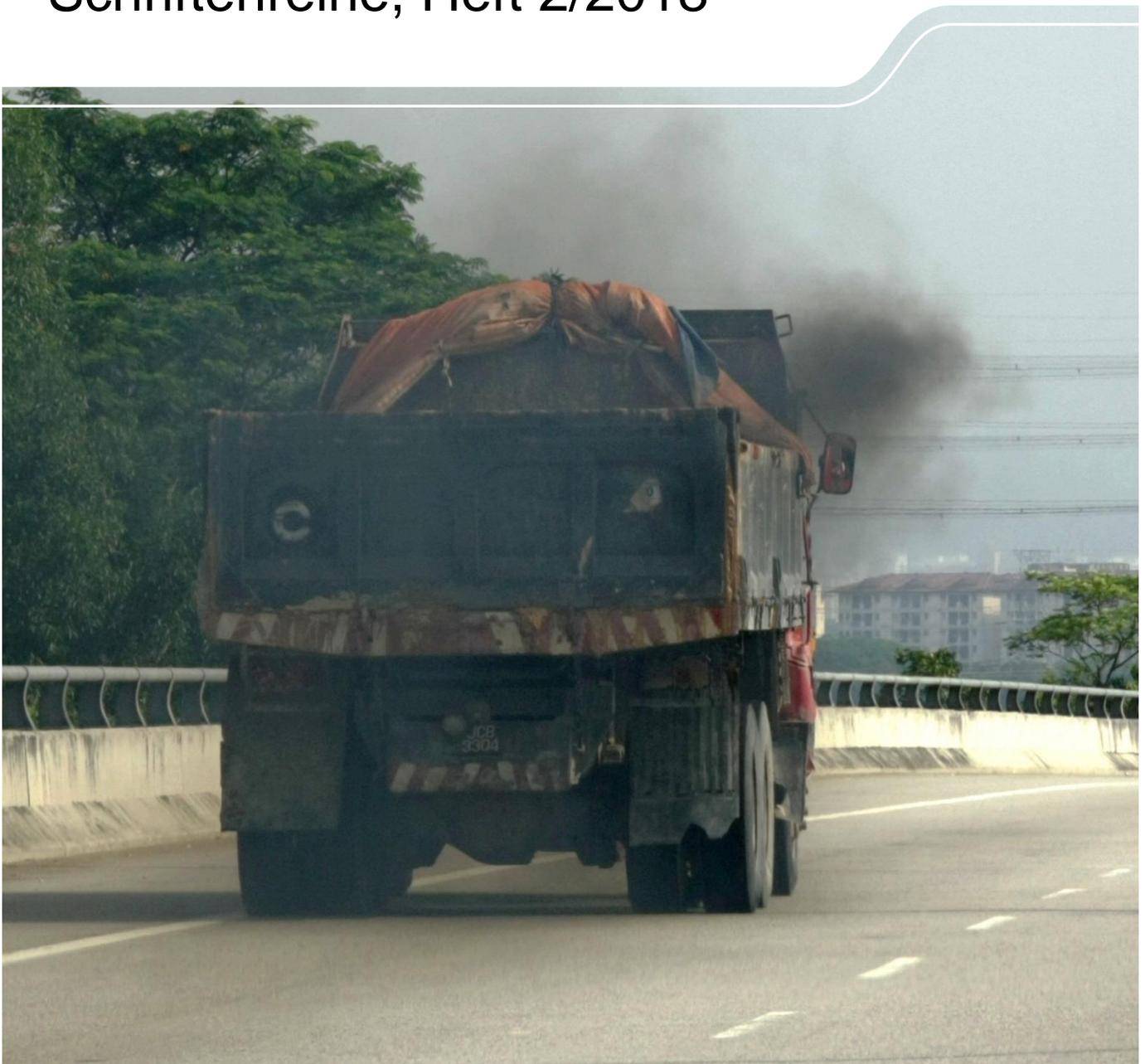


Einfluss von Ruß auf Luft- qualität und Klimawandel

Schriftenreihe, Heft 2/2018



Abschlussbericht
zum Forschungsvorhaben
„Einfluss von Ruß auf
Luftqualität und Klimawandel“

Sascha Pfeifer, Anne Wiesner, Birgit Wehner, Honey Dawn Alas,
Ying Chen, Alfred Wiedensohler

Autoren der jeweiligen Kapitel:

Kapitel 1, 2, 4, 7, 9:

Sascha Pfeifer*

Kapitel 3:

Anne Wiesner*

Kapitel 5:

Birgit Wehner*

Kapitel 6:

Honey Dawn Alas*, Sascha Pfeifer*

Kapitel 8:

Sascha Pfeifer*, Ying Chen*

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

Inhalt

1	Aufgabenstellung	13
2	Analyse und Harmonisierung der vorhandenen Ruß-Daten (AP A)	14
2.1	Übersicht der verfügbaren Datensätze	14
2.1.1	Deutschland	14
2.1.2	Europa	16
2.2	Trendanalyse ausgewählter Zeitreihen	17
2.3	Harmonisierung von Rußdaten	20
2.3.1	Literaturanalyse	20
2.3.2	Korrelationsanalyse ausgewählter Zeitreihen	23
3	Ermittlung von Emissionsfaktoren für EC (AP B)	26
3.1	Emissionsfaktoren für Straßenverkehr aus inverser Modellierung	26
3.1.1	Kurzbeschreibung des Operational Street Pollution Model (OPSM)	27
3.1.2	Simulation des Standortes Leipzig-Eisenbahnstraße	28
3.1.3	Simulation weiterer Standorte	40
3.1.3.1	Leipzig Mitte	40
3.1.3.2	Dresden Nord	45
3.1.4	Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr	49
3.2	Literaturanalyse für übrige Emittentengruppen	50
3.2.1	Verkehr	50
3.2.1.1	Straßenverkehr	50
3.2.1.2	Schienenverkehr	51
3.2.1.3	Binnenschifffahrt	51
3.2.1.4	Flugverkehr	52
3.2.2	Feuerungsanlagen	52
3.2.2.1	Großfeuerungsanlagen	53
3.2.2.2	Kleinfeuerungsanlagen	54
4	Test der mobilen Ruß-Messgeräte (AP C1)	56
4.1	Sensitivität auf Umgebungsbedingungen	56
4.2	Rauschanalyse und Nachweisgrenze	57
4.3	Gerätevariabilität und Vergleich zu Referenzgerät	58
5	Gezielte Intensivmesskampagnen für vertikale und horizontale Konzentrationsprofile (AP C2)	61
5.1	Die Messkampagne „Melpitz-Säule 2015“	61
5.2	Messungen mit dem UAS ALADINA	62
5.3	Messungen mit der hubschraubergetragenen Plattform ACTOS	68
5.4	Messungen mit dem Fesselballon	70
6	Gezielte mobile Messungen am Boden im nahen Umfeld von Messstationen (AP C3)	74
6.1	Methoden	75
6.1.1	Messrucksack	75
6.1.2	Messrouten	77
6.1.3	Datenprozessierung	80
6.1.4	Konvergenzanalysen	80
6.2	Ergebnisse	83
6.2.1	Leipzig – Lützner Straße	83
6.2.2	Dresden – Winkelmannstraße	91
6.2.3	Dresden – Nord	92
7	Messungen als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung für Sachsen (AP C4)	94
7.1	Vergleich der 7-Wellenlängen-Aethalometer	95
7.2	Ergebnisse der Winterkampagne	96

8	Abschätzung der Klimawirksamkeit von Ruß für Sachsen (AP E)	105
8.1	Grundlagen.....	105
8.1.1	Strahlungsantrieb und Klimawirksamkeit.....	105
8.1.2	Ableitung des GWP und CO ₂ -eq Konzentration für Aerosole	106
8.2	Modellbeschreibung und –parameter	107
8.3	Emissionen.....	109
8.4	Ergebnisse	111
9	Zusammenfassung und abgeleitete Handlungsempfehlungen	116
9.1	Zusammenfassung der Arbeitspakete	116
9.1.1	Analyse und Harmonisierung vorhandener Rußdaten.....	116
9.1.2	Ermittlung von Emissionsfaktoren	117
9.1.3	Test der mobilen Ruß-Messgeräte	117
9.1.4	Verbesserung der Datengrundlage durch ergänzende Messungen	118
9.1.5	Mobile Messung am Boden in nahen Umfeld von Messstation	118
9.1.6	Messungen als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung für Sachsen	119
9.1.7	Abschätzung der Klimawirksamkeit von Ruß für Sachsen	120
9.2	Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Rußreduktion.....	120
10	Anlagen	123
10.1	Streudiagramme verschiedener Messverfahren	123
	Literaturverzeichnis	132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Kartographische Übersicht der aktuell recherchierten Stationen in Deutschland (links) und Europa (rechts) mit Messungen von BC und EC	17
Abbildung 2:	Außenansicht des Einlasssystems in der Eisenbahnstraße.....	29
Abbildung 3:	Lage der Messstation Eisenbahnstraße.....	29
Abbildung 4:	Aufbau der Modelldomäne Eisenbahnstraße im OSPM.....	29
Abbildung 5:	Datenverfügbarkeit für die Simulation der EF an der Messstation Eisenbahnstraße.	30
Abbildung 6:	Tagesgang der Verkehrsdichte nach Wochentag bzw. gemittelt für Werktage.....	31
Abbildung 7:	Tagesgang des relativen Anteils an Schwerverkehr nach Wochentag bzw. gemittelt für Werktage.	31
Abbildung 8:	Verteilung der Windrichtung- und Geschwindigkeit für die Messstation Eisenbahnstraße.....	32
Abbildung 9:	Korrelation der gemessenen BC Daten für die Hintergrundstationen TROPOS und Leipzig West.	33
Abbildung 10:	Wochengang berechneter und gemessener Parameter: die Verkehrsdichte N für leichte (<3.5t) und schwere (>3.5t, verzehnfacht) Fahrzeuge, der Verdünnungsfaktor F, Black Carbon an der Straßenstation BC_{rs} und an der Hintergrundstation BC_{bg} , das Verkehrsinkrement BC_{tr} und der Emissionsfaktor EF_{BC}	33
Abbildung 11:	Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation Eisenbahnstraße.	35
Abbildung 12:	Ergebnis der bivariaten linearen Regression zur Bestimmung der EF für leichte und schwere Fahrzeuge an der Messstation Eisenbahnstraße.....	35
Abbildung 13:	Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Eisenbahnstraße.....	36
Abbildung 14:	Abgeschätzter EF für die gemischte Flotte in der Eisenbahnstraße, in Abhängigkeit vom Wind auf Dachniveau, polare Darstellung.	37
Abbildung 15:	Außenansicht des Messcontainers Leipzig-Mitte.....	41
Abbildung 16:	Lage der Messstation Leipzig-Mitte.....	41
Abbildung 17:	Aufbau der Modelldomäne Leipzig-Mitte im OSPM.	42
Abbildung 18:	Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation Leipzig-Mitte.	42
Abbildung 19:	Übersicht zur Datenverfügbarkeit für die Station Leipzig-Mitte von 2010-2016.....	43
Abbildung 20:	Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Leipzig-Mitte.....	44
Abbildung 21:	Außenansicht der Messstation Dresden-Nord von der Antonstraße aus gesehen.....	46
Abbildung 22:	Lage der Messstation Dresden-Nord.....	46
Abbildung 23:	Aufbau der Modelldomäne Dresden-Nord im OSPM.	47
Abbildung 24:	Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation Dresden-Nord.....	47
Abbildung 25:	Übersicht zur Datenverfügbarkeit für die Station Dresden-Nord von 2010-2016.	48
Abbildung 26:	Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Dresden-Nord.....	48
Abbildung 27:	Verhalten der Messwerte (Nullmessung) von S1 und S5 bei Temperaturschwankungen.....	57
Abbildung 28:	24h-Zeitreihe für den Messgerätevergleich zwischen MAAP und Aethalometer S1, S5 und S6.....	59
Abbildung 29:	Streudiagramme der jeweiligen Aethalometer S1, S5 und S6 relativ zum MAAP-Referenzgerät.....	60
Abbildung 30:	Streudiagramme des Aethalometers S1 relativ zu S5 und S6 relativ zu S1 bzw. S5 zu S6.....	61
Abbildung 31:	Die Melpitz Säule: schematische Übersicht über die an der Messkampagne 2015 beteiligten Systeme: Messungen am Boden, Fernerkundung, z.B Lidar, sowie luftgetragene System, wie Fesselballon und unbemannte Flugsysteme (UAS).	62
Abbildung 32:	Das UAS ALADINA während der Messkampagne in Melpitz.....	63
Abbildung 33:	Linke Seite: Messgeräte an der Vorderseite des Flugzeuges.....	63

Abbildung 34:	Verlauf der Tagesmittelwerte von EC (Massenkonzentration des elementaren Kohlenstoffes) in PM _{2.5} und PM ₁₀ in Melpitz während der Kampagne Melpitz-Säule 2015	65
Abbildung 35:	Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 21.6.2015.....	66
Abbildung 36:	Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 1.7.2015.....	66
Abbildung 37:	Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 21.6.2015.....	67
Abbildung 38:	Sämtliche Vertikalprofile der BC Konzentrationen gemessen am 21.06. alle 5 m gemittelt	68
Abbildung 39:	Die Plattform ACTOS, der Helikopter und deren Kombination während eines Messfluges.	69
Abbildung 40:	Vertikalprofile der potentiellen Temperatur Θ , Partikelanzahlkonzentration $> 8 \text{ nm}$ $N_{>8\text{nm}}$, Absorptionskoeffizienten bei 3 verschiedenen Wellenlängen σ_{abs} sowie Partikelanzahlkonzentration $> 400 \text{ nm}$ $N_{>400\text{nm}}$ gemessen am 17.6.2015 über Melpitz.....	70
Abbildung 41:	Vertikalprofile der potentiellen Temperatur Θ , Partikelanzahlkonzentration $> 8 \text{ nm}$ $N_{>8\text{nm}}$, Absorptionskoeffizienten bei 3 verschiedenen Wellenlängen σ_{abs} sowie Partikelanzahlkonzentration $> 400 \text{ nm}$ $N_{>400\text{nm}}$ gemessen am 25.6.2015 über Melpitz.....	70
Abbildung 42:	Verlauf der Tagesmittelwerte von PM ₁₀ (Massenkonzentration bis 10 μm), BC (Massenkonzentration des schwarzen Kohlenstoffes) in PM ₁₀ Temperatur T, relative Feuchte RH sowie Windrichtung und – geschwindigkeit in Melpitz während der Kampagne Melpitz-Säule 2017.....	71
Abbildung 43:	Der TROPOS-Fesselballon während der Wintermesskampagne in Melpitz. Die Abbildung auf der linken Seite zeigt die Box, in der die Aerosolgeräte untergebracht waren.	72
Abbildung 44:	Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur und relativer Feuchte in der Außenluft am 9.2.2017.	72
Abbildung 45:	Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur T und relativer Feuchte RH in der Außenluft sowie nach dem Diffusionstrockner (T dry, RH dry) gemessen während eines Aufstieges am 9.3.2017.	73
Abbildung 46:	Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur T und relativer Feuchte RH in der Außenluft sowie nach dem Diffusionstrockner (T dry, RH dry) gemessen während eines Abstieges am 9.3.2017.	74
Abbildung 47:	Messrucksack im Überblick.....	76
Abbildung 48:	Schematischer Aufbau der Aerosolmessung im Inneren des Rucksacks	77
Abbildung 49:	Messroute an der Station Leipzig - Lützner Straße.....	78
Abbildung 50:	Messroute an der Station Dresden - Winckelmannstraße.....	79
Abbildung 51:	Messroute an der Station Dresden - Nord.....	79
Abbildung 52:	Übersicht der vier Abschnitte für die Konvergenzanalyse in der Lützner Straße	81
Abbildung 53:	Ergebnisse der Konvergenzanalyse für die vier Abschnitte in der Lützner Straße (Winterkampagne)	82
Abbildung 54:	Ergebnisse der Konvergenzanalyse für die vier Abschnitte in der Lützner Straße (Sommerkampagne)	83
Abbildung 55:	Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne (links) bzw. Sommerkampagne	85
Abbildung 56:	Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße während der Winterkampagne bei Westanströmung bzw. Ostanströmung	86
Abbildung 57:	Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße während der Sommerkampagne bei Westanströmung bzw. Ostanströmung im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße.....	87
Abbildung 58:	Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne bzw. Sommerkampagne.....	89
Abbildung 59:	Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne mittwochs und freitags bzw. allen anderen Tagen	90
Abbildung 60:	Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Sommerkampagne mittwochs und freitags bzw. allen anderen Tagen	91
Abbildung 61:	Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM _{2.5} , PM ₁₀ und BC im Bereich der Station Dresden – Winckelmannstraße während der Sommerkampagne	93

