

Projektzusammenfassung

Einfluss des Ferneintrages auf die Feinstaubbelastung im Ballungsraum

Laufzeit: 01.09.2006 – 31.08.2007

Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Referat 22
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Aktenzeichen: 13-0345.42/254

Projektleiter: H. Herrmann

Autoren: E. Brüggemann, T. Gnauk, H. Herrmann, K. Müller,
W. Birmili, C. Engler, K. Weinhold, A. Wiedensohler

Durchführende Institution: Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (IfT) e.V.,
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Einleitung

Seit der Inkraftsetzung des EU-Grenzwerts für PM_{10} von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als 24-Stunden-Mittelwert mit einer tolerierten Überschreitungshäufigkeit von 35 Ereignissen pro Jahr am 01.01.2005 hat sich durch fortlaufende Messungen an den Überwachungsstationen der Landesämter gezeigt, dass an stark belasteten Messstellen, besonders in verkehrsreichen innerstädtischen Straßen, die Anzahl der Tage mit $PM_{10} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über das zulässige Maß hinaus ging.

Kommunen mit häufig festgestellten Überschreitungen bleiben vom Gesetzgeber gehalten, Maßnahmepläne zur Luftreinhaltung aufzustellen, um die Einhaltung der EU-Richtlinie gewährleisten zu können. Wirksame Maßnahmen sind allerdings nur möglich in Kenntnis der Emissionsquellen von Partikeln und Vorläufersubstanzen, ihrer Quellstärke und Variation sowie der Ausbreitungswege und meteorologischen Bedingungen. Sowohl das IfT als auch das LfUG haben in der Vergangenheit in gemeinsamen Projekten schon wertvolle Vorarbeiten zur Größenverteilung, chemischen Zusammensetzung und Quellenzuordnung gemessener Aerosolpartikel in Sachsen geleistet, trotzdem bestehen immer noch erhebliche Wissenslücken besonders hinsichtlich der Herkunft, der Menge und der größen aufgelösten chemischen Partikelzusammensetzung des Ferntransportanteils an der gemessenen PM_{10} -Konzentration in einer bestimmten Überschreitungssituation. Zur Identifizierung und Quantifizierung der PM_{10} -Ferntransporteinträge wurde das vorliegende Projekt vom LfUG initiiert und das IfT mit der Durchführung und Interpretation betraut.

Projektkonzeption und –durchführung

Die Untersuchung der grenzüberschreitenden Beiträge zu den an sächsischen Messstationen festgestellten Partikelkonzentrationen erfordert ein System von grenznahen Stationen in unterschiedlichen Richtungen. Das Projektmessnetz mit der Landeshauptstadt Dresden im Mittelpunkt umfasste fünf Stationen, davon zwei in Dresden als Verkehrsstation bzw. urbane Hintergrundstation (Dresden-Nord [DN] bzw. Dresden-Herzotingarten [DHG]) und je eine als repräsentative Hintergrundstation in jedem der drei definierten Sektoren, dargestellt in Abbildung 1. Die Aufteilung der Anströmungsrichtungen in einen östlichen, südöstlichen und westlichen Sektor folgte der angestrebten Trennung bekannter Emissionsgebiete in Polen (Oberschlesien) und Tschechien (Böhmisches Becken), die allerdings von weiter entfernt liegenden Emissionsquellen überlagert werden können. Die Hintergrundstationen Niesky (N-Ostsektor) und Schwartenberg (SW-Südostsektor) befinden sich in der Nähe der sächsisch/deutsch-polnischen bzw. sächsisch/deutsch-tschechischen Grenze, so dass die dort gemessenen Werte bei entsprechender Anströmung als grenzüberschreitender Ferntransportbeitrag betrachtet werden können. Die Hintergrundstation Melpitz (M) liegt im Nordwestteil Sachsens, also tief im Inneren Deutschlands. Bei Nord/Nordwest-Anströmung kann ein Eintrag maritimer Luft mit Quellbeiträgen aus den überquerten nördlichen Bundesländern angenommen werden, bei West/Südwest-Anströmung erfolgt ein Eintrag von Luftmassen, die eine lange kontinentale Zugbahn über Spanien, Frankreich und verschiedene deutsche Bundesländer zurückgelegt haben.

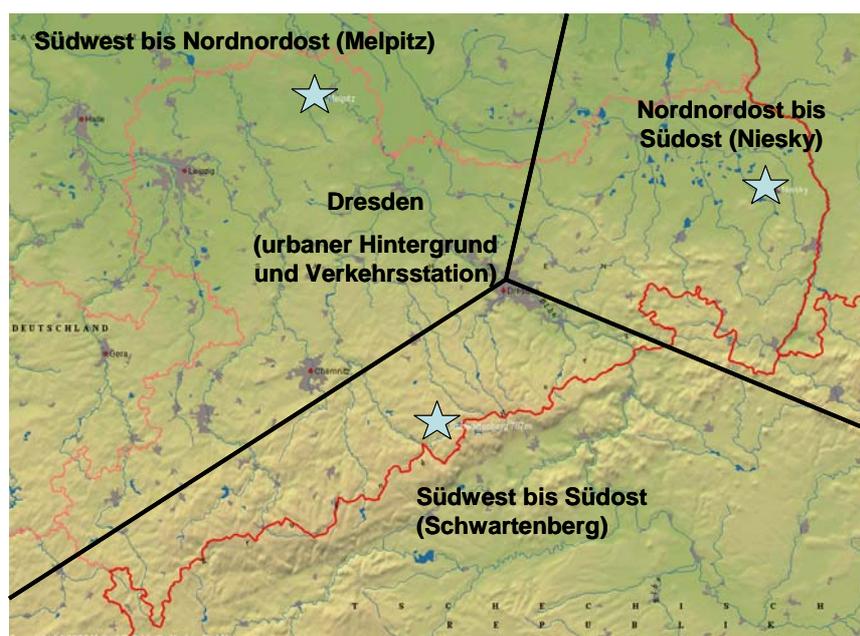


Abb. 1: Anströmungssektoren und zugehörige Hintergrundstationen in Sachsen

Das Projekt wurde über den Zeitraum eines Jahres angelegt. Angepasst an die Messnetzroutine der im Auftrag des LfUG arbeitenden Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) wurde, unabhängig von der Wetterlage, ein starres Regime zur 24-Stunden-Partikelprobenahme an jedem vierten Kalendertag durchgeführt. Dabei wurden in die ganzjährige PM₁₀-Beprobung mit DIGITEL-HV-Filtersammlern zwei Intensivkampagnen mit größen aufgelösten BERNER-Impaktor-Messungen (Partikel-Abscheidegrenzen $D_{p,aer}$: 0,05/0,14/0,42/1,2/3,5/10 μ m) ebenfalls im Viertagesrhythmus im Sommer (01.09.-31.10.06) und im Winter 01.12.06-28.02.07) eingebettet. Parallel dazu liefen DIGITEL-PM_{2,5}-Probenahmen (Massebestimmung) sowie die zeitaufgelöste (Halbstunden-Mittelwerte) Massebestimmung mittels TEOM.

