^3$; BaP $1 \text{ ng}/m^3$).

Die Belastung mit PAK, Feinstaub-Schwermetalle (As, Cd, Pb) Nitrat, Ammonium und Organischem Material war im Winter deutlich höher als im Sommer, Bodenstaub und Oxalsäure hingegen verhielten sich entgegengesetzt.

30-70% des Grobstaubanteils von Antimon, Chrom, Kupfer, Eisen, Nickel sowie Mangan, Titan, Zink, Natrium, Chlorid bzw. Ruß stammten aus lokalem Verkehr.

Mit der Staubmasse (PM₁₀) korrelierten am stärksten (R > 0,8) Ammonium, Gesamtkohlenstoff und organischer Kohlenstoff.

Die Luftkonzentrationen der Grobstaubelemente Antimon, Kupfer, Eisen, Chrom, Titan und Calcium zeigten einen ähnlichen Wochengang, wie die Kfz-Anzahl. Einige Elemente korrelieren signifikant mit dem Kfz-Verkehr, wie Antimon (R = 0,532), Kupfer (R = 0,528) in PM₁₀ und im Grobstaub. Eisen, Mangan, Titan, Masse und Blei korrelierten hoch signifikant im Grobstaub mit dem Schwerverkehr.

Die Untersuchungen mittels Hauptkomponentenanalyse und Clusteranalysen der HVS-Proben ergaben, dass Grobstaubelemente sich im „Verkehrsfaktor“ befinden. Dazu gehören u.a.: Antimon, Kupfer und Eisen. Ferntransport zeigten an: Ammonium, Sulfat und Nitrat. Aus lokalem Verkehr, Ferntransport und Heizung stammten Ruß und die organischen Komponenten.

Ergebnisse der High-Volume-Sampler Probenahmen an drei unterschiedlichen Messstationen

Die Konzentration der Station am Stadtrand, die den Stadtrand und Staub aus entlegenen Gebieten (Ferntransport) repräsentiert verläuft sehr ähnlich mit der PM₁₀ Konzentration der Verkehrsstation: Die Variation ist hauptsächlich durch den Ferntransport von sekundärem Aerosol (Ammonium, Nitrat, Sulfat und organischen Stoffen: Organische Masse (=OM) (vermutlich sekundäres organisches Aerosol (=SOA)) und Bodenstaub geprägt.

Folgende Anteile an PM₁₀ können auf den lokalen Verkehrsanteil (23%) zurückgeführt werden:

- aufgewirbelter Bodenstaub, Abrieb der Straße, Fahrzeugkorrosion (Krustenmaterial): 11% (Eisen, Titan, unbestimmter Rest)
- Streusalz der Winterstreudienste: 2% (einige Prozent nur bei Temp. < 0°C; Einzeltage mit ca. 1 µg/m³)
- Ruß aus Reifenabrieb und Auspuff: ca. 7%
- Organische Materie ca. 2%
- Rest (Sulfat, Nitrat, Ammonium, Spurenelemente) ca. 1%

Der lokale Verkehrsanteil Ruß korrelierte gut (R = 0,75) mit der Kfz-Anzahl von 4 automatischen Kfz-Zählstellen im Stadtzentrum.

Vom Werktag zum Wochenende geht der lokale Verkehrsanteil am PM₁₀ um 42 - 44% (2,8 - 2,9 µg/m³) zurück. Die PM_{2,5}- bzw. Grobstaub-Konzentration nimmt um 37 - 51 % bzw. 22 - 44 % ab.

Aufgrund der Korrelation zwischen der Verkehrsstation und der Station der städtischen Grundbelastung werden 6,7 µg/m³ PM₁₀ (5,7 µg/m³ PM_{2,5}) dem lokalen Verkehrsanteil zugeordnet.

Zusammen mit den Verkehrsquellen aus dem Stadtgebiet und Hintergrund stammen ca. 45% des PM₁₀ aus dem Verkehr. Dieser Anteil setzt sich zusammen aus Spurenelementen (u.a. Kupplungsabrieb sowie Antimon und Kupfer aus Bremsbelägen), Ruß (Reifenabrieb und Auspuff), Organische Materie (SOA aus VOC), Oberbodenmaterial (Erdkruste) (Aufwirbelung), Nitrat (aus NO_x) und Streusalz.

Ergebnisse der Impaktorprobenahmen

Die Grobstaubfraktion (1,8 - 10 µm) von PM₁₀ bestand hauptsächlich (64 - 77%) aus Bodenstaub und Wasser sowie Seesalz und Streusalz (7 - 8%). Die Partikel des besonders weit transportierbaren Akkumulationsmodus (0,32 - 1,8 µm) bestanden zu einem Drittel (27 - 36%) aus sekundärem Aerosol (Ammonium 7 - 9%, Sulfat 16-20%, Nitrat 4 - 9%), Nitrat wurde aber auch als wichtiger Bestandteil des Grobstaubanteils (8% in 1,8 - 3,2 µm) gefunden. Der prozentuale Anteil des elementaren Kohlenstoffs (Ruß) stieg mit sinkendem Partikeldurchmesser an. Knapp zweidrittel des Ultrafeinstaubes (0,056 - 0,100 µm) bestand aus Kohlenstoffverbindungen (Ruß 29%, Organische Masse 22%).

Die verschiedenen Stoffe konnten hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilungen in drei Gruppen eingeteilt werden:

- eingipflig im Feinstaub (Ammonium und Sulfat sowie Blei, Zink, Kalium und Bromid, Ruß, Organische Masse, Anthracen, BaP, oxygenierte PAK, ungeradzahlige n-Alkane),
- eingipflig im Grobstaub (Natrium, Chlorid, Magnesium, Calcium, Aluminium, Silizium, Eisen und Kupfer)
- mehrgipflig (Mangan, Chrom, Nickel und Dicarbonsäuren) eingeteilt werden.

In Winterproben wurden deutlich höhere Grobstaubkonzentrationen (> 1µm) an der Verkehrsstation gegenüber der städtischen Grundbelastung gesammelt (Berner ³/₄; MOUDI +230%). Der Bodenstaub war im Grobstaub höher und Ruß war im oberen Ultrafein- und Kondensationsmodus doppelt so hoch konzentriert (1,1µg/m³).

Die höheren Massen der Verkehrsstation bestanden nach Impaktormessungen aus Krustenmaterial im Grobstaub sowie Ruß im oberen Ultrafein- und Kondensationsmodus.

Das Maximum der elementaren Kohlenstoffanteile

befand sich während der Heizperiode im Droplet- und Kondensationsmodus. Im übrigen Jahr lagen die Maxima im Kondensationsmodus mit erhöhtem Anteil im Ultrafeinstaub. n-Alkane waren im Sommer geringer konzentriert. Im Sommer sind n-Alkane gleichmäßig über alle Korngrößen verteilt, während im Winter der Akkumulationsmodus die höchsten Konzentrationen aufweist. Im Sommer war der Carbon Preference Index (CPI) aufgrund des biogenen Einflusses > 1 , im Winter aufgrund der Nähe zu den Verkehrsemissionen ca. 1. An Sommertagen stieg der CPI mit dem Partikeldurchmesser stark an.

Ruß kommt im Winter vermehrt im Akkumulationsmodus vor, was vermutlich aus der Verbrennung fester Brennstoffe und zum Teil aus kondensierten primären Russpartikeln des Verkehrs stammt. Wird angenommen, dass die Emission des Verkehrs gleich bleibt ist die Differenz zum Winter (0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; 20%) auf Heizungsemissionen zurückzuführen.

