



**Fraunhofer** Institut  
Verkehrs- und  
Infrastruktursysteme

# Statistische Quellgruppenanalyse für die PM10-Belastung in sächsischen Ballungsräumen



K. Anke  
E. Sähn  
Dr. M. Klingner

Im Auftrag des Landesamtes für  
Umwelt und Geologie

Dresden, Mai 2004

# Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	2
1. Grundlagen der Untersuchungen .....	3
1.1    Umfang des Datenmaterials .....	3
1.2    Datenaufbereitung.....	4
2. Analyse der Datensätze .....	7
2.1    Statistische Auswertung.....	7
2.1.1    Statistische Kenngrößen.....	7
2.1.2    Vergleich der Schadstoffe verschiedener Messstationen.....	15
2.1.3    Verkehrsdaten.....	15
2.2    Häufigkeitsverteilungen.....	16
3. Anwendung der Methodik des Datenscreenings auf ein Jahr .....	17
3.1    Tagesgänge der Schadstoffkomponenten.....	17
3.2    Wochengänge .....	21
4. Quellgruppenanalyse.....	22
4.1    Gesamt-, Hintergrund- und verkehrsbedingte Belastung.....	22
4.2    Einfluss meteorologischer Faktoren auf die Höhe der Schadstoffkonzentration .....	26
4.3    Separation des Verkehrs mit Hilfe neuer signaltheoretischer Methoden .....	29
4.3.1    Problem und methodische Grundlagen der Quelltrennung .....	30
4.3.2    Erste Ergebnisse der Quelltrennung .....	33
5. Vergleich unterschiedlicher PM10-Messverfahren .....	37
6. AKTerm – Ausbreitungsklassen .....	41
6.1    Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug und Manier .....	41
6.2    Ausbreitungsklassen-Zeitreihen und Schadstoffimmissionen .....	42
7. Prognosemodell .....	44
8. Zusammenfassung .....	48
Literaturverzeichnis .....	49

## Vorwort

Mit dem Inkrafttreten der Richtlinie der Europäischen Kommission sind ab Januar 2005 in den Ländern der Europäischen Union neue Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickoxide, Partikel und Blei per Gesetz (Tochterrichtlinie) festgeschrieben [1;2]. Diese wurde im Juli 2002 in deutsches Recht überführt und beinhaltet auch das weitere Vorgehen im Falle von Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte bzw. der Toleranzmarge [3]. Dazu gehört auch das Erstellen von Luftreinhalte- und Aktionsplänen, die der Senkung der Schadstoffkonzentration dienen sollen.

Die in diesem Bericht zusammengefassten Quellgruppenanalysen umfangreicher Immissionsmessdaten sollen diese Anliegen unterstützen.

Die systematischen Untersuchungen und methodischen Entwicklungen sind durch ein erstes Pilotprojekt des LfUG zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen initiiert worden, das vor allem der Verbesserung der Kenntnisse über Quellgruppen der PM10-Immissionsbelastung und zur Ableitung von Reduktionspotentialen [4] diente. Im Focus der Untersuchungen stand dafür eine PM10-Messreihe über 25 Wochen, die an einer verkehrlich stark belasteten Straße in Leipzig erfasst worden war. Die in diesem Projekt erreichten Ergebnisse zeigten die Wirksamkeit der Analyseverfahren und fanden Anerkennung in den Fachgremien [5].

Die Bildung eines linearen Modells auf Basis des PM10-Datensatzes ergab einen bis zu 30%igen Anteil des LKW-Verkehrs und einen nur 4%igen Anteil des PKW-Verkehrs an der gemessenen PM10-Konzentration. Ein weiteres Ergebnis der Zerlegungen war die bedeutende und keinesfalls zu vernachlässigende Auswirkung von Windgeschwindigkeit, Niederschlag und relativer Luftfeuchtigkeit auf die Höhe der PM10-Immissionskonzentration.

Aufgrund dieser Ergebnisse erschien es sinnvoll, die festgestellten komplexen Wechselwirkungen zwischen den meteorologischen Faktoren und der gemessenen PM10-Immissionskonzentration detaillierter und über einen längeren Zeitraum zu untersuchen sowie weitere charakteristische Zusammenhänge zu ermitteln.

Zur Abschätzung von Minderungsmaßnahmen ist die komplexe Betrachtung aller Einflussfaktoren notwendig. Die Identifizierung und Quantifizierung der Quellgruppen allein ist nicht ausreichend, um die PM10-Immissionsbelastung sicher zu prognostizieren. Der Wirkung meteorologischer Faktoren scheint auf die Einhaltung oder Überschreitung der 24-Stunden-Grenzwerte einen sehr dominanten Einfluss zu haben.

## 1. Grundlagen der Untersuchungen

Der Schwerpunkt der hier durchgeführten Datenanalysen basiert auf der Anwendung spezieller Screeningfunktionen [4]. Mit Hilfe dieser Methodik ist es möglich, Informationen und Wirkzusammenhänge aus den großen Datensätzen zu extrahieren und zu analysieren.

Für die Quellgruppenanalyse kam eine relativ neue signaltheoretische Methode, die sogenannte „Blind Signal Separation Method“ zur Anwendung [6].

Alle hier durchgeführten Untersuchungen erfolgten unter Verwendung des Programmsystems Matlab [7;8;9].

Es standen Datensätze über mehrere Jahre von unterschiedlichsten Messstationen in Sachsen zur Verfügung. Neben verschiedenen Luftschadstoffen lagen auch meteorologische Parameter vor. Die parallele Erfassung des Verkehrs erfolgte allerdings nur an einer Messstelle.

Mittelpunkt der Untersuchungen bildeten die

- Anwendung der Screeningverfahren auf umfangreichere Datensätze mehrerer Messstandorte,
- Validierung von PM10-Daten aus Automatenmessungen und Referenzverfahren,
- Quellgruppenanalyse sowie
- Weiterentwicklung von Prognosemodellen.

Das Projekt sollte vor allem dem Ziel dienen,

- bisherige Kenntnisse über die Quellgruppen der Immissionsbelastungen zu verbessern,
- meteorologische Einflussfaktoren zu wichten,
- die Abhängigkeit der Höhe der Schadstoffkonzentration von den Ausbreitungsklassen zu untersuchen,
- unterschiedliche Messmethoden zu vergleichen (TEOM, HVS)
- die Hintergrundbelastung zu ermitteln und
- ein Modul zur Anwendung der Screeningverfahren für den Auftraggeber zu entwickeln.

### 1.1 Umfang des Datenmaterials

Insgesamt lagen Daten von sieben verschiedenen Messstationen vor, die abhängig von ihrer Lage folgende örtliche Gegebenheiten widerspiegeln:

- Straßennähe
- Ballungsraum
- städtischer Hintergrund sowie
- ländlicher Raum.

Die Tabellen 2.1 bis 2.7 geben ausführlich Auskunft über Ort, Zeitraum und Umfang der erfassten Messdaten. Zunächst schien das zur Verfügung gestellte Datenmaterial sehr umfangreich, trotzdem waren nur wenige Stationen direkt miteinander vergleichbar, da sie sich

- in der Art des angewandten Messverfahren,
- in der Auflösung der Datenreihen,
- im Zeitraum der Datenerfassung und
- im Umfang der erfassten Komponenten

sehr unterschieden.

## 1.2 Datenaufbereitung

Nach einer ausführlichen Sondierung aller vorhandenen Daten wurde unter Berücksichtigung von Aktualität, Vollständigkeit und Umfang der Messgrößen eine entsprechende Vorauswahl getroffen. Da die Daten der Jahre 2001 und 2002 - von Lücken abgesehen - weitestgehend komplett vorlagen, bildeten diese die Basis für alle Untersuchungen.

Nicht am Ort der Messstation erfasste meteorologische Größen konnten durch Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) vervollständigt werden. Zur Auswertung des Einflusses von Ausbreitungsklassen auf die PM10-Immissionskonzentration wurden die AKTerm-Daten von Leipzig-Schkeuditz für das Jahr 2002 einbezogen.

Zur Datenaufbereitung mussten Datenlücken ermittelt und ersetzt werden. Fehlten mehr als fünf aufeinanderfolgende Werte, geschah dies manuell unter Berücksichtigung der Jahreszeit, des entsprechenden Wochentages und vergleichbarer Tageszeiten. Die Berechnung der Fehlwerte kleinerer Datenlücken erfolgte unter Zuhilfenahme von vier benachbarten Werten durch kubische Interpolation. In den Tabelle 1.1 und 1.2 sind alle Fehlzeiten im Einzelnen erfasst.

Die Eliminierung von Ausreißern erfolgte einheitlich für alle Datensätze durch Kappung auf den 99-Perzentil-Wert der jeweiligen Größe.

Die Vielzahl von unterschiedlichen Messgrößen innerhalb eines Datensatz macht es erforderlich, die Daten sinnvoll zu normieren.

Als zweckmäßig erwies sich eine Normierung der Form

$$X_i^N = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} ,$$

die sämtliche Messwerte in den Bereich [0,1] transformiert.

	<b>2001 Dresden - Mitte (DDM01)</b>	<b>2002 Dresden - Mitte (DDM02)</b>	<b>2001 Leipzig - West (LW01)</b>	<b>2002 Leipzig - West (LW02)</b>	<b>2001 Radebeul - Wahnsdorf (RW01)</b>	<b>2002 Radebeul - Wahnsdorf (RW02)</b>	<b>2001 Dresden - Nord (DDN01)</b>	<b>2002 Dresden - Nord (DDN02)</b>	<b>2001 Leipzig - Lützner Str. (LL01)</b>	<b>2002 Leipzig - Lützner Str. (LL02)</b>
TSP	276	966	122	908	135	316	/	/	/	/
PM10	/	/	/	/	/	/	470	299	152	152
NO2	520	1793	562	967	*	*		1172	/	/
NO	520	1793	562	971	*	*		1177	/	/
Windgeschw.	17	1199	81	19	24	57	259	58	7	60
Windrichtg.	17	1694	81	3987	32	207	259	1207	/	/
Strahlung	206	866	71	19	26	56	281	61	/	/
Temperatur	1	867	71	19	19	55	252	59	0	0
Taupunkt	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0
rel. Feuchte	/	/	71	19	19	75	252	59	4	1
Niederschlag	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0
Verkehr	/	/	/	/	/	/	/	/	/	3224
Anzahl	1557	9178	1621	6909	255	766	3392	4092	163	3401
in %	1.3	7.5	1.2	4.9	0.2	0.7	2.4	2.9	0	1.3

Tabelle 1.1: Anzahl der Fehldaten an städtischen Messstationen / Hintergrundstationen

\* Daten vorhanden, nicht in die Auswertung einbezogen

	<b>2001 Schwartenberg (SB01)</b>	<b>2002 Schwartenberg (SB02)</b>	<b>2001 Collmburg (CB01)</b>	<b>2002 Collmburg (CB02)</b>
TMW HVS	4	18	/	/
PM10	/	/	/	/
NO2	846	862	421	823
NO	844	870	421	828
Windge.	528	548	236	78
Windr.	626	1207	236	422
Strahlung	119	27	228	77
Temperatur	/	/	/	/
Taupunkt	115	32	228	77
Feuchte	386	953	228	85
Niederschlag	/	/	/	/
Verkehr	/	/	/	/
Anzahl	2963	3514	1770	2313
in %	2.4	2.9	1.4	1.9

Tabelle 1.2: Anzahl der Fehldaten an den ländlichen Messstationen Schwartenberg und Collmburg

## 2. Analyse der Datensätze

Um das vorhandene Datenmaterial auf Plausibilität zu überprüfen, fand zunächst eine statistische Analyse und Bewertung statt.

### 2.1 Statistische Auswertung

Mit Hilfe statistischer Kenngrößen [10] erhält man einen umfassenden Überblick über Größenordnung und Schwankungsbereiche der einzelnen Komponenten der Datensätze. Sie bilden die Grundlage für die allgemeine Einordnung und Bewertung von Immissionsbelastungen.

Voraussetzung für die Berechnung von statistischen Kenngrößen ist eine hohe Datenverfügbarkeit, die durch die Datenaufbereitung im Vorfeld geschaffen wurde.

#### 2.1.1 Statistische Kenngrößen

In die Auswertung einbezogen wurden folgende Kenngrößen:

- Mittelwert, Maximum und Minimum
- Median (mittelster Datenwert)
- Modus (häufigster Messwert)
- Streuung (mittlere quadratische Abweichung vom Mittelwert)
- Standardabweichung (Quadratwurzel aus der Streuung)
- Standardfehler (Standardabweichung des Mittelwertes)
- Spannweite (Abstand zwischen Minimum und Maximum)
- Schiefe (Maß für die Asymmetrie der Verteilung)
- 10-/50-/90- und 99-Perzentilwert

Die Auswertung erfolgte getrennt nach den beiden Jahren 2001 und 2002 sowie nach Messstandorten. Auf Grund der Vielfalt der Informationen wurden die Ergebnisse tabellarisch zusammengestellt.

Die Schadstoffangaben beziehen sich jeweils auf  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , die Windgeschwindigkeit wird in  $\text{m}/\text{s}$ , die Temperatur sowie der Taupunkt in  $^{\circ}\text{C}$  und die Globalstrahlung in  $\text{W}/\text{m}^2$  angegeben.

Da die Kennwerte der beiden Jahre bezogen auf die jeweilige Messstation ausgesprochen ähnlich sind, kann davon ausgegangen werden, dass keine grundsätzlichen Fehler innerhalb der Datenreihen vorliegen.

**Stationscharakteristik:** innerstädtische Messstelle an der Schweriner Straße (Nähe Postplatz), charakterisiert städtischen Hintergrund, verkehrsberuhigter Abschnitt mit Straßenbahnen, Bussen und Taxen, im nahen Umfeld keine Bebauung, im weiteren Umfeld Gewerbe- und Kulturbauten [11]

<b>DDM2001</b>	<b>NO</b>	<b>NO2</b>	<b>TSP</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>NS DWD</b>
Mittelwert	11.60	31.21	32.21	10.45	116.21	1.96	0.06
Maximum	263.07	124.67	731.40	33.57	1 078.00	9.89	14.00
Minimum	1.00	3.64	5.00	-11.57	0.10	0.00	0.00
Median	5.76	28.80	27.85	10.56	4.19	1.70	0.00
Modus	1.00	24.38	5.00	5.82	2.01	1.16	0.00
Streuung	318.07	225.77	593.48	67.62	42 088.47	1.44	0.18
Standardabweichung	17.83	15.03	24.36	8.22	205.15	1.20	0.43
Standardfehler	0.13	0.11	0.18	0.06	1.55	0.01	0.00
Spannweite	262.07	121.03	726.40	45.14	1 077.90	9.89	14.00
Schiefe	4.64	0.97	4.75	0.15	2.18	1.47	15.56
10-Perzentil	1.00	14.22	8.98	0.15	1.03	0.74	0.00
50-Perzentil	5.76	28.80	27.85	10.56	4.19	1.70	0.00
90-Perzentil	27.55	51.29	58.17	21.35	426.96	3.53	0.00
99-Perzentil	88.63	76.92	116.48	29.03	880.79	5.99	1.50

<b>DDM2002</b>	<b>NO</b>	<b>NO2</b>	<b>TSP</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>NS DWD</b>
Mittelwert	11.14	30.49	32.95	10.85	112.99	2.04	0.08
Maximum	360.62	139.55	565.40	33.80	984.50	10.96	50.00
Minimum	1.00	4.02	5.00	-13.10	0.10	0.00	0.00
Median	5.16	26.83	28.79	10.76	3.87	1.73	0.00
Modus	1.00	22.05	5.00	10.73	0.10	0.94	0.00
Streuung	300.13	255.18	554.41	68.97	38 132.68	1.75	0.69
Standardabweichung	17.32	15.97	23.55	8.30	195.28	1.32	0.83
Standardfehler	0.13	0.12	0.18	0.06	1.48	0.01	0.01
Spannweite	359.62	135.53	560.40	46.90	984.40	10.96	50.00
Schiefe	4.69	1.23	3.83	-0.01	2.06	1.50	38.18
10-Perzentil	1.00	13.39	9.55	0.15	0.10	0.71	0.00
50-Perzentil	5.16	26.83	28.79	10.76	3.87	1.73	0.00
90-Perzentil	28.38	52.34	59.30	21.54	412.37	3.72	0.00
99-Perzentil	83.39	80.71	106.80	29.70	818.70	6.57	2.00

Tabelle 2.1: Statistische Kenngrößen der Station Dresden-Mitte (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** innerstädtische verkehrsnaher Messstelle am Schlesischen Platz, 8 m entfernt von der Bundesstraße B6 einschließlich Straßenbahn, unbebautes unmittelbares Umfeld (Parkplatz), Wohn- und Geschäftshäuser und Neustädter Bahnhof im weiteren Umfeld [11]

DDN2001	NO	NO2	PM10	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte	NS DWD
Mittelwert	40.58	50.43	34.61	10.39	107.77	1.65	75.41	0.06
Maximum	368.73	218.79	551.15	34.28	1 054.00	8.01	98.13	14.00
Minimum	1.00	6.59	0.00	-11.20	0.10	0.00	35.73	0.00
Median	30.14	47.18	30.84	10.55	0.10	1.37	77.17	0.00
Modus	1.00	43.32	0.00	10.06	0.10	0.00	80.67	0.00
Streuung	1 277.72	516.88	547.88	69.43	40 735.29	1.27	182.57	0.18
Standardabweichung	35.75	22.73	23.41	8.33	201.83	1.13	13.51	0.43
Standardfehler	0.27	0.17	0.18	0.06	1.52	0.01	0.10	0.00
Spannweite	367.73	212.20	551.15	45.48	1 053.90	8.01	62.40	14.00
Schiefte	1.91	1.18	5.34	0.15	2.37	1.18	-0.46	15.56
10-Perzentil	7.22	24.59	12.30	-0.04	0.10	0.48	55.42	0.00
50-Perzentil	30.14	47.18	30.84	10.55	0.10	1.37	77.17	0.00
90-Perzentil	87.40	78.37	59.14	21.36	389.32	3.20	92.43	0.00
99-Perzentil	163.01	123.82	101.27	29.23	907.82	5.33	97.77	1.50

DDN2002	NO	NO2	PM10	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte	NS DWD
Mittelwert	36.65	43.72	35.70	10.87	110.27	1.70	73.72	0.08
Maximum	442.45	556.78	465.84	34.59	1 101.00	10.84	98.24	50.00
Minimum	1.00	6.81	0.00	-13.02	0.10	0.00	32.85	0.00
Median	26.04	41.60	32.60	10.69	0.30	1.39	75.00	0.00
Modus	1.00	47.64	36.16	7.95	0.10	0.00	98.17	0.00
Streuung	1 263.54	335.12	421.56	69.73	40 499.67	1.49	189.80	0.69
Standardabweichung	35.55	18.31	20.53	8.35	201.25	1.22	13.78	0.83
Standardfehler	0.27	0.14	0.16	0.06	1.52	0.01	0.10	0.01
Spannweite	441.45	549.97	465.84	47.61	1 100.90	10.84	65.39	50.00
Schiefte	2.83	1.91	1.72	0.01	2.24	1.41	-0.34	38.18
10-Perzentil	6.48	22.51	12.89	0.12	0.10	0.48	53.84	0.00
50-Perzentil	26.04	41.60	32.60	10.69	0.30	1.39	75.00	0.00
90-Perzentil	77.50	67.74	62.14	21.72	402.62	3.36	91.12	0.00
99-Perzentil	166.26	93.98	97.25	29.10	863.82	5.70	97.92	2.00

Tabelle 2.2: Statistische Kenngrößen der Station Dresden-Nord (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** Luftmessnetzzentrale des LfUG, ländliche Messstation auf einer Hochebene (246 m ü. d. Meeresspiegel) , charakterisiert städtischen Hintergrund, im weiteren Umfeld Büro- und Laborgebäude sowie Einfamilienhäuser, kaum Kfz-Verkehr (nur Besucher), ca. 10 km von der Dresdner Innenstadt entfernt [11]