Die physikalische Partikelcharakterisierung erfolgte durch zeitlich hoch aufgelöste (maximal 1 Durchgang in 10 Minuten) Messungen der Partikelgrößenverteilung mit TDMPMS/SMPS (3nm<D_p<800nm) und APS (0,8 μ m<D_p<10 μ m). Daneben wurden alle zur Beurteilung der Wetterlage wichtigen meteorologischen Parameter erfasst, anhand der zugänglichen Messungen die Mischungsschichthöhe abgeschätzt sowie die Zugbahnen der Luftmasse mittels 96-Stunden Rückwärtstrajektorien (NOAA HYSPLIT) berechnet.

Die Strömungsverhältnisse innerhalb Sachsens wurden durch Ausbreitungsrechnungen unter Anwendung des COSMO-MUSCAT-Modellsystems simuliert. Durch die Annahme von Tracerquellen an den Hintergrundstationen Niesky und Schwarzenberg konnte der Verlauf der Luftmasse von der Hintergrundstation nach Dresden sichtbar gemacht werden (Abb. 2).

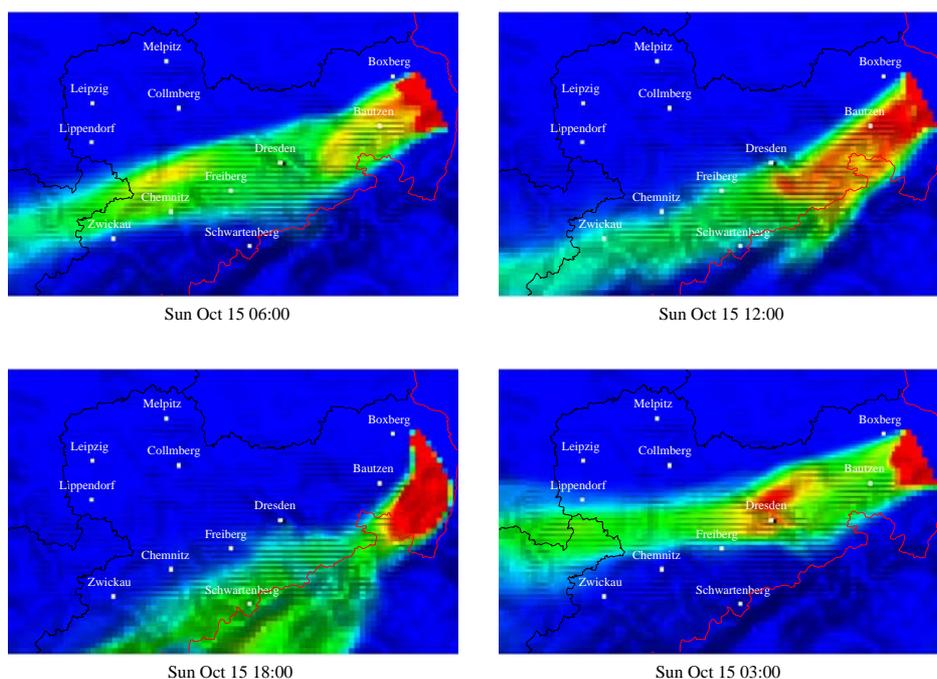


Abb. 2: Zugbahn der Luftmasse von Niesky nach Dresden am 15.10.2006

Die Festlegung der zur weiteren Interpretation zugelassenen Ereignisse erfolgte nach strengen Auswahlkriterien. Aus dem während der Intensivkampagnen erhaltenen Proben-Pool nach Trajektorienverlauf und Meteorologie vorausgewählte 24-Stunden-Sammelproben wurden anhand der kontinuierlichen Zeitreihen der TDMPS/SMPS-Partikelgrößenverteilungen auf räumliche und zeitliche Homogenität der Luftmasse während der Probenahme bewertet. Letztlich konnten insgesamt nur 12 größen aufgelöste Ereignisse (sieben während der Sommer-, fünf während der Winterkampagne) zugelassen werden. Dadurch wurde die statistische Aussagekraft der angestellten Vergleiche und die Ausweitung der Aussagen stark eingeschränkt. Für allgemeingültige Betrachtungen müssen deutlich größere Fallzahlen vorliegen. In dieser Hinsicht waren die PM_{10} -HV-Filterproben, die insgesamt 67 über das ganze Jahr verteilte zugelassene Ereignisse repräsentierten, statistisch deutlich besser belastbar. Eine Repräsentativitätsuntersuchung anhand der langjährigen Windrichtungsverteilung an der Station Collm ergab, dass Ereignisse mit Südost/Ostanströmung in der Menge der nach den o.g. Kriterien ausgewählten Ereignisse überrepräsentiert waren.

Nach einer Massebestimmung aller vorhandenen Proben wurde von den ausgewählten Proben eine möglichst umfassende chemische Analyse durchgeführt, die neben den anorganischen Hauptionen, den Summenparametern OC und EC, auch Alkane und PAK sowie eine Reihe von Metallen umfasste. Mit den Ergebnissen der physikalischen Messungen und chemischen Analysen wurden physikalische und chemische Massenschließungen durchgeführt, die zufrieden stellend ausfielen und dadurch das Vertrauen in die Konsistenz der Messungen verstärken konnten.

Auswertung und Interpretation

Die zur Auswertung und Interpretation zugelassenen Ereignisse wurden zunächst (sowohl als PM_{10} als auch größen aufgelöst in fünf Stufen) nach ihrer chemischen Zusammensetzung betrachtet, anschließend der Differenzbildung nach Lenschow unterzogen. Dieser Ansatz geht von einer mehr oder weniger gleichmäßigen großräumigen Luftbelastung im regionalen Hintergrund aus, die im Stadtgebiet durch die Mischung der Emissionen zahlreicher Einzelquellen einen urbanen Hintergrund bildet, der durch Überlagerung mit Verkehrsemissionen an stark befahrenen Straßen und Plätzen zu Höchstwerten mit den beobachteten Überschreitungen des PM_{10} -EU-Grenzwertes anwachsen kann. Im Prinzip ist damit die Zuordnung jeder analysierten Komponente auch in jedem Größenklassenbereich zu

einer der drei Emissionsgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund oder regionaler (bzw. überregionaler) Hintergrund an der Station Dresden-Nord möglich.