Quellenzuordnung unter Berücksichtigung der Bildung von Sekundäraerosolen

Nach dem „Lenschow-Ansatz“ stammten 44% des PM_{10} an der Verkehrsstation aus dem Straßenverkehr. Dies wird laut Hauptkomponentenanalyse mit 30 - 45% bestätigt. Ca. die Hälfte dieses Anteils stammte aus dem Stadtgebiet bzw. gelangte über Ferntransport aus dem Hintergrund in die Stadt. Weitere Quellen sind der natürliche Hintergrund und Landwirtschaft mit 28% (7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), die Industrie mit 25% und die Haushalte mit 4%. Allein 5 % stammte aus dem Ammonium der Landwirtschaft. Sulfat, Nitrat und Ammonium entstehen aus atmosphärischer Umwandlung der Emissionen von SO_2 , NO_x und NH_3 .

Analyse der Tagesgrenzwertüberschreitungen

Überschreitungen der Tagesmittelwerte von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} können in 2 Klassen eingeteilt werden: „H-Fern“ traten ausschließlich an Tagen mit Temperaturen unter dem Gefrierpunkt auf. Hier wurden hohe Anteile Sekundärer Aerosole. Ammonium- und Sulfatkonzentrationen waren bei südöstlichen Richtungen, Nitratkonzentration hauptsächlich bei west- und weniger bei südöstlichen Windrichtungen erhöht. „H-Kruste“-Fälle zeigten hingegen einem hohen Anteil Erdkrustenmaterial.

Allen Überschreitungstagen gemeinsam war, dass

- eine mittlere Windgeschwindigkeit von 1 m/s vorherrschte
- es mehrere Tagen vorher nicht geregnet hat
- und die Luftmassen über das Böhmisches Becken, das Ruhrgebiet oder Südwest Po-

len jedoch nie ausschließlich über den Nordatlantik oder Skandinavien direkt nach Dresden transportiert wurden.

Demgegenüber waren an Tagen mit geringen PM_{10} -Werten ($< 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) die Konzentrationen der Seesalzelemente Natrium, Chlorid und Magnesium bei gleichzeitig auftretenden westlichen Windrichtungen und doppelter Windgeschwindigkeit deutlich erhöht.

Seesalz (3% an den Stationen) und Saharastaub (10 mal pro Jahr) können als geogene Quellen mit stark schwankenden Konzentrationen zur Überschreitung des Tagesmittelwert PM_{10} in Sachen beitragen. Am 22.2.2004 wurde der Tagesgrenzwert aufgrund des kurzfristigen Ferneintrags von ca. 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Saharastaub an der Verkehrsstation, der Grundbelastungsstation und am Schwartenberg überschritten.

Forschungsbedarf: Zur Absicherung der Quellgruppenzuordnung wären tägliche Analysen eines Jahresganges an einer Station der regionalen Hintergrundbelastung, einer Stadtrandstation und einer Verkehrsstation wünschenswert.

7 Summary

The aim of this report was to learn about the origin and the composition of PM_{2.5} and PM₁₀ in a qualitative and quantitative way by long term observations in Dresden. PM₁₀ was measured in Dresden at a kerbside traffic station (Schlesischer Platz), at an urban background station (400 m north-east of traffic station) and at an outskirt station 10 km north-western (Radebeul-Wahnsdorf). At the traffic station 368 quartz filters of a High Volume-Sampler (every second week 11-08-2003 until 08-08-2004) and, additionally, 99 filters at the other stations (9 – 29-02-2004; 28-06 – 08-08-2004) were sampled on a daily basis. They were analysed for 31 compounds (trace elements, PAK and water soluble ions). Furthermore, 24 Impactor samples (MOUDI und Berner) were also analysed for 3 dicarboxylic acids and 14 n-alkanes. Year 2003 was very dry in whole Saxony in 2004 it was only in East-Saxony.

Results of HVS samples at the traffic station

PM₁₀ (**29.1 ± 12.4 µg/m³**) was composed of 36% coarse particles PM_{10-2.5} and 64% PM_{2.5}. PM₁₀ at the traffic station was on average (measurement period: 08-2003 until 08-2004) made of:

- carbon compounds (1/3),
- earth dust and water respectively unknown compounds (1/3),
- inorganic secondary aerosol (ammonium, sulphate, nitrate) (1/3),
- sea salt and a smaller amount of de-icing salt (3 %),
- trace elements (1 %).

Coarse particles (PM_{10-2.5} 10.4 ± 4.2 µg/m³) were composed of:

- dust and unknown matter incl. water (more than 50%),
- carbon compounds (1/5)
- less inorganic secondary aerosol.

PM_{2.5} (**18.7 ± 9.9 µg/m³**) was characterised by

- less amount of dust components
- a higher amount of carbon

Most of the components showed a log-normal or multimodal distribution. Soot and mass of PM_{2.5} were clearly normal distributed.

The dust fraction and the mass in PM₁₀ declined with distance to traffic.

During Sylvester and New Year's Day 2003/2004

four times or higher amounts of strontium, potassium, magnesium, copper and lead were measured in ambient air compared to the annual average.

The concentration of PM_{2.5}, of Pb in PM_{2.5} (R = -0.476), of soot (R = -0.485) and of total carbon declined with wind speed and correlated negatively. Only sea salt compounds Mg (R = +0.364), Na and Cl correlated positively. As, Cd, Pb, BaP, Coronen and soot in PM_{2.5} were highly concentrated at east wind. This can be attributed mainly to emissions from industrial brown coal burning in the Czech basin or West Poland and long range transport.

The target value concerning the 4th EU Daughter Directive as an annual average is not exceeded by As (6 ng/m³), Cd (5 ng/m³), Ni (20 ng/m³); BaP (1 ng/m³).

Concentrations of PAH, As, Cd, Pb, nitrate, ammonium und organic matter were higher in winter compared to summer. It was the other way round for dust and oxalic acid.

The variability of daily PM₁₀ was influenced mainly by long range transport of secondary aerosol in PM_{2.5} and dust.

Ammonium, organic matter and total carbon correlated the most with PM₁₀ (R > 0.8).

Cluster analysis and main component analysis showed that coarse dust elements were in the traffic related factor (Sb, Cu, Fe). Long range transport was related to: Ammonium, sulphate and nitrate. Local traffic, long range transport and heating were the source for soot and organic compounds.

30-70% of Sb, Cu, Cr, Fe, Ni, Mn, Ti, Zn, Na, Cl and soot in the coarse fraction can be attributed to traffic. The concentrations of Sb, Cu, Fe, Cr, Ti and Ca showed a similar pattern like the number of cars for the different weekdays. Some concentrations of elements in PM₁₀ and in coarse particles correlated significantly with the number of cars, like Sb (R = 0.532), Cu (R = 0.528). Fe, Mn, Ti, mass and Pb correlated significantly in coarse dust with the number of heavy duty vehicles.

The average PM₁₀ –concentration at the traffic station was 6 – 7 µg/m³ higher than at the urban background station.

Results of HVS samples at three different stations

Local traffic at the street made a contribution of 23% to PM₁₀. The road traffic contribution was mainly influenced by soot and dust from the street.

The contribution originated from:

- street dust: 11 percentage points
- road salt: 2 percentage points
- soot from tire wear (1.4%) + exhaust pipes (5.1%): 7 percentage points
- organic matter: 2 percentage points
- sec. inorganic compounds + trace elements: 1 percentage point

Soot from local traffic correlated well ($R = 0.75$) with cars of 4 automatic counters in the city centre.

The difference of contribution of local traffic from weekday to weekend to PM_{10} -concentration was reduced by 42 - 44% ($2.8 - 2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). $PM_{2.5}$ decreased by 37 - 51 % and the coarse fraction concentration decreased by 22 - 44 %.

$6.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ of PM_{10} and $5.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ of $PM_{2.5}$ are attributed to local traffic as a result of a correlation between concentrations at the traffic station and the urban background station.