<b>RW2001</b>	<b>TSP</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Feuchte</b>	<b>NS DWD</b>
Mittelwert	23.50	9.55	111.10	2.88	75.02	0.06
Maximum	285.90	32.41	1 072.00	11.22	98.40	14.00
Minimum	5.00	-12.40	0.10	0.00	25.98	0.00
Median	20.40	9.80	0.61	2.60	78.15	0.00
Modus	5.00	-0.51	0.10	2.19	95.52	0.00
Streuung	273.17	67.81	41 762.06	2.29	281.67	0.18
Standardabweichung	16.53	8.23	204.36	1.51	16.78	0.43
Standardfehler	0.12	0.06	1.54	0.01	0.13	0.00
Spannweite	280.90	44.81	1071.90	11.22	72.42	14.00
Schiefe	2.21	0.15	2.28	1.08	-0.56	15.56
10-Perzentil	5.00	-0.78	0.10	1.25	49.31	0.00
50-Perzentil	20.40	9.80	0.61	2.60	78.15	0.00
90-Perzentil	44.12	20.35	396.90	4.97	95.32	0.00
99-Perzentil	75.68	28.33	885.97	7.51	97.17	1.50

<b>RW2002</b>	<b>TSP</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Feuchte</b>	<b>NS DWD</b>
Mittelwert	24.69	9.83	108.44	2.96	71.74	0.08
Maximum	242.70	32.14	1 094.00	11.52	97.99	50.00
Minimum	5.00	-13.62	0.10	0.00	26.46	0.00
Median	21.32	9.82	0.54	2.57	73.52	0.00
Modus	5.00	7.92	0.10	1.60	95.09	0.00
Streuung	301.01	66.12	36 173.22	3.08	291.81	0.69
Standardabweichung	17.35	8.13	190.19	1.75	17.08	0.83
Standardfehler	0.13	0.06	1.44	0.01	0.13	0.01
Spannweite	237.70	45.76	1 093.90	11.52	71.53	50.00
Schiefe	1.76	-0.01	2.09	1.16	-0.38	38.18
10-Perzentil	5.00	-0.73	0.10	1.11	46.61	0.00
50-Perzentil	21.32	9.82	0.54	2.57	73.52	0.00
90-Perzentil	47.28	20.43	402.63	5.37	93.56	0.00
99-Perzentil	77.34	27.59	788.45	8.48	96.37	2.00

Tabelle 2.3: Statistische Kenngrößen der Station Radebeul-Wahnsdorf (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** verkehrsferne Hintergrundstation 12 km westlich von Oschatz auf dem Gipfel (313 m) des Berges, von lichtem Wald umsäumt, im weiteren Umfeld unbenutzte Garagen bzw. Lagerhallen [11]

CB2001	NO	NO2	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte
Mittelwert	1.39	13.63	8.82	88.22	2.27	70.61
Maximum	38.08	75.06	34.23	950.20	8.39	93.53
Minimum	1.00	1.91	-13.28	0.10	0.00	24.38
Median	1.00	11.26	9.24	2.49	2.05	73.91
Modus	1.00	5.55	-0.88	0.94	1.73	90.42
Streuung	4.02	75.70	68.59	29 396.11	1.42	320.70
Standardabweichung	2.00	8.70	8.28	171.45	1.19	17.91
Standardfehler	0.02	0.07	0.06	1.30	0.01	0.14
Spannweite	37.08	73.15	47.51	950.10	8.39	69.15
Schiefte	8.15	1.62	0.12	2.63	1.30	-0.52
10-Perzentil	1.00	5.27	-1.68	0.78	1.01	43.44
50-Perzentil	1.00	11.26	9.24	2.49	2.05	73.91
90-Perzentil	1.20	25.67	19.68	293.45	3.78	90.42
99-Perzentil	11.80	42.57	27.60	801.28	6.36	92.57

CB2002	NO	NO2	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte
Mittelwert	1.52	13.45	9.27	86.79	2.39	77.47
Maximum	61.13	69.40	33.31	910.10	8.99	100.00
Minimum	1.00	2.09	-12.70	0.10	0.00	29.72
Median	1.00	10.75	9.34	2.31	2.07	79.30
Modus	1.00	7.41	4.93	0.87	1.30	100.00
Streuung	6.72	81.42	67.30	27 003.69	1.92	310.77
Standardabweichung	2.59	9.02	8.20	164.33	1.39	17.63
Standardfehler	0.02	0.07	0.06	1.24	0.01	0.13
Spannweite	60.13	67.31	46.01	910.00	8.99	70.28
Schiefte	8.27	1.94	0.00	2.57	1.10	-0.41
10-Perzentil	1.00	5.64	-1.09	0.72	0.95	51.59
50-Perzentil	1.00	10.75	9.34	2.31	2.07	79.30
90-Perzentil	1.28	25.21	19.86	283.21	4.30	99.94
99-Perzentil	15.61	46.70	27.36	766.01	6.71	100.00

Tabelle 2.4: Statistische Kenngrößen der Station Collmberg (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** verkehrsfere Hintergrundstation auf dem Gipfel (785 m) des Berges 40 km südlich von Chemnitz im Erzgebirge, unmittelbares und weiteres Containerumfeld bis auf Schwartenberghaus (Gaststätte) unbebaut, Kraftfahrzeugverkehr sehr gering [11]

<b>SB2001</b>	<b>NO</b>	<b>NO2</b>	<b>TMW PM10</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Feuchte</b>
Mittelwert	1.56	12.35	14.17	5.21	112.10	5.34	86.21
Maximum	53.42	101.99	58.67	26.95	1 027.00	21.17	100.00
Minimum	1.00	1.00	0.58	-17.90	0.10	0.09	1.45
Median	1.00	8.82	11.79	5.66	4.58	4.94	93.40
Modus	1.00	5.45	7.88	-0.60	0.10	5.30	100.00
Streuung	5.96	98.03	91.05	64.63	38 606.60	9.01	253.48
Standardabweichung	2.44	9.90	9.54	8.04	196.49	3.00	15.92
Standardfehler	0.02	0.07	0.50	0.06	1.48	0.02	0.12
Spannweite	52.42	100.99	58.09	44.85	1 026.90	21.08	98.55
Schiefe	7.53	2.20	1.56	0.09	2.24	0.91	-1.28
10-Perzentil	1.00	4.55	4.65	-5.16	0.43	1.86	61.03
50-Perzentil	1.00	8.82	11.79	5.66	4.58	4.94	93.40
90-Perzentil	1.85	25.67	26.66	15.77	390.41	9.26	100.00
99-Perzentil	13.91	48.40	55.97	22.75	869.37	14.49	100.00

<b>SB2002</b>	<b>NO</b>	<b>NO2</b>	<b>TMW PM10</b>	<b>Temperatur</b>	<b>Strahlung</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Feuchte</b>
Mittelwert	1.63	12.60	14.48	6.12	117.79	5.65	82.42
Maximum	145.57	93.29	46.48	27.08	1 030.00	22.08	100.00
Minimum	1.00	1.00	0.65	-14.50	0.10	0.09	9.69
Median	1.00	9.09	12.00	5.84	4.81	5.01	88.62
Modus	1.00	5.12	3.50	4.70	0.10	3.64	100.00
Streuung	11.87	105.05	102.74	59.78	41 972.64	11.73	341.69
Standardabweichung	3.44	10.25	10.14	7.73	204.87	3.42	18.48
Standardfehler	0.03	0.08	0.53	0.06	1.55	0.03	0.14
Spannweite	144.57	92.29	45.82	41.58	1 029.90	21.99	90.31
Schiefe	15.80	2.51	0.97	0.03	2.14	0.97	-1.08
10-Perzentil	1.00	4.61	3.79	-4.04	0.50	1.85	54.56
50-Perzentil	1.00	9.09	12.00	5.84	4.81	5.01	88.62
90-Perzentil	1.64	25.67	30.69	16.56	418.83	10.39	100.00
99-Perzentil	14.48	51.51	46.10	22.61	863.08	15.74	100.00

Tabelle 2.5: Statistische Kenngrößen der Station Schwartenberg (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** innerstädtische Messstelle in einem parkähnlichen Gelände des städtischen Klinikums am Rande eines Wohngebietes, charakterisiert städtischen Hintergrund, 50 m von innerstädtischer Hauptverkehrsstraße mit mittlerem Verkehrsaufkommen entfernt, unmittelbares und weiteres Containerumfeld beinahe unbebaut, 30 m westlich ein kleines Ärztehaus, 50 m entfernt ein mehrgeschossiges Schulungsgebäude [11]

LW2001	NO	NO2	TSP	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte	NS DWD
Mittelwert	4.63	22.00	27.36	9.31	100.47	1.15	83.09	0.09
Maximum	242.62	94.51	727.80	35.47	974.90	7.67	98.39	51.00
Minimum	1.00	3.64	5.00	-12.36	0.10	0.00	31.23	0.00
Median	1.07	19.22	23.32	9.31	3.93	0.94	88.40	0.00
Modus	1.00	19.53	5.00	3.73	0.10	0.52	98.17	0.00
Streuung	87.70	134.39	408.62	65.11	33 774.67	0.83	260.31	1.11
Standardabweichung	9.37	11.59	20.21	8.07	183.78	0.91	16.13	1.05
Standardfehler	0.07	0.09	0.15	0.06	1.39	0.01	0.12	0.01
Spannweite	241.62	90.87	722.80	47.83	974.80	7.67	67.16	51.00
Schiefe	7.84	1.02	4.94	0.17	2.37	1.60	-0.96	32.31
10-Perzentil	1.00	9.40	7.41	-1.01	0.10	0.22	56.79	0.00
50-Perzentil	1.07	19.22	23.32	9.31	3.93	0.94	88.40	0.00
90-Perzentil	10.95	38.38	50.62	19.94	357.52	2.33	98.17	0.00
99-Perzentil	45.03	56.52	94.04	28.09	824.55	4.39	98.32	1.50

LW2002	NO	NO2	TSP	Temperatur	Strahlung	Windgeschw.	Feuchte	NS DWD
Mittelwert	4.58	21.14	28.35	9.62	90.22	1.15	82.38	0.06
Maximum	141.45	83.46	997.10	34.12	928.40	8.24	98.73	31.00
Minimum	1.00	3.14	5.00	-14.01	0.10	0.00	31.53	0.00
Median	1.00	18.28	23.66	9.49	5.49	0.88	87.08	0.00
Modus	1.00	21.48	5.00	9.74	0.10	0.00	98.64	0.00
Streuung	96.74	133.16	548.73	65.48	25 242.85	1.08	268.30	0.30
Standardabweichung	9.84	11.54	23.42	8.09	158.88	1.04	16.38	0.55
Standardfehler	0.07	0.09	0.18	0.06	1.20	0.01	0.12	0.00
Spannweite	140.45	80.32	992.10	48.13	928.30	8.24	67.20	31.00
Schiefe	5.60	1.12	8.68	0.04	2.38	1.82	-0.81	34.53
10-Perzentil	1.00	9.10	6.45	-0.32	0.10	0.15	56.58	0.00
50-Perzentil	1.00	18.28	23.66	9.49	5.49	0.88	87.08	0.00
90-Perzentil	10.51	38.25	54.58	20.08	297.31	2.46	98.59	0.00
99-Perzentil	50.37	54.88	95.62	27.86	730.02	4.89	98.70	1.50

Tabelle 2.6: Statistische Kenngrößen der Station Leipzig-West (2001 und 2002)

**Stationscharakteristik:** innerstädtische verkehrsnaher Messstelle in einer Straßenschlucht (viergeschossige geschlossene Häuserzeilen), Container stadtauswärts auf dem rechten Bürgersteig der Lützener Straße (innerstädtische Hauptverkehrs- bzw. Durchgangsstraße mit starkem Kraftfahrzeugverkehr), 150 m entfernt ampelgeregelter Kreuzung, dadurch in Stoßzeiten Verkehrsstau bis zum Bereich der Messstelle [11]

<b>LL2001oV</b>	<b>PM10</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Temp. DWD</b>	<b>Temp. DWD</b>	<b>WG DWD</b>	<b>Feuchte DWD</b>	<b>NS DWD</b>
Mittelwert	40.37	0.88	5.88	9.48	3.92	80.46	0.09
Maximum	1 999.00	4.80	19.90	34.60	9.90	100.00	51.00
Minimum	0.00	0.00	-14.20	-11.50	0.00	27.00	0.00
Median	32.00	0.70	6.60	9.70	3.60	84.00	0.00
Modus	20.00	0.30	9.50	11.20	3.00	99.00	0.00
Streuung	1 184.26	0.44	40.06	64.24	3.46	235.82	1.11
Standardabweichung	34.41	0.66	6.33	8.02	1.86	15.36	1.05
Standardfehler	0.26	0.01	0.05	0.06	0.01	0.12	0.01
Spannweite	1 999.00	4.80	34.10	46.10	9.90	73.00	51.00
Schiefe	14.79	1.45	-0.32	0.11	0.58	-0.93	32.31
10-Perzentil	12.00	0.20	-2.56	-0.85	1.90	57.00	0.00
50-Perzentil	32.00	0.70	6.60	9.70	3.60	84.00	0.00
90-Perzentil	79.00	1.80	13.70	19.90	6.55	97.00	0.00
99-Perzentil	138.81	3.10	17.40	27.90	9.00	99.00	1.50

<b>LL2002</b>	<b>PM10</b>	<b>Windgeschw.</b>	<b>Temp. DWD</b>	<b>Temp. DWD</b>	<b>WG DWD</b>	<b>Feuchte DWD</b>	<b>NS DWD</b>	<b>LKW</b>	<b>PKW</b>	<b>Sonstiger Verkehr</b>
Mittelwert	42.57	0.93	6.33	9.84	4.08	80.96	0.06	22.31	515.42	38.87
Maximum	1 086.00	6.90	21.80	33.80	13.80	100.00	31.00	513.00	1 325.00	431.00
Minimum	0.00	0.00	-15.30	-13.20	0.00	24.00	0.00	0.00	15.00	0.00
Median	35.00	0.70	6.40	9.80	3.80	84.00	0.00	13.00	545.00	27.00
Modus	17.00	0.40	3.50	6.80	0.00	99.00	0.00	5.00	55.00	3.00
Streuung	1 013.34	0.52	46.39	65.56	4.22	261.13	0.30	485.05	101 924.89	2 334.46
Standardabweichung	31.83	0.72	6.81	8.10	2.05	16.16	0.55	22.02	319.26	48.32
Standardfehler	0.24	0.01	0.05	0.06	0.02	0.12	0.00	0.17	2.41	0.37
Spannweite	1 086.00	6.90	37.10	47.00	13.80	76.00	31.00	513.00	1 310.00	431.00
Schiefe	5.25	1.74	-0.36	0.00	0.50	-0.78	34.53	2.04	-0.06	2.94
10-Perzentil	13.00	0.20	-2.41	-0.10	1.70	57.00	0.00	3.00	77.59	3.00
50-Perzentil	35.00	0.70	6.40	9.80	3.80	84.00	0.00	13.00	545.00	27.00
90-Perzentil	82.00	1.90	15.25	20.20	6.90	99.00	0.00	57.00	912.00	83.00
99-Perzentil	140.00	3.50	17.95	28.00	9.40	100.00	1.50	81.00	1 080.00	248.00

Tabelle 2.7: Statistische Kenngrößen der Station Leipzig, Lützner Straße (2001 und 2002)

## 2.1.2 Vergleich der Schadstoffe verschiedener Messstationen

Zur besseren Übersicht sind in Tabelle 2.8 alle in den Jahren 2001 und 2002 erfassten Schadstoffdaten dargestellt. Werte für Stickoxide lagen nur für drei Messstationen vor.

Während die PM10/TSP-Konzentration an allen Stationen im Vergleich zu 2001 leicht gestiegen ist, war die NOx-Belastung eher rückläufig.

Komponente	Jahr	LL	DDN	DDM	LW	RW	SB	CB
		[µg/m <sup>3</sup> ]						
<b>PM10</b>	2001	40.37	34.61	/	/	/	14.17	/
<b>PM10</b>	2002	42.57	35.70	/	/	/	14.48	/
<b>TSP</b>	2001	/	/	32.21	27.36	23.50	/	/
<b>TSP</b>	2002	/	/	32.95	28.35	24.69	/	/
<b>NO</b>	2001	/	40.58	11.60	4.63	/	/	/
<b>NO</b>	2002	/	36.65	11.14	4.58	/	/	/
<b>NO2</b>	2001	/	50.43	31.21	22.00	/	/	/
<b>NO2</b>	2002	/	43.72	30.49	21.14	/	/	/

Tabelle 2.8: Übersicht zu den Schadstoffen verschiedener Messstationen (Jahresmittelwerte)

## 2.1.3 Verkehrsdaten

Der Verkehr wurde ausschließlich an der Messstation Leipzig, Lützner Straße gezählt und liegt auch nur für 2002 komplett vor. Deshalb soll an dieser Stelle nur kurz darauf eingegangen werden.

2002	LKW ges.	PKW ges.	Sonstiger Verkehr
<b>Tagesmittelwert (TMW)</b>	1 071	24 740	1 865
<b>Anteil am Gesamtverkehr</b>	3.90%	89.40%	6.70%
<b>DTV: (KFZ / 24h)</b>	<b>27 676</b>		

2003 (bis 19.7.03)	LKW ges.	PKW ges.	Sonstiger Verkehr
<b>Tagesmittelwert (TMW)</b>	1 160	27 304	2 396
<b>Anteil am Gesamtverkehr</b>	3.75%	88.50%	7.75%
<b>DTV: (KFZ / 24h)</b>	<b>30 860</b>		

Tabelle 2.9: Verkehrsdaten der Messstelle Leipzig, Lützner Straße

Zunächst macht es den Anschein, dass der Verkehr 2003 im Vergleich zu 2002 deutlich zugenommen hat. Da es aber Anfang 2002 auf Grund einer Baustelle zu deutlichen Beeinträchtigungen kam, muss man die weitere Daten abwarten, um einen Trend bei der Verkehrsentwicklung zu erkennen.

## 2.2 Häufigkeitsverteilungen

Eine Möglichkeit, die Messstationen auf Grund ihrer Schadstoffbelastung einordnen zu können, ist die Erstellung von empirischen Häufigkeitsverteilungen. Dabei wird die Anzahl an PM10-Halbstundenwerten in Intervallen von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Derartige Häufigkeitsverteilungen werden später dazu dienen, Prognosen zur Überschreitenswahrscheinlichkeit zu erstellen.

Die unterschiedlichen Messmethoden machten es erforderlich, die Stationen getrennt nach der Art des Verfahrens auszuwerten.