Abbildung 62:	Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Dresden – Nord während der Sommerkampagne	94
Abbildung 63:	Streudiagramme der Vergleichsmessungen eines MAAPs sowie der drei AE33 (A, B und C) relativ zum Referenzsystem E	96
Abbildung 64:	Zeitreihe der gemessenen Konzentration von BC entsprechend der jeweiligen Wellenlänge	99
Abbildung 65:	Zeitreihe des abgeleiteten prozentualen Anteils an BC aus Biomasseverbrennung (BB)	100
Abbildung 66:	Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Annaberg-Buchholz	101
Abbildung 67:	Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Annaberg-Buchholz	101
Abbildung 68:	prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Annaberg-Buchholz.....	101
Abbildung 69:	Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Dresden-Winkelmannstraße	102
Abbildung 70:	Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Dresden-Winkelmannstraße.....	102
Abbildung 71:	prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Dresden-Winkelmannstraße	102
Abbildung 72:	Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Melpitz	103
Abbildung 73:	Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Melpitz.....	103
Abbildung 74:	prozentualer Anteil von Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Melpitz	103
Abbildung 75:	Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Leipzig-TROPOS.....	104
Abbildung 76:	Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Leipzig-TROPOS	104
Abbildung 77:	Prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Leipzig-TROPOS.....	104
Abbildung 78:	Darstellung der räumlichen Ausdehnung der äußeren (1) und inneren (2) Domain der Simulation	109
Abbildung 79:	EC-Emissionskarten für Europe (Domain 1) von TNO sowie mit den eingebetteten neuen Werten vom LfULG.....	111
Abbildung 80:	Mittlere DRF und TRF der Domain 2 der sächsischen EC-Emission (TNO und LfULG) für Januar 2014.....	113
Abbildung 81:	Mittlere DRF und TRF der Domain 2 der sächsischen EC-Emission (TNO und LfULG) für Juli 2014	113
Abbildung 82:	GWP für den direkten Strahlungseffekt der sächsischen Rußemission (LfULG und TNO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren.....	115
Abbildung 83:	GWP für den gesamten Strahlungseffekt der sächsischen Rußemission (LfULG und TNO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren.....	116
Abbildung 84:	Streudiagramme von EC (VDI-2 PM2.5) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden.....	123
Abbildung 85:	Streudiagramme von EC (VDI-2 PM10) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden.....	124
Abbildung 86:	Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM2.5) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden.....	125
Abbildung 87:	Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden.....	126
Abbildung 88:	Streudiagramme von EC (VDI-1 PM10) und BC (MAAP PM1) für die straßennahe Station Annaberg-Buchholz für die Sommer- und Winterperioden	127
Abbildung 89:	Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die straßennahe Station Leipzig-Mitte für die Sommer- und Winterperioden.....	128

Abbildung 90: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die städtische Hintergrundstation Leipzig-West für die Sommer- und Winterperioden	129
Abbildung 91: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die straßennahe Station Dresden-Nord für die Sommer- und Winterperioden.....	130
Abbildung 92: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die städtische Hintergrundstation Dresden-Winkelmannstraße für die Sommer- und Winterperioden.....	131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht aller verfügbaren Datensätze für EC und BC aufgeteilt nach Bundesländern für den Zeitraum von 2009 bis 2014.....	16
Tabelle 2:	Änderungsraten der Rußkonzentration unter Verwendung eines angepassten Sen-Theil Trendanalyseverfahrens	18
Tabelle 3:	Übersicht von Umrechnungsfaktoren der ausgewählten Messverfahren bzw. Messgrößen, wobei die angegebenen Werte das Verhältnis der Messmethode aus Zeile zu Spalte darstellt. Die Werte der Filteranalyse beziehen ausschließlich auf EC.....	21
Tabelle 4:	Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligem Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren ländlichen Hintergrundstationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden	24
Tabelle 5:	Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligem Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren städtischen Hintergrundstationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden	24
Tabelle 6:	Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligem Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren straßennahen Stationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden	25
Tabelle 7:	Übersicht der Faktoren zwischen EC (VDI-1/2 PM ₁₀) und BC (MAAP PM ₁₀)	25
Tabelle 8:	Übersicht der Faktoren zwischen EC (EUSAAR-2-T PM _{2,5} und PM ₁₀) und BC (MAAP PM ₁₀)	25
Tabelle 9:	Übersicht der Faktoren zwischen EC (EUSAAR-2-T PM ₁₀) und EC (VDI-1/2 PM ₁₀)	26
Tabelle 10:	Ergebnisse der Simulation für die Station Leipzig-Eisenbahnstraße: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.	37
Tabelle 11:	Übersicht von Emissionsfaktoren (absoluter Wert) für gemischte Fahrzeugflotten, Leicht- und Schwerverkehr	39
Tabelle 12:	Ergebnisse der Simulation für die Station Leipzig-Mitte: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.	44
Tabelle 13:	Ergebnisse der Simulation für die Station Dresden-Nord: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.	49
Tabelle 14:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Linearen Regression aller Stationen für den Sommer 2014.	49
Tabelle 15:	Übersicht von Emissionsfaktoren (relativer Wert) für verschiedene Fahrzeugtypen, Flottenzusammensetzung und Verkehrssituationen	50
Tabelle 16:	Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Schienenverkehr	51
Tabelle 17:	Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Binnenschifffahrt unterteilt nach Kraftstoff.....	52
Tabelle 18:	Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Flugverkehr unterteilt nach Kraftstoff	52
Tabelle 19:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Steinkohle in Großfeuerungsanlagen	53
Tabelle 20:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Großfeuerungsanlagen	53
Tabelle 21:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von schwerem Heizöl in Großfeuerungsanlagen	53
Tabelle 22:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von leichtem Heizöl in Großfeuerungsanlagen	53
Tabelle 23:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Großfeuerungsanlagen	54
Tabelle 24:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Stein- & Braunkohle in Kleinfeuerungsanlagen (Haushalte)	54
Tabelle 25:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Kleinfeuerungsanlagen (Haushalte)	54
Tabelle 26:	Emissionsfaktoren für die Verwendung anderer flüssiger Brennstoffe in Kleinfeuerungsanlagen (Haushalte)	54
Tabelle 27:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Kleinfeuerungsanlagen (Haushalte)	55

Tabelle 28:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Stein- & Braunkohle in Kleinfeuerungsanlagen (Gewerbe)	55
Tabelle 29:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Kleinfeuerungsanlagen (Gewerbe)	55
Tabelle 30:	Emissionsfaktoren für die Verwendung anderer flüssiger Brennstoffe in Kleinfeuerungsanlagen (Gewerbe)	55
Tabelle 31:	Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Kleinfeuerungsanlagen (Gewerbe)	55
Tabelle 32:	Einsatzgebiete der drei portablen Aethalometer	56
Tabelle 33:	Resultierende Standardabweichung für verschiedene Mittelungszeiträume der Aethalometer S1 und S5	58
Tabelle 34:	Übersicht über alle Flüge mit dem UAV ALADINA, bei denen das AE51 betrieben wurde.	63
Tabelle 35:	Übersicht der Messgeräte des Rucksacks in der Winterkampagne mit ihren jeweiligen Zeitauflösungen	75
Tabelle 36:	Gesamtübersicht Messtage bzw. Runden der Winterkampagne in Leipzig und Dresden	78
Tabelle 37:	Gesamtübersicht Messtage bzw. Runden der Sommerkampagne in Leipzig und Dresden	78
Tabelle 38:	Übersicht von BC, dem relativen Anteil bzw. den absoluten Wert von Biomasseverbrennung BB bzw. BC _{bb} als Median sowie der 5 % und 95 % Perzentile	98
Tabelle 39:	GWP von Ruß für den direkten und den gesamten Strahlungsantrieb für verschiedene Zeithorizonte	107
Tabelle 40:	Unterer und oberer Durchmesser in [µm] der Größenklassen für das Modul MOSAIC	108
Tabelle 41:	Global gemittelter Strahlungsantrieb (DRF und TRF) sächsischer Rußemission (TNO und LfULG)	112
Tabelle 42:	GWP unter Berücksichtigung des direkten Strahlungseffektes	114
Tabelle 43:	GWP und Berücksichtigung des gesamten Strahlungseffektes	114

Abkürzungsverzeichnis

AP	Arbeitspaket
AG	Auftraggeber
AN	Auftragnehmer
BC	Black Carbon
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BrC	Brown Carbon
DRF	Direct Radiative Forcing
EC	Elemental Carbon
EF	Emissionsfaktor
(A)GWP	(Absolute) Global Warming Potential
GUAN	German Ultrafine Aerosol Network
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
MAAP	Multiangle Absorption Photometer
OPSS	Optical Particle Size Spectrometer
OSPM	Operational Street Pollution Model
PM _{xx}	Aerosolpartikel kleiner einem aerodynamischen Durchmesser xx in Mikrometer
PM _{xx-yy}	Aerosolpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser im Bereich von xx bis yy in Mikrometern
TNO	Netherlands Organisation for Applied Scientific Research
TRF	Total Radiative Forcing
TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
UAV	Unmanned Aerial Vehicle
UBA	Umweltbundesamt

1 Aufgabenstellung

Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Einfluss der Luftqualität (insbesondere Ruß) auf Klimawandel und Klimaanpassung“, Los 2: Einfluss von Ruß auf Luftqualität und Klimawandel, soll in erster Linie das vorhandene sächsische Emissions- und Immissionskataster um den Parameter Ruß ergänzt werden. Resultierend daraus soll die Klimawirksamkeit von Rußemission in Sachsen abgeschätzt werden.

Im Speziellen lautet die Zielstellung:

- Erweitern des sächsischen Emissions- und Immissionskatasters um den Parameter des elementaren Kohlenstoffes (EC)
 - Ableiten von Emissionsfaktoren für EC für den Straßenverkehr, sowie Literaturrecherche zu Emissionsfaktoren übriger Emittentengruppen
 - Analyse der EC-Vorbelastungswerte für den regionalen und städtischen Hintergrund
 - Abschätzen des grenzüberschreitenden Eintrags von EC
- Abschätzen der Klimawirksamkeit (CO₂-Äquivalenzfaktors) in Sachsen, Abschätzen des Einflusses auf die Klimaerwärmung, insbesondere im Winter
- Durchführung von mobilen Messungen als Beitrag zur Feststellung der Quellen für die PM10-Grenzwertüberschreitung in der Lützner Straße (Leipzig)

Zur Bearbeitung dieser breiten Zielstellung ist das Projekt in teilweise unabhängige Arbeitspakete unterteilt. Die Reihenfolge und Titel dieser Arbeitspakete, entsprechend der Leistungsbeschreibung des Auftragnehmers, wurden beibehalten.

- Arbeitspaket A: Analyse, Harmonisierung der vorhandenen Rußdaten (national, international), Lückenanalyse
- Arbeitspaket B: Ermittlung von Emissionsfaktoren für EC (für Straßenverkehr auch aus Modellierung, für übrige Emittentengruppen aus Literaturanalyse) für das sächsische Emissionskataster
- Arbeitspaket C: Verbesserung der Datengrundlage durch ergänzende Messungen
 - C1: Test der mobilen Rußmessgeräte
 - C2: Gezielte Intensivmesskampagnen für vertikale und horizontale Konzentrationsprofile
 - C3: Gezielte mobile Messungen am Boden im nahen Umfeld von Messstationen
 - C4: Messungen als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung für Sachsen
 - C5: Ergänzende fluggestützte Messungen (Kontingent in einem Auftrag des LfULG)
- Arbeitspaket D: Auswertung aller Daten
- Arbeitspaket E: Abschätzung der Klimawirksamkeit von Ruß für Sachsen
- Arbeitspaket F: Ableitung von Handlungsempfehlungen

Eine detailliertere Beschreibung der Zielstellung und der Arbeitspakete ist der Leistungsbeschreibung des Projektes zu entnehmen.

2 Analyse und Harmonisierung der vorhandenen Ruß-Daten (AP A)

Entsprechend der Leistungsbeschreibung dient das Arbeitspaket A (AP A) der Erfassung und Zusammenstellung existierender Rußimmissionsdaten. Die Daten sollen ausgewertet und gefundene Tendenzen räumlich und zeitlich dargestellt werden. Ein Schwerpunkt in diesem Arbeitspaket stellt dabei die Vergleichbarkeit der Messverfahren (Coulometrie, Thermographie, Photometrie) dar. Die zusammengetragenen Rußimmissionsdaten sind darüber hinaus die Grundlage für die Modellierung im Rahmen des AP B zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für EC, sowie generelle Referenz für die Modellierung im Rahmen des AP E.

2.1 Übersicht der verfügbaren Datensätze

2.1.1 Deutschland

Ausgangspunkt der Recherche waren die Datenbanken des sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und des Umweltbundesamtes (UBA). Der vom UBA übermittelte Datensatz umfasst vollständig die vorhandenen Daten für Ruß, unterteilt in „Ruß“, EC PM_{2.5} und EC PM₁₀, für Deutschland. Der Datensatz umfasst 201 Daten, je Unterteilung und Messstation. Die Daten reichen zum Beispiel bis in das Jahr 1979 (Ludwigshafen-Pfalzgrafenplatz) zurück, mit durchgängigen Zeitreihen von bis zu 25 Jahren (Schwarzwald-Süd). Für das Land Sachsen wurden für den aktuelleren Zeitraum die Daten des LfULG verwendet. In dem Datenbestand befinden sich zehn der 16 Bundesländer. Die in dem Datensatz aufgeführten Messmethoden für die Kategorie „Ruß“ sind je nach Bundesland sehr unterschiedlich, teilweise auch ohne genaue Angaben, so zum Beispiel Coulometrie (Bremen, Sachsen und Sachsen-Anhalt), Reflektometrie (Brandenburg, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Thüringen), Thermodesorption (Brandenburg, Hamburg) oder Lichtabsorption (Hamburg, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen). Für Baden-Württemberg existieren 41 Stationen für Ruß welche mithilfe von Thermographie gemessen wurden. Als letzte und modernere Messmethode befindet sich in dem Datensatz die Mehrwinkelphotometrie bei Rheinland-Pfalz bzw. Sachsen. Die Kategorie „Ruß“ ist dabei klassifiziert als kontinuierliche Messungen von BC (UBA: Minkos, 2015) und wird im Folgenden nur noch als BC bezeichnet. Weiterhin befinden sich in diesem Datensatz 40 Stationen mit Messwerten für EC, davon 38 Stationen für PM₁₀ und sieben Stationen für PM_{2.5}.

Lange Zeitreihen sind generell von hohem wissenschaftlichem Wert. Für eine zielführende Bearbeitung insb. um aktuelle Werte zu betrachten (z. B. aktuelle gültige Emissionsfaktoren im AP B oder Modellvalidierung im AP E) wurde in einem ersten Schritt der Datensatz nur aktuelle Daten betrachtet. Nach Rücksprache mit dem Auftraggeber wurde hierfür der Zeitraum von 2009 bis 2014 gewählt. Die Anzahl verfügbarer Daten bzw. Messstationen reduziert sich hierbei drastisch. Einige Bundesländer, namentlich Bremen, Nordrhein-Westfalen und Saarland, besitzen keine Daten aus dem gewählten Zeitraum. Die Gesamtanzahl reduziert sich auf 30 Stationen für EC und 41 Stationen für BC.

Wie bereits erwähnt fehlen im Datensatz des UBA sechs Bundesländer, namentlich Bayern, Berlin, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Daher wurden die jeweiligen Landesämter kontaktiert und verfügbare Daten, insbesondere für den Zeitraum von 2009 bis 2014, erfragt.