Die sinnvolle Anwendung des Lenschow-Ansatzes, die auch in zahlreichen Abbildungen gezeigt wird, setzt allerdings die beschriebene großräumige Abstufung voraus, da sonst bei der Differenzbildung negative Werte entstehen, die nicht interpretierbar sind.

Durch Untersetzung der für jede Emissionsgruppe gewonnenen Massefraktionen mit den dazugehörigen chemischen Komponentenanteilen kann ein viel detailreicheres Bild der dem Verkehr, dem urbanen oder dem regionalen Hintergrund zugeordneten Partikelmassefraktion gewonnen werden als ohne chemische Charakterisierung. Die an den sächsischen (bzw. deutschen) Außengrenzen gelegenen Messstationen erlauben weiterhin, die dort festgestellten Hintergrundfraktionen (Partikelmasse und jede andere Komponente) bei entsprechender Anströmung als grenzüberschreitenden Ferneintrag zu betrachten, so dass das Projektziel prinzipiell erreicht werden konnte.

Bei Betrachtung der PM₁₀-HV-Filterproben, die an den Messstationen der Landesämter die Massewerte liefern, mit denen die Einhaltung des EU-Grenzwerts kontrolliert wird, können während des Projektjahres insgesamt an sieben der 92 Messtage Überschreitungen des Grenzwerts der PM₁₀-Partikelkonzentration von 50 µg/m³ an einer oder an mehreren Stationen festgestellt werden. Dabei waren an fünf dieser Tage Südost- oder Ostanströmung und an zwei Tagen Westanströmung vorherrschend, die meisten Überschreitungen (an sechs Tagen) waren erwartungsgemäß an Station DN zu verzeichnen. Signifikanztests der durch die verschiedenen Anströmungsrichtungen entstandenen Differenzen zeigten, dass Luftmassen mit südöstlicher, östlicher und westlich-kontinentaler Herkunft signifikant höher mit Partikeln belastet sind als westlich-maritime Luftmassen. Die chemische Zusammensetzung variiert ebenfalls und weist bei südöstlich/östlicher Anströmung höhere Anteile an Sulfat und EC auf.

Die größen aufgelöste Partikelcharakterisierung (Masseverteilung in Abbildung 3) liefert zusätzliche Informationen über die Herkunft und die Geschichte der betrachteten Partikel, wobei deren Lebensdauer in der Atmosphäre ein von der Partikelgröße abhängiger Schlüsselparameter ist, der zusammen mit den meteorologischen Bedingungen die Entfernung bestimmt, über die Partikel verfrachtet werden können. Es hat sich gezeigt, dass selbst Ultrafeinpartikel (UFP) mit $D_{p_{aer}} = 50$ nm bei normalen Windgeschwindigkeiten (3 m/s) und einer Lebensdauer von etwa 20 Stunden noch über Distanzen von etwa 200 km transportiert

werden können. Die langlebigsten Partikel mit Lebensdauern bis zu 10 Tagen und mehr befinden sich in der Fraktion mit $D_{p_{aer}} = 0,42-1,2 \mu\text{m}$.

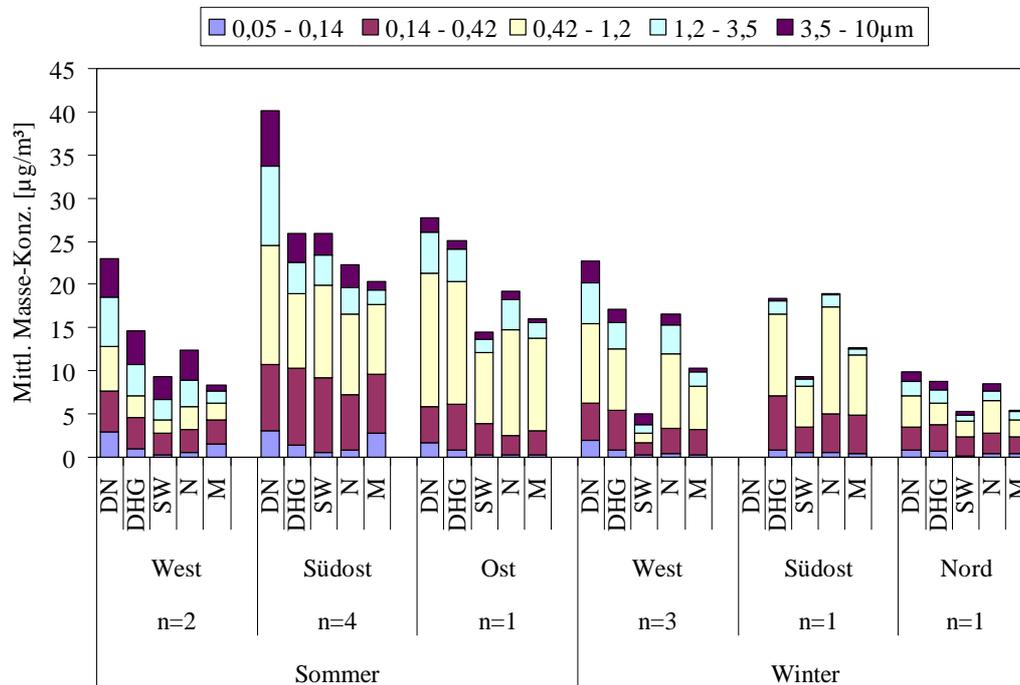


Abb. 3: Mittlere größen aufgelöste Massekonzentration nach Anströmung für Sommer/Winter

Die mittlere Masseverteilung auf die fünf Impaktor-Größenklassen betrug für die Stufen 1 bis 5 im Sommer 2006 etwa 9, 19, 36, 20 und 16%, im Winter 2006/07 dagegen 8, 18, 43, 21 und 10% der Gesamtmasse. Sommer/Winter-Differenzen ergaben sich auf Stufe 3 (höherer Anteil im Winter durch erhöhten Verbrauch fossiler Brennstoffe und Ferntransport der langlebigen Partikel) und Stufe 5 (verstärkte Grobstaubaufwirbelung in trockenen Sommerperioden).