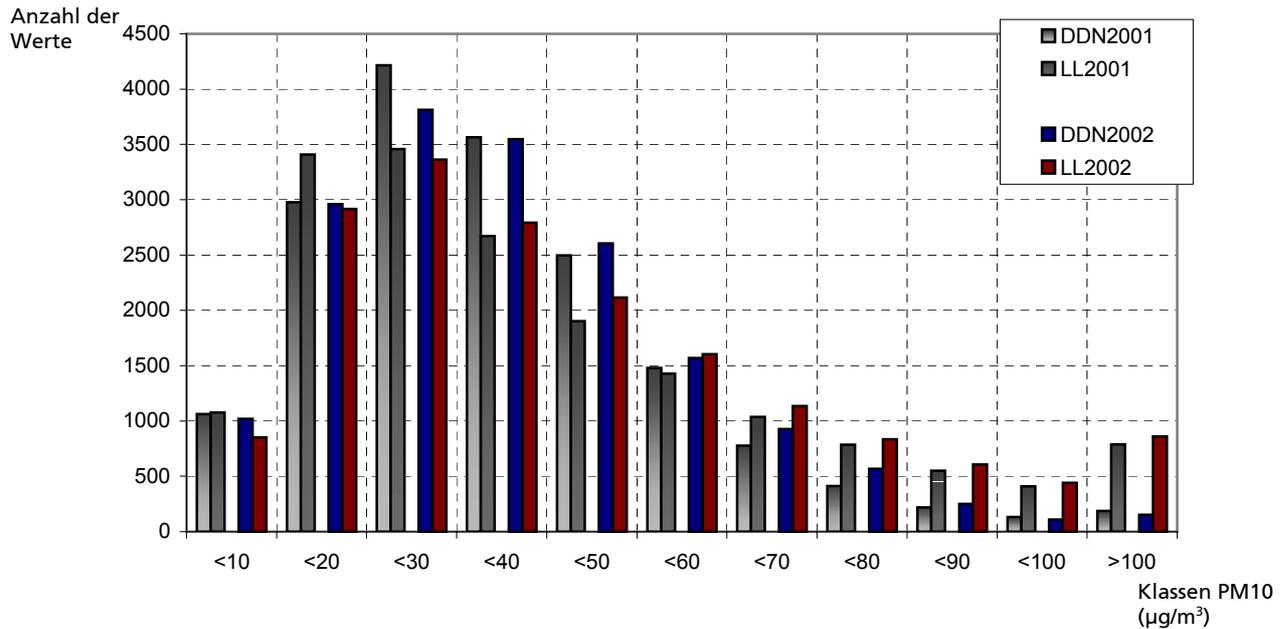


Bild 2.1: Häufigkeitsverteilung der PM10-Konzentration Leipzig, Lützner Str. / Dresden-Nord (TEOM-Messverfahren)

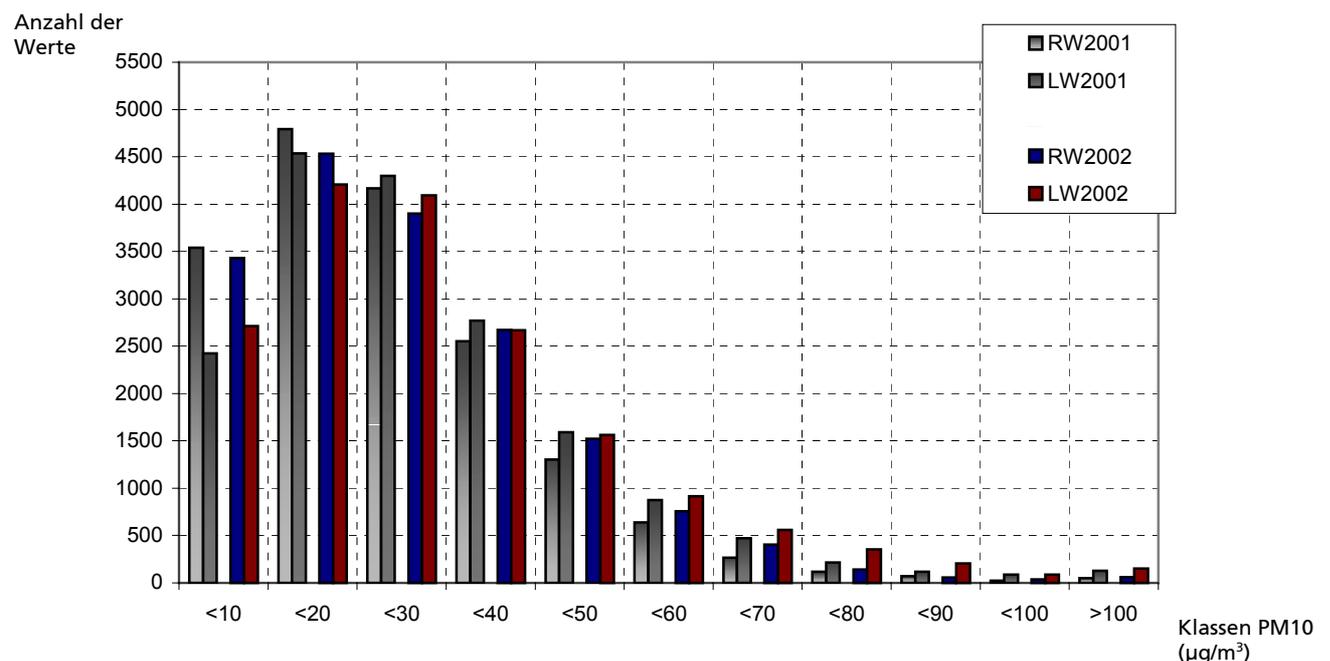


Bild 2.2: Vergleich der Häufigkeit des Auftretens der TSP-Werte Leipzig-W./ Radebeul-W.

### 3. Anwendung der Methodik des Datenscreenings auf ein Jahr

Methodische Grundlage des Datenscreening bildet die sogenannte Hauptkomponentenanalyse (PCA-Principal Component Analysis) [12], mit der eine Verdichtung großer Datenmengen möglich wird. Die mathematischen Grundlagen wurden im Rahmen des Pilotprojektes zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen bereits ausführlich beschrieben [4].

#### 3.1 Tagesgänge der Schadstoffkomponenten

In Bild 3.1 sind die unterschiedlichen Tagesgänge der Jahre 2001 und 2002 der Messstation Leipzig, Lützner Straße gegenübergestellt. Dabei zeigt die linke Grafik die Ganglinie eines Tages über 48 Halbstundenwerte. Rechts sind die dazugehörigen Scores über den Gesamtzeitraum (364 Tage) abgebildet. Während das erste Muster als mittlere Tagesganglinie interpretiert werden kann, repräsentieren die Scores das Gewicht dieser Tagesganglinie bei der Rekonstruktion der Messreihe des jeweiligen Tages. Sowohl Musterfunktionen als auch die zugehörigen Scores geben somit Auskunft über Verlauf und Intensität der PM10-Belastungen.

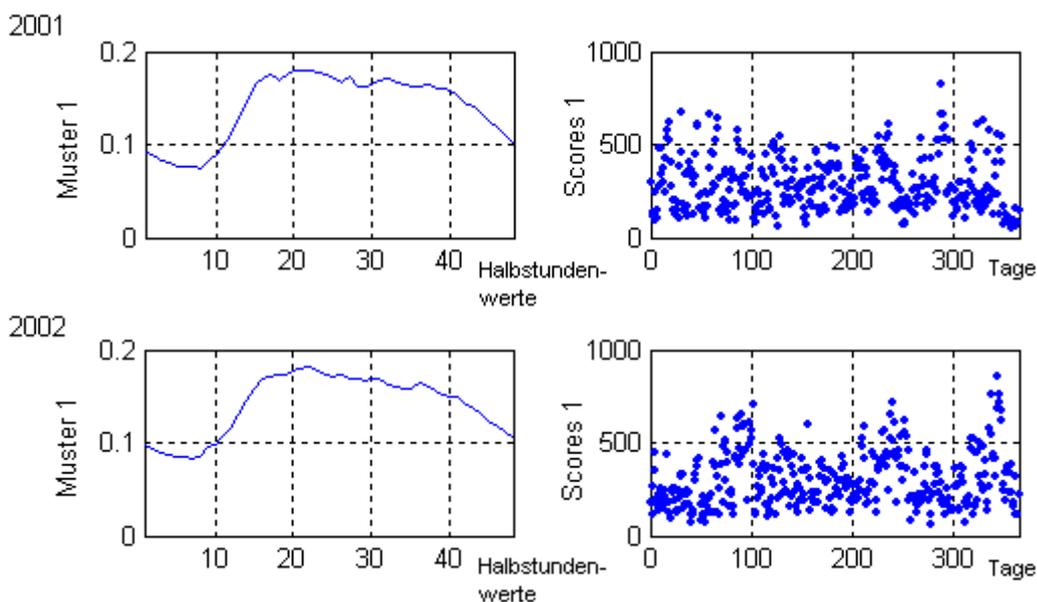


Bild 3.1: Tagesgang PM10 der Jahre 2001 (oben) und 2002 (unten), Leipzig, Lützner Straße

Während sich die Tagesgänge beider Jahre sehr ähneln, sind die Scoreverläufe (rechts im Bild) trotz nahezu konstanter Verkehrszahlen recht verschieden.

Aus diesem Grund wurde der Leipziger Messstation die Messstation Dresden-Nord mit ähnlich hohen Verkehrsbelastungen gegenübergestellt.

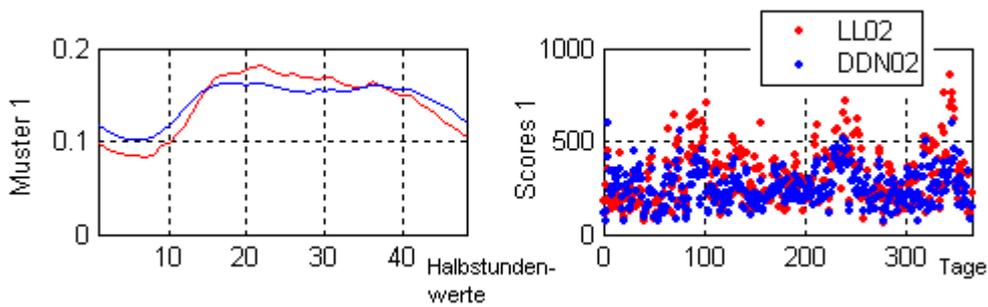


Bild 3.2: Tagesgang PM10 des Jahres 2002, Leipzig, Lützner Straße und Dresden-Nord

Auch hier weichen die Tagesgänge nur wenig voneinander ab. Der Tagesgang der Messstation Dresden-Nord ist weniger ausgeprägt (flacheres Tagesmaximum, höheres Minimum).

Auffallend ist die Ähnlichkeit im Scoreverlauf. Beide Messstationen liegen räumlich weit voneinander entfernt, weisen aber gleiche Trends auf. Um den 100., 150. und 350. Tag wurden an beiden Messstationen erhöhte Konzentrationen gemessen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die globale Wetterlage einen entscheidenden Einfluss auf die Schadstoffbelastung hat. Allein das Niveau des Scoreverlaufes wird durch lokale Gegebenheiten geprägt.

Zur Überprüfung dieser Aussage wurden auch die TSP-Daten der Messstationen Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf ausgewertet und miteinander verglichen. Auch hier zeichnet sich ein überörtlich ähnlicher Scoreverlauf ab. Konzentrationsmaxima treten zu gleichen Zeitpunkten auf.

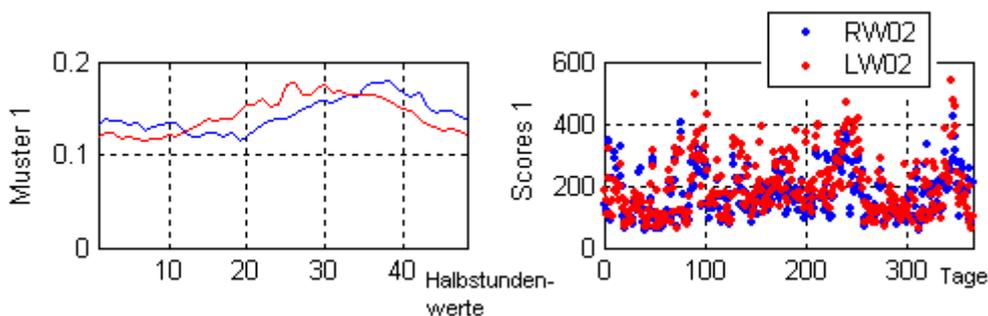


Bild 3.3: Tagesgang TSP des Jahres 2002, Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf

Zusätzlich wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,79 der Scores beider Messreihen ermittelt und in Bild 3.4 grafisch dargestellt. Die starke Korrelation wird an der Geraden deutlich.

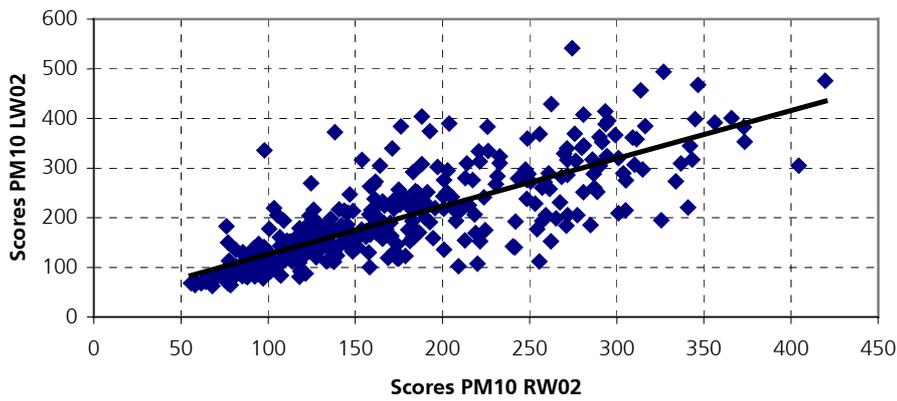


Bild 3.4: Korrelation der Scores der Messreihen Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf

Die anschließenden Bilder zeigen die Tagesgänge von Stickstoffmonoxid beispielhaft für das Jahr 2001. Im Folgejahr gab es eine zu große Anzahl an Fehldaten.

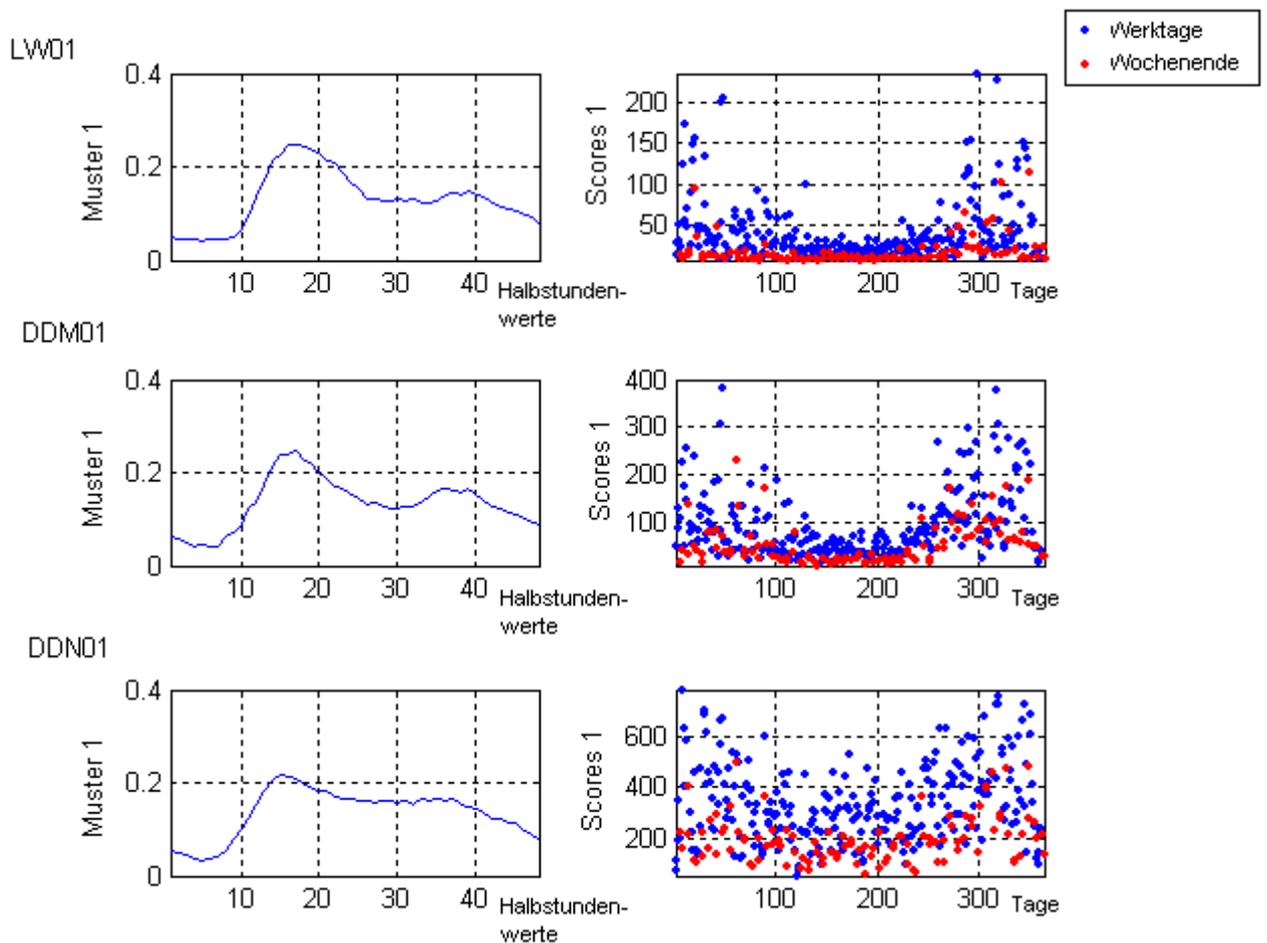


Bild 3.5: Tagesgang NO 2001 der Stationen Leipzig-West, Dresden-Mitte und Dresden-Nord

Die Tagesgänge, jeweils links im Bild, unterscheiden sich kaum voneinander. Bedingt durch den einsetzenden Berufsverkehr am Morgen steigt die NO-Konzentration stark an und sinkt anschließend vor allem durch die Umwandlung von NO in NO<sub>2</sub>, aber auch auf Grund des nachlassenden Verkehrsaufkommens wieder.

An den Scoreverläufen lassen sich große Unterschiede zwischen den Werktagen (blau) und den Wochenenden bzw. Feiertagen (rot) bei allen drei Stationen erkennen. Vor allem an den Messstationen Leipzig-West und Dresden-Mitte (städtischer Hintergrund) spielt die NO-Belastung am Wochenende eine untergeordnete Rolle. Die stärkere Durchmischung der Luft in den Sommermonaten spiegelt sich im typischen NO-Jahresgang wider [13]. Der Einfluss der Heizperiode auf die Höhe der NO-Konzentration kann wegen der niedrigen Werte an den Wochenenden als gering eingeschätzt werden.

In den folgenden Abbildungen sind die Tagesgänge für NO<sub>2</sub> am Beispiel des Jahres 2001 dargestellt. Während man bei den städtischen Hintergrundstationen zwei ausgeprägte Maxima am Morgen und am Abend erkennt, sind diese bei der verkehrlich stark belasteten Station Dresden-Nord weniger auffällig. Die Gewichtsfunktionen (Scores) weisen für Leipzig-West und Dresden-Mitte einen typischen Jahresgang auf, der auch weniger deutlich an der Station Dresden-Nord sichtbar ist.

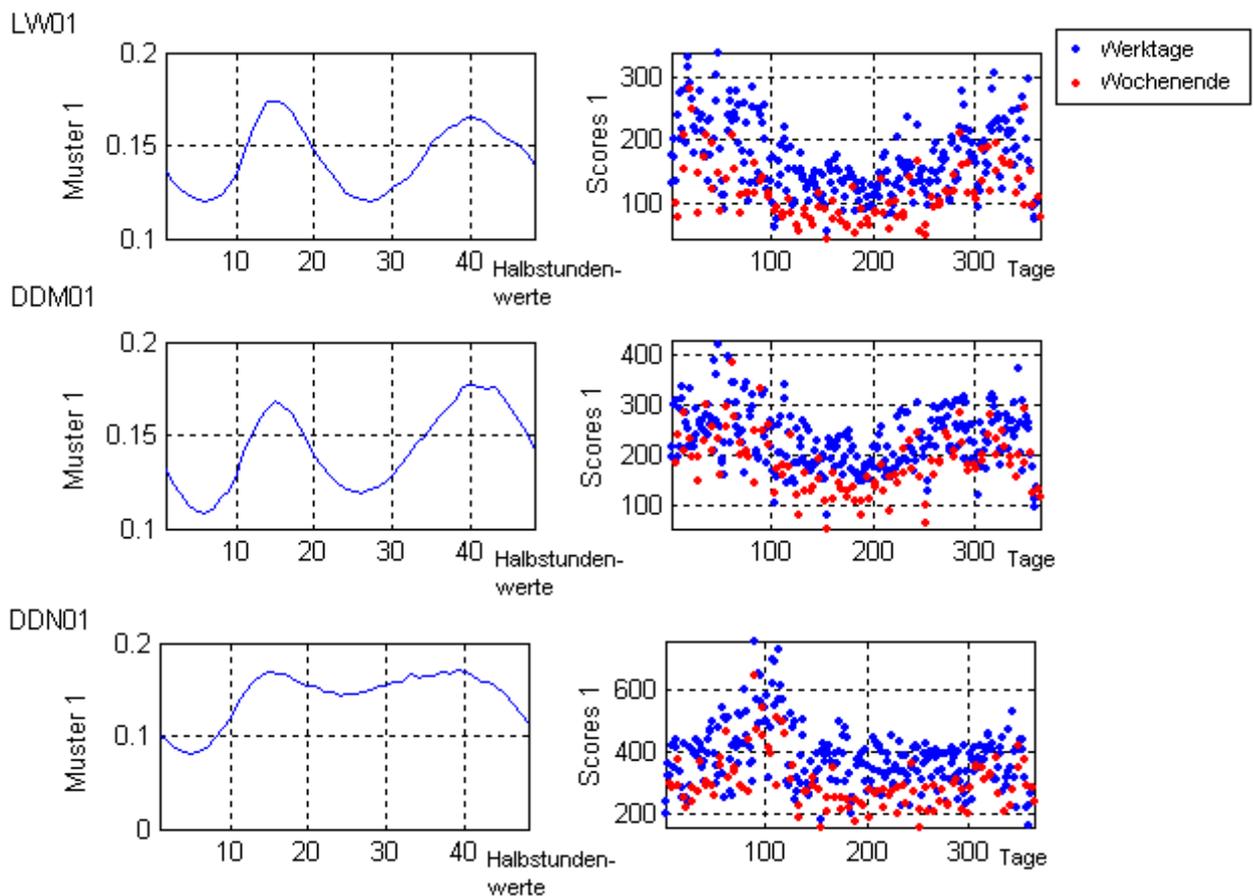


Bild 3.6: Tagesgang NO<sub>2</sub> 2001 der Stationen Leipzig-West, Dresden-Mitte und Dresden-Nord

### 3.2 Wochengänge

In den folgenden beiden Abbildungen sollen die PM10- bzw. TSP-Wochengänge der beiden verkehrsbelasteten Stationen in Leipzig, Lützner Straße und Dresden-Nord mit denen des dazugehörigen Hintergrundes Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf verglichen werden.