Für Bayern liegen in dem besagten Zeitraum keine Daten vor (Bayerisches Landesamt für Umwelt: Pitz, 2015). Für Berlin konnten Daten für zwei Stationen bereitgestellt werden (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt: Clemen, 2015). Bei dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie ergab die Anfrage fünf Messstationen (Frankfurt-Lerchesberg, Flörsheim, Mörfelden, Raunheim und Wiesbaden-Ringkirche) mit Daten von Mehrwinkelabsorptionsphotometrie (HLNUG: Oehme, 2009). In Mecklenburg-Vorpommern ergab die Recherche eine weitere Station (Gülzow) mit Messungen von EC/OC (LUNG Mecklenburg-Vorpommern: Draheim, 2015). Niedersachsen verwies auf die Messstation Süddoldenburg (Bösel), von welcher die Daten dem AN bereits im Rahmen des German Ultrafine Aerosol Network (GUAN) vorlagen (Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim: Hainsch, 2015). Eine Anfrage für Schleswig-Holstein erfolgte nicht.

Zusätzlich zu den Daten der Landesumweltämter wurden weitere Stationen aus dem Bundesgebiet in den Datenbestand aufgenommen. Vier Stationen werden direkt vom UBA betrieben, namentlich die Station Schauinsland (Baden-Württemberg), Waldhof (Niedersachsen), Neuglobsow (Brandenburg) und Schmücke (Thüringen). Zwei weitere Stationen in Bayern, Hohenpeißenberg und Augsburg, werden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bzw. dem Helmholtz Zentrum München, Institut für Epidemiologie (HMGU) betrieben. In Sachsen liegen Daten vom Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) für drei weitere Messstationen (Leipzig-TROPOS, Leipzig-Eisenbahnstraße, Melpitz) vor. Eine Gesamtübersicht ist in Tabelle 1 zu finden bzw. kartographisch in Abbildung 1 dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht aller verfügbaren Datensätze für EC und BC aufgeteilt nach Bundesländern für den Zeitraum von 2009 bis 2014

Bundesland	Datenquelle	Anzahl der Stationen mit EC	Anzahl der Stationen mit BC
Baden-Württemberg	UBA	1	1
Bayern	UBA, DWD, HMUG	2	3
Berlin	Sen. Berlin	2	0
Brandenburg	UBA	7	1
Bremen	-	0	0
Hamburg	UBA	0	3
Hessen	HLNUG	0	5
Mecklenburg-Vorpommern	LUNG	0	1
Niedersachsen	UBA, GAA	1	2
Nordrhein-Westfalen	-	0	0
Rheinland-Pfalz	UBA	0	8
Saarland	-	0	0
Sachsen	LfULG, TROPOS	15	8
Sachsen-Anhalt	UBA	9	0
Thüringen	UBA	1	25

2.1.2 Europa

Ausgangspunkt der Recherche für Messdaten im europäischen Raum war die Datenbank EBAS des Norwegian Institute for Air Research (NILU). Diese Datenbank vereint Datensätze verschiedener Forschungsprogramme, so zum Beispiel European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), World Meteorological Organization – Global Atmosphere Watch (WMO-GAW) oder Aerosols, Clouds, and Trace gases Research Infrastructure Network (ACTRIS).

Eine Suchabfrage ergab 30 Messstationen mit Daten von filterbasierten Absorptionsphotometern, d.h. Messungen von BC (PM_{10} , $PM_{2.5}$ oder PM_{10}) in Europa. Weiterhin existieren in der Datenbank drei Stationen mit Messungen von EC in PM_{10} , 17 mit EC in $PM_{2.5}$ und 26 mit EC in PM_{10} . Insgesamt beinhaltet die Datenbank 51 Messstationen außerhalb Deutschlands, wobei der Großteil der Stationen klassifiziert ist als ländlicher Hintergrund.

Da es nicht möglich war ein Filterkriterium für den Zeitraum festzulegen, handelt es sich somit um den vollständigen Datenumfang, d.h. unabhängig vom gewünschten Zeitraum von 2009 bis 2014. Bei den genannten Zahlen handelt es sich in erster Linie um die unmittelbaren Ergebnisse der Suchabfrage.

Die in der Datenbank enthaltenen Zeitreihen wurden nicht weiter prozessiert und es erfolgte auch keine spezielle Analyse. Es existieren bereits wissenschaftliche Analysen zur Harmonisierung von Ruß-Daten unter Verwen-

derung der verfügbaren Daten aus Europa. Diese werden im Abschnitt 2.3.1 genauer behandelt. Eine abermalige Analyse erscheint daher nicht zielführend.

Mit Blick auf die erforderlichen Daten als mögliche Referenzpunkte für eine Modellvalidierung im Zusammenhang mit AP E sind insbesondere die benachbarten Länder der Tschechische Republik und der Republik Polen interessant. Im Datenbestand von EBAS existiert eine Station in Polen (Diabla Góra) mit Messungen von EC. Für Tschechien existieren in der Datenbank zwei Stationen (Svratouch und Kosetice) mit Messungen von EC bzw. BC. Es existieren weiterhin Daten aus Usti nad Labem im Rahmen des Projektes UltraSchwarz (Zscheppang, et al., 2014). Darüber liegen Messwerte von EC für die Station Prag-Suchdol vor (ICPF: Zikova, 2015).

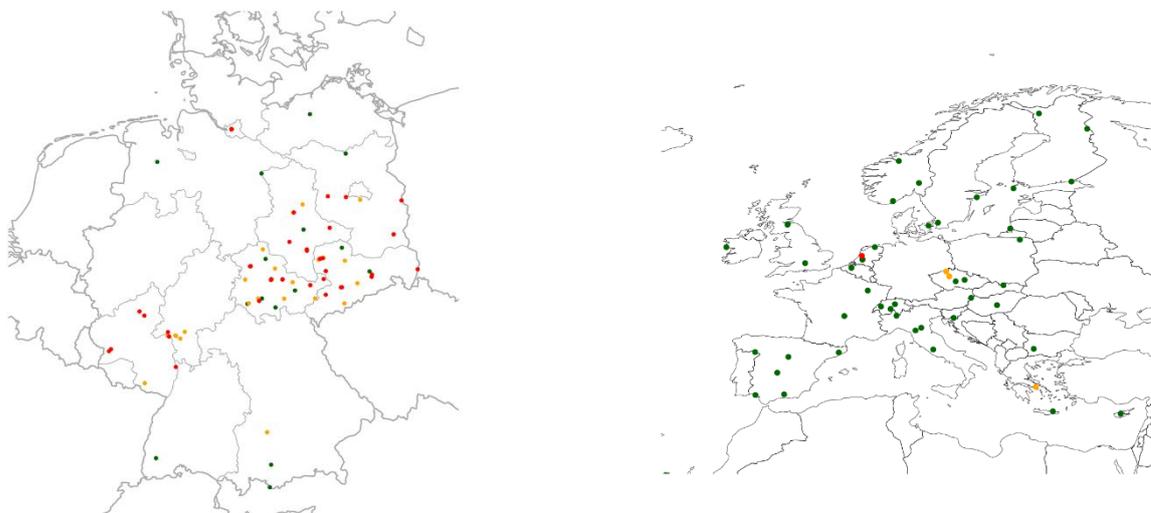


Abbildung 1: Kartographische Übersicht der aktuell recherchierten Stationen in Deutschland (links) und Europa (rechts) mit Messungen von BC und EC (grün: ländlich, gelb: städtischer Hintergrund, rot: verkehrsnah)

2.2 Trendanalyse ausgewählter Zeitreihen

Für die recherchierten Daten in Deutschland aus dem Zeitraum von 2009 bis 2014 wurde eine Trendanalyse durchgeführt. Hierfür wurde ein angepasstes Sen-Theil Trendanalyseverfahren verwendet, welches robust gegenüber Ausreißern ist. Das angewendete Verfahren ist identisch mit dem von Birmili et al. (2015).

Für jeden Datensatz wurden paarweise Änderungsraten bzw. Anstiegen m der Messgrößen x , respektive der EC bzw. BC Konzentration, berechnet.

$$m = \frac{x_{t+\Delta t} - x_t}{\Delta t} \quad (1)$$

Hierbei kann Δt nur ein ganzzahliges Vielfaches von 364 Tage bzw. 52 Wochen annehmen. Somit werden nur Daten desselben Wochentages und Saison verglichen. Für jede Zeitreihe ergibt sich eine hinreichende Anzahl an Anstiegen. Aus dieser Datenmenge wurde der Median bestimmt. Die Signifikanz dieser Trends wurde mit einem zweiseitigen t-Test bestimmt.

Das Verfahren wurde nur für Daten angewendet welche mindestens eine dreijährige durchgehende Zeitreihe mit einer Datenverfügbarkeit von 80 % besaßen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt.

Die analysierten Zeitreihen können je nach Parameter auf verschiedenen Messverfahren basieren. Unter der Annahme eines konstanten Faktors der Messgrößen sollten die resultierenden Änderungsraten bei verschiedenen Messverfahren dennoch vergleichbar sein.

Die Änderungsraten sind fast alle durchgehend negativ, d.h. eine Abnahme der Rußkonzentration ist für fast alle Stationen in Deutschland zu verzeichnen. Für Sachsen liegen diese für BC im Bereich von -0.6 % (Dresden Winkelmannstraße) bis -8.9 % (Leipzig Mitte) bzw. EC von -2 % (Radebeul Wahnsdorf) bis -11 % (Leipzig Lützner Straße). Die Werte für BC in Rheinland-Pflanz liegen in einem ähnlichen Bereich von -4.6 % (Pirmasens Schaeferstraße) bis -9.2 % (Mainz Parcusstraße). Dasselbe gilt für Thüringen, mit Werten im Bereich von 0 % (Possen) bis 10.8 % (Weimer Karl-Liebknecht-Straße). Die Stationen vom Umweltbundesamt verzeichnen eine Abnahme von -3.8 % (Neuglobsow) bzw. -12.5 % (Schauninsland). Für eine Vielzahl von Stationen besitzen die Werte eine nicht hinreichende Signifikanz (z.B. aufgrund geringer Datenverfügbarkeit) und sind daher nicht repräsentativ.

Tabelle 2: Änderungsraten der Rußkonzentration unter Verwendung eines angepassten Sen-Theil Trendanalyseverfahrens

ID	Parameter	Änderungsrate	Unteres Konf.interv. (5%)	Oberes Konf.interv. (95%)	Signifikanz
DE0044R	BC PM10	-4.4%	-5.8%	-3.0%	signifikant
DE0055B	BC PM10	-4.5%	-5.6%	-3.4%	signifikant
DE0066K	BC PM10	-4.7%	-5.3%	-4.0%	signifikant
DEBB044	EC PM10	-22%	-98.6%	53.7%	nicht signifikant
DEBB045	EC PM10	-21%	-146.9%	104.8%	nicht signifikant
DEBB087	EC PM10	11%	-296.4%	318.5%	nicht signifikant
DEMV004	EC_PM2	13%	-68.5%	93.6%	nicht signifikant
DERP010	BC PM1	-9.2%	-9.5%	-8.9%	signifikant
DERP036	BC PM1	-6.8%	-7.2%	-6.4%	signifikant
DERP041	BC PM1	-6.5%	-6.8%	-6.2%	signifikant
DERP042	BC PM1	-4.6%	-5.0%	-4.2%	signifikant
DERP045	BC PM1	-4.9%	-5.2%	-4.5%	signifikant
DERP046	BC PM1	-5.1%	-5.6%	-4.6%	signifikant
DESN001	BC PM1	-3.1%	-5.2%	-0.9%	signifikant
DESN020	EC PM10	-5%	-9.2%	-1.0%	signifikant
DESN025	BC PM1	-8.9%	-12.5%	-5.3%	signifikant
DESN025	EC PM10	-4%	-7.5%	-1.1%	signifikant
DESN051	EC PM10	-2%	-23.1%	18.2%	nicht signifikant

DESN059	BC PM1	-6.3%	-7.5%	-5.0%	signifikant
DESN059	EC PM10	-5%	-16.0%	5.5%	nicht signifikant
DESN061	BC PM1	-8.7%	-9.2%	-8.2%	signifikant
DESN061	EC PM10	-7%	-10.2%	-3.8%	signifikant
DESN076	EC PM10	-5%	-17.3%	8.2%	nicht signifikant
DESN077	EC PM10	-11%	-15.0%	-7.6%	signifikant
DESN083	EC PM10	-8%	-10.6%	-4.8%	signifikant
DESN084	EC PM10	-3%	-6.8%	1.5%	nicht signifikant
DESN092	BC PM1	-0.6%	-2.6%	1.3%	signifikant
DESN092	EC PM10	-4%	-59.0%	50.9%	nicht signifikant
DEST002	EC PM10	2%	-53.7%	57.0%	nicht signifikant
DEST075	EC PM10	1%	-39.9%	42.1%	nicht signifikant
DEST092	EC PM10	-4%	-29.0%	20.9%	nicht signifikant
DEST092	EC PM2.5	117%	-247%	481%	nicht signifikant
DEST102	EC PM10	0%	-69.3%	69.5%	nicht signifikant
DEST104	EC PM10	11%	-67.0%	89.3%	nicht signifikant
DETH009	BC PM1	-5.1%	-5.8%	-4.3%	signifikant
DETH011	BC PM1	-5.5%	-6.1%	-5.0%	signifikant
DETH013	BC PM1	-3.7%	-5.0%	-2.4%	signifikant
DETH020	BC PM1	-7.7%	-8.3%	-7.2%	signifikant
DETH026	BC PM1	-3.9%	-4.6%	-3.3%	signifikant
DETH027	BC PM1	-5.2%	-5.9%	-4.5%	signifikant
DETH036	BC PM1	-2.4%	-3.0%	-1.8%	signifikant
DETH041	BC PM1	-2.8%	-4.8%	-0.9%	signifikant
DETH042	BC PM1	0.0%	-1.7%	1.7%	nicht signifikant
DETH043	BC PM1	-9.2%	-9.5%	-8.8%	signifikant
DETH061	BC PM1	-2.2%	-3.8%	-0.6%	signifikant
DETH084	BC PM1	-10.8%	-11.6%	-10.0%	signifikant
DETH094	BC PM1	-5.7%	-6.1%	-5.3%	signifikant

DEUB004	BC PM1	-12.5%	-13.7%	-11.4%	signifikant
DEUB004	EC PM2.5	-27%	-325.2%	271.0%	nicht signifikant
DEUB005	EC PM2.5	-12%	-146.9%	123.7%	nicht signifikant
DEUB029	EC PM2.5	-11%	-56.7%	35.0%	nicht signifikant
DEUB030	BC PM1	-3.8%	-5.3%	-2.2%	signifikant
DEUB030	EC PM2.5	-8%	-35.3%	18.7%	nicht signifikant

2.3 Harmonisierung von Rußdaten

Um die Vergleichbarkeit der Daten des AP A zu gewährleisten, ist es von großer Relevanz die unterschiedlichen Messmethoden zu harmonisieren. Weiterhin ist dies Voraussetzung, um die simulierten Emissionsfaktoren aus AP B auf eine Referenz für EC umzurechnen.

Zur Bestimmung von EC existieren verschiedene Messverfahren mit einer Vielzahl an Protokollen, so z. B. Coulometrie (VDI 2465 Blatt 1, kurz: VDI-1), Thermographie (VDI 2465 Blatt 2, kurz: VDI-2) oder thermooptische Verfahren mithilfe von Transmission bzw. Reflexion (IMPROVE, NIOSH, EUSAAR-1/2). Auch existiert eine Vielzahl an photometrischen Methoden zur Bestimmung von BC, z. B. Aethalometer (Hansen & Schnell, 1984), Particle Soot Absorption Photometer PSAP (Bond, et al., 1999), Multiangle Absorption Photometer MAAP (Petzold & Schönlinner, 2004). Darüber hinaus existieren auch photoakustische Verfahren (Arnott, et al., 1999), z. B. Photoacoustic Soot Spectrometer PASS. Eine weitere Messmethode für Einzelpartikel ist das Single Particle Soot Photometer SP2.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde sich auf eine gewisse Anzahl von Messverfahren bzw. Geräten für den Vergleich und die Harmonisierung beschränkt. Die Auswahl erfolgte auch mit Blick auf die Arbeitspakete B und C. Dies sind namentlich für EC die Messverfahren VDI-1 und 2 sowie EUSAAR-2 mithilfe von Transmission bzw. Reflexion, im Folgenden als EUSAAR-2-T bzw. EUSAAR-2-R genannt. Die photometrischen Verfahren wurden auf das MAAP und die Aethalometer AE31/33 und AE51 beschränkt.