Results of impactor sampling

The coarse fraction ($1.8 - 10 \mu\text{m}$) of PM_{10} consisted mainly of not analysed dust and water (64 - 77%) and sea salt or road salt (7 - 8%). Nitrate was also found as an important compound of the coarse fraction (8% in $1.8 - 3.2 \mu\text{m}$). Accumulation mode particles ($0.32 - 1.8 \mu\text{m}$) were made of one third (27 - 36%) of secondary aerosols (ammonium 7 - 9%, sulphate 16-20%, nitrate 4 - 9%). The fraction of soot rose with particle diameter. Almost two thirds of ultrafine particles ($0.056 - 0.100 \mu\text{m}$) were made of carbon compounds (soot 29%, organic matter 22%).

Three types of size distributions can be classified:

- maximum in fine fraction: ammonium, sulphate, Pb, Zn, K, Br, soot, organic matter, anthracen, BaP, oxygenated PAH, odd n-alkanes
- maximum in coarse fraction: Na, Cl, Mg, Ca, Al, Si, Fe and Cu
- several maxima: Mn, Cr, Ni and dicarboxylic acids

Higher concentrations in the coarse fraction ($> 1\mu\text{m}$) were measured at the traffic station in winter compared to the urban background station (Berner +34; MOUDI +230%). The concentration was higher for resuspended dust in the coarse fraction and soot doubled in the upper ultrafine and condensation mode ($1.1\mu\text{g}/\text{m}^3$).

According to Impactor results the higher mass concentrations at the traffic station originated from dust

in the coarse fraction and from soot from upper ultrafine- and condensation mode.

The maximum of soot occurred during the heating period in droplet- and condensation mode. During the warm season the maxima were found in condensation mode. N-alkanes were less concentrated in summer and evenly distributed over all size fractions. In winter time the concentration maximum was in the accumulation mode. The carbon preference index (CPI) was in the summer months bigger than 1 because of higher biogenic influences. And it rose with particle diameter. In winter it was about 1, because of the small distance to traffic emissions.

During the winter time there is more soot in the accumulation mode. This stems probably from solid fuel burning and from condensed primary soot particles originating from traffic. If emissions from traffic were the same and weather situation with inversions are neglected, the difference to winter ($0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 20%) would origin from heating.

Source apportionment with consideration of formation of secondary aerosols

Using the „Lenschow-approach“, 44% of PM_{10} at the traffic station originated from street traffic. Results from main component analysis confirm this (30 - 45%). This traffic fraction is composed of trace elements (coupling abrasion and antimony and copper from brake linings), soot (tyre wear and exhaust), organic matter (SOA from VOC), resuspended soil dust (earth crust), nitrate (from NO_x) and road salt.

Approximately half of the traffic fraction originated from the city or arrived over long-distance transport from the background into the city. Other sources are the natural background and agriculture with 28% ($7.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), industry with 25% and households with 4%. 5 % originated from ammonium of the agriculture.

Analysis of the daily limit value exceedences

Strong local pollutant emissions led to exceedences of limit values above all if preloaded air masses arrived at the same time. On all days with fine dust loadings of more than $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$:

- a middle wind velocity of 1 meter per second was measured,
- it didn't rain for several days before,
- 96h backward trajectories indicated at least one of the following source regions: Czech basins, the Ruhr area or southwest Poland

and never solely North Atlantic or Scandinavia.

Most of the exceedances were on days with temperatures below the freezing point and a high fraction of ammonium, nitrate and sulphate. On days of days of exceedances an with temperature above the freezing point a high fraction of dust was determined. Only 3 of 27 exceedance days occurred in the summer half-year (April until September).

On days with small PM_{10} -values ($< 20\mu\text{g}/\text{m}^3$) western wind directions prevailed and average daily wind velocity doubled. Also the concentrations of the sea-salt elements sodium, chloride and magnesium increased clearly at the same time.

Sea salt (3%) and Saharan dust (10 times per year in Saxony) are natural sources with strongly varying concentrations. On 22-2-2004 about $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ Saharan dust contributed to PM_{10} .

8 Literaturverzeichnis

- Angelkötter, W.; Streicher, D., Bittner, H (2003): Quellenbezogene Analyse der Feinstaubbelastung in sächsischen Ballungsräumen - PAK in Partikel- und Gasphase an typischen Messorten in Sachsen. TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH. Abschlussbericht für Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Aktenzeichen: 13-8802.3521752.
- Anke, K.; Sähn, E.; Klingner, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Dresden. September 2002.
- Anke, K.; Klingner, M.; Sähn, E.; Löschau, G. (2003): Screeningverfahren und Immissionsmodelle zur Auswertung von PM10-Langzeitmessungen; *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 63, 201-208.
- Ansmann, A. (2004): Persönliche Mitteilung zu Saharstaubeignisse (Tage pro Jahr) ueber Leipzig (anhand Trajektorien, belegt auch durch Lidar-Messungen). Leibiz Institut für Troposphärenforschung, Leipzig.
- Atkinson, R. (2000): Atmospheric chemistry of VOC's and NOx, *Atmospheric Environment*, 34, 2063-2101
- Bächlin, W.; H. Frantz; Lohmeyer; A. Dreiseidler; G. Baumbach; W. Theurer; B. Heits; W.J. Müller; K.-P. Giesen (2003) Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover; Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) Göttinger Straße 14 30449 Hannover.
- Beirle, S.; Platt, U.; Spichtinger, N.; Stohl, A., Wenig, M.; Wagner, T. (2004): Estimating the lifetime of boundary layer NOx using GOME data; Deutsche Physikalische Gesellschaft e. V. (DPG); 68. Physikertagung und Frühjahrstagung des Arbeitskreises Atome, Moleküle, Quantenoptik und Plasmen (AMOP) der DPG (mit Physik- und Buchausstellung) München 22.03. - 26.03.2004; http://www.dpg-tagungen.de/prog/html/up_4.html#2.
- Berger, F. (2005a): Meteorologische Bedingungen in Materialien zur Luftreinhaltung – Jahresbericht zur Immissionssituation 2003. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. 22, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- Berger, F. (2005b): Meteorologische Bedingungen in Materialien zur Luftreinhaltung – Jahresbericht zur Immissionssituation 2004. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. 22, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- Berndt, T.; Böge, O.; Stratmann, F. (2004): Atmospheric particle formation from the ozonolysis of alkenes in the presence of SO₂, *Atmospheric Environment*, 38, 2145-2153.
- Bloemen, Henk J.Th. (2001) Source Apportionment of Fine Particulate Matter - methodology and research needs. In Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Ed) Quass, U.; Kuhlbusch, T. Workshop PMx-Quellenidentifizierung - Methoden und Ergebnisse - Universität Duisburg 12. Und 13. September 2001 – Konferenzbericht.
- Borbely-Kiss, I.; A.Z. Kiss, E. Koltay, Gy. Szabo, L. Bozo (2004): Saharan dust episodes in Hungarian aerosol: elemental signatures and transport trajectories; *Atmospheric Environment*, 35, 1205–1224.
- Branis, M. (2003): Particulate air pollution from new year's fireworks - analysis of data from Prague (1995/1996 - 2001/2002); European Aerosol Conference 2003, 31.08.- 05.09.2003 in Madrid.; *J. Aerosol Sci.* 34, S697-698.
- Brook, J.R.; Dann, T.F.; Burnett, R.T. (1997) The Relationship Among TSP, PM10, PM2,5 and Inorganic Constituents of Atmospheric Particulate Matter at Multiple Canadian Locations, *J. Air & Waste Manage. Association*, 47; 2-19.
- Broomhead, T.L.; Smallbone, K.L. (2004): The Contribution of Long-Range Transport of Dust to PM10 Levels in UK During August 2003; Posterpräsentation auf der 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition 22.-27.8.2004 in London, organised by IUAPPA.
- Bruckmann, P. (2004) CAFE-WG PM – Diskussionsstand (mündliche Mitteilung); in Berlin. In: Umweltbundesamt, Berlin (Hg) ; Editoren: Thomas Kuhlbusch, Astrid John, Sezgin Top (IUTA e.V. Duisburg), Bericht zum Workshop- PMx-Quellenidentifizierung: Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne Veranstalter: IUTA e.V. (Duisburg) und UBA (Berlin) Tagungsort: Die Wolfsburg, Mülheim/Ruhr 22. und 23. Januar 2004.
- Brüggemann, E.; Franck, U.; Gnauck, Th.; Herrmann, H.; Müller, K.; Neusüß, Ch.; Plewka, A.; Spindler, G.; Stärk, H.-J.; Wennrich, R. (2000) Korngrößendifferenzierte Identifikation der Anteile verschiedener Quellgruppen an der Feinstaubbelastung Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie, Abschlussbericht (13-8802.3521/46).
- Burtscher, H. (2005): Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review; *Aerosol Science* 36, 896–932.
- BUWAL (2003): Feinstaub PM10: Kleine Eindringlinge; Fachgebiet Luft Themen: http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/themen/einstaub/.