Die Verkehrsspitzen am Morgen und am Nachmittag spiegeln sich in Bild 3.7 in Form einer erhöhten PM10-Konzentration wider. An den Wochenenden treten wesentlich niedrigere PM10-Konzentrationen auf Grund der reduzierten Verkehrsmenge auf.

Im Gegensatz dazu ist der TSP-Wochengang der Stationen Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf stark gestört. Der Rückgang der TSP-Konzentration fällt am Wochenende wesentlich geringer aus als bei den verkehrsbelasteten Stationen, aber auch hier wird das Maximum der Schadstoffkonzentration zu Wochenmitte erreicht.

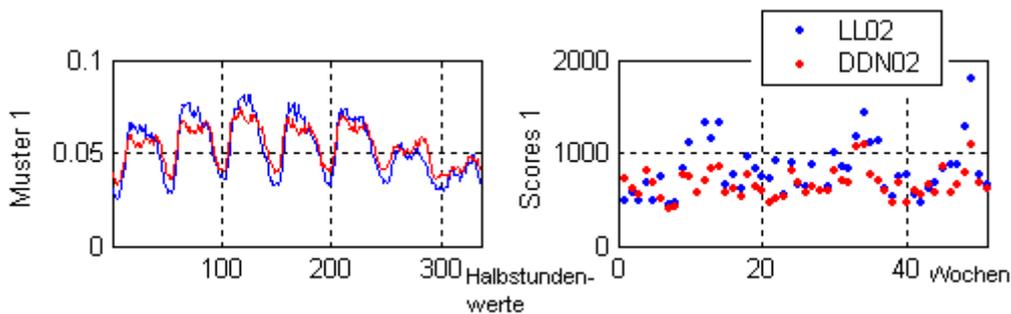


Bild 3.7: Wochengang PM10 des Jahres 2002, Leipzig, Lützner Straße und Dresden-Nord

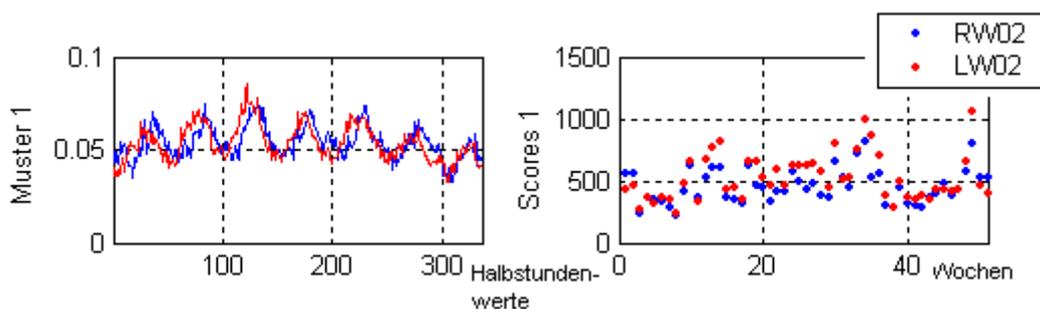


Bild 3.8: Wochengang TSP des Jahres 2002, Leipzig-West und Radebeul-Wahnsdorf

Der Verlauf der Scores über 52 Wochen ist bei allen vier Stationen ähnlich. Besonders hohe Werte treten um die 13., die 34. und um die 48. Woche auf. Diese witterungsbedingten Korrelationen über eine so weite Entfernung zeigt bereits den dominanten Einfluss der Meteorologie und zwar nicht nur im unmittelbaren Umfeld sondern auch großräumig.

## 4. Quellgruppenanalyse

### 4.1 Gesamt-, Hintergrund- und verkehrsbedingte Belastung

Für die Zuordnung potenziell gesundheitsschädigender Luftschadstoffe zu Quellgruppen aus dem Verkehr ist zunächst die Trennung der verkehrsbedingten Belastungen von der Hintergrundbelastung notwendig. Eine direkte Separation der Quellgruppen ist nicht möglich, da stets nur die Überlagerungen der Quellgruppen und vor allem der störenden Einflüsse wie Wind, Regen usw. in einem summarischen Messwert gemessen werden können. In diesem Abschnitt wird ein einfacher Ansatz untersucht, die Hintergrundbelastung von den verkehrsbedingten Belastungen zu trennen.

Dazu sind in den folgenden Diagrammen (Bild 4.1) die jeweils ersten Muster der Hauptkomponentenzerlegung, die die Tagesgänge der PM10-Konzentration, des LKW- und des PKW-Verkehrs repräsentieren, abgebildet.

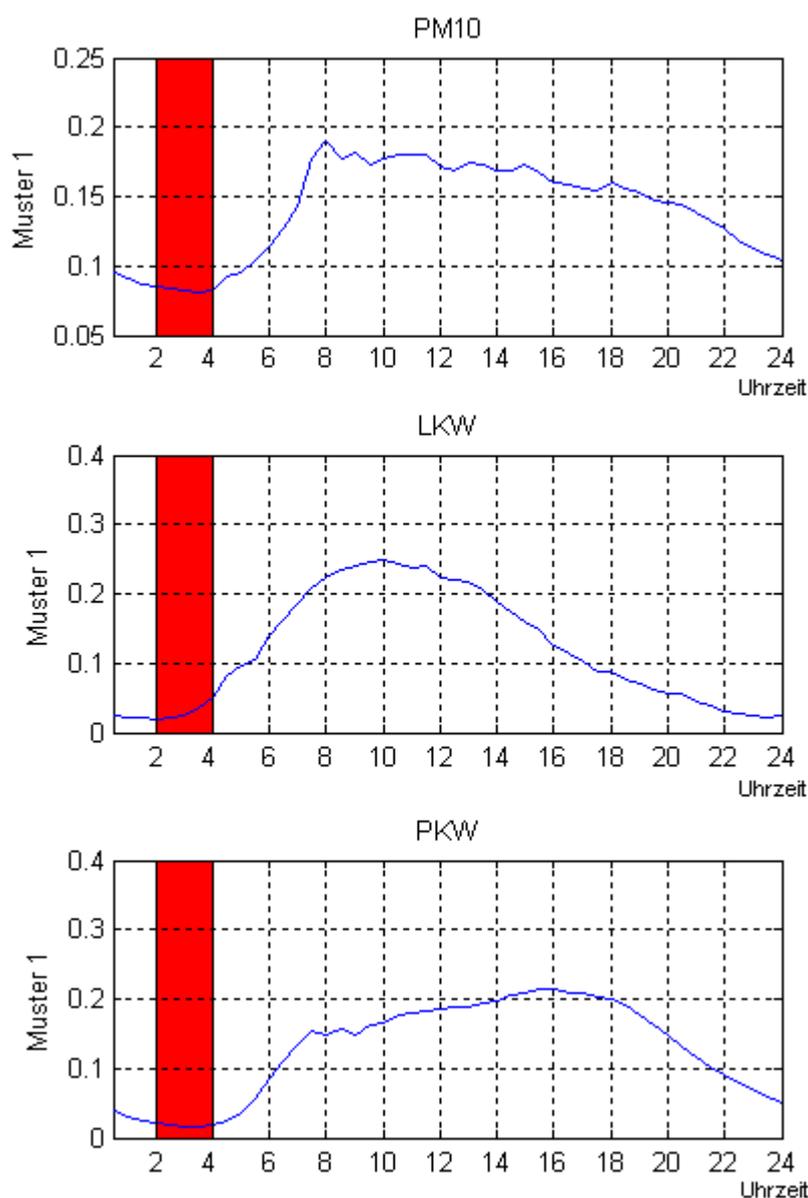


Bild 4.1: Tagesgänge von PM10-Konzentration, LKW- und PKW-Verkehr als Ergebnis der zeitlichen Zerlegung für Leipzig, Lützner Straße 2002

In den beiden unteren Diagrammen ist zu erkennen, dass in der Zeit zwischen 23.00 und 3.00 Uhr das Verkehrsaufkommen am geringsten ist.

Die PM10-Konzentration sinkt im Verlauf der folgenden 3 Stunden auf ihr Minimum. Diese Nachwirkung des Verkehrs auf die PM10-Konzentration mit vergleichbaren Zeitkonstanten zwischen 3 und 4 Stunden wurden auch in anderen, am Institut durchgeführten Immissionsanalysen nachgewiesen.

Damit kann davon ausgegangen werden, dass die zwischen 2.00 und 4.00 Uhr gemessenen PM10-Konzentrationen einen guten Schätzwert für die Hintergrundbelastung bilden (in Bild 4.1 rot hinterlegt).

Der Anstieg der Partikelkonzentration erfolgt etwas zeitverzögert mit dem Auftreten der Morgenspitze des Verkehrs zwischen 5 Uhr und 6 Uhr.

Die Gesamt-, Hintergrund- und verkehrsbedingte Belastung für die einzelnen Wochentage sind im Bild 4.2 dargestellt. Man erkennt folgende Zusammenhänge:

- Die PM10-Gesamtbelastung korreliert stark mit dem Wochengang des Verkehrsaufkommens.
- Da die PM10-Konzentration im Verlauf der Woche stetig zunimmt und am Wochenende deutlich absinkt, ist eine gewisse Nachwirkung der verkehrsbedingten Emissionen zu erkennen (Speicherwirkung).
- Die Hintergrundbelastung bleibt während der gesamten Woche auf nahezu gleichem Niveau.

Insbesondere die letzte Aussage bestätigt die Annahme, aus der Mittelung der PM10-Werte in den frühen Morgenstunden, die Hintergrundbelastung bestimmen zu können.

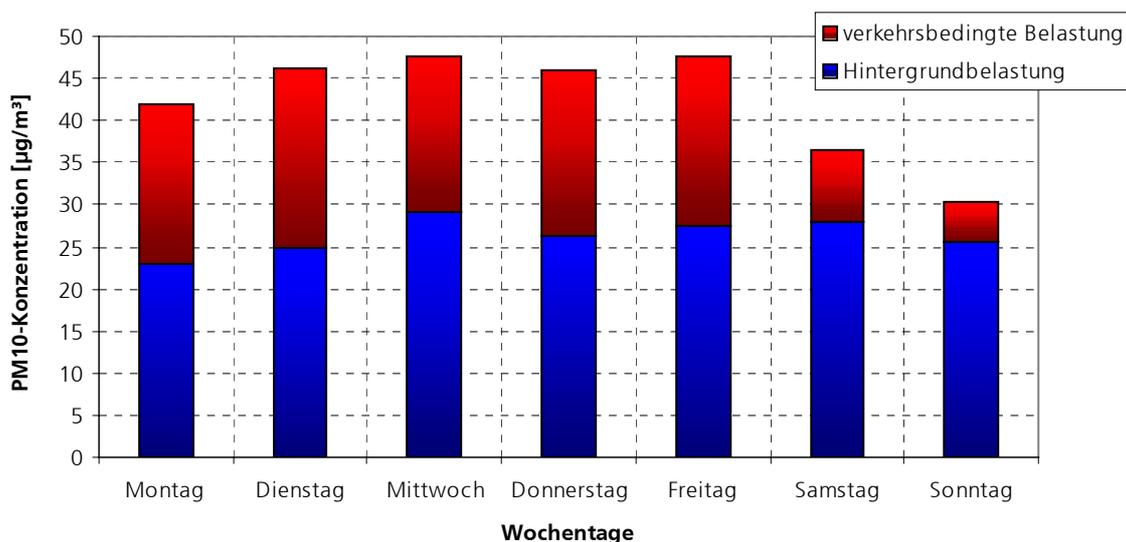


Bild 4.2: Gesamt-, Hintergrund- und verkehrsbedingte PM10-Belastung, Leipzig, Lützner Straße 2002

Die PM10-Hintergrundbelastung an der Lützner Straße in Leipzig beträgt im Mittel 26,38 µg/m³. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche verkehrsbedingte Belastung von 15,91 µg/m³.

Der Verkehr (LKW, PKW und sonstiger Verkehr) zwischen 2.00 und 4.00 nachts verringert sich um ca. 80 % im Vergleich zum mittleren täglichen Verkehrsaufkommen (00:00-24:00). Dies hat eine Verminderung der PM10-Konzentration um ca. 40 % im gleichen Zeitraum zur Folge.

Eine ähnliche Situation zeigt sich an der verkehrsbelasteten Messstation Dresden-Nord für das Jahr 2002. Die Ergebnisse sind im Bild 4.3 dargestellt.

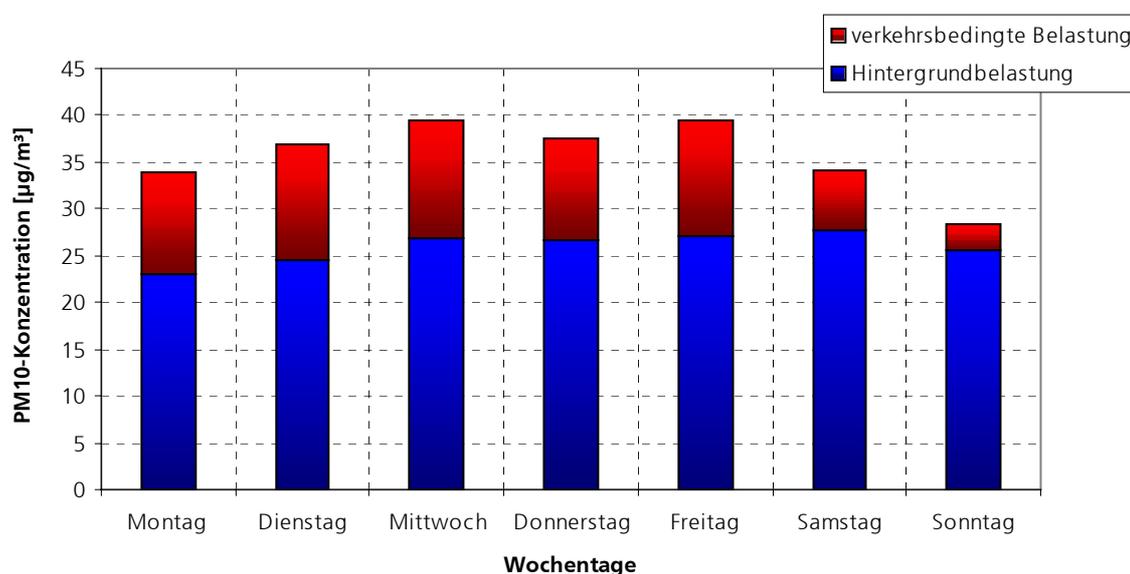


Bild 4.3: Gesamt-, Hintergrund- und verkehrsbedingte PM10-Belastung, Dresden-Nord 2002

Die PM10-Hintergrundbelastung in Dresden-Nord beträgt im Mittel 25,95 µg/m³. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche verkehrsbedingte Belastung von 9,75 µg/m³. Das heißt, dass Dresden-Nord eine ähnlich hohe Hintergrundbelastung wie Leipzig aufweist. Die verkehrsbedingte Belastung ist hingegen deutlich geringer. Gründe dafür können einerseits die verschiedenen örtlichen Gegebenheiten (Straßenschlucht usw.) und andererseits die Unterschiede in Verkehrsmenge und -zusammensetzung sein. Daten aus der Verkehrszählung standen leider für Dresden-Nord nicht zur Verfügung.

Veränderungen im Verkehrsaufkommen wirken sich natürlich auch auf die empirischen Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationswerte aus. Im Bild 4.4 sind die Häufigkeitsverteilungen der PM10-, Gesamt- und Hintergrundbelastung Leipzig, Lützner Straße dargestellt.

Das Diagramm bezieht sich jeweils auf die 365 Tagesmittelwerte für die Gesamtbelastung (grün) und auf 365 Mittelwerte zwischen 2:00 und 4:00 Uhr für die Hintergrundbelastung (blau).

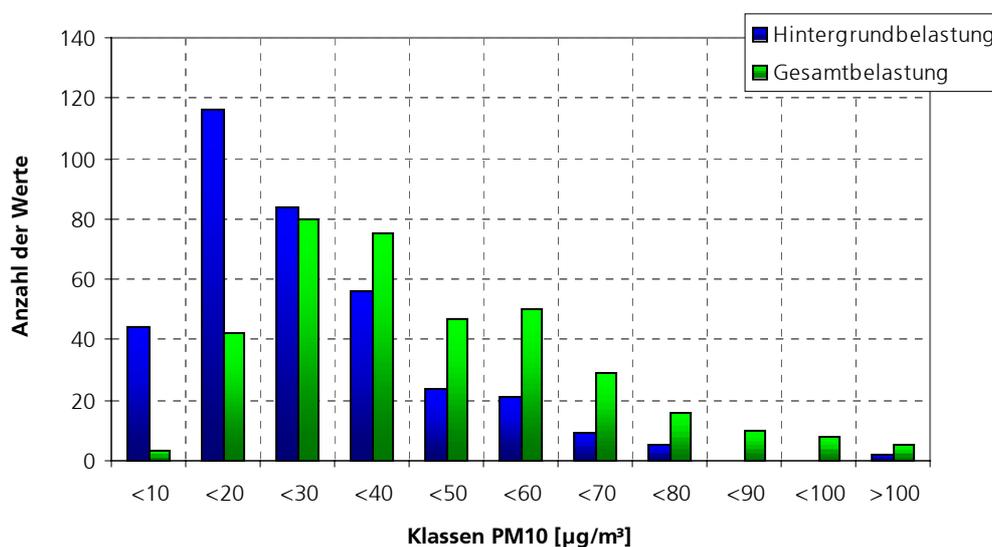


Bild 4.4: Häufigkeitsverteilung der mittleren PM10-Gesamt- und Hintergrundbelastung

Die Häufigkeitsverteilung der Hintergrundbelastung verschiebt sich in Richtung der niedrigeren Konzentrationswerte. Anhand der beiden Modalwerte (Wert/Klasse mit der größten Häufigkeit) sind in Bild 4.4 in den Verteilungsdichten die im Mittel auftretenden  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verkehrsbedingte PM10-Immissionen abzulesen.

Bei der Gesamtbelastung liegt der Modalwert zwischen  $20$  und  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und bei der Hintergrundbelastung zwischen  $10$  und  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Da sich in der Gesamtbelastung mehrere zufällig wirkende Quellgruppen und Störgrößen überlagern, ist die Streuung der PM10-Konzentrationen deutlich größer als die der Hintergrundbelastung. Dies hat einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Beurteilung der Wahrscheinlichkeit möglicher Grenzwertüberschreitungen.

Zum Vergleich der ermittelten Hintergrundbelastung standen von den Hintergrundstationen Leipzig-West, Dresden-Mitte und Schwartenberg mit dem HVS-Messverfahren gewonnene PM10-Tagesmittelwerte zur Verfügung (Tabelle 4.1). In Leipzig, Lützner Straße wurden die PM10-Konzentrationen mit dem TEOM-Verfahren gemessen.

Dennoch sind die gebildeten Jahresmittelwerte direkt miteinander vergleichbar, wie in Kapitel 5 nachgewiesen werden wird.