2.3.1 Literaturanalyse

Für eine grobe Übersicht von Umrechnungsfaktoren der Messverfahren untereinander bietet sich eine Matrixdarstellung an. In Tabelle 3 sind Umrechnungsfaktoren aus der Literatur dargestellt. Dabei sind die angegebenen Werte dargestellt als das Verhältnis der Messmethoden der Zeile zur Spalte. In dieser Darstellung wurde bewusst auf Vergleiche baugleicher Geräte, sowie der reziproken Werte verzichtet.

Tabelle 3: Übersicht von Umrechnungsfaktoren der ausgewählten Messverfahren bzw. Messgrößen, wobei die angegebenen Werte das Verhältnis der Messmethode aus Zeile zu Spalte darstellt. Die Werte der Filteranalyse beziehen ausschließlich auf EC.

	VDI-2	EUSAAR-2-T	EUSAAR-2-R	MAAP	AE31/33	AE51
VDI-1	0.99 (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, 2015)	1.07-2.44 (Maly & Schlatter, 2010)	0.95-2.22 (Kath, 2014)	1.05 (Hintzenberger, et al., 2006)	-	-
VDI-2	-	1.02-1.57 (Spindler, et al., 2015)	0.50-0.73 (Spindler, et al., 2015)	2.20 (Genberg, et al., 2013) 1.12 (Spindler, et al., 2015)	-	-
EUSAAR-2-T	-	-	-	0.63 (Spindler, et al., 2015)	-	-
EUSAAR-2-R	-	-	-	-	-	-
MAAP	-	-	-	-	0.79-1.01 (Park, et al., 2006) 0.79 (Müller, et al., 2011)	0.84 (Viana, et al., 2011)
AE31/33	-	-	-	-	-	1.16 (Cheng & Lin, 2013)

Vergleich der Filteranalyseverfahren untereinander

Mit einem Faktor von 0,99 für EC weist das VDI-2 Verfahren nahezu keine Abweichung zum VDI-1 Verfahren auf (Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, 2015).

Der Vergleich mit EUSAAR-2 Verfahren zeigt hingegen eine große Variabilität. Bei Vergleichsmessungen im Feld zeigte sich eine große jahreszeitliche Schwankung wie auch eine Abhängigkeit vom Stationsort. Es zeigt sich zum Beispiel anhand exemplarischer Daten aus der Schweiz, dass die Messverfahren von straßennahen Stationen gut übereinstimmen, mit einem Verhältnis VDI-1 zu EUSAAR-2-T von 1,07. Für quellenferne Stationen erhöht sich dieses Verhältnis auf 2,44 (Maly & Schlatter, 2010). Bei Vergleichsmessungen der Luftgütemessstationen in Sachsen wurde das VDI-1 Verfahren mit dem TOR(EUSAAR-2) verglichen. Auch in diesem Fall existiert eine Variation je nach Messstandort. Zusätzlich zeigt sich eine ausgeprägte jahreszeitliche Schwankung des Faktors beider Verfahren (Kath, 2014).

Ein außerordentlich interessanter Datensatz liegt für die Messstation Melpitz vor (Spindler, et al., 2015). In einer zweijährigen Messperiode wurde das VDI-2 Verfahren mit EUSAAR-2-T sowie EUSAAR-2-R verglichen. Diese Vergleiche bzw. Umrechnungsfaktoren existieren sowohl für PM_{10} , $PM_{2.5}$ und PM_{10} . Darüber hinaus liegen für denselben Zeitraum auch Vergleiche mit BC-Messungen (MAAP) vor, diese sollen jedoch erst im nächsten Abschnitt betrachtet werden. Die resultierenden Umrechnungsfaktoren zeigen keine signifikante Abhängigkeit der Partikelgröße, sodass in der folgenden Analyse auf eine Unterscheidung zwischen PM_{10} , $PM_{2.5}$ und PM_{10} verzichtet wurde. Im Mittel und über den gesamten Zeitraum liegen die Faktoren bei 0,5 für VDI-2 zu EUSAAR-2-R bzw. 1,09 zu EUSAAR-2-T. Diese Faktoren unterscheiden sich für östliche und westliche Anströmrichtung und besitzen eine starke jahreszeitliche Schwankung. Die angegebenen Werte sind jedoch kritisch zu betrachten. Die Bandbreite der Variation ist relativ gering, sodass der verwendete lineare Re-

gressionsalgorithmus mit Offset als ungeeignet zu werten ist. Die Vertrauenskoeffizienten von 0.66 (EUSAAR-2-R) und 0.58 (EUSAAR-2-T) verweisen auf eine große Streuung. Der resultierende Offset ist mit 0,38 (EUSAAR-2-R) bzw. 0,34 (EUSAAR-2-T) für die geringen Konzentrationen überproportional hoch. Bei einer Regression ohne Offset würden sich die resultierenden Umrechnungsfaktoren erhöhen und die statistische Signifikanz steigern. Die Daten wurden für eine erneute Analyse bereitgestellt. Im Abschnitt 2.3.2 werden die Ergebnisse unter Verwendung einer geeigneten linearen Regression ohne Offset dargestellt. Unabhängig davon handelt es sich bei Melpitz um eine ländliche Hintergrundstation. Die resultierenden Ergebnisse sind nicht unmittelbar übertragbar auf eine straßennahe Station. Insgesamt ist die verfügbare Anzahl an Werten für straßennahe Station als gering einzustufen.

Filteranalyseverfahren im Vergleich zu photometrischen Verfahren

Vergleicht man Filteranalyseverfahren und photometrische Verfahren, so vergleicht man zwei verschiedene Messgrößen, entsprechend dem Fokus dieser Arbeit EC und BC. Der aktuelle Umfang der Recherche beinhaltet nur Vergleiche von Filteranalyseverfahren mit einem MAAP.

Hintzenberger et al. (2006) verglich die Ergebnisse von EC des VDI-1 Verfahrens und BC von einem MAAP von einer städtischen Hintergrundstation in Wien. Das mittlere Verhältnis der Massenkonzentrationen von VDI-1 zu MAAP wird mit 1.05 angegeben.

Wie im Abschnitt 2.1.2 existieren bereits Analysen zur Harmonisierung von EC und an verschiedenen europäischen Messstationen, so zum Beispiel in der Arbeit von Genberg et al. (2013), welcher das Ergebnis von EC aus dem VDI-2 Verfahren mit BC (MAAP) an der ländlichen Hintergrundstation Melpitz verglich. Das Verhältnis von VDI-2 zu MAAP lag bei 2.2. Dem entgegen leitete Spindler et al. (2015) für dieselbe Messstation aus dem zuvor beschriebenen Datensatz ein Verhältnis von EC (VDI-2) zu BC (MAAP) von nur 1.12 ab, was eine signifikante Abweichung zu dem Ergebnis von Genberg et al. (2013) darstellt. Die Ursache sollte auch hier in erster Linie in einem ungeeigneten Regressionsverfahren liegen. Weiterhin gibt Spindler et al. (2015) ein Verhältnis von EC (TOT-EUSAAR2) zu BC (MAAP) von 0.63 bzw. für EC (TOR-EUSAAR2) zu BC (MAAP) von 1.25 an.

Vergleich photometrischer Verfahren untereinander

Aus vorhandenen Studien ergibt sich, dass im Mittel die BC-Konzentrationen eines MAAPs geringfügig anders sind als die eines AE31. (Müller, et al., 2011) gibt ein Verhältnis von 0.79 an, welches in guter Übereinstimmung ist mit dem Verhältnis von (Park, et al., 2006) im Bereich von 0.79-1.01.

Außerdem wurden bis zur Erstellung dieses Dokumentes zwei weitere Arbeiten mit Fokus auf das portable AE-51 recherchiert. Das AE-51 liefert im Vergleich zu einem MAAP geringfügig geringere Werte mit einem Verhältnis von 0.84 (Viana, et al., 2011) bzw. geringfügig höhere Werte im Vergleich zu einem AE-31 mit einem Verhältnis von 1.16 (Cheng & Lin, 2013).

Es lässt sich konstatieren, dass die Arbeiten zu Vergleichen der photometrischen Verfahren nicht im Widerspruch sind und, im Gegensatz zu den Arbeiten zu Filteranalyseverfahren, ein konsistentes Gesamtbild liefern.

Es existiert darüber hinaus eine Vielzahl an Vergleichen anderer Verfahren, die jedoch nicht den präferierten Messverfahren und Geräten entsprechen, so zum Beispiel das AE31 im Vergleich zu anderen thermooptischen Verfahren (Chen, et al., 2014) oder zu photoakustischen Verfahren (Arnott, et al., 2005). Weiterhin existieren auch Vergleiche von VDI-1 zu einem AE10 (Lavanchy, et al., 1999) oder andere Vergleiche photometrischer Verfahren untereinander (Lack, et al., 2014).

2.3.2 Korrelationsanalyse ausgewählter Zeitreihen

Der vorhandene Datensatz aus Abschnitt 2.1 ermöglicht es die Vergleichbarkeit der Messverfahren zu untersuchen. Es existieren für nahezu alle Stationen nur Messreihen mit maximal einem filterbasierenden und einem photometrischen Verfahren. Die einzige Ausnahme bildet die Station Melpitz (Spindler, 2016). Selektiert man den Datenbestand nach Zeitreihen mit diesen zwei Verfahren so ergeben sich gerade einmal zehn Stationen. Es existieren drei Stationen (Melpitz, Schauinsland, Neuglobsow) für den ländlichen Hintergrund, drei Stationen (L-TROPOS, L-West, DD-Winckelmannstraße) für den städtischen Hintergrund, sowie vier straßennahe Stationen (L-EiBa, Annaberg-Buchholz, L-Mitte, DD-Nord).

Um saisonale Effekte zu bestimmen wurden die Zeitreihen entsprechend Sommer- (April-September) und Winterperioden (Oktober-März) analysiert. Um größtmögliche Datenverfügbarkeit und somit Vergleichbarkeit der einzelnen Stationen zu gewährleisten wurde der Zeitraum auf 2012-2014 eingegrenzt. Es ergeben sich somit fünf Abschnitte, für die der Zusammenhang des filterbasierenden und des photometrischen Verfahrens mithilfe linearer Regression bestimmt wurde.

Wie bereits erwähnt kann bei einem Datensatz mit geringer Bandbreite eine lineare Regression mit Offset zu systematischen Fehlern führen, zumeist einhergehend mit einem signifikant geringeren Vertrauenskoeffizienten und einem physikalisch unplausiblen Offset. Daher wurde für alle Stationen und Abschnitte eine Regression ohne Offset gewählt. Die Ergebnisse dieser Regression sind in der Anlage 10.1 zu finden. Der Anstieg der Regression, d.h. der resultierende Quotient beider Verfahren, ist in Tabelle 4 bis Tabelle 6 aufgelistet.

Für Melpitz und das VDI-2 Verfahren (PM_{10}) schwanken die Werte von 0.92 (W12/13) bis 2.14 (S14). Die Werte reduzieren sich für das EUSAAR-2-T Verfahren (PM_{10}) auf 0.48 (W12/13) bis 0.76 (S12). Die Station Schauinsland weist für das EUSAAR-2-T-Verfahren ($PM_{2.5}$) eine Bandbreite von 0.33 (S13) bis 0.51 (W13/14) auf. Ähnliche Werte ergeben sich mit demselben Verfahren für die Station Neuglobsow von 0.40 (W12/13) bis 0.51 (S13). Für die städtische Hintergrundstation Leipzig-West bewegen sich die Werte im Bereich von 1.11 (W12/13) und 1.77 (S13 bzw. S14). Im Vergleich dazu sind die Werte für die Station Dresden-Winckelmannstraße höher im Bereich von 1.76 (W12/13) bis 2.31 (S12). Sowohl ländliche als auch die städtischen Hintergrundstationen weisen für die VDI-Verfahren eine signifikante saisonale Abhängigkeit auf, mit höheren Werten im Sommer, wobei die städtischen Hintergrundstationen saisonal unabhängig etwas höhere Werte besitzen im Vergleich zu den ländlichen Hintergrundstationen. Dieser saisonale Einfluss hebt sich auf bzw. relativiert sich für die straßennahen Stationen mit Werten im Bereich von 1.29 (S14) bis 1.48 (S12) für Annaberg-Buchholz, 1.14 (S12) bis 1.48 (S13) für Leipzig-Mitte, bzw. 1.23 (W12/13) bis 1.64 (S12) für Dresden-Nord.

Um mittlere saisonale Werte für die drei Stationstypen zu generieren wurden die PM_{10} -Werte von BC mithilfe eines Korrekturfaktors von 1.1 (Löschau, et al., 2013) auf PM_{10} hochgerechnet. Entsprechend einem Umrechnungsfaktor von nahezu 1, wurden die Werte des VDI-2-Verfahrens als VDI-1 übernommen und als VDI-Verfahren zusammengefasst. Bei ausreichender Anzahl an Daten wurde zusätzlich die Varianz berechnet.

In Tabelle 7 sind die Ergebnisse für EC (VDI) und BC (MAAP) dargestellt. Für ländliche Hintergrundstationen (genauer: Melpitz) ist der saisonale Unterschied signifikant. Im Sommer beträgt der Faktor 1.86 im Winter hingegen nur 0.97. Im Mittel ergibt sich ein Wert von 1.41, welcher zwischen den beiden Literaturwerten von 1.12 (Spindler, et al., 2015) und 2.20 (Genberg, et al., 2013) für die Station Melpitz liegt. Wie bereits erwähnt sollte der Unterschied in aller erster Linie auf der unterschiedlichen Datenanalyse, respektive Regression, beruhen. Dieser saisonale Unterschied relativiert sich etwas für die städtischen Hintergrundstationen mit einem mittleren Wert von 1.75 im Sommer und 1.51 im Winter. Es existiert eine hohe Variabilität zwischen den einzelnen Stationen (siehe Tabelle 5), wobei die Werte für Leipzig-Mitte aufgrund weniger, stichprobenhafter Werte kritisch zu betrachten sind. Der mittlere Wert liegt mit 1.63 signifikant über dem Wert von Hintzenberger et al. (2006) für eine städtische Hintergrundstation in Wien mit 1.05. Für straßennahe Stationen existiert mit

Werten von 1.31 im Sommer und 1.27 im Winter keine signifikante saisonale Abhängigkeit mehr. Der mittlere Wert für das gesamte Jahr beträgt somit 1.29.

Die Faktoren zur Umrechnung von EC (EUSAAR-2-T) für PM₁₀ auf BC (MAAP) bewegen sich im Bereich 0.68 im Sommer und 0.50 im Winter, somit 0.59 im Mittel. Es handelt sich hier nur um das Ergebnis für die Station Melpitz. Aufgrund der geringen Daten ist eine Angabe der Variabilität nicht möglich. Das Ergebnis stimmt jedoch hinreichend gut mit dem Wert von (Spindler, et al., 2015) von 0.63 überein. Die Anzahl der Stationen für EC (EUSAAR-2-T) für PM_{2.5} umfasst zusätzlich die beiden UBA-Stationen Schauinsland und Neuglobsow. Der Wert reduziert sich erwartungsgemäß etwas auf 0.49 im Sommer und 0.44 im Winter, bzw. 0.47 im Mittel. Es ist keine signifikante saisonale Variabilität zu erkennen. Da keine städtischen Hintergrundstationen oder straßennahe Stationen vorlagen, war es somit nicht möglich Werte für diese Stationstypen zu generieren.

Für die Umrechnungsfaktoren von EC (EUSAAR-2-T) auf EC (VDI-1/2) scheint eine saisonale Abhängigkeit zu existieren, auch wenn aufgrund der wenigen Daten (nur Melpitz) eine Aussage zur Variabilität nicht möglich ist, deckt sich dieses Ergebnis mit der Aussage von Spindler et al. (2015). Die absoluten Werte, im Mittel 0.44, sind jedoch nur ca. halb so groß wie von Spindler et al. (2015). Auch hier sollte der Unterschied in den verschiedenen Regressionsverfahren liegen. Die Werte entsprechen denen von Maly & Schlatter (2010) für ländliche Hintergrundstationen von 0.42 bis 0.67. Es lagen nur Daten der Station Melpitz vor. Es war somit auch hier nicht möglich Faktoren für andere Stationstypen zu generieren.