- BUWAL (2001): PM 10 Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen, und Maßnahmen;; BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Schweiz; <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/122.2.pdf>.
- Chaloulakou, A., P. Kassomenos, N. Spyrellis, Philip Demokritou and P. Koutrakis (2003) Measurements of PM10 and PM2.5 particle concentrations in Athens, Greece *Atmospheric Environment*, 37, 649-660.
- Cooper, J.A.; Watson, J.G. (1980): Receptor oriented Methods of Air Particulate Source Apportionment, *J. Air Pollut. Assoc.*, 30, 1116-1125.
- Chow, J.C.; Watson, J.G. (1998): Guideline on Speciated Particulate Monitoring; Desert Research Institute, prepared for Office of Air Quality Planning and Standards (MD-14) U.S. Environmental Protection Agency; <http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/spec/drispec.pdf>.
- Chow, Judith C. ; John G. Watson, L.-W. Antony Chen (2004) COMPARISON OF PM2.5 CHEMICAL COMPOSITION FROM THE FRESNO SUPERSITE DURING WINTERTIME POLLUTION EPISODES IN CENTRAL CALIFORNIA; 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition 22.-27.8.2004 in London, organised by IUAPPA.
- Davids, P. (2004): PM2,5 -Immissionssituation und Minderungsstrategien in den USA im Vergleich z europäischen Aktivitäten, *Immissionsschutz*, 144-147.
- Deletic, A. ; Orr, D. W. (2004): Pollution Build-up on Road Surfaces; *ASCE J of Env. Eng.* in press.
- Draxler, R.R. und Rolph, G.D. (2003). HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- Düring, I. (2004): Vortrag im Umweltbundesamt Berlin zu Pläne und Programme vom 1.-2.3.2004.
- DWD Deutscher Wetterdienst (2003, 2004): Witterungs-Report express.
- Einax, J.W.; Zwanziger, H.W.; Geiß, S. (1997): Chemometrie in Environmental Analysis; VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Espinosa, A.J. F.; Rodriguez, M. T.; Barragan de la Rosa, F.J.; Sanchez. J.C.J. (2002) Chemical speciation of trace metals for fine urban particles, *Atmospheric Environment*, 36, 773 – 780.
- Espinosa, A.J. F.; Rodriguez, M. T.; Alvarez; F.F. (2004) Source characterisation of fine urban particles by multivariate analysis of trace metals speciation; *Atmospheric Environment*, 38; 873-886.
- Europäische-Kommission (2001a): Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand - Das 6. Aktionsprogramm der EG für die Umwelt; ISBN 92-894-0650-X; Bezug über: <http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/general.htm>.
- Europäische-Kommission (2001b): Mitteilung der Kommission. Das Programm "Saubere Luft für Europa"(CAFE): Eine thematische Strategie für die Luftqualität. KOM, Brüssel, 17 S. http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/pdf/steering_technical_group/com2001_0245en01.pdf.
- Fine, P.M.; Bhabesh Chakrabarti, Meg Krudysz, James J. Schauer, and Constantinos Sioutas (2003): Diurnal Variations of Individual Organic Compound Constituents of Ultrafine and Accumulation Mode Particulate Matter in the Los Angeles Basin, *Environ. Sci. Technol.*, 38, 1296-1304.
- Fischer, P. H.; Brunekreef, B.; Lebret, E. (2004): Air pollution related deaths during the 2003 heat wave in the Netherlands, *Atmospheric Environment*, 27, 1083-1085
- Franck, U. (2004) persönliche Mitteilung.
- Funasaka, K.; Sakai, M.; Shinya, M.; Miyazaki, T.; Kamiura, T.; Kaneco, S.; Ohta, K.; Fujita, T. (2003) Size distributions and characteristics of atmospheric inorganic particles by regional comparative study in Urban Osaka, Japan, *Atmospheric Environment - International ASIA* 37, 4597-4605.
- Gerwig, H. (2004d): Eigenforschungsprojekt: „Korngrößendifferenzier-te Feinstaubbelastung in Straßennähe in Ballungs-gebieten Sachsens“, in Jahresbericht zur Immissionssituation 2003 Materialien zur Luftreinhal-tung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden: http://www.lfug.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug-internet/veroeffentlichungen/verzeichnis/Luft-Laerm-Strahlen/Immissionsbericht_verlinkt%201.pdf.
- Gerwig, H (2004c): Near traffic source apportionment in the City of Dresden, Saxony (PART I: PM10 and PM2.5); Poster presentation at the European Aerosol Conference 6.-10.9.2004 in Budapest.
- Gerwig, H.; Brüggemann, E.; Gnauk, T.; Müller, K.; Plewka, A.; Herrmann, H. (2004b): Atmospheric particle size distributions for source apportionment in Dresden, Saxony; 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition 22.-27.8.2004 in London, organised by IUAPPA.