Vergleichsstationen	Messgröße / -verfahren	Stationslage	Jahresmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
LW2001	PM10 / HVS	städtischer Hintergrund	21.87
LW2002	PM10 / HVS	städtischer Hintergrund	21.96
SB2001	PM10 / HVS	ländlicher Hintergrund	14.17
SB2002	PM10 / HVS	ländlicher Hintergrund	14.48
DDM2001	PM10 / HVS	städtischer Hintergrund	27.97
DDM2002	PM10 / HVS	städtischer Hintergrund	27.35

Tabelle 4.1: Jahresmittelwert der PM10-Konzentration an verschiedenen Messstationen 2001 / 2002

Die Jahresmittelwerte der städtischen Hintergrundstation Leipzig-West bestätigten den ermittelten Hintergrundwert für Leipzig, Lützner Straße von  $26,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ebenfalls gut vergleichbar ist der errechnete Hintergrundwert von Dresden-Nord mit den Jahresmittelwerten der städtischen Hintergrundstation Dresden-Mitte.

Die mittleren PM10-Konzentrationen der ländlichen Hintergrundstation Schwartenberg sind für die Lützner Straße nicht anwendbar, da sie die städtischen Immissionsverhältnisse nicht widerspiegeln. Sie unterliegen anderen Einflussfaktoren, Umgebungs- und Standortbedingungen.

#### 4.2 Einfluss meteorologischer Faktoren auf die Höhe der Schadstoffkonzentration

Für die Höhe der gemessenen Immissionskonzentration spielen nicht nur Art und Umfang der Emissionsquellen eine wichtige Rolle. Die ausgeprägten Tages-, Wochen- und Jahresgänge werden neben dem Verkehr besonders durch den Einfluss der Meteorologie geprägt. Windgeschwindigkeit, Temperatur, Wolkenbildung, Globalstrahlung, Niederschlagsmenge und Luftfeuchtigkeit bestimmen maßgeblich die Möglichkeit des Luftaustausches und des Auswaschens der Luft.

Im Kapitel 6 wird gesondert auf die den Luftaustausch beeinflussenden Faktoren eingegangen. An dieser Stelle soll der Zusammenhang zwischen der Höhe der PM10-Konzentration und der Dauer der niederschlagslosen Zeit an unterschiedlichen Messstationen betrachtet werden.

Untersuchungsgrundlage bildeten die Standorte Leipzig, Lützner Straße und Dresden-Nord als verkehrsbelastete Stationen der Jahre 2001 und 2002. Vergleichend herangezogen wurden die Daten der Messstelle auf dem Schwartenberg.

Aus den Halbstundenwerten der städtischen Messstationen wurden Tagesmittelwerte für PM10 sowie die Tagesmenge an Niederschlag ermittelt und gegenübergestellt. Ausgehend vom Tag des jeweils letzten Niederschlagsereignisses wurden alle darauffolgenden niederschlagslosen Tage untersucht. Da auch innerhalb von zwei Jahren der Fall, dass mehr als fünf Tage kein Niederschlag fällt, nur selten auftrat, wurden diese Tage zusammengefasst und daraus die durchschnittliche PM10-Konzentration gebildet. Über den weiteren Anstieg der PM10-Konzentration bei noch länger andauernden Trockenperioden kann keine statistisch belastbare Aussage getroffen werden.

Die Regressionsgerade in Bild 4.5 macht deutlich, dass zumindest nach 5 Tagen ohne Niederschlag noch kein Einschwingen der PM10-Konzentrationen auf einen Grenzwert zu erkennen ist. Je länger der niederschlagslose Zeitraum anhält, umso entscheidender ist der Einfluss der Meteorologie. Auch die im Kapitel 7 begonnen Entwicklungen zu Prognose-

modellen für PM10 weisen darauf hin, dass 3 bis 4 Tage nach einem Regenereignis offensichtlich der Luftaustausch oder die globale Wetterlage den PM10-Tagesgang stärker beeinflussen als Schwankungen im Verkehrsaufkommen.

Die Untersuchungen zur Nachwirkung eines Regenereignisses wurden an den verkehrlich stark belasteten Messreihen (DD-Nord, L-Lützner Str.) durchgeführt und in Bild 4.5 dargestellt. Bei den PM10-Konzentrationen handelt es sich um Mittelwerte über zwei Jahre.

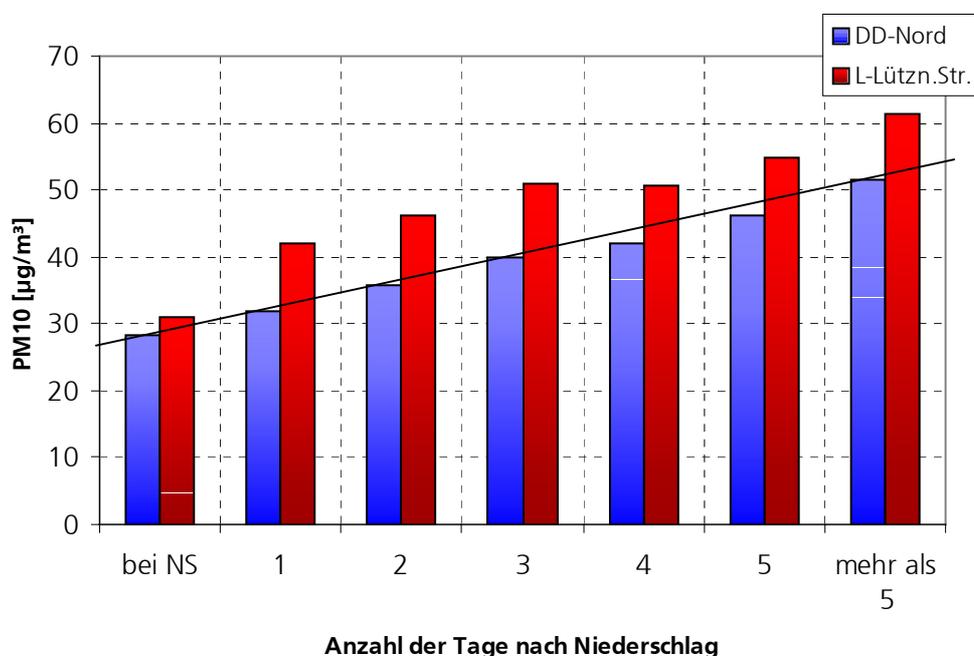


Bild 4.5: Mittlere PM10-Konzentration in Abhängigkeit von der Dauer der niederschlagsfreien Zeit, Leipzig, Lützner Straße und Dresden Nord 2001 / 2002

Da der Verkehr für die beiden städtischen Stationen eine große Rolle spielt und im gesamten Zeitraum keine längerfristigen Vollsperrungen vorgenommen wurden, lässt sich nur schwer abschätzen, in welchem Maß PM10 bei fehlendem Niederschlag aber ohne Verkehrsbeeinflussung ansteigen würde.

Anhand der Messdaten der Station auf dem Schwanberg wurde daher eine vergleichende Untersuchungen für die Hintergrundbelastung durchgeführt. Dazu wurden zunächst neben dem PM10-Mittelwert über dem Gesamtzeitraum getrennte Mittelwerte über alle Werktagen und alle Wochenenden/Feiertage gebildet. Tabelle 4.2 gibt dazu einen Überblick.

2001 / 2002	SB PM10 [µg/m³]
<b>Mittelwert Gesamtzeitraum</b>	14.56
<b>Mittelwert werktags</b>	14.66
<b>Mittelwert Wochenende</b>	14.33
<b>Mittelwert ohne NS</b>	17.49
<b>Mittelwert bei NS</b>	11.01

Tabelle 4.2: Mittlere PM10-Konzentration, Schwanberg 2001 / 2002

Stellt man diese Mittelwerte denen der verkehrsbelasteten Stationen (Tabelle 4.3) gegenüber, sind folgende Unterschiede zu erkennen:

- Die städtischen Werte betragen das 2-3fache der ländlichen Messstation.
- Die Messstation Schwartenberg ist nahezu unbelastet von Industrie- und Verkehrsemissionen, da keine signifikanten Unterschiede im Tagesmittel zwischen Werktagen und Wochenende zu verzeichnen sind.

2001/2002	DDN PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	LL PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
<b>Mittelwert Gesamtzeitraum</b>	35.21	40.23
<b>Mittelwert werktags</b>	37.27	44.18
<b>Mittelwert Wochenende</b>	30.53	31.49
<b>Mittelwert ohne NS</b>	39.11	48.37
<b>Mittelwert bei NS</b>	28.38	30.83

Tabelle 4.3: Mittlere PM10-Konzentration, Leipzig, Lützner Straße und Dresden Nord 2001 / 2002

Wie sich fehlender Niederschlag nach mehreren Tagen auf die Höhe der PM10-Konzentration an einer unbelasteten Messstation auswirkt, zeigt Bild 4.6. Um Einflüsse durch Ferntransport zu eliminieren, erfolgte noch eine zweite Untersuchung mit eingeschränktem Datensatz, d. h. nach Entnahme aller Tage mit südöstlicher Windrichtung.

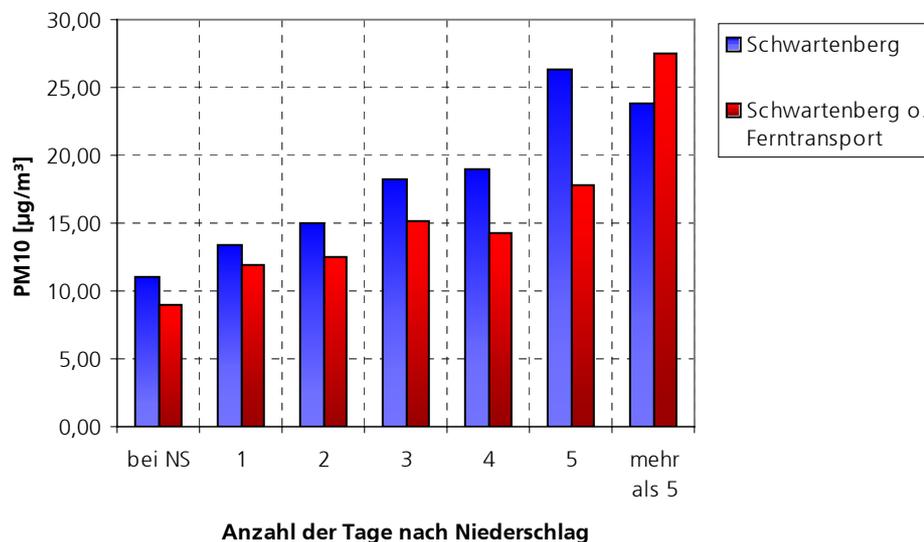


Bild 4.6: Mittlere PM10-Grundbelastung in Abhängigkeit von der Dauer der niederschlagslosen Zeit, Schwartenberg 2001 / 2002

Somit steigt sowohl bei den städtischen als auch bei der ländlichen Messstation im Mittel die PM10-Konzentration mit zunehmender Trockenheit um ca. 40 - 60 % gegenüber der an Niederschlagtagen im Verlauf von 5 Tagen.

Der Anstieg  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro niederschlagslosem Tag ist an allen Messstellen in etwa gleich.

Mit dieser Untersuchung konnte gezeigt werden, dass die Witterungsverhältnisse den Anstieg der Staubkonzentration mindestens ebenso stark dominieren wie der Verkehr.

Zeichnen sich längere Trockenzeiten oder Inversionswetterlagen ab, müssen bereits zu einem früheren Zeitpunkt und vor dem Erreichen der Grenzwerte Maßnahmen wie

- Sperrungen für LKW-Verkehr
- Umfahrungen der Innenstädte

im städtischen Bereich eingeleitet werden. Dabei ist auch die über mehrere Stunden bis Tage zu beobachtende Nachwirkung der verkehrsbedingten PM10-Belastungen zu berücksichtigen.

Nur bei einer rechtzeitigen Einleitung von Maßnahmen und unter Berücksichtigung der zu erwartenden Erhöhung der PM10-Hintergrundbelastung können Grenzwertüberschreitungen vermieden werden.

#### 4.3 Separation des Verkehrs mit Hilfe neuer signaltheoretischer Methoden

Die bisher getroffenen Aussagen beziehen sich auf relativ einfache, dafür aber sehr robuste Mittelwertuntersuchungen. Differenzierte Untersuchungen auf die meteorologisch bedingten Störungen der PM10-Tagesganglinien bzw. durch Hintergrundbelastungen induzierten PM10-Belastungen sind mit diesen Ansätzen nicht möglich.

Für eine möglichst genaue Prognose optimaler Zeitpunkte zur Einleitung geeigneter Maßnahmen zur Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen sind derartige Analysen jedoch erforderlich.

Auch wenn sich die bisher angewandten Screeningverfahren als sehr wirkungsvolle Analyserwerkzeuge erwiesen haben, zeigte sich eine zweifelsfreie Separation möglicher Quellgruppen als schwierig.

Die Hauptkomponentenanalyse basiert auf der orthogonalen Zerlegung, die lineare Abhängigkeiten eliminiert und auf relevante Signalanteile konzentriert. Während sich Trends und Verläufe sowie charakteristische Abweichungen sowohl in den Musterfunktionen als auch in den Scoreverläufen gut darstellen, ist dieser Ansatz offensichtlich für die Quellgruppentrennung nicht optimal.

Wie auch die oben dargestellten Ergebnisse deutlich machen, haben Störungen oder die Hintergrundbelastung eine adäquate Wirkung auf die PM10-Immissionen wie der Verkehr. Eine Separation der Quellgruppen muss daher vor der orthogonalen Zerlegung erfolgen, da nur bei unterschiedlicher Signalintensität, die durch verschiedene Quellgruppen bedingten Immissionen auch in unterschiedlichen Mustern repräsentiert werden.

Im Rahmen des Projektes wurde daher weitere signaltheoretische Verfahren getestet, die eine Quellgruppenanalyse auf der Grundlage der PCA unterstützen.

Die Trennung von Signalen in einer stark gestörten Umgebung ist derzeit ein aktuelles Forschungsgebiet der Signaltheorie, das unterschiedlichste Anwendungsbereiche von der Raumfahrt, Medizintechnik über die Kommunikationstechnik bis hin zu speziellen Anwendungen im Bereich der Audiometrie berührt.

Ein Beispiel der Audiometrie ist allgemein bekannt unter dem Begriff des Cocktail-Party-Problems. Im Gegensatz zu einer Spracherkennungsmaschine ist beispielsweise der Mensch sehr wohl in der Lage einem bestimmten Gespräch in einer sehr lauten Umgebung zu folgen. Hörgeräte erweisen sich in diesen Situationen als ungeeignet.

Auch Maschine oder Algorithmen zur Spracherkennung beherrschen eine solche kontextbezogene Filterung derzeit zumindest nicht in der Perfektion des natürlichen Gehörs.

Die theoretischen Grundlagen einer kontextbezogenen Signalfilterung werden unter dem Begriff „Blind Signal Separation Methods“ (BSS Methods) zusammengefasst [14]. Die BSS-Methoden werden zur Vorverarbeitung von Spracherkennungsalgorithmen eingesetzt und tragen erheblich dazu bei, die Erkennungsleistung maschineller Spracherkennung zu erhöhen.

Auch in der Immissionsanalyse lassen sich unter Voraussetzung bestimmter Messkonfigurationen diese Verfahren anwenden.

Die Grundlagen der verschiedenen Methoden werden nachfolgend anschaulich erläutert. Die Wirksamkeit bereits einfacher Ansätze wird an Beispielrechnungen zu den vorliegenden PM10-Immissionsdatenreihen demonstriert.

#### 4.3.1 Problem und methodische Grundlagen der Quelltrennung

Anders als die PCA gehen die BSS-Methoden davon aus, dass ein bestimmtes Signalgemisch, im Falle der Immissionsmessungen eine Überlagerung verschiedener Immissionen und Störungen, gleichzeitig durch mehrere Sensoren (Messstationen) erfasst wird.

Im Fall der PM10-Immissionsdaten des LfUG sind dies die zeitgleich aufgenommen PM10-Konzentrationen Dresden-Nord, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf.

Wenn beispielsweise  $n$  Signale von **statistisch unabhängigen Quellen** stammen und das gemessene Signalgemisch durch ein Sensorarray von  $n$  Sensoren erfasst wird, besteht das Problem der Quelltrennung darin, die  $n$  Originalsignale durch geeignete Transformationen oder Filterung aus dem Gemisch zurückzugewinnen.

Als drei weitgehend **statistisch unabhängige Quellgruppen** im Sinne der Immissionsanalyse können in jedem Fall

- die verkehrsbedingten Immissionen,
- die meteorologischen Einflüsse und
- die Hintergrundbelastung

betrachtet werden.

Um diese Quellgruppen aus den gemessenen Datenreihen herausfiltern zu können, werden die beiden Messstationen Dresden-Nord und Dresden-Mitte sowie die Hintergrundmessung in Radebeul-Wahnsdorf als drei Sensoren eines Sensorarrays betrachtet, die zur Rekonstruktion der Originalsignale (Immissionsquellen) - verkehrsbedingte Immission, meteorologische Störungen und ggf. Hintergrundbelastung - notwendig sind.

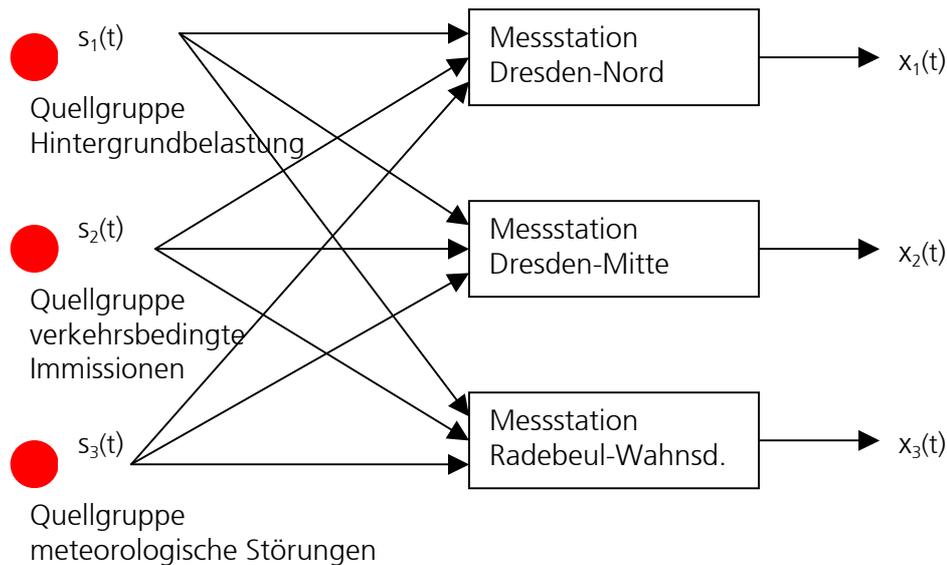


Bild 4.7: Quelltrennungsproblem der Immissionen und deren Störungen

Betrachtet wird im ersten Ansatz die unverzögerte Überlagerung der Messsignale. Diese Vereinfachung mag bei halbstündlichen Immissionswerten in erster Näherung zutreffen. Die Radebeuler Hintergrundmessung ist räumlich jedoch weiter entfernt, so dass die Annahme einer unverzögerten Überlagerung nur bedingt gerechtfertigt erscheint.

Die gemessenen Signale ergeben sich unter oben getroffener Annahme aus der Linearkombination der Quellsignale in der Form

$$x_i(t) = \sum_{j=1}^3 a_{ij} s_j(t), \quad 1 \leq i, j \leq 3$$

und in Matrixform zu

$$X = A \cdot S.$$

Zur Rekonstruktion der Originalsignale aus  $X$  wird die Transformationsmatrix  $C$  gesucht, die Signale  $y_i(t)$

$$Y = C \cdot X$$

erzeugt, die eine konsistente Schätzung für  $S$  liefern.

Idealer Weise entspricht  $C = \hat{A}^{-1}$ . Diese Matrix  $A$  ist im Falle der Immissionsmessungen jedoch nicht bekannt.

Die grundlegende Voraussetzung, das Quelltrennungsproblem zu lösen, ist eine statistische Unabhängigkeit der Quellsignale.

Betrachtet man die Quellsignale  $s_j$  zum Zeitpunkt  $t$  als Realisierungen eines im vorliegenden Beispiel dreidimensionalen Zufallsprozesses, so gilt

$$p(S(t)) = \prod_{i=1}^3 p(s_i(t)).$$

Die Verteilungsdichte von  $S$  ergibt sich aus den Randverteilungen von  $s_i(t)$ .

Die verschiedenen Prinzipien des BSS lassen sich darauf zurückführen, eine Transformationsmatrix  $\mathbf{C}$  so zu bestimmen, dass für die Komponenten in  $\mathbf{Y}$  die Verteilungsdichten oder charakteristische Größen der Verteilungsdichten wie

- Kovarianz- oder Korrelationsmatrix,
- Momente höherer Ordnung
- Kumulanten vierter Ordnung oder
- signaltheoretische Maße wie Transinformation oder Entropie

die vorausgesetzte Unabhängigkeitsbedingung widerspiegeln.