Bei Anströmung aus West und Nord war die Masseverteilung über die Impaktorstufen ausgeglichener als bei Südost- und Ostanströmung, bei denen mit Stufe 2 und 3 der Ferntransportanteil dominiert. Die Winter/Sommer-Differenzen betragen bei Westanströmung an den Stationen DN, DHG und M zwischen 3 und 4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nitrat befindet sich im Sommer überwiegend in der Gasphase, zeigte also geringere Partikelkonzentrationen als im Winter. Bei Westanströmung im Sommer befand sich Nitrat verstärkt im Grobpartikelbereich, was auf Chloridaustausch mit Seesalzpartikeln zurückzuführen ist. Sulfat zeigte die höchsten Konzentrationen ebenfalls im langlebigen Partikelgrößenbereich von 0,14-1,2 μm , der weit transportiert werden kann. Dabei war die Sulfatkonzentration bei Ostanströmung vierfach und bei Südostanströmung siebenfach höher als bei Westanströmung. Bei West-, Südost- und Ostanströmung war im Vergleich die Gesamt-Kohlenstoffkonzentration (TC: Total Carbon)

an der Verkehrsstation DN immer am höchsten. An dieser Station war auch ein besonders hoher UFP-Anteil (bis zu 31%) für TC zu finden, der zweifellos auf die direkten Verkehrsemissionen in unmittelbarer Nähe zurückgeführt werden kann. Dominierend ist für TC der langlebige Partikelbereich von 0,14-0,42 und 0,42-1,2 μm , der als „Transportfraktion“ bezeichnet werden könnte. 70-85% des gesamten TC waren bei Südost- und Ostanströmung in dieser Fraktion zu finden, ähnlich viel bei westlich-kontinentaler, aber deutlich weniger (ca. 50%) bei westlich-maritimer Anströmung. Neben dem Ferntransportanteil können sich in dieser Fraktion auch direkte Emissionen aus Braunkohlefeuerungen (Hausbrand, Kohlekraftwerke) manifestieren, die jedoch tendenziell weiter im Rückgang begriffen sind.

Die analysierten partikulären Metalle Al, Fe und Ti, unter die hier auch das Si eingeordnet wird, sind hauptsächlich geogenen Ursprungs. Andere Quellen sind Kohleverbrennung (Fe und Ti) sowie Abrieb (z.B. Fe von Straßenbahnschienen) oder Aufwirbelung von Si im Straßenstaub. Konzentrationsmittelwerte über alle Größenbereiche waren 85 ng/m^3 für Si, 52 ng/m^3 für Fe und 56 ng/m^3 für Al, für Ti liegen die Werte mit durchschnittlich 3 ng/m^3 etwa eine Größenordnung niedriger.

Die partikulären Alkankonzentrationen bewegten sich im Sommer im Konzentrationsbereich bis etwa 16 ng/m^3 in DN, im Winter wurden bis zu 28 ng/m^3 in DHG gefunden. Südost- und Ostanströmung verursachten im Sommer 2006 etwa doppelt so hohe Alkankonzentrationen wie bei Westanströmung. Im Sommer lieferte der regionale Hintergrund erhebliche Anteile der in der Stadt gemessenen Alkane, die aus biogenen Quellen stammten. Dies wird ersichtlich aus dem erhöhten CPI-Wert der Alkane im Größenbereich 0,42-3,5 μm , während die niedrigeren CPI-Werte von 1-2 bei kleineren Partikeln auf anthropogene Verkehrsemissionen hinweisen. Im Winter waren die Alkankonzentrationen vor allem im Bereich 0,14-1,2 μm deutlich höher als im Sommer, was den urbanen Heizungsquellen und nicht dem Verkehr zuzuschreiben sein dürfte (Abbildung 4).

Die gefundenen partikulären PAK-Konzentrationen lagen im Bereich $< 5 \text{ ng}/\text{m}^3$ und manifestierten sich besonders in den Größenbereichen 0,14-0,42 und 0,42-1,2 μm . Weiterhin waren die im Winter in DN und DHG gemessenen Werte um das Drei- bis Vierfache höher als in der Hintergrundstation M. In DN war gegenüber DHG und M ein erhöhter PAK- Wert im UFP-Bereich zu beobachten, der sicher aus Verkehrsemissionen stammt. Die Winterproben in DN und DHG zeigen, dass PAK hauptsächlich von urbanen Quellen emittiert wurden, da die Konzentration an der Hintergrundstation sehr viel geringer war.