- Gerwig, H.; Herrmann, H. (2004a): Impaktorprobenahmen zur Klärung der Herkunft von PM10 an einer Straßenkreuzung in Dresden; in: 39. Messtechnisches Kolloquium, 17. - 19. Mai 2004 in Hamburg.
- Gerwig, H. (2003b): Forschungsprojekt: „Quellenbezogene Analyse der Feinstaubbelastung in sächsischen Ballungsräumen - PAK in Partikel- und Gasphase an typischen Messorten in Sachsen“, in: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Jahresbericht zur Immissions-situation 2003. Materialien zur Luftreinhaltung 2004. <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug> (s. „Luft, Lärm, Klima“, Veröffentlichungen, Materialien zur Luftreinhaltung)
- Gerwig, H. (2003a): The influence of meteorological conditions on the concentration of airborne BaP in Saxony from 1995 to 2001 relating to coming EU-limit values (Posterpresentation) in: Workshop: Particles in the size of 2.5 to 10 microns in urban areas 2002, TRUMF FU-Berlin Workshop in support of the Clean Air for Europe (CAFE) programme of DG ENV in Berlin, Germany, November 4-6, 2002.
- Gerwig, H. (2000): Austausch und Transport luftgetragener schwerflüchtiger chlororganischer Verbindungen in Norddeutschland und über See, Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 38. http://www.sub.uni-hamburg.de/opus/volltexte/2000/191/pdf/hg_diss.pdf.
- Gordon, G.E. (1980): Receptor Models, *Environ. Sci. Technol.*, **14**, 792-800.
- Guderian, R. (Hrsg) (2000): Atmosphäre Anthropogene und biogene Emissionen - Photochemie der Troposphäre - Chemie der Stratosphäre und Ozonabbau; Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 1A, Springer Verlag.
- Gwaze, P.; Annegarn, H.; Huth, J.; Helas, G. (2004): Measurements of atmospheric aerosol particle sizes with impactor, AFM and SEM; European Aerosol Conference, 06. - 10.09.2004 in Budapest; *J. Aerosol Sci.*, **35**; S659-660.
- Harrad, S.; Lawrence, R.; Ropkins, K. (2003a): Source Apportionment of Airborne Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Regions of Europe (SAPPHIRE); Seventh Annual UK Review Meeting on Outdoor and Indoor Air Pollution Research, 1st to 2nd April 2003. http://www.gees.bham.ac.uk/research/sapphire/Downloads/Posters/SAPPHIRE_Poster_01042003.pdf
- Harrad, S.; Suzanne Hassoun, Maria S. Callen Romero and Roy M. Harrison (2003b): Characterisation and source attribution of the semi-volatile organic content of atmospheric particles and associated vapour phase in Birmingham, UK, *Atmospheric Environment*, **37**, 4985 – 4991.
- Harrison, R.M.; Deacon, A.R.; Jones, M.R.; Appleby, R.S. (1997) Sources and Processes affecting Concentrations of PM10 and PM 2.5 Particulate Matter in Birmingham (U.K.) *Atmospheric Environment*, **24**, 4103-4117.
- Harrison, R.M.; Yin, Jianxin (2000) Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health, *Sci Total Environ*, **249**, 85-101.
- HBEFA, Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) (1999), Version 1.2, Umweltbundesamt Berlin, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern, Infras AG Bern (Als Software auf CDROM veröffentlicht).
- Henry, R.C.; Lewis, C.W.; Hopke, P.K.; Williamson, H.J. (1984): Review of Receptor Model Fundamentals, *Atmos. Environ.* **18**, 1507 – 1515.
- Hermann, J.R.; Bhartia, P.K.; Torres, O. Hsu, c., Sefor, C.; Celarier, E. (1997): Global distribution of UV-absorbing aerosols from Nimbus-7/TOMS data, *Journal of Geophysical Research*, **102**, 16911-16922.
- Hueglin, Christoph; Robert Gehrig, Urs Baltensperger, Martin Gysel, Christian Monn and Heinz Vonmont (2005): Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland, *Atmospheric Environment*, **39**, 637-651.
- Höflinger, W.; Kotschunig, W. (2003): Diffuse Staubemissionen durch den Fahrzeugverkehr auf den Straßen der Stadt Wien; *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, **63**, 431-436.
- Hörath, H. (1995): Gefährliche Stoffe und Zubereitungen: Gefahrstoffverordnung - Chemikalien-Verbotsverordnung. Paperback Recht, Wiss.-Verl.-Ges., Stuttgart.
- Jänicke, R. (1978): Über die **Dynamik** atmosphärischer Aitkenteilchen, *Ber. Bunsen Ges. Phys. Chem.*, **82**, 1198–1202.
- Janssen, NAH, Mansom, KFMV, Jagt, KVD, Harssema, H.; Hoek, G (1997): Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations, *Atmos. Environ.*, **31**, 1185-1193; zitiert in Harrison, R.M.; Yin, Jianxin (2000) Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health, *Sci Total Environ*, **249**, 85-101.
- John, A.C. (2002): Probenahme und chemische Analytik von korngößenfraktionierten Immissions- und Emissionsaerosolen. Dissertation. Fakultät für Naturwissenschaften der Gerhard-Mercator-Universität – Gesamthochschule Duisburg; http://www.tirol.gv.at/themen/umwelt/luft/downloads/JOHN_diss_aj_15032002.pdf
- John, A.; Kuhlbusch, T.; Lutz, M. (2004) Quellenzu-

- ordnung anhand aktueller Immissions- und Emissionsdaten in Berlin. In: Umweltbundesamt, Berlin (Hg) ; Editoren: Thomas Kuhlbusch, Astrid John, Sezgin Top (IUTA e.V. Duisburg), Bericht zum Workshop- PMx-Quellenidentifizierung: Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne Veranstalter: IUTA e.V. (Duisburg) und UBA (Berlin) Tagungsort: Die Wolfsburg, Mülheim/Ruhr 22. und 23. Januar 2004.
- Kath, H.- (2002): Analyse der Immissionsstruktur der BTXE-Aromaten und der Rußparameter in Innenstadtbereichen; Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Lehrbereich Umweltanalytik.
- Kritzer, P. (1995): Untersuchung von Aerosolen aus dem Osterzgebirge; Heidelberger Beiträge zur Umwelt-Geochemie; Diplomarbeit, Ruprechts-Karls-Universität Heidelberg, Institut für Umwelt-Geochemie.
- Kriews, M. (1992): Charakterisierung mariner Aerosole in der Deutschen Bucht sowie Prozessstudien zum Verhalten von Spurenmetallen beim Übergang Atmosphäre/Meerwasser, Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 15.
- Kuhlbusch, Thomas A.J.; A. C. John, H. Fissan, F. Schmidt, K.-G. Schmidt (2001a): PMx-Massenkonzentrationen, chemische Zusammensetzung und Quellenzuordnung, in: Workshop Herausforderung Aerosole vor dem Hintergrund der europäischen Umweltgesetzgebung Hg: GVC/DECHEMA-Fb "Umweltschutz und Umweltverfahrenstechnik", DECHEMA/GDCh/DBG-Gemeinschaftsausschuß "Chemie der Atmosphäre", GAeF, FZ Karlsruhe.
- Kupiainen, Kaarle J.; Heikki Tervahattu Mika Räisänen Timo Mäkelä, Minna Aurela, and Risto Hillamo (2005) Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tires, and Traction Sanding, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 699-706
- Lackaschus; S.: (1997) Konzentration und Depositionen atmosphärischer Spurenmetalle an der Küstenstation Arkona; Dissertation, Institut für Ostseeforschung Warnemünde an der Universität Rostock, in *Meereswissenschaftliche Berichte* Nr. 26.
- Landeshauptstadt Dresden (Straßen- und Tiefbauamt, Abt. Verkehrstechnik (2004): Automatische Straßenverkehrszählung in Dresden für das Jahr 2003.
- Lee, P.K.H.; Brook, J.R.; Dabek-Zlotorzynska, E; Mabury, S. A. (2003): Identification of the Major Sources Contributing to PM_{2.5} Observed in Toronto, *Environ. Sci. Technol.*, 37, 4831-4840.
- Lenschow, P. H.; K. Abraham, M. Lutz, J. D. Preuß, W. Reichenbäcker (2001): Some ideas about the sources of PM₁₀, *Atmospheric Environment*, 35, 22-33.
- LFUG (2004): Moosmonitoring - Untersuchung der über den Luftpfad bestehenden Schwermetallbelastung mit Hilfe von Moosen im Jahr 2000. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. Referat Integrativer Umweltschutz, Klimawandel, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- LFUG (2003): Materialien zur Luftreinhaltung – Jahresbericht zur Immissionssituation 2002. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. 41, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- LFUG (2002a): Straßendatengrundlage – Belegungswerte, berechnet aus punktuellen Zählwerten, Hochrechnungen und Erfahrungswerten für 1999. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. 41, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- LFUG (2002b): Emmissionssituation in Sachsen Ausgabe 2001. Landesamt für Umwelt und Geologie, Ref. 41, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- Liu, Wie; Philip K. Hopke, Young-ji Han, Seung-Muk Yi, Thomas M. Holsen, Scott Cybart, Kimberly Kozlowski and Michael Milligan (2003) Application of receptor modeling to atmospheric constituents at Potsdam and Stockton, *Atmospheric Environment*, 37, 4997-5007.
- Lohmeyer, A.; Düring, I. (2004) PM₁₀-Emission durch Straßenverkehr - Quantifizierung von Abrieb und Aufwirblung; Forschungsbericht Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- Lohmeyer, A.; Düring, I. (2001a) Validierung von PM₁₀-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Staubbildung von Straßen; Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden.
- Lohmeyer, A.; Düring, I. (2001b) Validierung von PM₁₀-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen; Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Umweltschutz und Technologie, Berlin, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. http://www.lohmeyer.de/literatur/zusammenfassung_06_01.pdf.
- Lucarelli, F.; Mando, P.A.; Nava, S.; Prati, P.; Zucchiatti, A. (2004): One-Year Study of the Elemental Composition and Source Apportionment of PM₁₀ Aerosols in Florence, Italy, *J. Air & Waste Manage. Association*, 54, 1372-1382.
- Mattschullat, J. (1995): Geochemische Flüsse in anthropogen beeinflussten Mittelgebirgen; Heidelberger Beiträge zur Umwelt-Geochemie; Habilitationsschrift, Ruprechts-Karls-Universität Heidelberg, Institut für Umwelt-Geochemie.
- Mediavilla-Sahagun, A.; ApSimon, H. M.; Meehan, A. (2003): Urban scale integrated assesment for