Die Bestimmung der auch als Entkopplungsmatrix bezeichneten Matrix  $\mathbf{C}$  führt auf ein

- explizit zu lösendes Eigenwertproblem

oder kann durch iterative Lösung eines Optimierungsproblems mit Hilfe von Gradientenverfahren erfolgen. Dabei werden Entkopplungsmatrizen  $\mathbf{C}$  so bestimmt, dass die Korrelations- oder Kovarianzmatrizen eine Diagonaldominanz aufweisen, oder die Momente bzw. Kumulanten höherer Ordnung verschwinden, so dass die Transinformation zwischen den Signalen minimiert bzw. die Informationsentropie maximiert wird.

Aus den umfangreichen Modellansätzen des BSS, die im Rahmen dieses Projektes nicht alle im Einzelnen hinsichtlich ihrer spezifischen Eignung zur Quellgruppenanalyse untersucht werden konnten, wird nachfolgend beispielhaft das Prinzip der korrelationsbasierten Verfahren erläutert.

Den korrelationsbasierten Verfahren liegen Statistiken zweiter Ordnung der Modellbildung zugrunde. Die Mischungsmatrix wird mittels simultaner Diagonalisierung zeitversetzter Korrelationsmatrizen bestimmt. Wird das Problem der Quelltrennung als eine lineare Transformation der Quelldaten  $\mathbf{S}$  in die Messdatenmatrix  $\mathbf{X}$  in der Form

$$\mathbf{X} = \mathbf{A} \cdot \mathbf{S}$$

mit der  $n,n$ -Matrix  $\mathbf{A}$  verstanden, so gilt für die Korrelationsmatrizen  $\Sigma_S$  aufgrund der Voraussetzung statistischer Unabhängigkeit

$$\Sigma_S = \begin{pmatrix} \sigma_{11} & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_{22} & & & 0 \\ \dots & & \dots & & \dots \\ 0 & & & & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 & \sigma_{mn} \end{pmatrix}$$

und für die Korrelationsmatrix  $\Sigma_X$

$$\Sigma_X = \mathbf{A} \cdot \Sigma_S \cdot \mathbf{A}^T.$$

Damit ist die Korrelationsmatrix  $\Sigma_X$  eine Diagonalmatrix.  $\Sigma_X$  allein reicht für die Bestimmung von  $\mathbf{A}$  nicht aus.

Auch die Korrelationsmatrizen  $\Sigma_X^\tau$ , die die Korrelationen der jeweils um  $\tau$  gegeneinander verschobenen Messsignale in  $\mathbf{X}$  beinhalten, sind unter Voraussetzung der statistischen Unabhängigkeit diagonal dominant.  $\mathbf{A}$  wird daher durch simultane Diagonalisierung zweier Korrelationsmatrizen bestimmt.

Damit erfolgt die Bestimmung der Mischungsmatrix  $\mathbf{A}$  nach dem Prinzip

$$A^{-1} \cdot \Sigma_X \cdot A^{-T} \Rightarrow \text{Diagonalmatrix } \Lambda_1$$

$$A^{-1} \cdot \Sigma_X^\tau \cdot A^{-T} \Rightarrow \text{Diagonalmatrix } \Lambda_2$$

Eine simultane Diagonalisierung wird durch Lösung des Eigenwertproblems

$$\Sigma_X \cdot \Sigma_X^{\tau-1} \cdot A = A \cdot \Lambda$$

erreicht. Dazu existieren Standardverfahren.

Der korrelationsbasierte Ansatz lässt sich erweitern, indem nicht nur eine zeitversetzte Korrelationsmatrix  $\Sigma_X^\tau$  in die Berechnung einbezogen wird. Dies und weitere, möglicherweise noch leistungsfähigere Verfahren zu untersuchen, war nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes, bietet aber offensichtlich neue Perspektiven, stark gestörte Immissionsdaten zielgerichtet screenen zu können.

#### 4.3.2 Erste Ergebnisse der Quelltrennung

Deutlich machen dies die nachfolgenden Beispiele. Dazu wurden die PM10-/TSP-Messdaten von Dresden-Nord und Dresden-Mitte aus dem Jahr 2001 als Messungen eines Zweisensorsystems interpretiert. Ziel war es, die verkehrsbedingten Immissionen und Störgrößen insbesondere die meteorologischen Einflüsse zu separieren.

In Bild 4.8 sind zunächst die Wochenganglinien und zugehörigen Scoreverläufe für Dresden-Nord und Dresden-Mitte vor der Separation dargestellt.

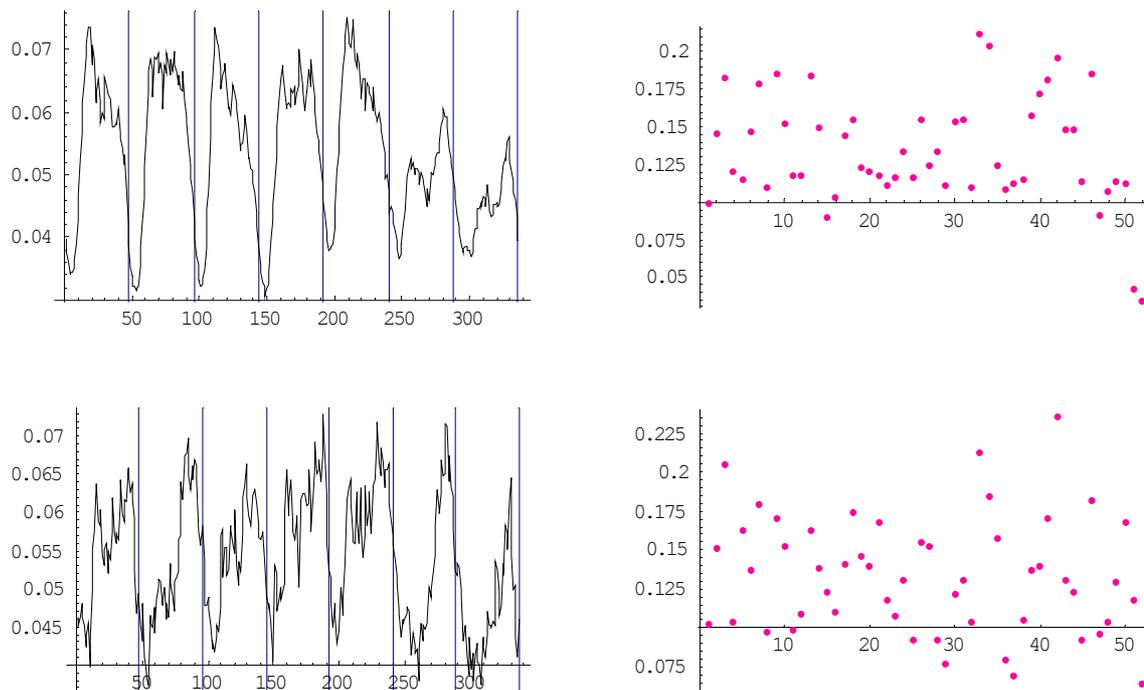


Bild 4.8: PM10-/TSP-Wochenganglinien und Scoreverläufe für Dresden-Nord und Dresden-Mitte 2001

Während Dresden-Nord eine starke Korrelation zum Verkehrsgang aufweist, ist der PM10-Verlauf in Dresden-Mitte offensichtlich durch mehrere Quellgruppen überlagert. Die Scores sind in beiden Fällen stark gestreut und ähnlich verteilt.

Im nachfolgenden Bild 4.9 erfolgte eine Separation nach dem korrelationsbasierten BSS - Verfahren in verkehrsbedingte Immissionen (untere Musterfunktion) und Störeinflüsse.

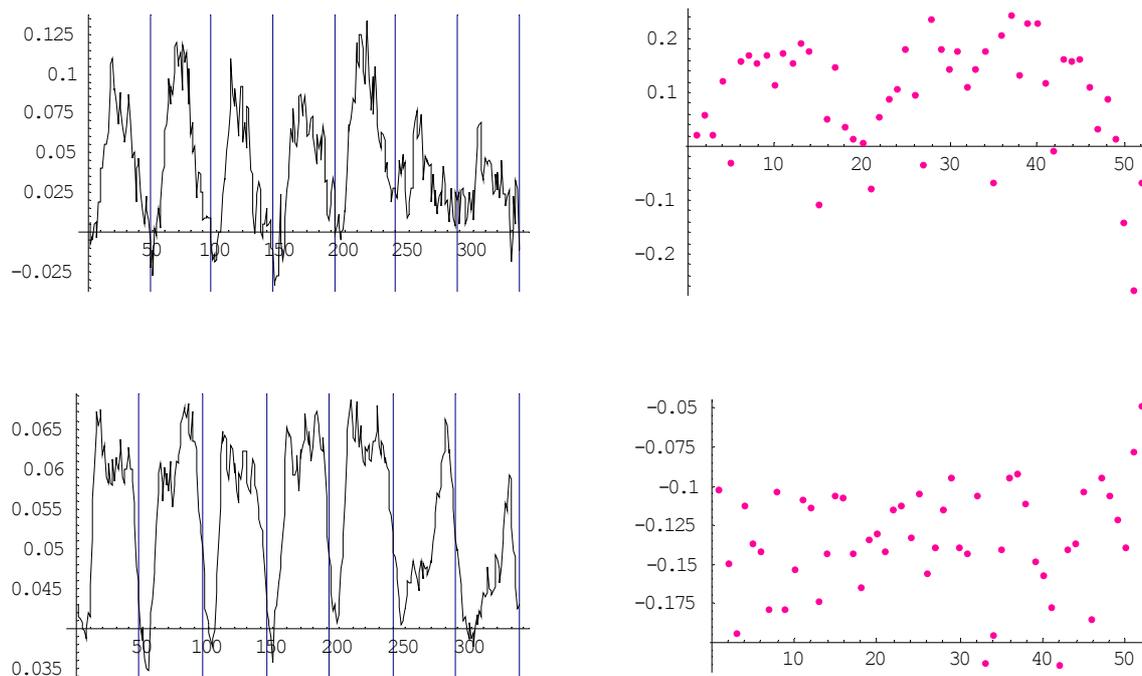


Bild 4.9: PM10-/TSP-Wochengänge nach der Separation

In den Störungen ist anhand der wesentlich weniger gestreuten Scoreverläufe die Meteorologie wieder zu erkennen, beispielsweise in Form starker Niederschlagsereignisse in der 15. Woche.

Die zweite Musterfunktion beschreibt die verkehrsbedingten PM10-Immissionen mit gut interpretierbaren Veränderungen an den Wochenenden. Verkehrsbedingte Morgen- und Nachmittagsspitzen an den Werktagen und ein weniger gestreuter Scoreverlauf, der mit dem Verkehrsaufkommen gut übereinstimmt, unterstreichen die Wirksamkeit der Separation.

Da bei dieser Separation auf der Grundlage von Daten zweier Messstationen auch nur zwei Quellgruppenanteile separiert werden können, ist davon auszugehen, dass unter der oben getroffenen Annahme von mindestens drei unabhängigen Quellgruppen, die dritte Quellgruppe - Hintergrundbelastung - beiden Signale in Bild 4.9 noch störend überlagert ist.

Um die drei angenommenen Einflussgrößen zu separieren, wurde deshalb eine weitere Untersuchung mit Daten dreier Messstationen (Dresden-Nord, Dresden-Mitte, Radebeul-Wahnsdorf) durchgeführt.

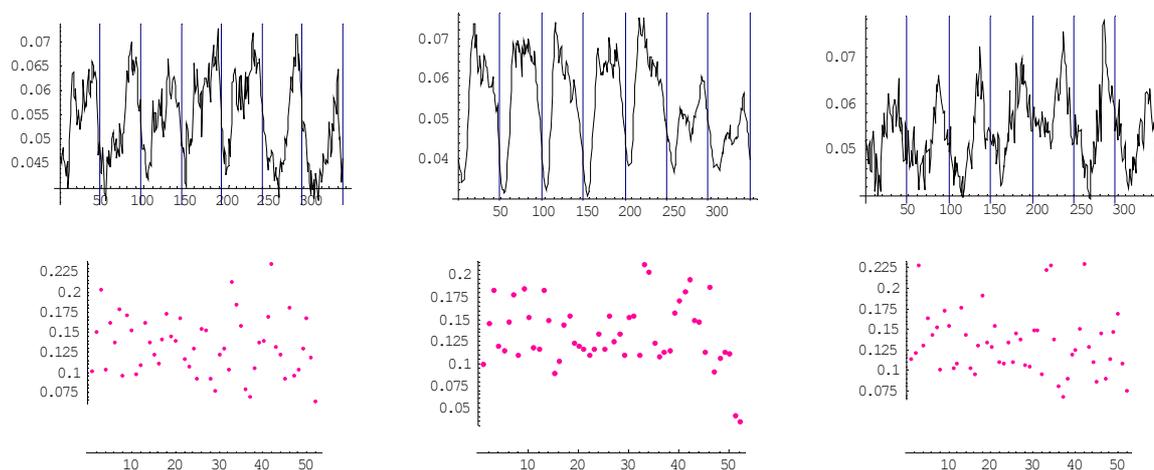


Bild 4.10: PM10-/TSP-Wochengänge DD-Mitte, DD-Nord, Radebeul-Wahnsdorf

Nach der Separation ergaben sich die Verläufe Bild 4.11:

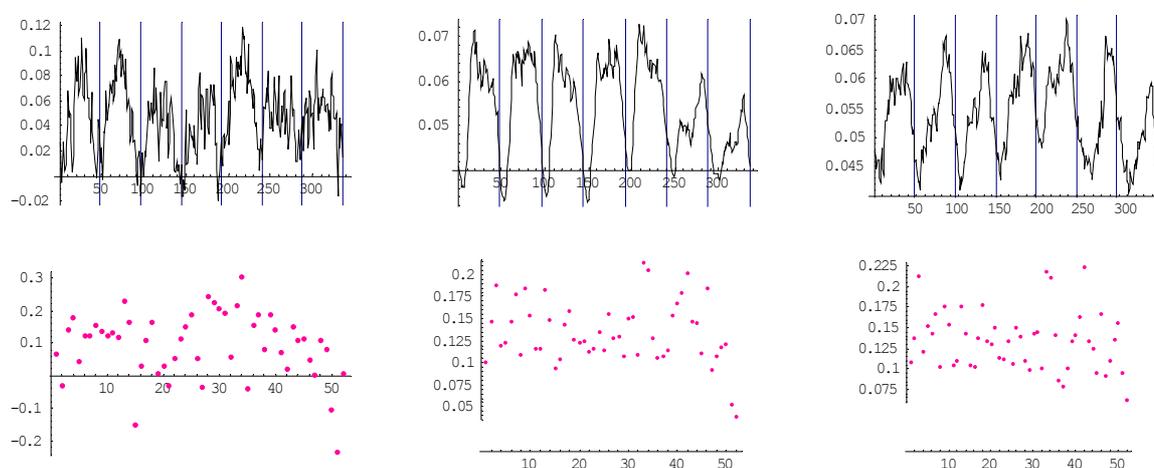


Bild 4.11: PM10-/TSP-Wochengänge der Quellgruppen nach der Separation

Auch wenn diese Separation noch nicht die gewünschte Trennschärfe brachte, sind die Quellgruppen zu erkennen. Deutlich erscheinen wieder die verkehrsbedingten Immissionen in der zweiten Funktion, der erste Wochengang entspricht offensichtlich den meteorologischen Störungen (Niederschlagsereignis 15. Woche) während in der dritten Funktion eine Hintergrundbelastung zu erkennen ist, die erst nach der Verkehrsflanke einsetzt, spät in der Nacht abklingt und sich auch über den Werktagen mit einem leichten Wochengang abzeichnet.

Noch trennschärfere Separationen sind im Frequenzbereich (konvolute BSS Verfahren) zu erwarten, um bei weiter entfernten Messstationen die zeitliche Ausbreitungen der Immissionen in die Modellbildung einbringen zu können.

Eine derartige Modellbildung muss jedoch nachfolgenden Projekten vorbehalten bleiben. Basis zukünftiger Untersuchungen müssen Messstandorte bilden, die möglichst nahe zueinander gelegen Immissionen mit gleicher zeitlicher Auflösung messen.

## 5. Vergleich unterschiedlicher PM10-Messverfahren

Ein weiterer Punkt der Projektarbeit bestand in dem Vergleich zweier unterschiedlicher PM10-Messverfahren.

Die zu vergleichenden Messverfahren:

**TEOM** (Tapered Element Oscillating Microbalance): TEOM ist eine oszillierende Mikrowaage mit eingebautem Messfilter. Messgröße ist die Resonanzfrequenz des Oszillators, die mit steigender Filterbelegung tiefer wird [15].

**HVS:** Dieses Messverfahren beruht auf einer gravimetrischen Methodik. Dabei wird ein definiertes Luftvolumen gefiltert. Bei konstanten Klimabedingungen werden die Filter vor und nach der Messung gewogen. Die Differenz aus den beiden Messwerten ergibt eine Staubmasse pro Luftvolumen [15].

Bedingung für eine Gegenüberstellung war die gleichzeitige Messung der PM10-Konzentration mit den beiden Methoden an der selben Messstation. Leider war unter diesen Voraussetzungen der verwertbare Datensatz für eine vergleichende Untersuchung sehr beschränkt. Die folgenden Betrachtungen beziehen sich auf die Messstation Leipzig, Lützner Straße 2001.

Die TEOM-Werte wurden als Halbstundenmittelwerte und die HVS-Werte bereits als Tagesmittelwerte gemessen. Zum Vergleich beider Methoden erfolgte die Bildung von Tagesmittelwerten aus den Halbstundenmittelwerten des TEOM-Verfahrens. Noch zu erwähnen ist, dass die zur Verfügung stehenden PM10-Konzentrationen keine unbeeinflussten Ausgangsdaten sind. Während der Messung wurden die aufgenommenen Daten offensichtlich mehrmals korrigiert, um Differenzen zw. den Methoden auszugleichen.

Zur prinzipiellen Einordnung der beiden Verfahren wurde eine zeitliche Zerlegung in Wochengänge durchgeführt. Das Ergebnis ist im Bild 5.1 zu sehen.

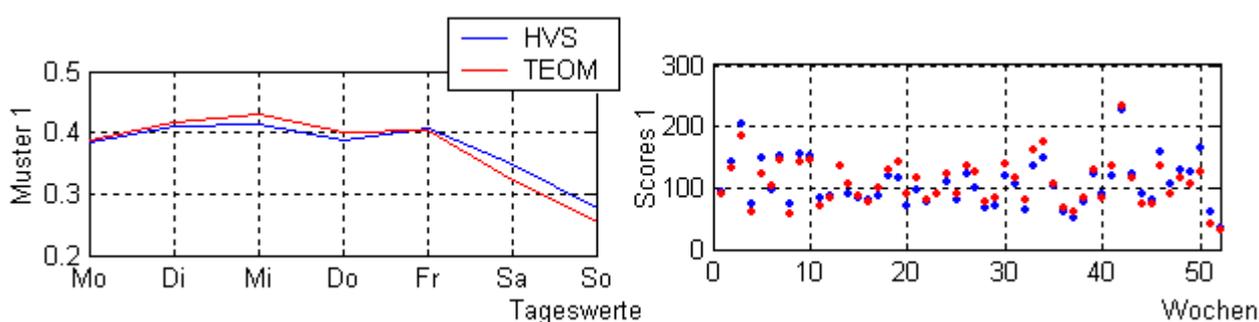


Bild 5.1: Wochengang der mit HVS und TEOM gemessenen PM10-Konzentrationen, Leipzig, Lützner Straße 2001

Der in dem Muster zu erkennende Wochengang der PM10-Konzentration ist bei beiden Methoden sehr ähnlich. In der Wochenmitte liegt der HVS-Wert unter dem TEOM-Wert. Umgekehrt verhält es sich am Wochenende. Ein weiterer Trend zeichnet sich in den Scores ab. Hier wird unter Zuhilfenahme des HVS-Verfahrens in den Wintermonaten eine höhere und in den Sommermonaten eine niedrigere PM10-Konzentration gemessen als mit dem TEOM-Verfahren. Aufgrund dieser Ergebnisse besteht die Annahme, dass sich die

Differenzen im Jahresmittel wieder ausgleichen. Die Bildung der Jahresmittelwerte von PM10-TEOM = 40,07 µg/m³ und von PM10-HVS = 39,94 µg/m³ bestätigen diese Annahme.