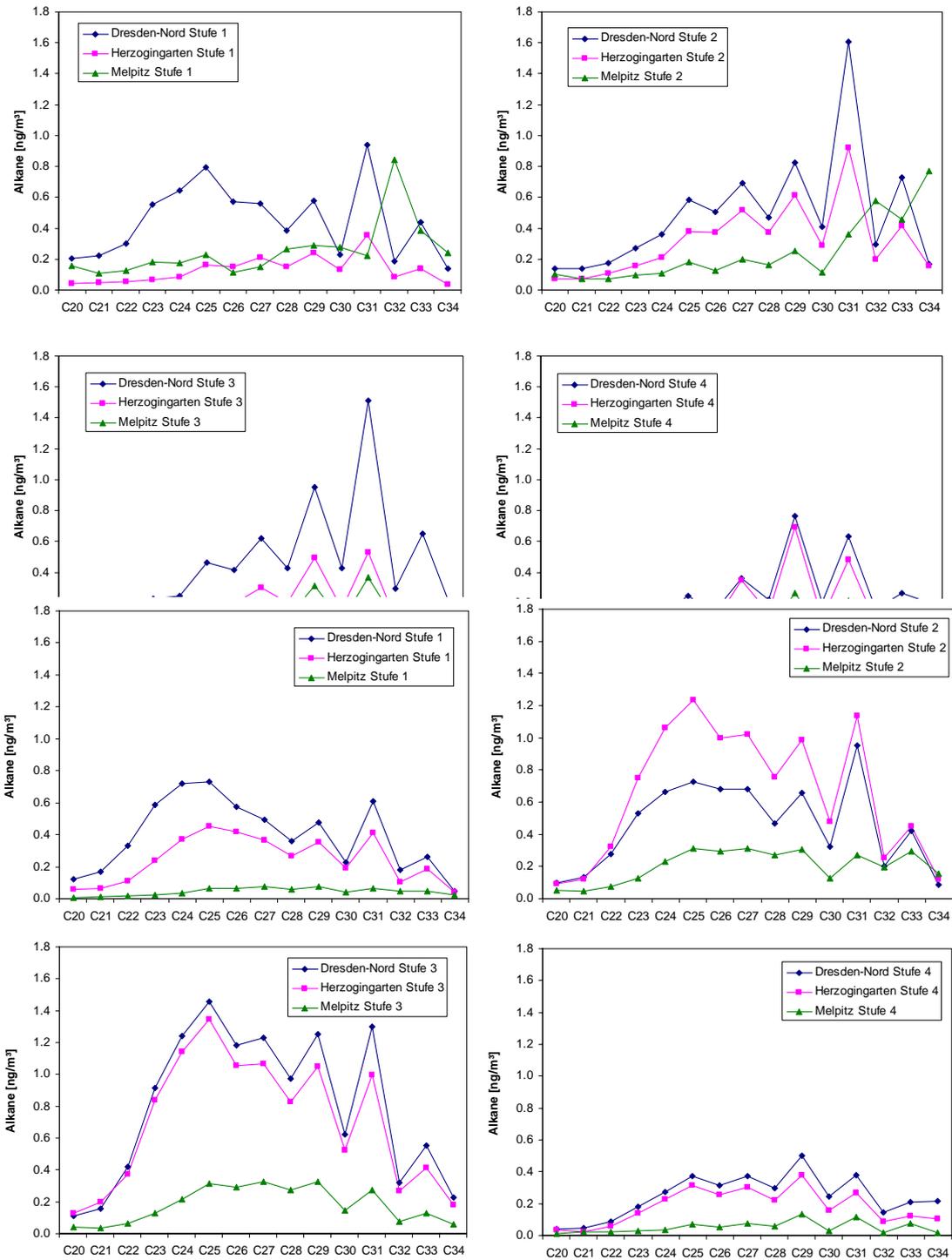


Abb. 4: Mittlere Alkanverteilung auf den Impaktorstufen 1-4 im Sommer (oben) und Winter

Mit der Gesamtheit der Komponentenkonzentrationen wurde eine chemische Massenschließung durchgeführt, die auch Krustenmaterial und Wassergehalt berücksichtigt. Da die Werte der wichtigsten Krustenmaterialien Si, Fe, Al, Ti und Ca zur Verfügung standen, konnte mit Hilfe einer in der Literatur vorgeschlagenen empirischen Formel der Anteil des Krustenmaterials im bis dahin unidentifizierten Rest ebenso wie der Wassergehalt abgeschätzt

werden. Mit diesem Verfahren wurde der Anteil des verbleibenden unidentifizierten Rests erheblich verringert. Die durchgeführten chemischen Massenschließungen können in Anbetracht der zahlreichen möglichen Fehlerquellen bei Probenahme, Handling und Analyse als zufrieden stellend bezeichnet werden.

Die kontinuierliche Messung der Partikelgrößenverteilung machte es möglich, den Verlauf von Tagesgängen der Partikelanzahlkonzentration in mehreren Größenbereichen (10-30 nm, 30-200 nm, 200-600 nm) an verschiedenen Stationen und Wochentagen zu untersuchen. Daneben wurde auch die Abhängigkeit der Partikelkonzentration von meteorologischen Parametern untersucht. Beim Vergleich der Stationen werden die verkehrsbedingten Spitzen am Morgen und am Nachmittag in den Fraktionen von 10-30 und 30-200 nm an der Station DN deutlich sichtbar, während die übrigen Stationen viel geringere Veränderungen aufweisen. Auch die geringere Belastung mit diesen Partikelfraktionen am Wochenende (WE) gegenüber den Werktagen (WT) wird in DN besonders deutlich. Die maximale Differenz zwischen WT und WE für Partikeldurchmesser < 100 nm wurde in DN mit 12.0000 Partikeln/cm³ gefunden (Abbildung 5). Dagegen wiesen die ländlichen Hintergrundstationen im Partikelgrößenbereich von 50-200 nm höhere Belastungen am WE im Vergleich zu den WT auf. Möglicherweise machen sich hier Ferntransporteinflüsse bemerkbar, die zeitversetzt wirken können.

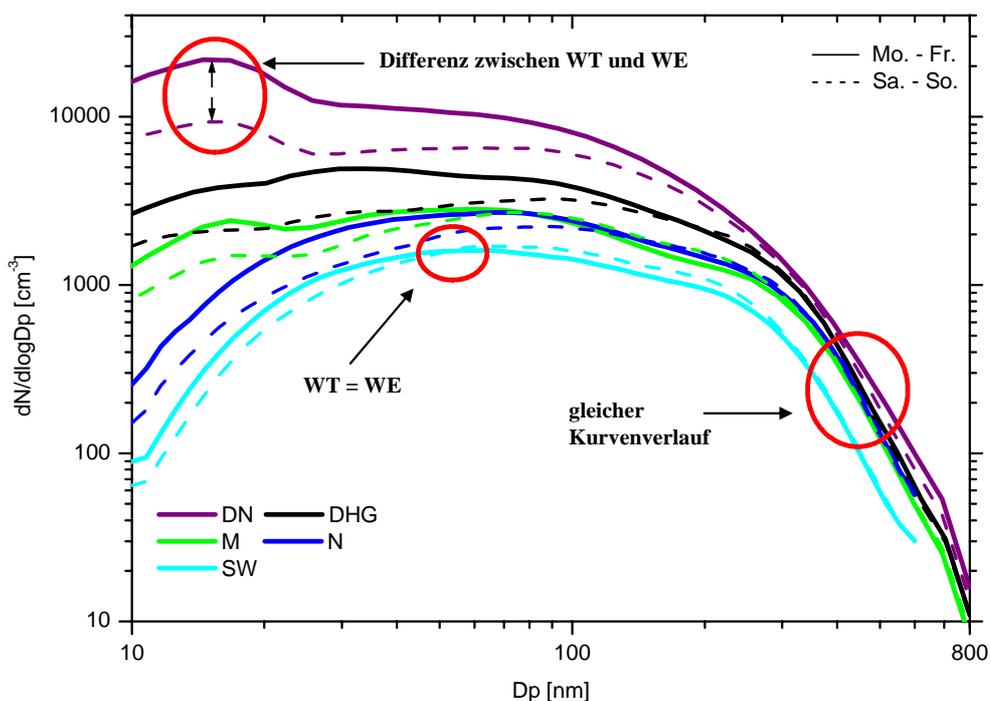


Abb. 5: Partikelgrößenverteilung an Werktagen und am Wochenende

Die Zuordnung der gemessenen Partikelanzahlkonzentration zu unterschiedlichen Quellgruppen an Station DN in den verschiedenen Größenbereichen durch Differenzbildung nach Lenschow (s.o.) ist in Abbildung 6 verdeutlicht.