- London: which emission reduction strategies are more effective in attaining prescribed PM10 air quality standards by 2005?; Urban Air Quality - Measurement, Modelling and Management 4, 25.-27.3.03 in Prag, conference book 206-209.
- Müller, K.; Brüggemann, E.; Gnauck, Th.; Pinxteren, D.; Plewka, A.; Herrmann, H.; Franck, H.; Swietlicki, E.; Kristiansson, P. (2004): Korngrößen-Zusammensetzung des Schwebstaubs in Dresden. Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Leipzig für Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie, Abschlussbericht (13-8802.3520/10-1).
- Müller, K.; Plewka, A. (2003): Size segregated characterization of organic compounds in urban particulates, European Aerosol Conference 2003, 31.08.- 05.09.2003 in Madrid, *J. Aerosol Sci.*, **34**, S717-S718.
- Müller, J. (1999): Korngrößenverteilung von Feinstaubinhaltsstoffen ; VDI-Berichte1443: Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität – Heidelberg 27. – 29.4.1999, S.529-534.
- Müller, J. (2002): Anteil von Ferntransporten, natürlichen, sekundären Partikeln und Hintergrundbelastung; 37. Messtechnisches Kolloquium in Eltville am Rhein vom 6.-8.5.2002.
- Miller, M.S.; Friedlander, S.K.; Hidy, G.M. (1972): A Chemical Element Balance for the Pasadena Aerosol, *J. Colloid Interface Sci.* 39, 165-176 zitiert in STEIGER (1991).
- Naumann, K. (1983): Differenzierte Probenahme und Analytik von Aerosolen unter Anwendung atomspektrometrischer Methoden – Ein Beitrag für künftige Immissionsüberwachungen; Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie.
- Nehzat, M.; Taylor, C.A.; Turkiewicz, K.; Croes, B.E. (2003): Particulate matter in California: Part 1 - Intercomparison of Several PM2.5, PM10-2.5 and PM10 Monitoring Networks, *J. Air & Waste Manage. Association*, **53**, 1509-1516.
- Neuberger, M.; M. G. Schimek, F. H. Horak; H. Moshhammer, M. Kundi, T. Frischer, B. Gomiscek, H. Puxbaum, H. Hauck and AUPHEP-Team (2004): Acute effects of particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions: epidemiological results of the Austrian Project on Health Effects of Particulate Matter (AUPHEP), *Atmospheric Environment*, **38**, 3971-3981.
- NLÖ (2003): Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover - Kurzbericht - 1. Materialband für Maßnahmepläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität; Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, An der Scharlacke 39, 31135 Hildesheim; Nachhaltiges Niedersachsen Band 24.
- OMKAS (2000): OMKAS Teilprojekt 3: Die Luftbelastung in Sachsen mit Partikeln, Schwermetallen und PAK.
- Pakkanen T.A., Loukkola K., Korhonen C.H., Aurela M., Mäkelä T., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., Kousa A. and Maenhaut W. (2001a): Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area, *Atmospheric Environment*, **35**, 5381-5391.
- Pakkanen T.A., Kerminen V.-M., Korhonen C.H., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., and Maenhaut W. (2001b): Use of atmospheric elemental size distributions in estimating aerosol sources in the Helsinki area, *Atmospheric Environment*, **35**, 5537-5551.
- Pakkanen T.A., Kerminen V.-M., Loukkola K., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., and Maenhaut W. (2003): Size distributions of mass and chemical components in street-level and rooftop PM1 particles in Helsinki, *Atmospheric Environment*, **37**, 1673-1690.
- Palme, F.; Rabl, P. (2004) Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben - Einflüsse von Kfz-Emissionen. In: Umweltbundesamt, Berlin (Hg) ; Editoren: Thomas Kuhlbusch, Astrid John, Sezgin Top (IUTA e.V. Duisburg), Bericht zum Workshop- PMx-Quellenidentifizierung: Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne Veranstalter: IUTA e.V. (Duisburg) und UBA (Berlin) Tagungs-ort: Die Wolfsburg, Mülheim/Ruhr 22. und 23. Januar 2004.
- Plate, E. (2000): Variabilität der Zusammensetzung anorganischer Aerosole - insbesondere der reaktiven Stickstoffverbindungen - in küstennahen Gebieten der Nordsee und Ostsee; Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 37 (<http://www.sub.uni-hamburg.de/opus/volltexte/2000/135/pdf/Gesamt.pdf>)
- Pohjola, M.A.; Kousa, A.; Kukkonen, J. ; Härkönen, J. Karppinen, A.; Aarnio, P.; Koskentalo, T. (2002): The spatial and Temporal Variation of Measured Urban PM10 and PM2.5 concentrations in the Helsinki Metropolitan Area; Water Air and Soil Pollution: Focus 2, in print; in Sokhi, R.S.; Luhana, L.; Kukkonen, J.; Berge, E.; Slørdal, L.H.; Finardi, S. (2003): Analysis and Evaluation of PM10 Air Pollution Episodes in European Cities; Urban Air Quality - Measurement, Modelling and Management 4, 25.-27.3.03 in Prag, conference report, 26-29.
- Ponten, D.; Kuhlbusch, T.A.J.; Schmidt, F.; Schmidt, K.G.; Fissan, H. (2003): New years eve Fireworks 2002: Part1 : Aerosol Size distribution and mass concentration; European Aerosol Conference 2003, 31.08.- 05.09.2003 in Madrid.; *J. Aerosol Sci.* **34** S709-710.
- Pregger, T.; Friedrich, R. (2004) Untersuchung der Feinstaubemissionen und Minderungspotenziale am Beispiel Baden-Württemberg, *Gefahrstoffe -*