Bei der Trennung der Messwerte nach Jahreszeiten ergeben sich folgende Kenngrößen:

	Winter 2001 1.1.-1.4. und 5.11.-30.12.		Sommer 2001 2.4.-4.11.	
	HVS [µg/m³]	TEOM [µg/m³]	HVS [µg/m³]	TEOM [µg/m³]
Mittelwert	43.86	38.93	37.35	40.92
Median	38.27	33.21	34.31	36.92
Modus	25.00	15.38	43.22	24.88
Streuung	561.81	549.25	280.21	362.35
10-Perzentil	18.77	13.86	19.57	21.04
50-Perzentil	38.27	33.21	34.31	36.92
90-Perzentil	81.61	74.08	57.80	66.52

Tabelle 5.1: Kenngrößen der PM10-Konzentration nach TEOM und HVS, getrennt nach Sommer und Winter

Hier wird wieder der Unterschied in Abhängigkeit zur Jahreszeit deutlich. In den Sommermonaten misst das HVS-Verfahren eine geringere und in den Wintermonaten eine höhere Konzentration als das TEOM-Verfahren. Die mittlere Abweichung der Verfahren voneinander beträgt ca. 10%. Eine deutlich größere Streuung tritt in den Wintermonaten und bei höheren PM10-Konzentrationen auf.

Eine alleinige Temperaturabhängigkeit der Differenzen konnte nicht festgestellt werden. Deshalb wurde die Luftfeuchtigkeit in die Betrachtung einbezogen. Im Folgenden Bild 5.2 ist die Feuchtigkeit, die Temperatur und die Differenz der zwischen den mit beiden Verfahren gemessenen PM10-Konzentrationen dargestellt.

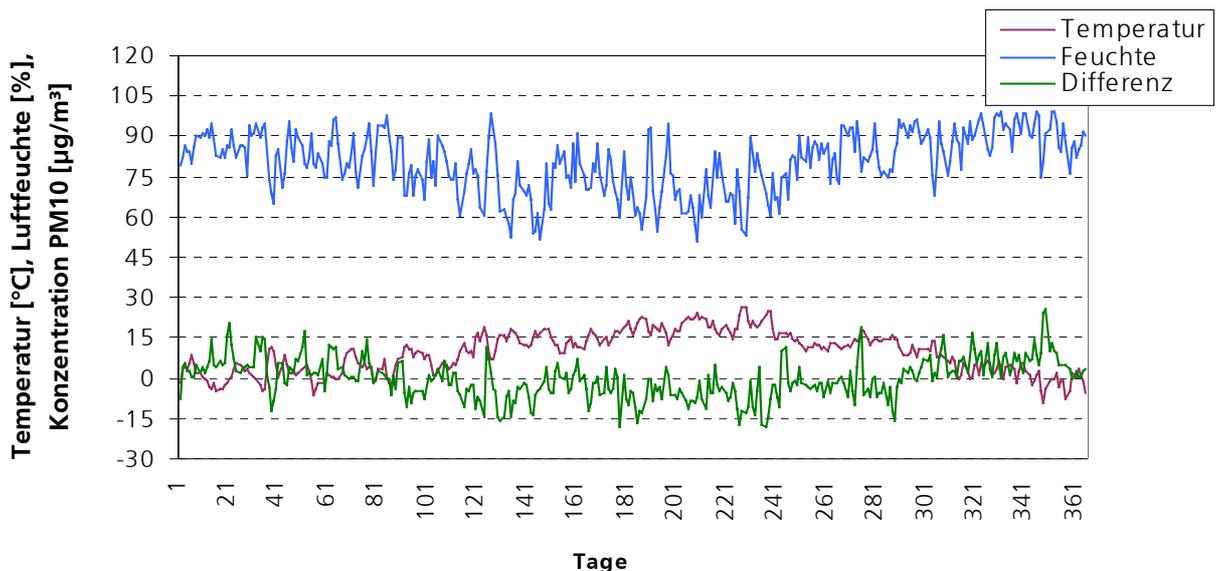


Bild 5.2: Einfluss von Temperatur und Luftfeuchtigkeit auf die Differenz zwischen den mit TEOM und HVS gemessenen PM10-Konzentrationen

Aus dem Bild 5.2 geht hervor, dass die Differenzen positiv mit der Luftfeuchte und negativ mit der Temperatur korrelieren. Um festzustellen, in wieweit diese Aussage wirklich auf die einzelnen Größen zutrifft, wurde der Korrelationskoeffizient, als ein Maß für die lineare Abhängigkeit zwischen zwei Zufallsgrößen, bestimmt.

Die Berechnung ergab Folgendes:

$$\begin{aligned} \text{Korrelationskoeffizient}_{\text{Temperatur, Differenz}} &= -0,67 \\ \text{Korrelationskoeffizient}_{\text{Luftfeuchte, Differenz}} &= 0,64 \end{aligned}$$

Die Korrelationskoeffizienten zeigen die gegensätzlichen Einflüsse von Temperatur und Luftfeuchtigkeit auf die Differenzen.

Auf Grundlage dieser Abhängigkeiten wurde eine Gleichung zur Berechnung der TEOM-Werte (Modell) aus den HVS-Werten gebildet. Das Modell wurde aus den HVS-Werten, der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit des ersten halben Jahres 2001 abgeleitet und am zweiten Halbjahr getestet (Bild 5.3).

Modellgleichung:

$$PM10_{TEOM} = -70.62 + (PM10_{HVS}) + (-0.3227 * \text{Feuchte}) + (0.3427 * \text{Temperatur}^1)$$

Im folgenden Diagramm sind die errechneten TEOM-Werte den originalen TEOM-Werten gegenübergestellt.

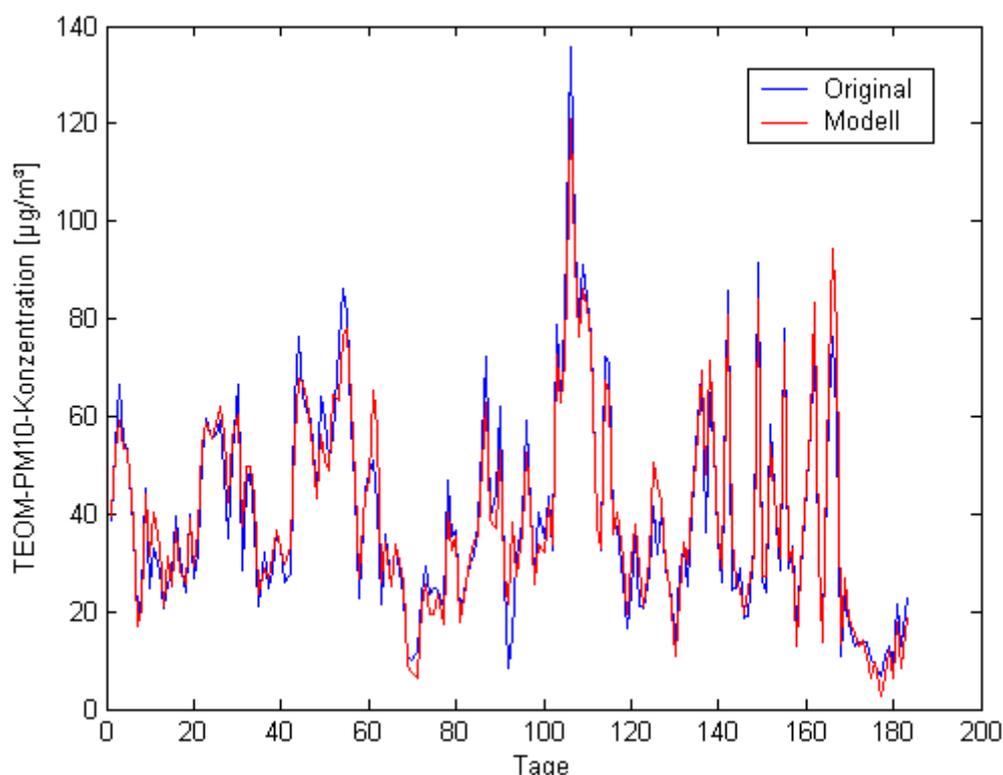


Bild 5.3: Gegenüberstellung der mit TEOM gemessenen und an Hand des Modells berechneten PM10-Konzentrationen Leipzig, Lützner Straße 2001

Die gute Korrelation zwischen Modell und Original spricht für die Zulässigkeit des Ansatzes. Der Korrelationskoeffizient zwischen TEOM-Modell und TEOM-Original beträgt 0.97.

<sup>1</sup> Einheit der Temperatur in Kelvin, um negative Werte auszuschließen

Ursachen für verbleibende Abweichungen können in den schon erwähnten modifizierten Ausgangsdaten begründet sein.

Zur Überprüfung des Modellansatzes wurde die lineare Gleichung auf das Jahr 2002, Leipzig, Lützner Straße angewendet. Das Ergebnis ist in Bild 5.4 zu sehen.

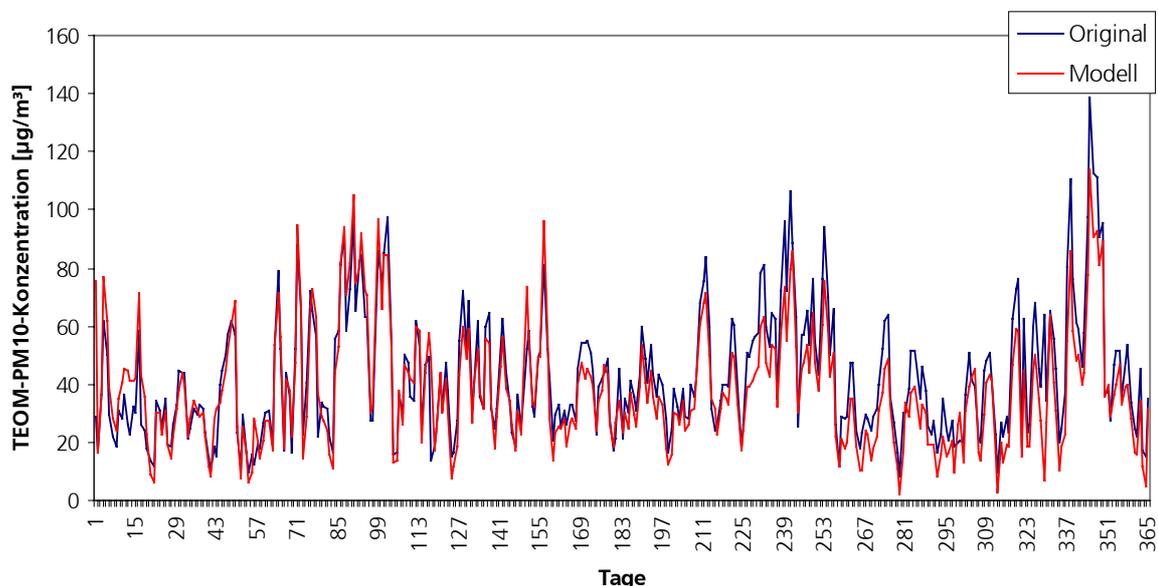


Bild 5.4: Gegenüberstellung der mit TEOM gemessenen und an Hand des Modells berechneten PM10-Konzentrationen, Leipzig, Lützner Straße 2002

Bis Mitte 2002 zeigt sich die gewohnt gute Korrelation zwischen den Modell- und Originalwerten der TEOM-Messung. An den Folgetagen des Jahres (ca. ab dem 160. Tag) differieren Modell und Original. Grund dafür ist eine Umstellung der Messgeräte ab Mitte 2002. Sobald diese abgeschlossen ist, muss eine neue Modellbildung erfolgen.

Um die unterschiedliche Temperatur- bzw. Feuchtigkeitsabhängigkeit der Messgeräte zu belegen, ist es sinnvoll, die Ergebnisse durch systematische Versuchsreihen in Klimakammern experimentell zu verifizieren.

Zur Entwicklung, Verbesserung und Überprüfung weiterer Modelle sind umfangreichere Datensätze beider Verfahren vom selben Standort notwendig. Vergleichsdaten sollten von verschiedenen Messstandorten ausgewertet werden.

## 6. AKTerm – Ausbreitungsklassen

### 6.1 Bestimmung der Ausbreitungsklassen nach Klug und Manier

Aufgrund verschiedener Ausbreitungsverhältnisse in der Atmosphäre kann es zu einer unterschiedlichen Verteilung von Schadstoffen kommen. Diese Ausbreitungszustände werden in Abhängigkeit von Zeit, Windgeschwindigkeit und Bedeckungsgrad in Klassen (Tabelle 6.1) unterteilt.

Ausbreitungsklasse	Bedeutung	Beschreibung [16]
I	sehr stabil	nachts, windschwach, wenig Bewölkung
II	stabil	nachts, windschwach, bedeckt
III1	neutral (-stabil)	Tag und Nacht, höhere Windgeschwindigkeiten
III2	neutral (-labil)	tags, mittlere Windgeschwindigkeiten, bedeckt
IV	labil	tags, windschwach, wenig Bewölkung
V	sehr labil	Tage in den Sommermonaten, wolkenarm oder windschwach, nur um die Mittagszeit

Tabelle 6.1: Codierung der Ausbreitungsklassen nach Klug und Manier

Die Bestimmung der Ausbreitungsklassen erfolgt nach Klug und Manier (VDI 3782 Anhang A [17]). Sie werden stündlich in Abhängigkeit vom Monat, der Tageszeit, der Windgeschwindigkeit und dem Bedeckungsgrad nach der Tabelle 6.2 bestimmt.

Windgeschwindigkeit in 10m Höhe [m/s]	Gesamtbedeckung				
	Nachtstunden		Tagesstunden		
	0/8 - 6/8	7/8 - 8/8	0/8 - 2/8	3/8 - 5/8	6/8 - 8/8
< 1,5	I	II	IV	IV	IV
1,6 - 2,5	I	II	IV	IV	III/2
2,6 - 3,5	II	III/1	IV	IV	III/2
3,6 - 4,5	III/1	III/2	IV	III/2	III/2
> 4,5	III/2	III/3	III/2	III/1	III/1

Tabelle 6.2: Schema zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen

Einschränkende Bedingungen ergeben sich in Abhängigkeit der Monate, der Tageszeit, dem Bedeckungsgrad und der Windgeschwindigkeit.

Nach VDI 3782 Anhang A muss die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe über dem Erdboden gemessen werden. Der Bedeckungsgrad wird vom DWD in unterschiedlicher Auflösung zur Verfügung gestellt. An den Wetterstationen in Sachsen, z.B. Dresden, Leipzig, Görlitz, Oschatz und Chemnitz wird der Bedeckungsgrad der Gesamtbewölkung stündlich erfasst, an den Klimastationen wie z. B. Bautzen, Bad Elster und Bad Muskau nur 07.30, 14.30 und 21.30 Uhr.

## 6.2 Ausbreitungsklassen-Zeitreihen und Schadstoffimmissionen

Um den Einfluss unterschiedlicher atmosphärischer Ausbreitungsverhältnisse auf die bodennahen Schadstoffimmissionen zu ermitteln, wurden beispielhaft die PM10-Konzentrationen von Leipzig, Lützner Straße und Leipzig-West des LfUG und die AKTerm-Daten (Ausbreitungsklassen-Zeitreihen) der Wetterstation Leipzig-Schkeuditz für das Jahr 2002 herangezogen.

Zur grundlegenden Einschätzung der Ausbreitungssituation wurde die Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen und die Streuung der PM10-Konzentration pro Klasse ermittelt.

Im folgenden Bild 6.1 ist die Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für das Jahr 2002 dargestellt. Es zeigt sich, dass die neutrale (-stabile) Ausbreitungsklasse am meisten auftritt. Im Gegensatz dazu ergeben sich sehr stabile oder sehr labile Zustände selten.

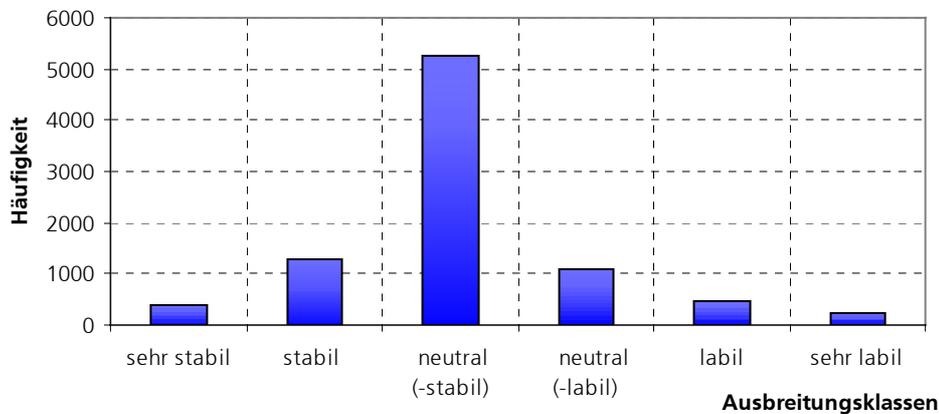


Bild 6.1: Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen

Im Bild 6.2 sind die Mittelwerte der PM10-Konzentration bei der jeweiligen Ausbreitungsklassen dargestellt. Die Messwerte beider Leipziger Stationen zeigen das gleiche Bild mit den höchsten Konzentrationen bei den labilen und der sehr labilen und den niedrigsten Werten bei den neutralen (-stabilen) Ausbreitungsklassen.

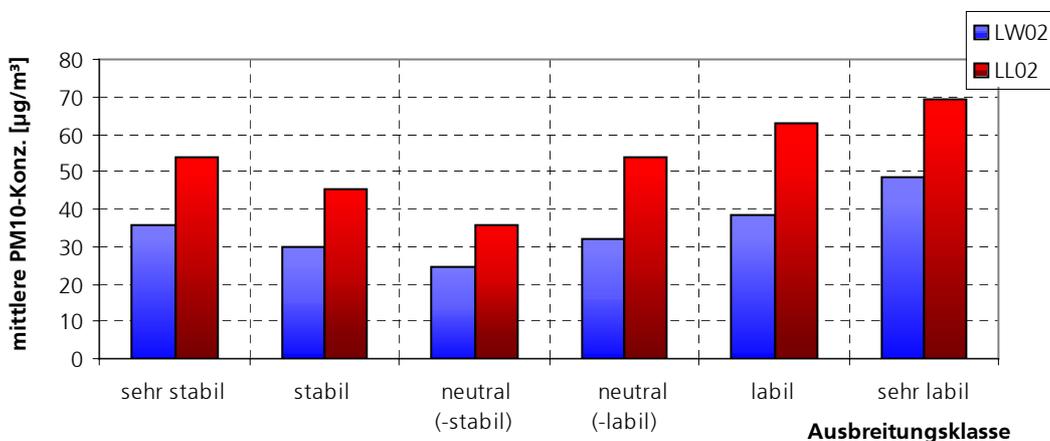


Bild 6.2: Mittelwerte der PM10-, TSP-Konzentration in Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen, Leipzig, Lützner Straße und Leipzig-West 2002

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Zuordnung der Anzahl der PM10-Grenzwertüberschreitungen in der jeweiligen Ausbreitungsklasse. Die Tabelle 6.3 zeigt für die Lützner Straße, dass bei diesen labilen und sehr labilen Ausbreitungsklassen die meisten Überschreitungen des ab 2005 geltenden PM10-Grenzwertes von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auftreten.

<b>Ausbreitungsklasse</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
	<b>sehr stabil</b>	<b>stabil</b>	<b>neutral (-stabil)</b>	<b>neutral (-labil)</b>	<b>labil</b>	<b>sehr labil</b>
Anzahl der Werte	372.00	1268.00	5259.00	1105.00	459.00	248.00
Anzahl der Überschreitungen [abs.]	186.00	425.00	1134.00	510.00	290.00	171.00
Anzahl der Überschreitungen [%]	50.00	33.52	21.56	46.15	63.18	68.95

Tabelle 6.3: Anzahl der PM10-Grenzwertüberschreitungen von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen, Leipzig, Lützner Straße 2002

Die Streuung der PM10-Konzentration ist am größten bei stabilen und sehr labilen Verhältnissen (Bild 6.3).