Tabelle 4: Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligem Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren ländlichen Hintergrundstationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden

Station	Protokoll	Einlass BC	Einlass EC	S12	W12/13	S13	W13/14	S14
Melpitz	VDI-2	PM10	PM2.5	1.54	0.74	1.35	0.92	1.65
Melpitz	VDI-2	PM10	PM10	1.87	0.92	1.58	1.00	2.14
Melpitz	EUSAAR-2-T	PM10	PM2.5	0.64	0.46	0.65	0.48	0.55
Melpitz	EUSAAR-2-T	PM10	PM10	0.76	0.48	0.66	0.51	0.62
Schauinsland	EUSAAR-2-T	PM10	PM2.5	0.41	0.35	0.33	0.51	-
Neuglobsow	EUSAAR-2-T	PM10	PM2.5	0.44	0.40	0.51	0.46	-

Tabelle 5: Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligem Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren städtischen Hintergrundstationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden

Station	Protokoll	Einlass BC	Einlass EC	S12	W12/13	S13	W13/14	S14
L-TROPOS	VDI-2	PM10	PM10	-	-	1.48	1.89	-
L-West	VDI-1	PM1	PM10	1.68	1.11	1.77	1.30	1.77
DD-Winckelmann	VDI-1	PM1	PM10	2.31	1.76	2.30	2.02	2.21

Tabelle 6: Resultierende Quotienten des filterbasierenden Verfahren (mit jeweiligen Protokoll) zum photometrischen Messverfahren für BC (MAAP) für die verfügbaren straßennahen Stationen der jeweiligen Sommer- und Winterperioden

Station	Protokoll	Einlass BC	Einlass EC	S12	W12/13	S13	W13/14	S14
L-EiBa	VDI-2	PM10	PM10	-	-	1.28	1.34	-
Annaberg-Buchholz	VDI-1	PM1	PM10	1.48	1.34	1.29	1.46	1.29
L-Mitte	VDI-1	PM1	PM10	1.14	1.17	1.48	1.36	1.21
DD-Nord	VDI-1	PM1	PM10	1.64	1.23	1.32	1.36	1.51

Tabelle 7: Übersicht der Faktoren zwischen EC (VDI-1/2 PM₁₀) und BC (MAAP PM₁₀)

Stationstyp	Sommer	Winter	gesamt
ländlicher Hintergrund	1.86 ± NA	0.97 ± NA	1.41
städtischer Hintergrund	1.75 ± 0.38	1.51 ± 0.28	1.63
straßennah	1.31 ± 0.10	1.27 ± 0.10	1.29
städtischer Hintergrund (Hintzenberger, et al., 2006)	-	-	1.05
ländlicher Hintergrund (Genberg, et al., 2013)	-	-	2.20
ländlicher Hintergrund (Spindler, et al., 2015)	-	-	1.12

Tabelle 8: Übersicht der Faktoren zwischen EC (EUSAAR-2-T PM_{2.5} und PM₁₀) und BC (MAAP PM₁₀)

Stationstyp	Sommer	Winter	gesamt
ländlicher Hintergrund (PM _{2.5})	0.49 ± 0.06	0.44 ± 0.11	0.47
ländlicher Hintergrund (PM ₁₀)	0.68 ± NA	0.50 ± NA	0.59
ländlicher Hintergrund (Spindler, et al., 2015)	-	-	0.63

Tabelle 9: Übersicht der Faktoren zwischen EC (EUSAAR-2-T PM₁₀) und EC (VDI-1/2 PM₁₀)

Stationstyp	Sommer	Winter	gesamt
ländlicher Hintergrund	0.34 ± NA	0.52 ± NA	0.44
ländlicher Hintergrund (Maly & Schlatter, 2010)	-	-	0.42-0.67
städtischer Hintergrund (Maly & Schlatter, 2010)	-	-	0.93
straßennah (Maly & Schlatter, 2010)	-	-	0.87
Ländlicher Hintergrund (Spindler, et al., 2015)	0.64	0.99	0.92

3 Ermittlung von Emissionsfaktoren für EC (AP B)

Entsprechend der Leistungsbeschreibung sollen im Rahmen des AP B Emissionsfaktoren (kurz: EF) für EC für verschiedene Emittenten bestimmt werden. Für den Straßenverkehr sollen diese aus vertiefter Analyse der Rußmesswerte und Kfz-Zahlen unter Verwendung von Simulationen bestimmt werden. Hierfür soll zwischen PKW und schweren Nutzfahrzeugen sowie charakteristische Verkehrssituationen unterschieden werden. Die EF für alle anderen Emittentengruppen sollen aus einer Literaturrecherche gewonnen werden.

3.1 Emissionsfaktoren für Straßenverkehr aus inverser Modellierung

Es existieren verschiedene Methoden zur Bestimmung von Emissionsfaktoren. Dazu gehören unter anderem klassische Messungen auf einem Prüfstand, aber auch unter realen Bedingungen, für einzelne Kfz (Uhrner et al., 2007; Wehner et al., 2009). Darüber hinaus existiert die Möglichkeit der Bestimmung von EF bei Kenntnis der Verkehrsdichte für eine Flotte. Dies ist sowohl möglich für die Analyse eines geschlossenen Volumens, respektive Tunnels (Weingartner, et al., 1997; Grieshop, et al., 2006; Hung-Lung & Yao-Sheng, 2009), als auch für ein offenes Volumen mithilfe von inverser Modellierung (Palmgren, et al., 1999; Ketzler, et al., 2003). Dafür wird in diesem Fall mit dem Operational Street Pollution Model (OSPM) gearbeitet. Mit den entsprechenden Eingabedaten lässt sich aus dem OSPM der Verdünnungsfaktor F für einen inerten Tracer gewinnen. In Übereinstimmung mit Lenschow (2001) wird aus den gemessenen Werten für die Rußkonzentration der betreffenden verkehrsnahen Station ($BC_{\text{Straße}}$) und einer geeigneten Hintergrundstation (BC_{Hintergr}) ein Verkehrsinkrement berechnet:

$$BC_{\text{Verkehr}} = BC_{\text{Straße}} - BC_{\text{Hintergr}}. \tag{2}$$

Unter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens (N_{KFZ}) lässt sich der Emissionsfaktor q [$\mu\text{g km}^{-1}$] dann wie folgt berechnen:

$$q = \frac{BC_{Verkehr}}{F \cdot N_{KFZ}} \quad (3)$$

Aus einem geeigneten Datensatz lässt sich der Emissionsfaktor als Steigung einer linearen Regression ermitteln. Da sich die Linienquellstärke als Summe der einzelnen Emittenten darstellen lässt (Superpositionsprinzip), kann, ausgehend von der Gleichung

$$BC_{Verkehr} = q_L \cdot F \cdot N_L + q_S \cdot F \cdot N_S, \quad (4)$$

mit den jeweiligen Verkehrsdichten N_L und N_S für Leicht- und Schwerverkehr, eine bivariate lineare Regression durchgeführt werden und so die EF für die verschiedenen Fahrzeuggruppen abgeschätzt werden. Diese Methode funktioniert jedoch umso besser, je größer die Unterschiede im relativen Anteil der zu unterscheidenden Fahrzeuggruppen sind. Der Anteil des Schwerverkehrs >3.5 t schwankt jedoch zwischen Wochentagen und Sonn- & Feiertagen nur um wenige Prozent, zwischen 1 % und 6%, bei einer Datenbasis aus Stundenmittelwerten. Dementsprechend ist die Unterscheidung der EF für leicht und Schwerverkehr mit großer Unsicherheit verbunden.

Eine ausreichende Datenverfügbarkeit entsprechend der Mindestanforderungen für die Methode der inversen Modellierung besteht bei drei Standorten, an denen die Luftqualität gemessen wird. In der Leipziger Eisenbahnstraße werden seit 2009 u. a. die Rußkonzentration, sowie der Wind auf Dachniveau aufgezeichnet. An der Station Leipzig Mitte seit 2010. Für diese beiden verkehrsnahen Stationen dienen die Standorte TROPOS und Leipzig-West als (gemittelter) urbaner Hintergrund. In Dresden liegen die nötigen Messungen seit 2012 an der Station Dresden-Nord vor, wobei hier die Station Winkelmannstraße als Hintergrundreferenz genutzt wird. Da sich der Standort Leipzig-Eisenbahnstraße als am geeignetsten erwiesen hat, wird sie in diesem Bericht am ausführlichsten diskutiert. Die beiden anderen folgen in verkürzter Version.

Zur Berechnung des Emissionsfaktors sind verschiedene Parameter als Input nötig. Dies beinhaltet die Windgeschwindigkeit und -richtung auf Dachniveau, die Verkehrsdichte, die Schadstoffkonzentration an der verkehrsnahen und an der Hintergrundstation. Fehlt eine dieser Komponenten ersatzlos, kann der EF für den Zeitpunkt nicht berechnet werden. Dies führt den Datensätzen zu einigen größeren Lücken, verursacht durch den Ausfall des einen oder anderen Gerätes aufgrund von Reparaturbedürftigkeit oder allgemeinen Wartungsarbeiten.

In den folgenden Abbildungen wird exemplarisch jeweils die Periode „Sommer 2014“ gezeigt, die sich in der Analyse als vergleichsweise stabil und repräsentativ erwiesen hat. Die Ergebnisse der übrigen Perioden folgen jeweils tabellarisch oder grafisch zusammengefasst.

3.1.1 Kurzbeschreibung des Operational Street Pollution Model (OSPM)

Das Operational Street Pollution Model (OSPM) ist ein Dispersionsmodell speziell für Straßenschluchten (Berkowicz, 2000). Das Modell berücksichtigt insbesondere die Wirbelbildung in Straßenschluchten und daraus resultierende Rezirkulationseffekte. Dabei werden die Schadstoffkonzentration mithilfe einer Kombination aus Fahnen- und Box-Modell berechnet. Das Modell verwendet dabei vereinfachte Parametrisierungen für Strömungs- und Dispersionbedingungen in einer Straßenschlucht (Berkowicz, et al., 1997). Die Parametrisie-

rungen basieren dabei sowohl auf experimentellen Daten wie auch Modellberechnungen (Berkowicz, et al., 1996).

Auf eine detaillierte Beschreibung des Modells wird an dieser Stelle verzichtet und stattdessen auf die Arbeit von Berkowicz (2000) verwiesen. Es seien jedoch hier noch einmal die wichtigsten Voraussetzungen und Limitierungen hervorgehoben:

- Windgeschwindigkeit und -richtung auf Dachniveau sind notwendiger Modellinput und zusammen mit fahrzeuginduzierter Turbulenz der einzige Mechanismus zur Berechnung der Verdünnung. Andere Effekte, z. B. eine strahlungsbedingte Labilisierung der Atmosphäre werden nicht berücksichtigt.
- Modelldomäne ist eine einfache, hinreichend dimensionierte Straßenschlucht mit einer einzelnen Linienquelle, d.h. Effekte durch komplexe Straßenzüge bzw. Kreuzungsbereiche können nicht erfasst werden.
- Stark schwankende Fahrzeuggeschwindigkeit, z. B. an Ampelkreuzungen, und deren Auswirkung auf fahrzeuginduzierte Turbulenz und Schadstoffeintrag können nicht erfasst werden.

3.1.2 Simulation des Standortes Leipzig-Eisenbahnstraße

Die Eisenbahnstraße in Leipzig ist gekennzeichnet durch einen geradlinigen Straßenverlauf in Ost-West-Richtung (94° Orientierung). Abschnittsweise handelt es sich um eine ausgeprägte Straßenschlucht mit beidseitiger Bebauung in einer Höhe, welche ungefähr der Straßenbreite entspricht. Der Messstandort selber befindet sich in einer Wohnung der Eisenbahnstraße 81, wobei das Einlasssystem sich in ca. 7 m Höhe an der Außenfassade befindet (siehe Abbildung 2). Der Abstand zu dem vielbefahrenen Kreuzungsbereich der Hermann-Liebmann-Straße wurde mit 30 m in westliche Richtung angenommen. Der Abstand zur Hildegardstraße in östliche Richtung mit 60 m. Hierbei handelt es sich jedoch um eine verkehrstechnisch eher zu vernachlässigende Straße. Die Straßenbreite wurde mit 20 m und die Gebäudehöhe ebenfalls mit 20 m angenommen. Aufgrund der Lage in dieser hinreichend dimensionierten Straßenschlucht (Abbildung 3), sowie des Vorhandenseins von Windmessdaten auf Dachniveau ist diese Station ein geeigneter Messstandort zur Bestimmung von Emissionsfaktoren mithilfe von OSPM. Die Umsetzung im Modell ist in Abbildung 4 zu sehen.

Auf dem Dach, ca. 2 m über dem Giebel, werden Windgeschwindigkeit und -richtung mithilfe eines Ultraschallanemometers mit 10 Hz Auflösung detektiert. Die BC-Konzentration am Standort wird mithilfe eines Mehrwinkel-Absorptionsphotometers (MAAP, Multiangle Absorption Photometer) gemessen. Abbildung 5 zeigt eine Übersicht zur Datenverfügbarkeit für die Simulation der Station Eisenbahnstraße im Zeitraum 2009-2016. Für die Hintergrundstation Leipzig West gibt es erst ab 2010 Messerwerte. Bis dahin wurden die Daten der Station TROPOS allein genutzt. Durch Ausfall und Probleme mit dem Absorptionsphotometer in der Eisenbahnstraße gibt es einige größere Datenlücken in der Simulation. Dies betrifft vor allem den Winter 2013/14 und das Jahr 2015. Auch durch den Ausfall der meteorologischen Messungen entstanden v.a. 2010, 2011 und 2015 einige mehrwöchige Lücken. Die berechneten Verdünnungsfaktoren liegen in einem plausiblen Bereich von 0 bis etwa 0.3 s m^{-2} .



Abbildung 2: Außenansicht des Einlasssystems in der Eisenbahnstraße (Bildquelle: Pfeifer, 2015)



Abbildung 3: Lage der Messstation Eisenbahnstraße. (Bildquelle: OpenStreetMap, (c) OpenStreetMap contributors, Kartenmaterial steht unter der Creative Commons Attribution-ShareAlike 2.0 license)

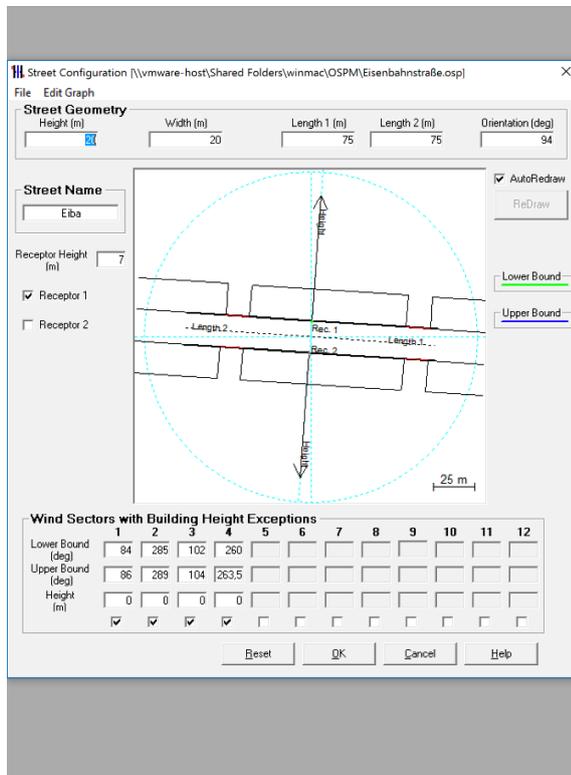


Abbildung 4: Aufbau der Modelldomäne Eisenbahnstraße im OSPM.