- Reinhaltung der Luft* 64, 53-60.
- Putaud, J.P.; F. Raes, R. Van Dingenen, E. Brüggemann, M. -C. Facchini, S. Decesari, S. Fuzzi, R. Gehrig, C. Hüglin, P. Laj, G. Lorbeer, W. Maenhaut, N. Mihalopoulos, K. Müller, X. Querol, S. Rodriguez, J. Schneider, G. Spindler, H. ten Brink, K. Tørseth and A. Wiedensohler (2004): A European aerosol phenomenology--2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, *Atmospheric Environment*, **38**, 2579-2595.
- Puxbaum, H.; Tenze-Kunit, M. (2003): Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose; *Atmospheric Environment*, **37**, 3693-3699.
- Quass, U.; Romazanowa, O.; John, A.C.; Kuhlbusch, T.A.J.; Schmidt, K.G.; Öztürk, E.; Fissan, H. (2003) New years eve Fireworks 2002: Part 2 Multielement analysis of Impactor Samples by TXRF; European Aerosol Conference 2003, 31.08.- 05.09.2003 in Madrid., *J. Aerosol Sci.*, **34**, S447-448.
- Querol, X; A. Alastuey, M. M. Viana, S. Rodriguez, B. Artiñano, P. Salvador, S. Garcia do Santos, R. Fernandez Patier, C. R. Ruiz, J. de la Rosa, A. Sanchez de la Campa, M. Menendez and J. I. Gil (2004): Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in Spain, *Journal of Aerosol Science*, **35**, 1151-1172.
- Rauterberg-Wulff, A.; Israel, G.W. (1998): Tire Wear Particles as a Source of Elemental Carbon in Suspended Particles at Streets, Posterabstrakt auf 6th FECS Conference 1998, *ESPR- Environ. Sci. & Pollut. Res.*; **5**, 193.
- Rauterberg-Wulff, A. (2000): Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung. zitiert in Lohmeyer, A.; Düring, I. (2001b).
- Reich, T. (1994): Luftverschmutzungen. Vorlesung Universität Hamburg FB Geowissenschaften.
- Reimer, E. (2001): Ausbreitungsanalyse von Geruchsstoffen und anderen Parametern am Mittleren Erzgebirge mittels Trajektorien, Institut für Meteorologie – Troposphärische Umweltforschung, FU Berlin; Abschlussbericht für Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Salvador, P.; Begoña Artiñano, Diana G. Alonso, Xavier Querol and Andrés Alastuey (2004): Identification and characterisation of sources of PM10 in Madrid (Spain) by statistical methods, *Atmospheric Environment* **27**, 435-447.
- Schaap, M.; Spindler, G.; Schulz, M.; Acker, K.; Maenhaut, W.; Berner, A.; Wiprecht, W.; Streit, N.; Mueller, K.; Brüggemann, E.; Putaud, J.-P.; Puxbaum, H.; Baltensperger, U.; ten Brink, H.M. (2004): Artefacts in the sampling of nitrate studied in the "INTERKOMP" campaigns of EUROTRAC-AEROSOL, *Atmospheric Environment in press*, zitiert in PUTAUD et al. (2004).
- Schaumann, F.; Borm, P.J.A.; Herbrich, A.; Knoch, J.; Pitz, M.; Shins, R.P.F.; Luettig, B.; Hohlfeld, J.M.; Heinrich, J. Krug, N. (2004): Metal-rich Ambient Particles (Particulate Matter 2.5) Cause Airway Inflammation in Healthy Subjects, *Am J. of Respiratory and Crit. Care Med.*, **170**, 898-903.
- Schulz, M. (1991): Räumliche und zeitliche Verteilung atmosphärischer Einträge von Spurenelementen in die Nordsee, Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 17.
- Singh, M.; Jaques, P.A.; Sioutas, C. (2002): Size distribution and diurnal characteristics of particle bound metals in source and receptor sites of the Los Angeles Basin, *Atmospheric Environment*, **36**, 1675-1689.
- Spindler, G.; K Müller, E. Brüggemann, T. Gnauk, H. Herrmann (2004) Long-term size-segregated characterization of PM10, PM2.5, and PM1 at the IfT research station Melpitz downwind of Leipzig (Germany) using high and low-volume filter samplers Leipzig (Germany) using high and low-volume filter samplers, *Atmospheric Environment*, **38**, 5333–5347.
- SPSS Inc. (2002): Programm SPSS für Windows 11.5.1 (16.11.2002), SPSS BASE.
- Spindler, G.; Müller, K.; Brüggemann, E.; Herrmann, H. (2001): Size segregated particle mass concentration and chemical composition in an agrarian region in Saxony; Torsten Hinz (Hg): Particulate Matter in and from Agriculture, *Landbauforschung Völkenrode*, **Sonderheft 235**.
- Stedman, J. R. (2004): The predicted number of air pollution related deaths in the UK during the August 2003 heatwave, *Atmospheric Environment*, **27**, 1087-1090.
- Stechmann, H. (1993): Charakterisierung kraftfahrzeugspezifischer partikelförmiger Emissionen und Quantifizierung ihrer Beiträge zu Aerosolen und Gewässerverunreinigungen, Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 20.
- Stechmann, H, Dannecker, W. (1990): Characterization and source analysis of vehicle-generated aerosols, *J. Aerosol Sci.*, **21**, S287-290.
- Steiger, M. (1991): Die anthropogenen und natürlichen Quellen urbaner und mariner Aerosole charakterisiert und quantifiziert durch Multielementanalyse und chemische Receptormodelle, Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie, in *Schriftenreihe Angewandte Analytik*, Hrsg. W. Dannecker, Bd. 11.

- Steinhoff, G. (2003): Untersuchungen zur Herkunft ferntransportierter Aerosole in der Deutschen Bucht durch Multielementanalyse und windrichtungsabhängige Auswertung; Dissertation, Universität Hamburg Fachbereich Chemie. <http://www.chemie.uni-hamburg.de/bibliothek/2003/DissertationSteinhoff.pdf>
- Sternbeck, John; Åke Sjödin and Kenth Andréasson (2002): Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies, *Atmospheric Environment*, **36**, 4735-4744.
- Struschka, M.; Zuberbühler, U.; Dreiseidler, A.; Dreizler, D.; Baumbach, G.; Hartmann, H.; Schmidt, V.; Link, H. (2003) Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung UBA, UFO-Bericht Nr. 299 44 140; Universität Stuttgart Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD).
- Tursic, J. ; Berner, A.; M.; Podkrajsek, B; Grgic, I. (2004) Influence of ammonia on sulfate formation under haze conditions, *Atmospheric Environment*; **38**, 2789-2795
- UBG (2003): Standortcharakteristik, DRESDEN-NORD (112) (Stand 01/03); Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Radebeul.
- Marko Vallius, Timo Lanki, Pekka Tiittanen, Kimmo Koistinen, Juhani Ruuskanen and Juha Pekkanen (2003): Source apportionment of urban ambient PM_{2.5} in two successive measurement campaigns in Helsinki, Finland, *Atmospheric Environment*, **37**, 615-623.
- van Dingenem, R. et. al. (2004): A European aerosol phenomenology--1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, *Atmospheric Environment*, **38**, 2561-2577.
- Venkataraman, C.; Thomas, S.; Kulkarni, P. (1999): SIZE DISTRIBUTIONS OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS - GAS/PARTICLE PARTITIONING TO URBAN AEROSOLS; *J. Aerosol Sci.*, **30**, 759-770.
- J. T. Walker, Dave R Whitall, Wayne Robarge and Hans W. Paerl (2004): Ambient ammonia and ammonium aerosol across a region of variable ammonia emission density, *Atmospheric Environment*, **27**, 1235-1246.
- Peter Wählin (2003) COPREM—A multivariate receptor model with a physical approach, *Atmospheric Environment*, **37**, 4861–4867.
- Wang, H; Shooter, D. (2004): Low molecular weight dicarboxylic acids in PM₁₀ in a city with intensive solid fuel burning, *Chemosphere*, **56**, 725-733.
- Watson, J.G.; T. Zhu, J.C. Chow, J. Engelbrecht, E.M. Fujita, W.E. Wilson (2002): Receptor modeling application framework for particle source apportionment [review article], *Chemosphere*, **49** 1093-1113.
- Weber, R. et al. (2003): Short-Term Temporal Variation in PM 2.5 Mass and Chemical Composition during the Atlanta Supersite Experiment, 1999, *J. Air & Waste Manage. Association*, **53**, 84-85.
- Wieprecht, W.; Lutz, M.; John, A.; Lütcke, C.; Möller, D.; Acker, K. (2004) PM₁₀ aerosol mass and composition in and around Berlin (Germany); European Aerosol Conference, 06. - 10.09.2004 in Budapest; *J. Aerosol Sci.*, **35**, S453-454.
- Woodfield, N.K.; J.W.S. Longhurst, C.I. Beattie & T. J. Chatterton (2004): PLANNING FRAMEWORKS FOR MANAGING AIR QUALITY IN URBAN AREAS –THE UK EXPERIENCE; 13th World Clean Air and Environmental Protection Congress and Exhibition 22.-27.8.2004 in London, organised by IUAPPA, oral presentation abstract.
- Zhang,R.; Suh,I; Zhao,J, Zhang,D.; Fortner, E.C.; Tie,X; Molina, L.T.; Molina, M.J. (2004): Atmospheric New Particle Formation Enhanced by Organic Acids, *Science*, **304**, 1487-1490.