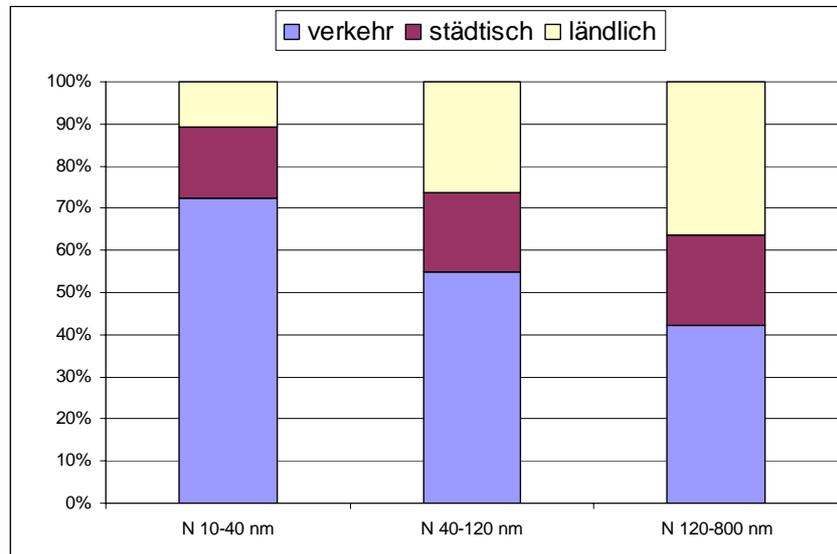


Abb.6: Anteil von Verkehr, urbanem und regionalem Hintergrund in verschiedenen Partikel-Größenbereichen an der Gesamtanzahlkonzentration

Mit > 70% war der Verkehrsanteil im Bereich der feinsten Partikel (10-30 nm) am höchsten und nahm mit zunehmender Partikelgröße ab, während der Anteil des Hintergrundes im feinsten Bereich bei etwa 11% lag und zu den größeren Partikeln hin anstieg (120-800 nm: 37%). Der Anteil des urbanen Hintergrundes war mit 15-20% nicht signifikant größenabhängig.

Bei der Untersuchung der meteorologischen Effekte auf die Partikelanzahlkonzentration konnten auch Partikelneubildungsereignissen (z.B. an Station SW) nachgewiesen werden. Weiterhin konnte gezeigt werden, wie eine Station durch meteorologische Effekte (z.B. eine veränderte Mischungsschichthöhe) von den anderen Stationen entkoppelt sein konnte.

Für die physikalische Massenschließung wurden aus den TDMPS/SMPS-Daten unter bestimmten Annahmen (kugelförmige Partikel, Dichte 1,6 g/cm³, hygroskopischer Wachstumsfaktor 1,1) die Partikelmassen für die Größenbereiche der BERNER-Impaktorstufen 1-3 (0,05-0,14/0,14-0,42/0,42-1,2 µm) berechnet und mit den gravimetrisch bestimmten Werten verglichen. Für Stufe 2 und 3 wurde eine gute quantitative Übereinstimmung festgestellt, auf Stufe 1 dagegen fällt die TDMPS/SMPS-Masse um mehr als die Hälfte geringer aus als die BERNER-Impaktor-Masse. Die genauen Ursachen dafür konnten noch nicht geklärt werden.

Die Anwendung des Lenschow-Ansatzes auf die chemisch-analytisch in den verschiedenen Größenbereichen erhaltenen Konzentrationen an Station DN führte zu einer Aufteilung der betrachteten Komponente in eine der drei Emissionsgruppen lokaler Verkehr, urbaner Hintergrund oder regionaler (bzw. überregionaler) Hintergrund. Voraussetzung ist dabei die o. g. Abstufung der Konzentration in dieser Reihenfolge, da die sonst auftretenden negativen Werte nicht interpretierbar sind. Erhalten werden folgende Differenzen:

$$\begin{aligned} \text{Lokaler Verkehr} &= [\text{DN}] - [\text{DHG}] \\ \text{Urbaner Hintergrund} &= [\text{DHG}] - [\text{M oder N oder SW}] \\ \text{Regionaler Hintergrund} &= [\text{M (West/Nord) oder N (Ost) oder SW (Südost)}] \end{aligned}$$

Dieses Verfahren wurde für die Partikelmasse und jede einzelne Komponente für PM₁₀-HV-Filterproben und größen aufgelöst für die Impaktorproben durchgeführt. Im Überblick erweist sich eine Darstellung als nützlich, die die nach Lenschow erhaltenen Massefraktionen mit den dazugehörigen Komponentenanteilen untersetzt, so dass ein detailreiches Situationsbild erhalten wird.

Für die PM₁₀-HV-Filterproben ist die Anzahl der betrachteten Ereignisse auch nach Differenzierung in verschiedene Klassen noch ausreichend für eine Verallgemeinerung der Aussagen. Bei den größen aufgelösten Impaktorproben ist das nicht mehr der Fall. Hier kommen infolge der Aufteilung Klassen zustande, die nur mit einem Ereignis (oder gar nicht) besetzt sind. Dadurch können keine Streubreiten und Signifikanzen auftretender Differenzen berechnet werden. Bei so geringen Fallzahlen muss von Einzelbetrachtungen ausgegangen werden, die nur mit großer Vorsicht verallgemeinert werden dürfen.

PM₁₀-Filterproben bilden gegenwärtig die Grundlage für die Überwachung der Einhaltung des PM₁₀-EU-Grenzwerts an den Stationen des LfUG, die Interpretation dieser Werte erscheint deshalb besonders wichtig. Im Projektzeitraum konnten aus der Gesamtheit der DIGITEL-PM₁₀-Filterproben 38 Ereignisse bei westlich-maritimer, 14 bei westlich-kontinentaler, 13 bei südöstlicher und 5 Ereignisse bei östlicher Anströmung zur weiteren Interpretation zugelassen werden, die in Abbildung 7 dargestellt sind. Die angegebenen prozentualen Anteile sind auf die jeweilige mittlere PM₁₀-Masse an Station DN bezogen.

Der Verkehrsanteil erreichte bei westlich-maritimer Anströmung etwa 30% der Partikelmasse und lag bei den anderen Anströmungsrichtungen wesentlich niedriger, am tiefsten bei Südostanströmung mit ca. 7%. Der Anteil des urbanen Hintergrunds bewegte sich zwischen 5% bei westlich-maritimer und 25% bei Südostanströmung. Diese beiden Partikelfraktionen

werden im Einflussbereich der Kommune emittiert und nur dieser Teil, also maximal etwa 35% der vorhandenen Partikelbelastung, ist für Regulierungsmaßnahmen in den kommunalen Luftreinhalteplänen überhaupt erreichbar.