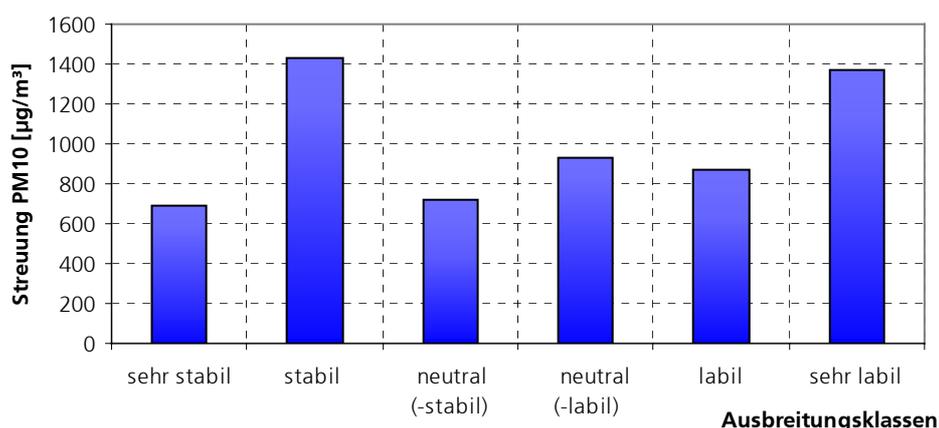


Bild 6.3: Streuung der PM10-Konzentration in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen entsprechen der Beschreibung der jeweiligen Ausbreitungsklasse bzgl. des Windes. Bei den sehr stabilen/stabilen sowie den sehr labilen/labilen Ausbreitungsklassen handelt es sich um windschwache Zeiträume. Günstig wirken sich auf die Höhe der PM10-Konzentration die Zeiten mit hohen Windgeschwindigkeiten, d.h. die neutrale Ausbreitungsklassen aus. Damit zeigt sich, dass die Korrelation der PM10-Konzentration zur Windgeschwindigkeit (neutral-stabile, neutrale-labile) sehr viel stärker ist als zur Temperaturschichtung und den atmosphärischen Turbulenzen.

Bei PM10 handelt es sich um einen bodennahen Schadstoff, für den die Ausbreitungsklassen nur insofern bedeutsam sind, dass die darin verankerte Windgeschwindigkeit die Höhe der PM10-Konzentration beeinflusst.

## 7. Prognosemodell

Ursprünglich war im Verlauf des Projektes vorgesehen, ein detailliertes Prognosemodell für die zu erwartenden PM10-Konzentrationen im Bereich von Stunden bis zu einem Tag zu entwickeln. Der Auftraggeber LfUG hat diese Entwicklungen während des Projektes zugunsten eines Moduls zur Anwendung der Screeningverfahren zurückstellen lassen. Dennoch sollen die Ansätze für das Prognosemodell nachfolgend dargestellt werden. Ausgangspunkt der Prognosemodelle sind wieder die umfangreichen Langzeitimmissionsdatensätze, wie sie in den letzten Jahren an automatischen Messstationen im gesamten Bundesgebiet erfasst wurden.

Unter Verwendung der bisherigen Analysen ist ein Modell zu erstellen, das die unmittelbare und längerfristige Wirkung meteorologischer Einflussfaktoren wie

- Windgeschwindigkeit
- Temperatur
- Taupunkt
- relative Feuchtigkeit
- Niederschlag

aber auch die anthropogenen Wirkungen wie

- Verkehrsbelastung
- Verkehrszusammensetzung
- Hintergrundbelastung

in die Modellbildung einbezieht.

Datensätzen über zwei Jahre der Messstation Leipzig, Lützner Straße bilden die Ausgangsbasis für die Erstellung eines Referenzdatensatzes, der neben PM10 auch die o.g. meteorologischen Parameter enthält.

Um PM10 für den Folgetag zu prognostizieren, werden die aktuellen Wetterdaten eingegeben. Definiert wurde ein Ähnlichkeitsmaß, das über den euklidischen Abstand einen, in seiner Wettersituation und Verkehrsbelastung möglichst ähnlichen Tag aus dem Referenzdatensatz (rund 700 Tagegänge Lützner Straße) ermittelt.

Der Referenztag mit der minimalen euklidischen Distanz stellt die Prognoseganglinie. Dabei wird unterschieden, ob es sich bei dem zu prognostizierenden Tag um einen Werktag, Samstag, Sonn- oder Feiertag handelt.

Im Bild 7.1 ist beispielhaft eine PM10-Prognose für 15 willkürlich gewählte Tage dargestellt. Grau markiert ist der original gemessene, rot markiert der vorhergesagte **PM10-Tagesgang** (48 Halbstundenwerte). Für den vorherzusagenden PM10 Tagesgang werden nur die ersten 7 Musterfunktionen der Hauptkomponentenzerlegung herangezogen, um den Kurvenverlauf angemessenen zu glätten.

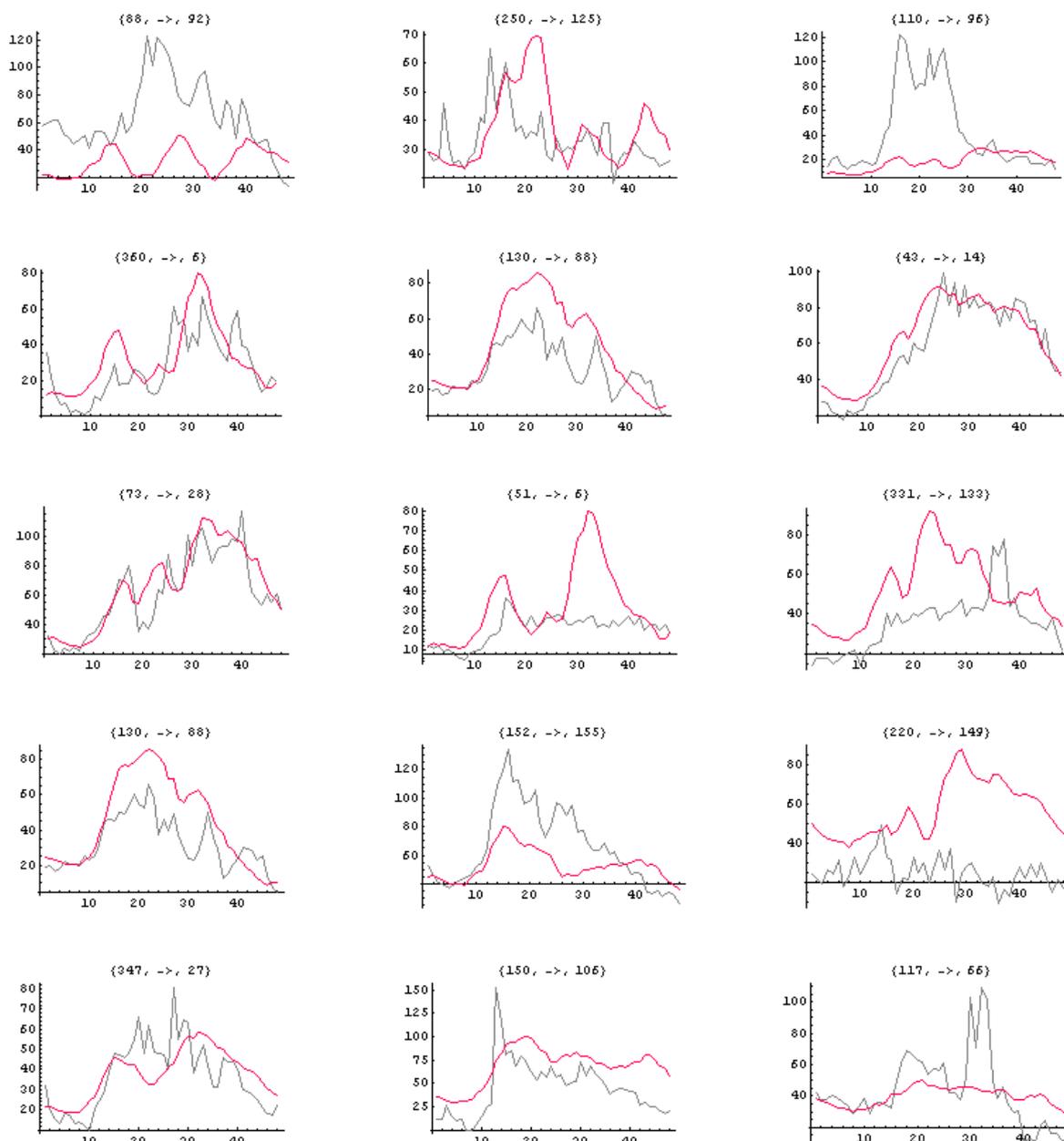


Bild 7.1: Ganglinienprognose für 15 willkürlich ausgewählte Tage anhand euklidischer Ähnlichkeitsmaße

Es fällt auf, dass verschiedene Tagesverläufe sehr gut prognostiziert werden. Einige Verläufe (z. B. 1. Zeile / 3. Spalte oder 4. Zeile / 3. Spalte) fallen jedoch vollkommen aus der Reihe. Um die Vorhersage zu verbessern, wurde mit einem einfachen Optimierungsverfahren die Wichtung der Einflussfaktoren innerhalb des Ähnlichkeitsmaßes so verändert, dass sich die Prognosegenauigkeit verbessert (siehe Bild 7.2).

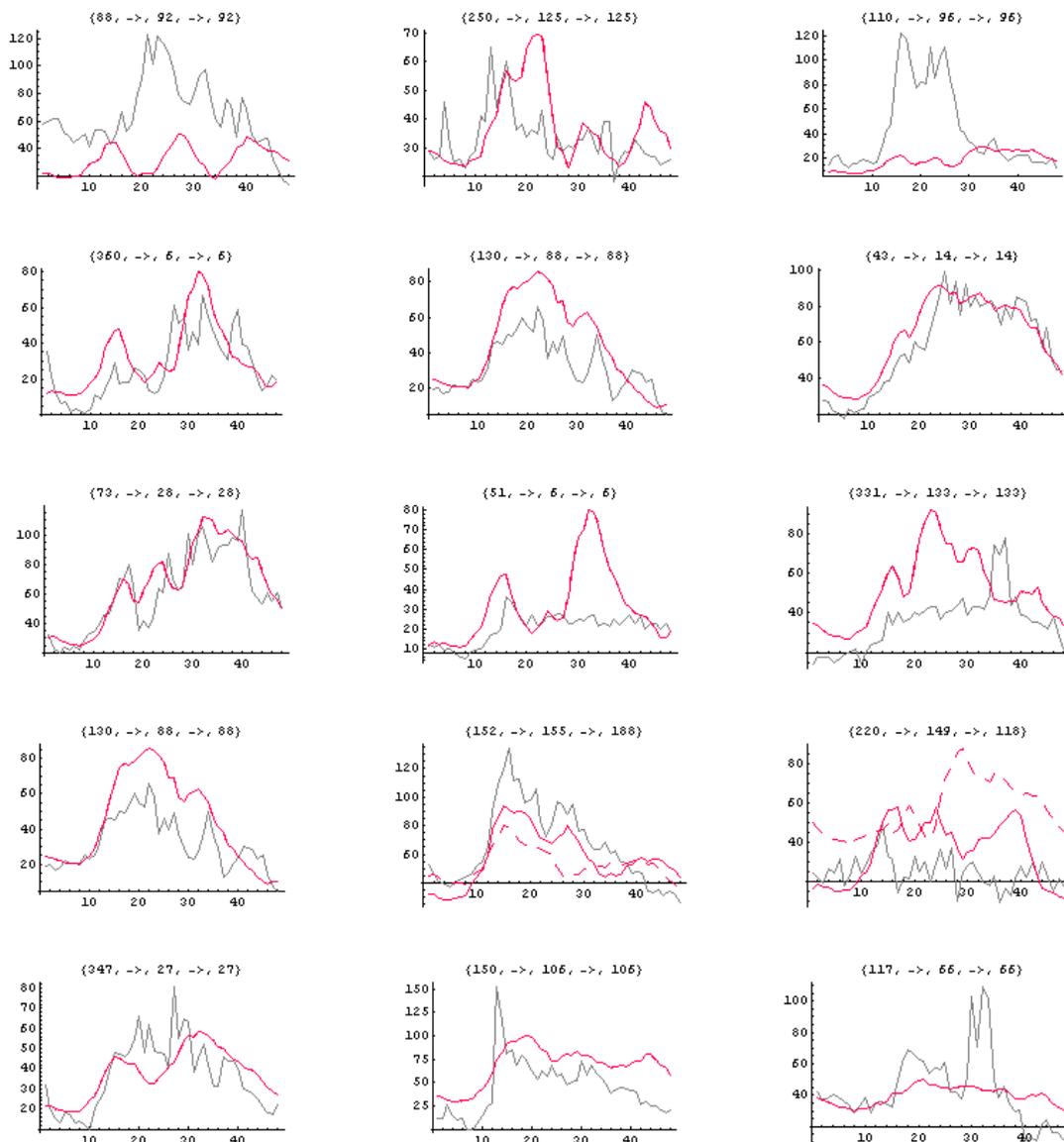


Bild 7.2: Verbesserte Ganglinienprognose für die 15 willkürlich ausgewählten Tage durch optimale Wichtung der Einflussfaktoren im euklidischen Ähnlichkeitsmaß

Wie in Bild 7.2 zu erkennen, haben sich in der dritten Zeile zwei Prognosen durch Anpassung der Wichtungsfaktoren deutlich verbessert. Zum Vergleich ist die ursprünglich erstellte Prognose als gestrichelte Linie eingezeichnet.

Einige wichtige Ergebnisse dieses Projektes wie beispielsweise die lange Nachwirkung eines Regenereignisses (siehe Abschnitt 4.2) oder die Wirkung der Hintergrundbelastung sind in der Modellbildung nicht berücksichtigt haben. In weiteren Entwicklungsschritten sollten

- PM10-Niveaus des Vortages,
- Unterscheidung nach Tagen mit und ohne Niederschlag,
- Zeitpunkt es Niederschlagsereignisses und
- die Anzahl niederschlagsloser Vortage

in das Ähnlichkeitsmaß des Prognosemodells aufgenommen werden. Die Wirkung singuläre Ereignisse wie

- Inversionswetterlagen
- Ferntransporte (z. B. Saharastaub)

wurde bisher ebenfalls vernachlässigt. Dennoch erscheint der methodische Ansatz robust genug, eine zuverlässige Prognose für Grenzwertüberschreitungen sowie zur quantitativen Bewertung beabsichtigter Maßnahmen liefern zu können.

## 8. Zusammenfassung

Das Projekt diene vor allem dem Ziel, die im Pilotprojekt eingeführte Methodik des Datenscreenings auf einen längeren Zeitraum und für Daten mehrerer Messstationen anzuwenden. Dafür wurden Daten aus Sachsen von zwei verkehrsbelasteten Stationen, drei städtischen Hintergrundstationen sowie zwei ländlichen Messstandorten zur Verfügung gestellt.

Soweit vorhanden, konnte neben PM10/TSP auch die Schadstoffbelastung durch Stickoxide ausgewertet werden.

Bei der **zeitlichen Zerlegung** der einzelnen Messgrößen als Tages- und Wochengänge konnte vor allem der wesentliche Einfluss der Meteorologie auf die Höhe der Schadstoffkonzentration nachgewiesen und die Ergebnisse des Pilotprojektes bestätigt werden. Die zusätzliche Belastung durch den Verkehr führt zu einem unterschiedlich hohen Niveau der Immissionsmesswerte.

Da für die PM10-Messung unterschiedliche Verfahren genutzt werden, war die Herstellung eines Zusammenhanges zwischen **Sammler- und Automatenmessung** ein weiteres Ziel des Projektes. Obwohl für diese Untersuchung keine Urdaten mehr vorlagen, konnte ein linearer Zusammenhang zwischen beiden Messverfahren hergestellt werden.

Für die **Quellgruppenanalyse** kam ein neues Verfahren zum Einsatz, bei dem statistisch unabhängige Signale mit Hilfe der sogenannten „Blind Signal Separation Method“ getrennt werden. Deutlich hob sich dabei ein eigener Tagesgang des Verkehrs hervor. Hausbrand und Industrieabgase konnten nicht als Zusatzbelastung an den vorliegenden Messstellen eliminiert werden und spiegeln sich nur in der Hintergrundbelastung wider.

Am Beispiel der Messstationen Leipzig, Lützner Straße und Leipzig-West 2002 wurde der Einfluss der **Ausbreitungsklassen AKTerm** des DWD auf die PM10-Konzentrationen untersucht. Die höchsten mittleren PM10-Konzentrationen und die meisten Grenzwertüberschreitungen (2005: 50 µg/m<sup>3</sup>) traten bei den labilen und sehr labilen Klassen auf, die geringsten bei der neutralen-(stabilen) Klasse.

Zurückgestellt wurde zugunsten der Entwicklung eines **PC-Moduls** zur Anwendung der zeitlichen Zerlegung der Daten ein ursprünglich geplantes Prognosemodell auf Basis von Messreihen vergangener Jahre.

Das bereits in ersten Ansätzen entwickelte **Prognosemodell für PM10** teilweise schon eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell und tatsächlichem PM10-Tagesgang. Die Ergebnisse dieses Projektes haben aber auch noch grundlegende Schwächen aufgezeigt, die für **weiterführende Untersuchungen** von Bedeutung sind:

- Einbeziehung des Niederschlages der vergangenen fünf Tage und sinnvoller Weise einer Niederschlagsprognose
- Berücksichtigung des PM10-Niveaus des Vortages

Außerdem sollten Inversionswetterlagen für das Prognosemodell beachtet werden.

Tiefer gehende **Signalanalysen** für eine Vielzahl von Datensätzen könnten die Grundlage für detaillierter Quellgruppenanalysen vor allem bezüglich der Stickoxide bilden.

## Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie 96/62/EG DES RATES über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität vom 27.9.1996.
- [2] Richtlinie 1999/30/EG DES RATES über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22. April 1999.
- [3] Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Immissionswerte - 22. BImSchV vom 11. September 2002.
- [4] Anke, K.; Sähn, E.; Klingner, M.: Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Dresden, September 2002.
- [5] Anke, K.; Klingner, M., Sähn, E., Löschau, G.: Screeningverfahren und Immissionsmodelle zur Auswertung von PM10-Langzeitmessungen. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 05/2003, Springer-VDI-Verlag, S. 201-208.
- [6] Cardoso, J. and Souloumiac, A.: Jacobi Angles for Simultaneous Diagonalization. SIAM J. Mat. Anal. Appl., Vol. 17, No. 1., 161-164, 1996.
- [7] Biran, A.; Breiner, M.: Matlab 5 für Ingenieure - Systematische und praktische Einführung, Addison-Wesley-Longman Verlag GmbH, 3. Auflage, Bonn 1999.
- [8] Matlab - The Language of Technical Computing - Using Matlab Version 5, The Math Works, Inc. 1984-1999.
- [9] Matlab - The Language of Technical Computing - Using Matlab Graphics Version 6, The Math Works, Inc. 1984-2000.
- [10] Stoyan, D.; Stoyan, H.; Jansen, U.: Umweltstatistik - Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. Teubner Verlag, Leipzig 1997.
- [11] Stationscharakteristiken des LfUG
- [12] Klingner, M. (Projektleitung): Simulation des Equipment und der Herstellungsprozesse in der Mikroelektronik, Fraunhofer-Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Fraunhofer-Institut für Mikroelektronische Schaltungen und Systeme Dresden, Technische Universität Dresden, Institut für Halbleiter und Mikrosystemtechnik Dresden, Dresden 1999.
- [13] Flemming, G.: Einführung in die Angewandte Meteorologie. Akademie-Verlag Berlin 1991.
- [14] Anke, K.; Illgen, A.; Sähn, E.; Klingner, M.: Auswertung von Immissionsdatensätzen aus automatischen Messstationen in Baden-Württemberg auf Basis von Screeningfunktionen. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, November 2003.
- [15] Schenk, M.: Interkantonales Messprojekt für lungengängige Partikel (PM10). Umwelt Aargau. Nr. 2, Aargau Juni 1998
- [16] [www.hlug.de/medien/luft/ausbreitungsrechnung/dokumente/glossar\\_internet.pdf](http://www.hlug.de/medien/luft/ausbreitungsrechnung/dokumente/glossar_internet.pdf)
- [17] VDI-Richtlinie 3782 Blatt1: Umweltmeteorologie, Atmosphärische Ausbreitungsmodelle: Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung. Anhang A. Dezember 2001.