8 Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atomabsorptionsspektroskopie
As	Arsen
BaP	Benzo(a)pyren
BeP	Benzo(e)pyren
BbF	Benzo(a)fluoranthren
BkF	Benzo(k)fluoranthren
BNT	Benzonaphtothiophen
BTX	Benzol-Toluol-Xylol
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
CE	Kapillarelektrophorese
CPC	Condensation Particle Counter
CEB	Chemische Elementbilanz
CHMU	Český hydrometeorologický ústav
Cl	Chlorid
CMB	Chemische Massenbilanz
CO	Kohlenmonoxid
Cor	Coronen
CPI	Carbon Preference Index
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DBahA	Dibenz(ah)anthracen
DMA	Differential Mobility Analyser
DMPS	Differential Mobility Particle Sizer (IfT-Leipzig)
D _p	Partikeldurchmesser
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke, früher auch Verkehrsmenge; angegeben in Fahrzeuge pro Tag (24h)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EDXA	energiedispersive Röntgenfluoreszenzanalyse
EU	Europäische Union
HYSPLIT	HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory (Ist die neueste Ausgabe eines kompletten systems um einfache Luftpaket-Trajektorien zu berechnen für komplexe Dispersions und Depositionssimulationen.)
IC	Ionenchromatographie
K	Kalium
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie
Lnf	leichte Nutzfahrzeuge
Mg	Magnesium
MOUDI	Micro Orifice Uniform Deposit Impactor
N	Stickstoff
Na	Natrium
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
Ni	Nickel
NMVOG	leichtflüchtige organische Verbindungen ohne Methan
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO ₃	Nitrat
NO _x	Stickoxide
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Ad-

ministration	
O ₃	Ozon
OC/EC	organischer und elementarer Kohlenstoff
oxy-PAK	oxygenierte PAK
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PM ₁₀	Feinstaub < 10 µm Partikeldurchmesser
PM _{2,5}	Feinstaub < 2,5 µm Partikeldurchmesser
PM _{10-2,5}	Grobstaubfraktion des PM ₁₀ mit Partikeldurchmesser von 2,5 – 10 µm
S	Schwefel
SGA	Sekundär gebildete Aerosole (Ammonium, Nitrat, Sulfat)
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SO ₂	Schwefeldioxid
SO ₄	Sulfat
SOA	sekundäres organische Aerosol (Organische Verbindungen, die von Partikeln aufgenommen werden und zur Aerosolmasse beitragen)
TEM	Transmissionselektronenmikroskopie
TM	Tagesmittelwert
TOMS	Earth probe total ozone mapping spectrometer
TSP	Total Suspended Particulates
UBA	Umweltbundesamt
UBG	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VO	Verordnung
VOC	
VOC	volatile organic compounds = leichtflüchtige organische Verbindungen
Zn	Zink

Einheiten

%	Prozent
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter (Ein µg ist der Millionste Teil eines Gramms)
°C	Grad Celsius
a	Jahr
d	Tag
g/m ² ·d	Gramm pro Quadratmeter und Tag
K	Kelvin
kg/ha·a	Kilogramm pro Hektar und Jahr
kt/a	Kilotonnen pro Jahr
m	Meter
mg/m ² ·d	Milligramm pro Quadratmeter und Tag
mg/m ³	Milligramm pro Kubikmeter
mm	Millimeter
ng/m ³	Nanogramm pro Kubikmeter
m/s	Meter pro Sekunde
m ü NN	Meter über Normalnull

Danksagung

Dank an NASA/ Goddard Space Flight Center (USA) für die Bereitstellung von TOMS Karten: (<http://jwocky.gsfc.nasa.gov/>) und NOAA Air Resource Laboratory für die Bereitstellung des HYSPLIT_4 Modells (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>) zur Berechnung von Rückwärtstrajektorien.

Dank geht an die Stadt Dresden (Straßen- und Tiefbauamt, Abt. Verkehrstechnik, Herr Nagel), welche die Daten der automatischen Kfz-Zählstellen zur Verfügung gestellt hat. Der Autor dankt der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft für die Probenahme von PM10 und PM2,5 sowie der Zusammenarbeit mit dem Leibniz Institut für Troposphärenforschung bei den Probenahmen durch die Impaktoren. Ebenfalls wird Prof. Dr. Hartmut Herrmann, Dr. Thomas Gnauk, Dr. Konrad Müller und Dr. Erika Brüggeman von der Abteilung für Atmosphärenchemie des Leibniz-Instituts für Troposphärenforschung, in Leipzig gedankt für die Durchführung der Impaktor-Analysen und für wertvolle Hinweise. Herrn Dr. U. Franck (Umweltforschungszentrum Leipzig) wird für die Durchführung der REM-Analysen und Herrn Prof. Dr. E. Swietlicki (Universität Lund) wird für die Spurenelement-Analysen der Impaktorproben gedankt. Der Abteilung Umwelt Service, TÜV Bau und Betrieb GmbH, Dresden, insbesondere Herr Dr. Bittner hat die Analytik der PM10 und PM2,5 durchgeführt.

Den Abteilungsleitern und Referatsleitern des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie wird für die freie Gestaltung und wohlwollende Unterstützung gedankt. Den Mitarbeitern des Referats 22 wird für ihre Diskussionsbereitschaft sowie den Mitarbeitern des Referats 13 für die interessierte organisatorische Begleitung gedankt. Das Eigenforschungsprojekt wurde von dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie finanziert.

Impressum

Materialien zur Luftreinhaltung

Eigenforschungsprojekt Korngrößendifferenzierte Feinstaubbelastung in Straßennähe in Ballungsgebieten Sachsens

Titelbild:
Verkehrsstation Dresden Nord im Sommer 2004
Foto: Dr. Holger Gerwig

Herausgeber:
Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Öffentlichkeitsarbeit
Zur Wetterwarte 11, D-01109 Dresden
E-Mail: Poststelle@lfug.smul.sachsen.de

Autoren:
Dr. Holger Gerwig
Referat 22 – Luftqualität
Abteilung 2 – Integrativer Umweltschutz, Luft/Klima, Strahlen
E-Mail: Abteilung2@lfug.smul.sachsen.de

Redaktionsschluss: Juli 2005
Abschlußbericht (April 2003 bis Dezember 2004)

Druck:
Eigendruck

Versand:
Veröffentlichung im Internet unter www.lfug.smul.sachsen.de

Bezugsbedingungen:
Diese Veröffentlichung kann im Internet kostenfrei bezogen werden.

Hinweis:
Diese Veröffentlichung wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme des Landesamtes zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden kann. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

Copyright:
Diese Veröffentlichung ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte, auch die des Nachdrucks von Auszügen und der fotomechanischen Wiedergabe, sind dem Herausgeber vorbehalten.

Aktenzeichen 13-8802.3250/10 und 41-8828.03-3
Dieser Bericht ist erhältlich unter:
http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/luft-laerm-klima_5356.html

Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie ist im Internet (www.umwelt.sachsen.de/lfug).