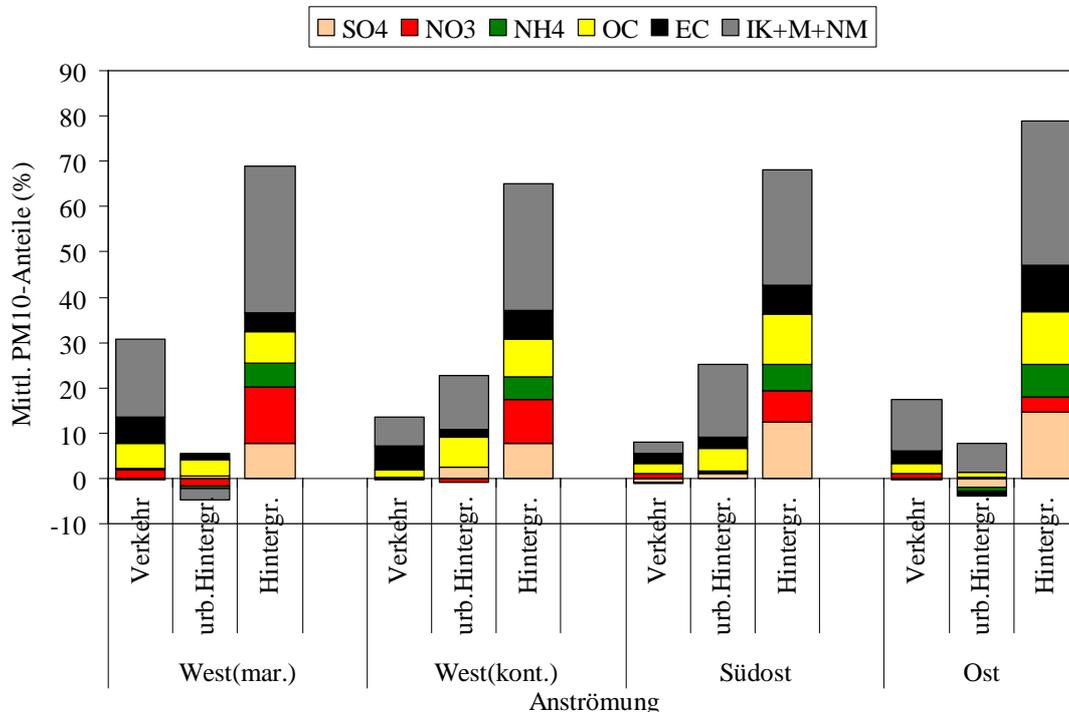


Abb. 7: Abschätzung der Quellgruppenanteile an der PM₁₀-Masse (DIGITEL-Filterproben)

Der Anteil der Hintergrundfraktion, die von außerhalb in das Stadtgebiet hineintransportiert wurde, betrug zwischen 65% bei westlich-maritimer und 79% bei Ostanströmung. Auch die chemische Zusammensetzung der Hintergrundfraktion war von der Anströmungsrichtung abhängig. Bei westlich-maritimer Anströmung wurden 12% Nitrat, 8% Sulfat und 11% TC festgestellt. Diese Anteile änderten sich auf 3% Nitrat, 15% Sulfat und 22% TC bei Ostanströmung. Diese Differenzen sind Ausdruck des Unterschiedes zwischen den Emissionen in west- bzw. osteuropäischen Ländern. Die höheren Nitratanteile in Partikeln aus Westanströmungen können erhöhten NO_x-Emissionen durch starkes Verkehrsaufkommen und andere Hochtemperaturprozesse (Verbrennung von Heizöl und Erdgas) zugeschrieben werden, die höheren Ruß- und Sulfatanteile in Partikeln aus Ostanströmungen stammen vor allem aus der in den dort liegenden Ländern noch stärker verbreiteten Kohleverbrennung. Die noch bestehenden Unterschiede zwischen Ost und West in der Höhe der Partikelbelastung sowie deren spezifischer Zusammensetzung werden sich in den kommenden Jahren im Ergebnis der EU-Entwicklungspolitik sicherlich immer mehr angleichen.

Die größen aufgelösten Betrachtungen müssen die schon erwähnte Verteilung der Partikelmasse über den gesamten Größenbereich bis 10 µm berücksichtigen. Die UFP-Stufe (0,05-0,14 µm) trug in diesem Projekt etwa 8-9% zur Gesamtmasse bei, was gegenüber einer Hintergrundstation mit etwa 5-6% zwar erhöht ist, aber auch den begrenzten Einfluss dieser Partikelfraktion deutlich macht, die hauptsächlich aus direkten Verkehrsemissionen gebildet wird. Dafür spricht auch der hohe TC-Anteil von rund der Hälfte bis zu drei Vierteln in der dem Verkehr zugeschriebenen Partikelmasse. Verkehrsregulierende Maßnahmen könnten zwar die Anzahlkonzentration der UFP drastisch verringern und damit einen positiven Effekt zur Gesundheitsvorsorge leisten, in Bezug auf die Einhaltung des EU-PM₁₀-Grenzwerts wären die Ergebnisse solcher Maßnahmen aber eher bescheiden.

Der Partikelgrößenbereich $D_{p_{aer}} = 0,42-1,2$ µm bildet den größeren Teil der Feinstaubfraktion. Mit einem Anteil an der Gesamtmasse von 36% im Sommer und 43% im Winter stellt er zugleich die massereichste Fraktion dar. Darüber hinaus können Partikel dieser Größenklasse wegen ihrer langen atmosphärischen Lebensdauer über weite Entfernungen transportiert werden. Der Hintergrundanteil ist deutlich abhängig von der Anströmungsrichtung. Bei Ost- bzw. Südostanströmung betrug der regionale Hintergrund, der als grenzüberschreitender Partikelmasseeintrag zu betrachten ist, 80 bzw. 78% der Masse an Station DN. Das kommt dem aus den HV-Filterproben erhaltenen Werten sehr nahe, bei Westanströmung war der Hintergrundanteil niedriger. Da die Stufe 3 einen Anteil von mehr als 40% an der Gesamtpartikelmasse aufweisen kann, werden in diesem Größenbereich wahrscheinlich die größten Partikelmassen transportiert.

Bei östlichen Anströmungen war der Gehalt an Sulfationen im Hintergrund mit 35 (Sommer-Südost) und 49% (Sommer-Ost) am höchsten, bei westlicher Anströmung wurden nur 19 (Sommer) bzw. 28% (Winter) erreicht. Sulfat erreichte dabei einen Maximalwert von 32% (Sommer-Ost). Nitrat dagegen, das auch merklich dem Gas/Partikel-Gleichgewicht unterliegt, zeigte seinen Maximalwert im Winter bei Westanströmung (13%). Auch der OC/EC-Gehalt zeigte diese Unterteilung. Die TC-Anteile des Hintergrunds betragen bei Südost- bzw. Ostanströmung im Sommer 12 bzw. 13% der Stufenmasse, bei Westanströmung nur 6% im Sommer und 9% im Winter. Alle diese Einzelbefunde unterstützen die schon oben gemachte Aussage für PM₁₀-Proben, dass Partikel bei östlicher Anströmung mehr Sulfat und TC, aber weniger Nitrat enthalten, während bei westlicher Anströmung mehr Nitrat, jedoch weniger Sulfat und TC zu erwarten ist. Bei größen aufgelöster Betrachtung kann nun aber zusätzlich festgestellt werden, dass diese Differenzen hauptsächlich in dem der Impaktorstufe 3 entsprechenden Partikelgrößenbereich um $D_{p_{aer}} \approx 1$ µm angesiedelt sind und dem

Ferntransport unterliegen, da sie auch im Sommer erkennbar sind, wo kein lokaler oder regionaler Hausbrand die Ergebnisse beeinflussen könnte.