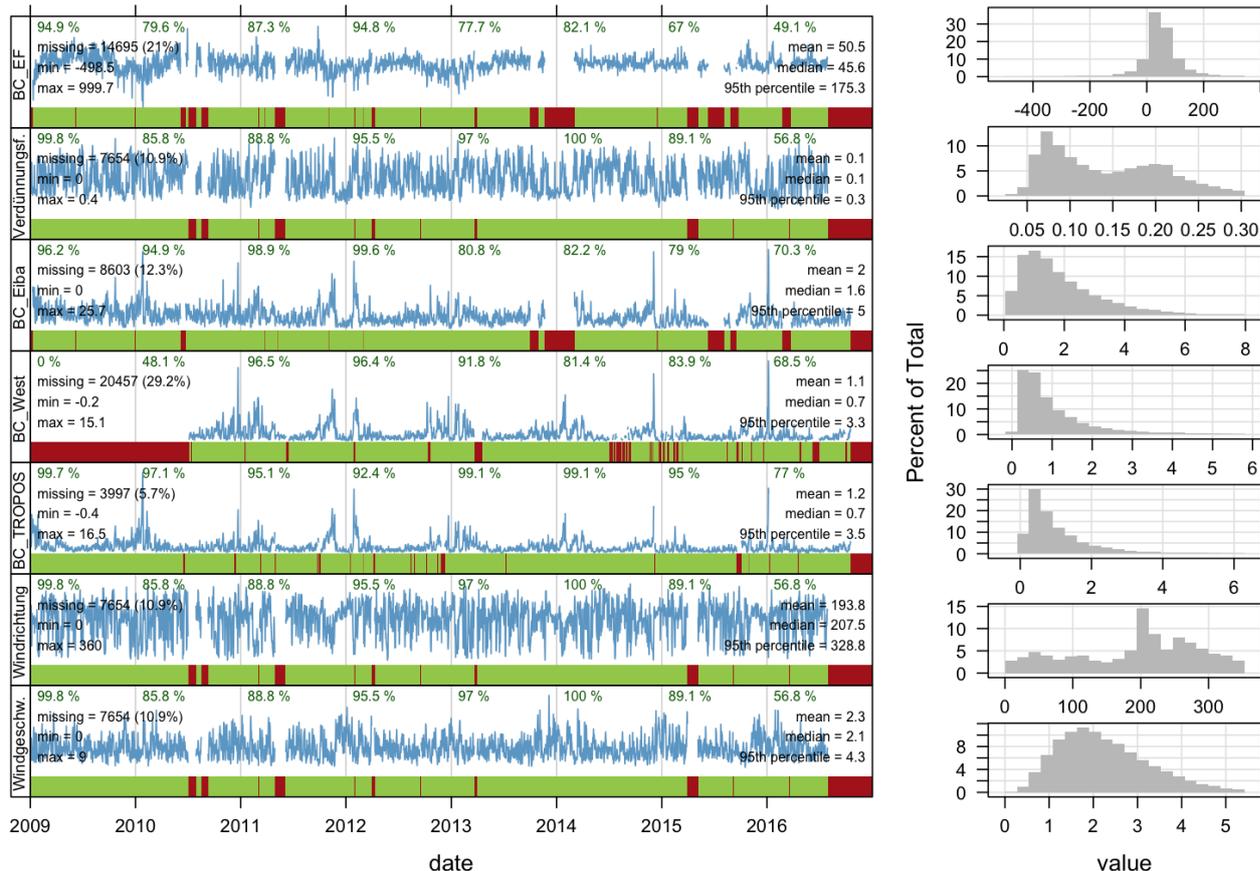


Abbildung 5: Datenverfügbarkeit für die Simulation der EF an der Messstation Eisenbahnstraße.

Verkehrsdaten

Die Verkehrszählung erfolgte in einem zweiwöchigen Zeitraum vom 10.09.2015 bis 23.09.2015. Hierbei erfolgte die Zählung manuell und in Stichproben, wobei zunächst 5 Minuten je Stunde analysiert und anschließend auf einen Stundenwert extrapoliert wurden.

In Abbildung 6 ist der Tagesgang der Verkehrsdichte dargestellt. Die Fluktuation bzw. stündliche Variabilität ist ein Indikator dafür, dass die Zählstatistik unzureichend ist. Es ist erkennbar, dass sich das Verkehrsaufkommen für alle fünf Werktage sich nahezu kaum unterscheidet und mit einer Tagessumme von ca. 10 000 Fahrzeugen konstant ist. Um die Statistik zu verbessern wurde ein mittlerer Tagesgang für Werktage berechnet und für die folgenden Analysen verwendet. Das Verkehrsverhalten an Samstagen bzw. Sonntagen ist jeweils unterschiedlich dazu. Das Gesamtverkehrsaufkommen reduziert sich an Samstagen auf ca. 8000 bzw. an Sonntagen auf 6000 Fahrzeuge. Erwartungsgemäß verschiebt sich der morgendliche Anstieg auf das Tagesmaximum von ca. 6 Uhr für die Werktage auf ca. 10 Uhr an Samstagen bzw. 11 Uhr an Sonntagen. Abbildung 7 zeigt zusätzlich den Tagesgang des Anteils an Schwertransport. Die Zählraten sind mit maximal 8 Fahrzeugen je Stichprobe als unzureichend einzustufen. Der Fehler ist im Sinne der Poissonstatistik im besten Fall, d.h. für die höchsten Zählraten, mit ca. 35 % anzugeben.

Da die Zählstatistik als unzureichend einzustufen ist, wurden zusätzlich vorhandene Daten einer automatischen Verkehrszählung aus dem Zeitraum von März bis November 2005 betrachtet. Dieses automatische Verfahren hat den Nachteil, dass es zu Fehlklassifikationen für Schwertransporte (vgl. Klose, 2007) kommen

kann. Die Zählstatistik dieser Daten besitzt im Vergleich einen signifikant kleineren Fehler mit $<1\%$ und einem subjektiv glatteren Kurvenverlauf (siehe Abbildung 6). Im Gegensatz zur automatischen Methode ist bei diesen Daten die unterschiedliche Verkehrsdichte am Freitag und den restlichen sehr gut zu erkennen. Dies sollte in erster Linie aufgrund eines vorgezogenen Feierabendverkehrs zurückzuführen sein. Der wesentliche Punkt ist jedoch, dass sich die Verkehrsdichte im Rahmen der Ungenauigkeit und Zählstatistik von 2005 und 2015 nicht geändert zu haben scheint. Aufgrund der besseren Zählstatistik wurden im Folgenden nur die Daten der automatischen Verkehrszählung aus dem Jahr 2005 verwendet. Dabei wurden die Tagesprofile der Verkehrsdichten für gesamten Zeitraum als konstant angenommen. Es ist damit zu rechnen, dass veränderte Verkehrsaufkommen, z. B. im Winter zur Tageszeit einen gewissen Fehler beitragen, der sich mit der vorhandenen Datenlage jedoch nicht abschätzen lässt. Abweichend von der automatischen Zuweisung des Verkehrsprofils entsprechend der Wochentage wurden Feiertage mit dem Profil eines Sonntags belegt. Eine Ausnahme bildet der Buß- und Betttag. Aufgrund der geografischen Nähe zu Sachsen-Anhalt, wo dieser Tag kein gesetzlicher Feiertag ist, wurde hier das Verkehrsprofil für einen Samstag angenommen, um eventuellem Pendlerverkehr und Einkaufstourismus Rechnung zu tragen.

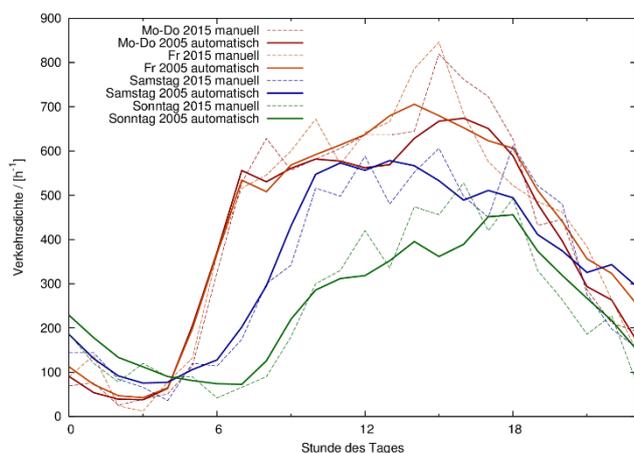


Abbildung 6: Tagesgang der Verkehrsdichte nach Wochentag bzw. gemittelt für Werktage.

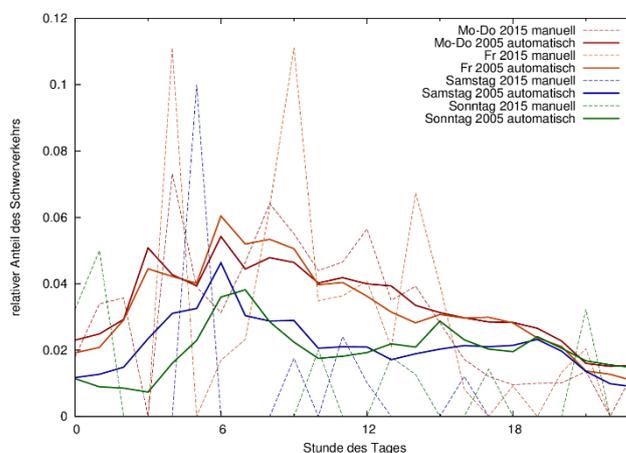


Abbildung 7: Tagesgang des relativen Anteils an Schwerverkehr nach Wochentag bzw. gemittelt für Werktage.

Winddaten

Der für die Simulation einzig relevante meteorologische Parameter ist die Windgeschwindigkeit auf Dachniveau. In Abbildung 8 sind die Windrichtung und -geschwindigkeit für Messungen über dem Giebel der Eisenbahnstraße 81 aufgetragen. Für den gesamten Zeitraum ist die vorherrschende Windrichtung SSW. Darüber hinaus existieren, jedoch signifikant seltener, Perioden mit Wind aus westlicher Richtung. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt ca. 2 m/s, wobei für die beiden Vorzugsrichtungen SSW und W die Windgeschwindigkeit ein Mittel von 3 m/s aufweist. Wind aus südöstlicher Richtung weist dagegen ein Mittel von 1.5 m/s auf. Die höchsten Windgeschwindigkeiten mit bis zu knapp 9 m/s treten in den Wintermonaten Dezember, Januar, Februar auf.

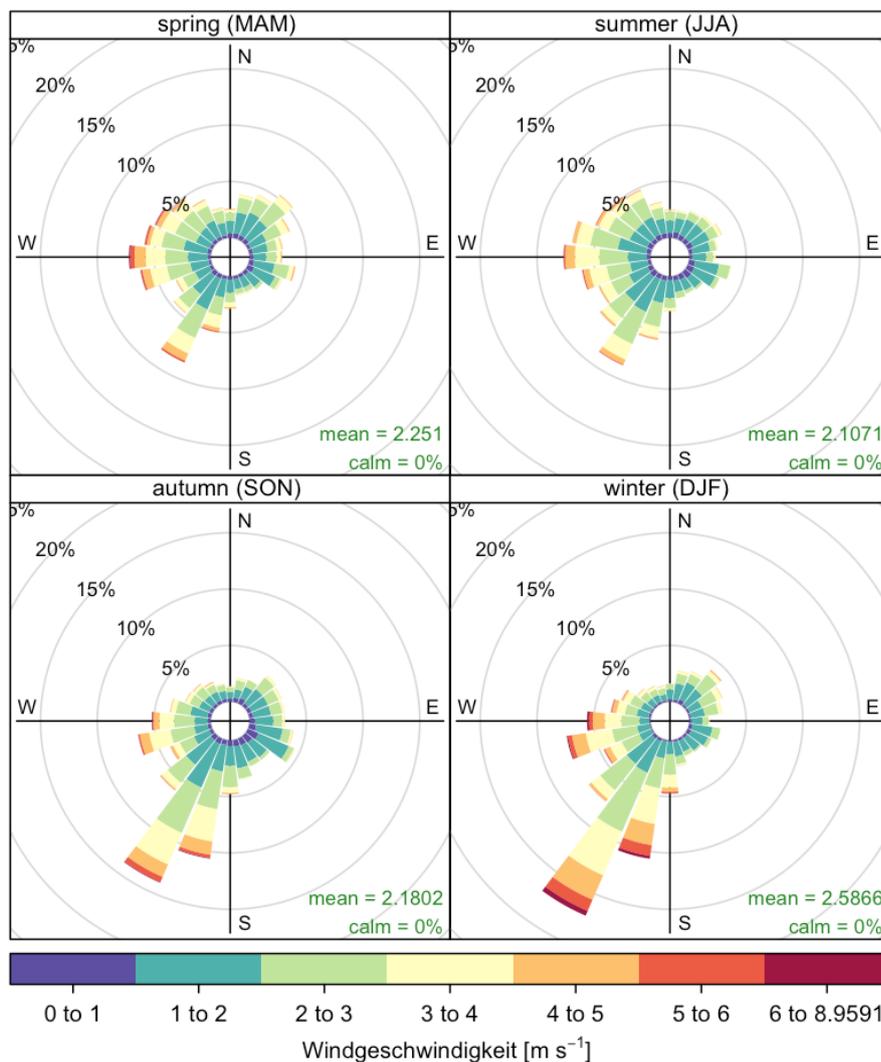


Abbildung 8: Verteilung der Windrichtung- und Geschwindigkeit (Farbskala) für die Messstation Eisenbahnstraße (Dach) nach Jahreszeit (Mrz/Apr/Mai, Jun/Jul/Aug, Sep/Okt/Nov, Dez/Jan/Feb), gemittelt über die Jahre 2009-2016.

Hintergrunddaten

Die Grundlage zur Bestimmung der Emissionsfaktoren in der Eisenbahnstraße bilden 1 h - Messwerte mit einem MAAP. Als Hintergrundwerte werden die Messungen der urbanen Hintergrundstationen TROPOS und West herangezogen, in denen ebenfalls Messungen mit einem MAAP durchgeführt werden. Die Zeitreihe für Leipzig-West beginnt Mitte des Jahres 2010 (siehe Abbildung 5). Die Messdaten der beiden Stationen werden - je nach Verfügbarkeit - gemittelt, um eine möglichst effiziente Analyse der Daten zu gewährleisten. Dies verbessert das Ergebnis für das berechnete Verkehrsincrement nach Lenschow et al. (2001). Es ist allerdings fraglich, ob die zeitliche Auflösung von 1 h ausreicht, um einen städtischen Hintergrund hinreichend abzubilden. Abgesehen von einer systematischen Abweichung von ca. 5 %, ist wie in Abbildung 9 dargestellt, eine Variabilität von ca. 30 % möglich. Aufgrund dieser beiden Aspekte ist die mögliche Qualität der Daten zur Bestimmung der EF als hinreichend positiv zu bewerten. Erwartungsgemäß würde ein größerer Mittelungszeitraum, z. B. Tagesdaten, die Streuung reduzieren (der Vertrauenskoeffizient würde zunehmen). Die resultierenden Parameter der linearen Regression, somit die abgeleiteten EF, wären nahezu unverändert. Der Fehler bzw. die Ungenauigkeit der geschätzten Parameter (EF) würde hingegen zunehmen. Die Verwendung von Mittelungszeiträumen von einem Tag und größer hat außerdem noch einen entscheidenden nachteiligen Effekt bei der Abschätzung von EF für Leicht- und Schwerverkehr, wie später erläutert wird.