Der Anteil des regionalen Hintergrundes im Grobpartikelbereich betrug für Stufe 4 (1,2-3,5 μm) 14-24% und für Stufe 5 (3,5-10 μm) 10-35% der jeweiligen Partikelmasse bei unterschiedlichen Anströmungen. Diese beiden Stufen verkörpern zusammen etwa 30-35% der Gesamtpartikelmasse und entstammen zum größeren Teil lokalen Emissionen.

Eine Abschätzung des Verkehrsanteils (DN – DHG) unter Berücksichtigung aller Messtage ergab für die Grobfraktion ($D_{p_{\text{aer}}} = 1,2-10 \mu\text{m}$) im Sommer einen Anteil von 21% und im Winter von 16% der DN-Gesamtpartikelmasse, die UFP-Fraktion kam auf 6% im Sommer und 5% im Winter. Durch verkehrsreduzierende Maßnahmen bis hin zur Vollsperrung dürfte also an einer verkehrsbelasteten Station die Gesamtpartikelmasse um nicht mehr als etwa 20% reduziert werden können.

Fazit

Fazit ist, dass die sächsische Landeshauptstadt Dresden bei Überschreitungssituationen im PM_{10} -Bereich nur einen eingeschränkten Spielraum zur Ergreifung von regulierenden Maßnahmen hat. Kommunale Maßnahmen können sich nur auf den Verkehr und/oder den urbanen Hintergrund auswirken, die zusammen lediglich 21 bis 35% der Partikelmasse-Konzentration repräsentieren. Private Heizungen als Hauptbestandteil des urbanen Hintergrundes im Winter werden sich auf längere Sicht flächendeckend modernisieren lassen. Der häufig im Fokus der Kritik stehende Straßenverkehr, der ohne Zweifel den größten Teil der Partikelanzahl-Konzentration verursacht und damit tatsächlich Gesundheitsprobleme bei den Einwohnern verursachen kann, ist an der Partikelmasse-Konzentration nur in geringerem Maße beteiligt. Der Verkehrsanteil an der PM_{10} -Masse nach Lenschow betrug bei Ostanströmung 17%, bei Südostanströmung nur 7%. Bei größen aufgelöster Betrachtung der Massekonzentration lag der Anteil der meist aus Verkehrsemissionen stammenden UFP im Größenbereich von 0,05-0,14 μm bei 8-9%. Die Herkunft aus Verkehrsemissionen spiegelt sich auch in den hohen TC-Anteilen der UFP wider. Selbst weitgehende Maßnahmen zur Verkehrsbeschränkung dürften also im Hinblick auf die Senkung der Partikelmasse-Konzentration nur begrenzten Erfolg haben, eher noch durch geringere Aufwirbelung von größeren Straßenstaubpartikeln, die wesentlich mehr zur PM_{10} -Gesamtmasse beitragen, als durch wegfallende Emissionen aus Fahrzeugen.

Erfolgversprechende Maßnahmen gegen die Überschreitungen des EU- PM_{10} -Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ müssen sich vor allem gegen die massereichste Partikelfraktion ($D_{p_{\text{aer}}} \approx 1 \mu\text{m}$) und

die Grobpartikelfraktion richten, die den größten Teil der Partikelmasse repräsentieren. Gegen Ferntransport ist Abwehr kurzfristig unmöglich, die Direktmissionen aus Heizungsanlagen mit fossilen Brennstoffen (vor allem Kohle) können und sollten jedoch bekämpft werden. Der Zustand von Straßen, Baustellen und Brachflächen ist ebenfalls im Sinne einer geringeren Partikelemission, Partikelauwirbelung oder -erosion zu beeinflussen. Die Beeinflussung der Ferntransportanteile kann wahrscheinlich nur in Zukunft im Rahmen multilateraler europäischer Maßnahmen geregelt werden.

Ein Messnetz zur Überprüfung solcher vertraglich festgelegter Maßnahmen sollte dabei so aufgebaut werden, dass Stationen nahe den Grenzen eines zu betrachtenden Territoriums in Richtung vermuteter Emittenten errichtet werden und so nahezu unverändert den grenzüberschreitenden Eintrag erfassen können. Die im vorliegenden Projekt vorgenommene Aufteilung in drei Anströmungssektoren mit dazugehörigen Hintergrundstationen hat sich im Prinzip bewährt, jedoch sollte über den Standort einzelner Stationen (Niesky: lokale Kontamination, Schwartenberg: Abkopplung bei geringer Mischungsschichthöhe) nachgedacht werden. Durch geeignete Aufstellung von zwei Messstationen in jedem definierten Anströmungssektor, einmal an der nationalen oder regionalen Außengrenze und zusätzlich an der Grenze zur betreffenden Kommune, können Informationen über die auf dem Transportweg herrschenden Verdünnungs- und Alterungseffekte bzw. die zusätzliche Einmischung frischer Emissionen gewonnen werden. Falls diese Informationen nicht benötigt werden, können die Außenstationen eingespart und die an den Stadtrandstationen gemessenen Werte als regionaler oder überregionaler Eintrag in den kommunalen Hintergrund betrachtet werden. Kommunalen Hintergrund und starke lokale Verkehrsbelastung müssen an mindestens je einem repräsentativen Messort erfasst werden, wobei die Repräsentativität durch die Einrichtung mehrerer Stationen stark verbessert werden kann.

Für die Überwachung einer größeren Kommune, bei der nicht nur punktuelle Überschreitungen der Partikelmassekonzentration registriert werden sollen, müssten also mindestens fünf (besser acht) Stationen im und um das Stadtgebiet, sowie gegebenenfalls weiter entfernt an definierten Territoriumsgrenzen eingerichtet werden. Auf diese Weise lässt sich bei einer längeren Messreihe unter Aussortierung der für den Lenschow-Ansatz ungeeigneten Episoden eine genügend große Anzahl von Ereignissen beproben, deren Ergebnisse zuverlässigere Aussagen über die bei bestimmten meteorologischen Bedingungen zu erwartenden Partikelmassekonzentrationen ermöglichen werden, als die im vorliegenden Report erhaltenen Resultate.

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