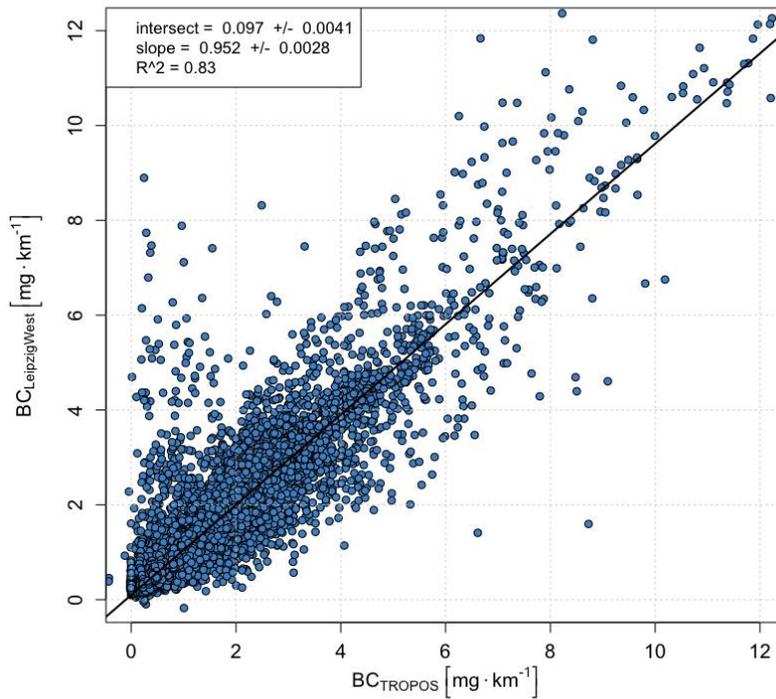


Abbildung 9: Korrelation der gemessenen BC Daten für die Hintergrundstationen TROPOS und Leipzig West.

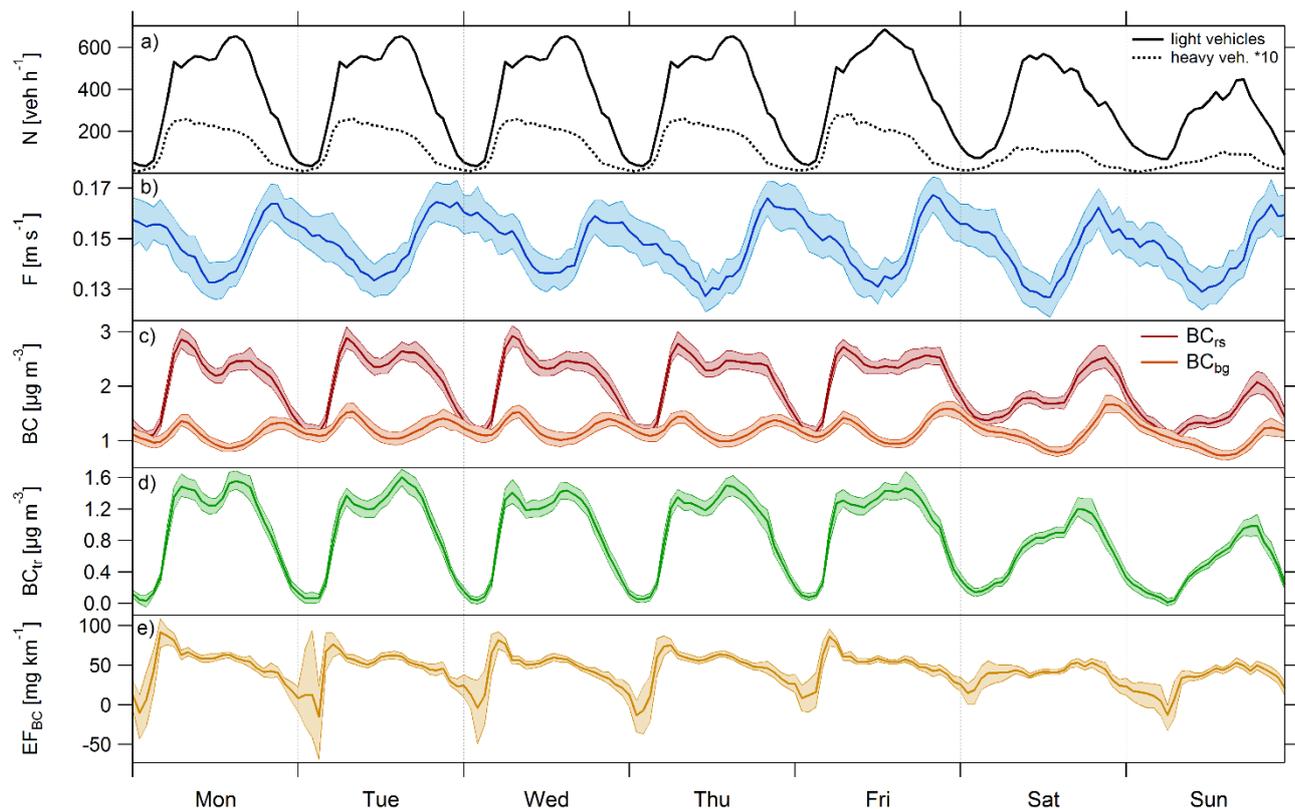


Abbildung 10: Wochengang berechneter und gemessener Parameter: die Verkehrsdichte N für leichte ($<3.5t$) und schwere ($>3.5t$, verzehnfacht) Fahrzeuge, der Verdünnungsfaktor F , Black Carbon an der Straßenstation BC_{rs} und an der Hintergrundstation BC_{bg} , das Verkehrsinkrement BC_{tr} und der Emissionsfaktor EF_{BC} .

Ergebnisse der Abschätzungen

Unter Verwendung der in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Geometrie der Straßenschlucht sowie der Winddaten auf Dachniveau ließen sich unmittelbar für den gesamten Zeitraum 2009—2016 Verdünnungsfaktoren simulieren. Die simulierten Werte sind ähnlich denen von Klose (2007) und bewegen sich in einem realistischen Größenbereich von 0 bis $0,4 \text{ s} \cdot \text{m}^{-2}$ für die 1 h-Werte.

In Abbildung 10 ist der Wochengang für die wichtigsten verwendeten und berechneten Parameter aufgezeigt: die Verkehrszahlen für die leichten ($<3.5 \text{ t}$) und schweren ($>3.5 \text{ t}$, verzehnfacht zur besseren Übersicht) Fahrzeuge, der Verdünnungsfaktor, die Messdaten von straßennaher und Hintergrundstation, das aus diesen berechnete Verkehrsinkrement, sowie der abgeschätzte Emissionsfaktor. All diese Parameter haben charakteristische Tages- bzw. Wochengänge. Generell lässt sich der Tagesgang in der Schadstoffkonzentration mit den beiden Verkehrspeaks gut herausrechnen, jedoch wird der EF in der verkehrssarmen Nacht über- und teilweise unterschätzt, sodass für die Mittelwerte nur die Berechnungen für die Zeit von 7 Uhr bis 18 Uhr verwendet werden. Es wurden die Emissionsfaktoren für einzelne Perioden jährlich für Sommer (April—September) und Winter (Oktober—März) bestimmt. Dies erfolgte zunächst für die gemischte Fahrzeugflotte durch eine einfache lineare Regression. Abbildung 11 zeigt exemplarisch die lineare Regression für den Sommer 2014, der sich in der Datenanalyse als relativ stabile und vertrauenswürdige Periode erwiesen hat. Aus der Regression ergibt sich ein EF von 47 mg km^{-1} . Abbildung 13 zeigt die saisonale Zeitreihe der abgeschätzten Emissionsfaktoren für verkehrsverursachten Ruß. Die EF betragen für die Mehrzahl der Perioden um die 50 mg km^{-1} (siehe Abbildung 13). Der EF für die Perioden vor Einführung der Umweltzone, sind dabei signifikant höher, mit Werten von bis zu 85 mg km^{-1} . Der vermeintlich niedrigste Wert für Sommer 2015 ist aufgrund der Datenlücke nicht vergleichbar und besitzt somit keine statistische Relevanz. Gleiches gilt für den Winter 2013/14. Generell ist ein deutlich rückläufiger Trend zu erkennen, der im untersuchten Zeitraum bei etwa 40 % liegt. Dieser Wert ist in guter Übereinstimmung mit dem, der bei Untersuchungen zur Wirksamkeit der Umweltzone gefunden wurden (Löschau & Wiedensohler, 2015). Diese wurde im März 2011 als Maßnahme zur Verbesserung der innerstädtischen Luftqualität in Leipzig eingeführt.

Mithilfe der bivariaten linearen Regression nach (4) lassen sich mit den entsprechenden Verkehrsprofilen EF für leichte ($<3.5 \text{ t}$) und schwere ($>3.5 \text{ t}$) Fahrzeuge abschätzen. Abbildung 12 zeigt die bivariate Regression für den gesamten Datensatz. Es ergibt sich für die leichten Fahrzeuge ein EF von 42.6 mg km^{-1} . Für den Schwerverkehr liegt dieser mit ca. 500 mg km^{-1} um eine Größenordnung höher. Diese Methode zur Bestimmung von EF für verschiedene Fahrzeuggruppen ist besonders fehleranfällig. So zeigen sich bei der halbjährlichen Berechnung der EF für die gesplittete Flotte teils große Abweichungen, die sogar zu negativen EF führen können (Tabelle 10). Die Verwendung eines durchschnittlichen, konstanten Verkehrsprofils für eine Woche führt naturgemäß bei jeder real existierenden Variabilität der 1 h-Verkehrszahlen unmittelbar zu einer Abweichung. Eine Erhöhung des Mittelungszeitraums auf einen Tag würde die Abweichung der einzelnen Werte zwar reduzieren, wäre jedoch für die bivariate Regression nachteilig, da dies die Variabilität des Anteils des Schwerverkehrs am Gesamtverkehrsaufkommen noch weiter reduzieren und die Unsicherheit damit erhöhen würde.

Weitere mögliche Unsicherheitsquellen, neben messtechnisch bedingten Fehlern betreffen vor allem die Modelldomäne. So kann bspw. die Dachform nicht variiert werden, diese spielt jedoch gerade bei der Wirbelbildung in einer Straßenschlucht eine Rolle (Xie, et al., 2005). Ein weiterer Faktor ist die Nichtauflösung von Kreuzungen durch das Modell.

Aus dem polaren Plot (Abbildung 14) lässt sich eine empirische Einteilung der EF nach Windrichtungssektoren ableiten. Im Sektor 270 – 360° (NW) sind dabei erhöhte Werte zu verzeichnen. Ca. 23 % der gültigen Werte liegen in diesem Bereich. Der Effekt tritt in allen Perioden auf und scheint nicht jahreszeitenabhängig zu sein. Die geringste Abweichung liegt im Winter 2014/15 vor, in dem der EF im NW-Sektor ca. 4 % höher ist als der EF über alle Windrichtungen. Die größte Abweichung weisen die Winter 2009/10, sowie 2012/13 auf, mit einer Abweichung von 47 bzw. 49 % gegenüber der Gesamtverteilung.

Dies könnte zum einen an der Vortexausbildung liegen, die bei Nordwind in Bodennähe zu einem verstärkten Eintrag der Emissionen zur Station führt. Wird dabei der Verdünnungsfaktor zu niedrig simuliert, werden die EF überschätzt. Ein weiterer Einflussfaktor könnte auch die Ampelkreuzung Herrmann-Liebmann-/ Eisenbahnstraße sein. Durch ständigen Stop-and-Go-Verkehr und die damit verbundene Akkumulation von Schadstoffen sind besonders hohe Emissionen zu erwarten, die bei entsprechenden Windrichtungen auch den Einlass der Messstation erreichen. Da dieser Effekt im OSPM nicht zu rekonstruieren ist, kann es bei diesen Szenarien zu erhöhten Emissionsfaktoren kommen. Des Weiteren wird in der Simulation mit OSPM ausschließlich die Eisenbahnstraße als Quelle simuliert. Doch auch die Herrmann-Liebmann-Straße ist stark befahren und müsste daher als Schadstoffquelle berücksichtigt werden (Klose, 2007).

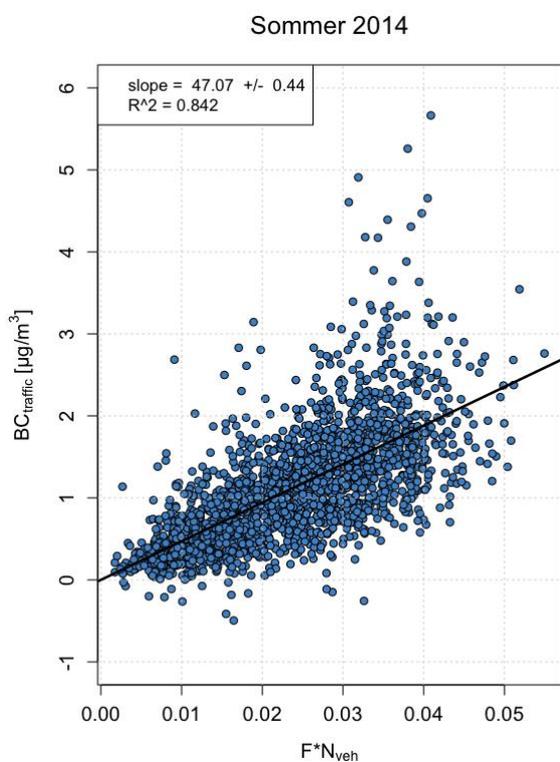


Abbildung 11: Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation Eisenbahnstraße.

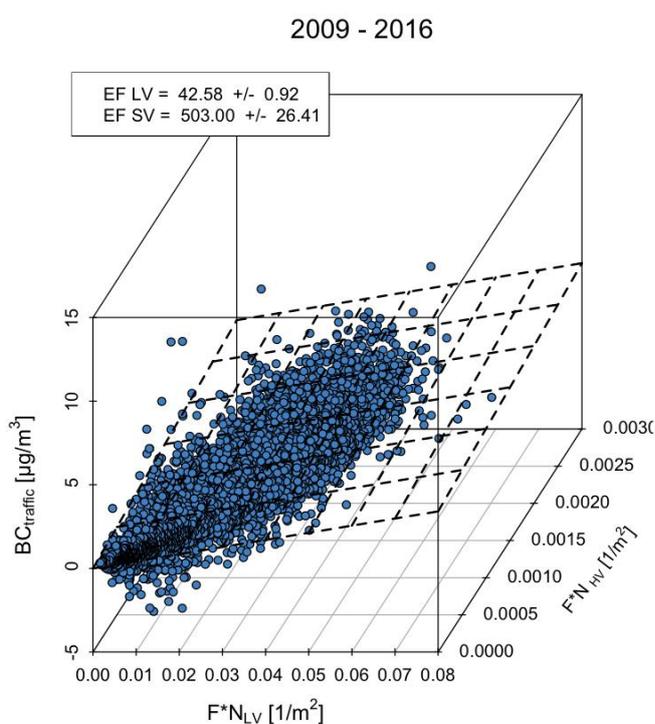


Abbildung 12: Ergebnis der bivariaten linearen Regression zur Bestimmung der EF für leichte und schwere Fahrzeuge an der Messstation Eisenbahnstraße.

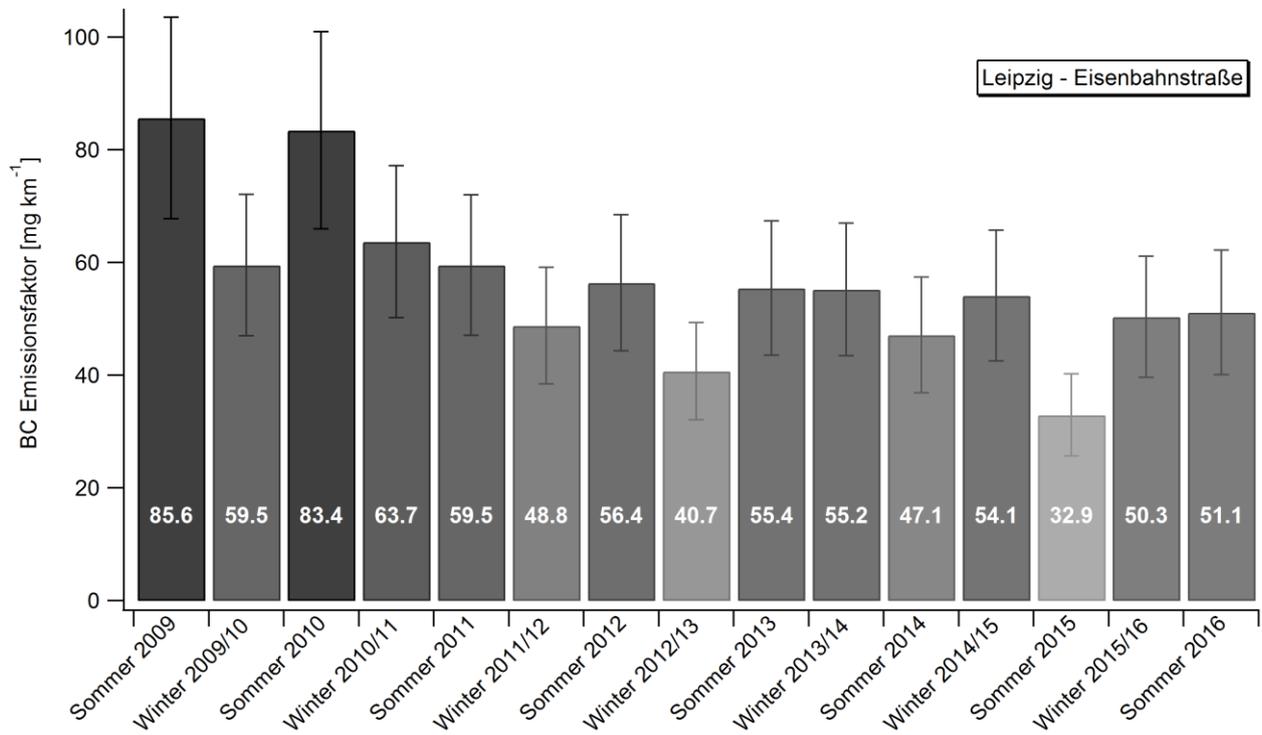


Abbildung 13: Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Eisenbahnstraße.

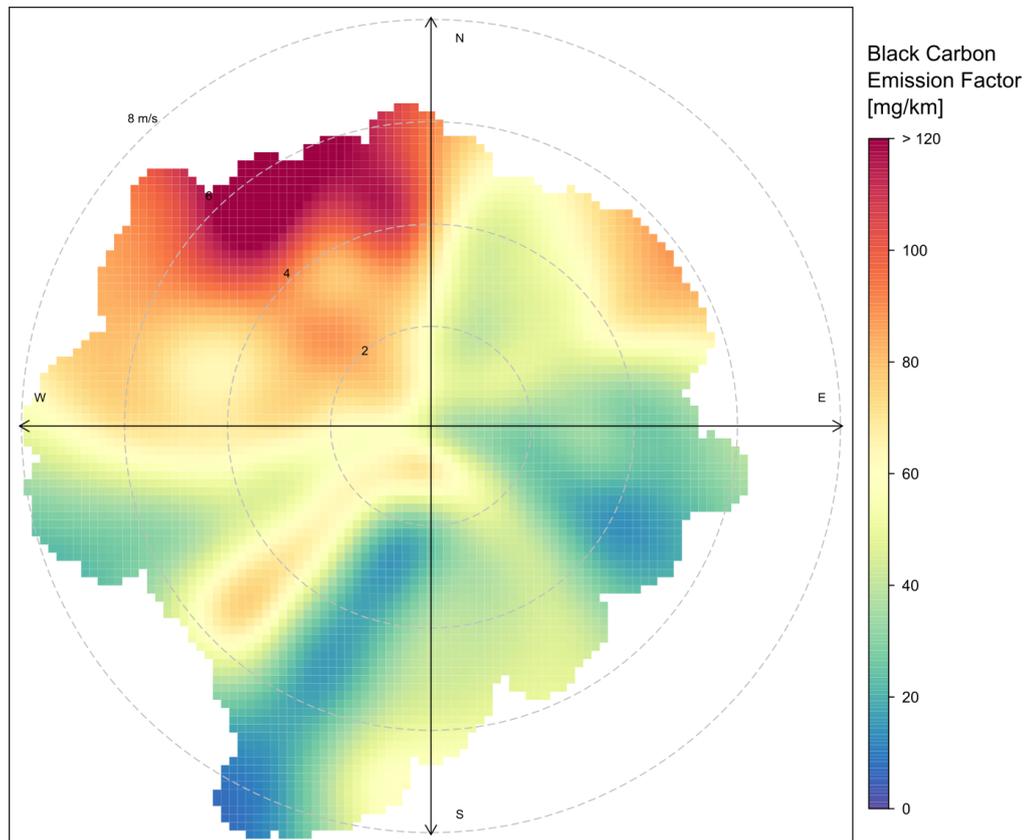


Abbildung 14: Abgeschätzter EF für die gemischte Flotte in der Eisenbahnstraße, in Abhängigkeit vom Wind auf Dachniveau, polare Darstellung.

Tabelle 10: Ergebnisse der Simulation für die Station Leipzig-Eisenbahnstraße: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.

	q_{BC} (gem)	R^2_{KFZ}	q_{BC} (LV)	q_{BC} (SV)	$R^2_{LV/SV}$
2009 – 2016	57.59	0.69	42.6	503.0	0.69
Sommer 2009	85.6	0.79	46.7	1243.2	0.8
Winter 2009/10	59.5	0.6	48	399.9	0.6
Sommer 2010	83.4	0.83	47.7	1156.7	0.84
Winter 2010/11	63.7	0.74	37.2	847.5	0.75
Sommer 2011	59.5	0.59	46.8	433.6	0.59
Winter 2011/12	48.8	0.57	51.4	-30.6	0.57
Sommer 2012	56.4	0.78	24.8	1005.3	0.8
Winter 2012/13	40.7	0.51	35.3	201.2	0.51
Sommer 2013	55.4	0.82	38.3	562.8	0.83
Winter 2013/14	55.2	0.73	40.7	478.5	0.73
Sommer 2014	47.1	0.84	32.2	490.2	0.85

Winter 2014/15	54.1	0.75	50.7	159.1	0.75
Sommer 2015	32.9	0.72	35	-27.8	0.72
Winter 2015/16	50.3	0.67	65.4	-393.6	0.67
Sommer 2016	51.1	0.83	39.7	391.3	0.84

Einordnung zwischen Literaturwerten

In Tabelle 11 sind vergleichbare Literaturwerte für BC Emissionsfaktoren zusammengestellt. Die in dieser Studie ermittelten EF fügen sich gut in dieses Bild ein, das jedoch eine große Bandbreite aufweist. Generell zeigt sich auch hier, dass sich die EF für leichte und schwere Fahrzeuge um etwa eine Größenordnung unterscheiden.

Tabelle 11: Übersicht von Emissionsfaktoren (absoluter Wert) für gemischte Fahrzeugflotten, Leicht- und Schwerverkehr

Studie/Quelle	Info	EF (Mix) [mg km ⁻¹]	EF (Leicht) [mg km ⁻¹]	EF (Schwer) [mg km ⁻¹]
Weingartner et al., 1997	Tunnel	-	1.6	122.7
Kristensson et al., 2004	Tunnel	6.7	-	-
Hueglin et al., 2006	Autobahn 2004	21	-	-
Hung-Lung & Yao-Sheng, 2009	Tunnel	15.1	-	-
Keuken et al., 2011	Städtisch 1985	-	65	870
	Autobahn 1985	-	15	390
	Städtisch 1995	-	45	690
	Autobahn 1995	-	15	320
	Städtisch 2008	-	30	190
	Autobahn 2008	-	15	85
Keuken et al., 2012	Städtisch überfüllt (2010)	-	21 (PKW) 141 (Nutzf.)	220
	Städtisch normal	-	15.3 (PKW) 78 (Nutzf.)	120
	Städtisch frei	-	14.8 (PKW) 48 (Nutzf.)	80
	Autobahn überfüllt	-	16.9 (PKW) 107 (Nutzf.)	181
	Autobahn 80 km h ⁻¹	-	15.1 (PKW) 35 (Nutzf.)	46
	Autobahn 100 km h ⁻¹	-	17.8 (PKW) 35 (Nutzf.)	46
	Autobahn 120 km h ⁻¹	-	19.5 (PKW) 35 (Nutzf.)	46
	Diese Studie	Städtisch 2014	47.1	32.2

3.1.3 Simulation weiterer Standorte

3.1.3.1 Leipzig Mitte

Im Juli 2010 wurde die Rußmessung in der Station Leipzig Mitte (Abbildung 15) in Betrieb genommen. Es handelt sich hierbei um einen Messcontainer, der an der südöstlichen Ecke Hallisches Tor/ Tröndlinring steht (Abbildung 16). Der nördlich am Container entlangführende Tröndlinring (Bundesstraße 87) ist eine jeweils 3- bis 4-spurige Straße und eine der Hauptverkehrsadern der Stadt. Der Abschnitt liegt nahe des Hauptbahnhofes und ist Teil des Innenstadtrings. Die südlich kreuzende Straße „Am Hallischen Tor“ ist dagegen deutlich weniger befahren, da sie, Richtung Innenstadt führend, nach 100 m für den normalen Verkehr in einer Sackgasse endet. Dennoch ist vor allem an Werktagen mit Verkehr zu rechnen, da sie die Zufahrt zur Tiefgarage des Einkaufszentrums „Höfe am Brühl“ bildet und für den Anlieferverkehr der zahlreichen Geschäfte genutzt wird. Östlich an den Container schließt sich eine kleine Grünanlage und südlich davon die Richard-Wagner-Straße, ebenfalls mit geringem Verkehrsaufkommen an. Nördlich des Tröndlinring befinden sich einige Hotels, die einen Mindestabstand zur Messstelle von 70 m („InterCity Hotel“) haben. Die nordöstliche Ecke des Brühls ist ca. 45 m von der Station entfernt. Abbildung 17 zeigt die Umsetzung im OSPM. Vor allem durch die Weiteilufigkeit der Kreuzung ist der Standort nur bedingt für die Simulation mit OSPM geeignet. Die Kriterien einer klassischen Straßenschlucht gehen verloren. Dennoch liegen die simulierten Verdünnungsfaktoren in einem plausiblen Bereich.

Der Container wird vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie betrieben und vom TROPOS anteilig gewartet. Die Rußkonzentration wird hier mithilfe eines MAAPs ermittelt. Des Weiteren sind ein TDMPs und ein APS zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung im Dauerbetrieb. Abbildung 19 zeigt die Datenverfügbarkeit im simulierten Zeitraum. Seit Beginn der Aufzeichnungen im Juli 2010 gab es vereinzelte Ausfälle des MAAP, aber kaum Lücken in den meteorologischen Daten. Der lokale Wind wird, in ca. 6 m Höhe, über dem Dach des Containers gemessen. In der Datenverfügbarkeitsübersicht in Abbildung 19 lässt sich für die Windrichtung eine deutliche Kanalisation, bzw. Abschattung erkennen, die im Laufe des Jahres 2011 durch den Bau des Einkaufszentrums „Höfe am Brühl“ noch verschärft wurde. Aufgrund dieser starken Verfälschung der Winddaten wurde für die Station Leipzig-Mitte auf die Winddaten auf Dachniveau aus der Eisenbahnstraße zurückgegriffen. Diese repräsentieren den regional vorherrschenden Wind deutlich besser und zeigen eine sehr gute Korrelation im Vergleich mit anderen als frei angeströmt angenommenen Stationen im Stadtgebiet (TROPOS und Leipziger Institut für Meteorologie). Der Hintergrundwert für BC wurde aus dem Mittel der Stationen TROPOS und Leipzig-West gebildet. Bei Fehlen des einen Wertes wurde der jeweils andere Wert verwendet. Die Verkehrszahlen liegen für die Station Leipzig-Mitte als automatische Zählung vor. Für Lücken wurde ein entsprechender mittlerer Wochengang genutzt. Die Station weist mit ca. 54 000 Fahrzeugen täglich (Sonntag ca. 34 000) ein deutlich höheres Verkehrsaufkommen auf, hat jedoch mit dem ampelbedingten Stop-and-Go-Verkehr ein ähnliches Verkehrsmuster.

Die Verdünnungsfaktoren, die mit dem OSPM abgeschätzt werden, liegen im Bereich von 0 bis 0.1 s m^{-2} . Sie fallen damit deutlich niedriger aus (entspricht größerer Verdünnung) als beispielsweise in der Eisenbahnstraße (zwischen 0 und 0.4 s m^{-2}). Wie im Fall der Eisenbahnstraße wird auch hier aus den o.g. Gründen mit 1 h Mittelwerten gearbeitet. Exemplarisch ist in Abbildung 18 wieder die Simulation für den Sommer 2014 dargestellt. Der EF für diese als plausibel eingestufte Periode liegt bei 58 mg km^{-1} und liegt damit im gleichen Größenbereich wie in der Eisenbahnstraße. Dasselbe gilt für den mehrjährigen Trend. In Abbildung 20 sind die Emissionsfaktoren für die gemischte Flotte an der Station Leipzig-Mitte nach Halbjahren in grau abgetragen. Die abgeschätzten EF sind zu Beginn des simulierten Zeitraumes am höchsten (2010: 129 mg km^{-1}) und nehmen insgesamt um ca. 30 % ab. Auch dies spricht für einen Rückgang der Rußbelastung im Zuge der im Jahr 2011 eingeführten Umweltzone in Leipzig (Löschau & Wiedensohler, 2015). Im Verlauf des Jahres 2013 wei-

sen die Daten Unregelmäßigkeiten auf, die nicht mit veränderten Umweltbedingungen zu erklären sind. Da ein Problem mit den Messgeräten hier nicht ausgeschlossen werden kann, wurde das Jahr von der Berechnung der zeitlichen Mittel ausgeschlossen. Dadurch gehen gleichfalls viele Werte für die Perioden Winter 2012/13 und Winter 2013/14 verloren. Auch der Sommer 2010 ist durch wiederholte Messausfälle in der statistischen Repräsentativität stark eingeschränkt. Diese Werte sollten daher mit Vorsicht betrachtet werden.

Tabelle 12 fasst die Ergebnisse der uni- und bivariaten Simulationen inklusive Korrelationskoeffizienten zusammen. Auch hier zeigt sich, dass die Halbjahre Sommer 2010 und Winter 2010/11 kritisch zu betrachten sind; die entsprechenden Korrelationskoeffizienten sind deutlich geringer als bei den übrigen Perioden. Diese besonders große Streuung führt dazu, dass die bivariate Regression nicht mehr funktioniert und sogar zu negativen EF führt. Generell sind die Korrelationskoeffizienten der bivariaten Regression bei der Station Leipzig-Mitte niedriger als in der Eisenbahnstraße, was darauf hindeutet, dass die Simulation dort deutlich besser funktioniert.



Abbildung 15: Außenansicht des Messcontainers Leipzig-Mitte (Bildquelle: Pfeifer, 2015)



Abbildung 16: Lage der Messstation Leipzig-Mitte. (Bildquelle: OpenStreetMap, (c) OpenStreetMap contributors, Kartenmaterial steht unter der Creative Commons Attribution-ShareAlike 2.0 license)

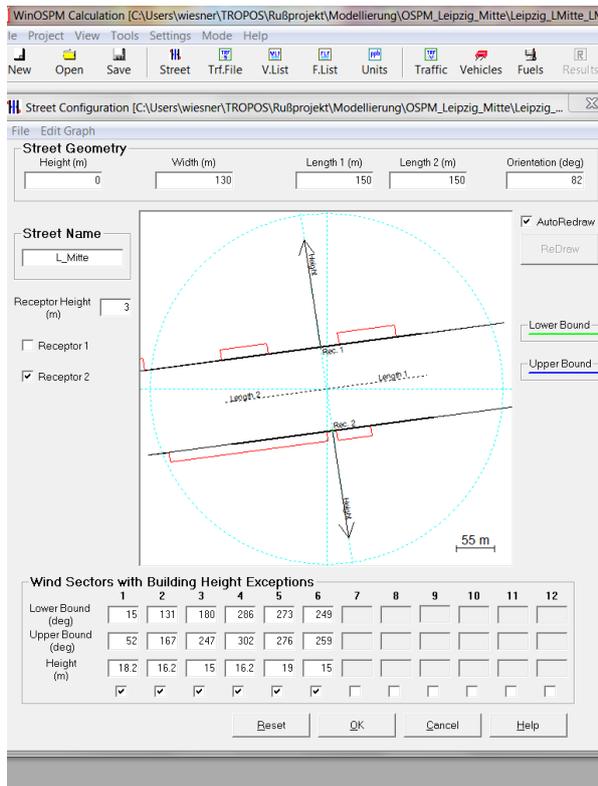


Abbildung 17: Aufbau der Modelldomäne Leipzig-Mitte im OSPM.

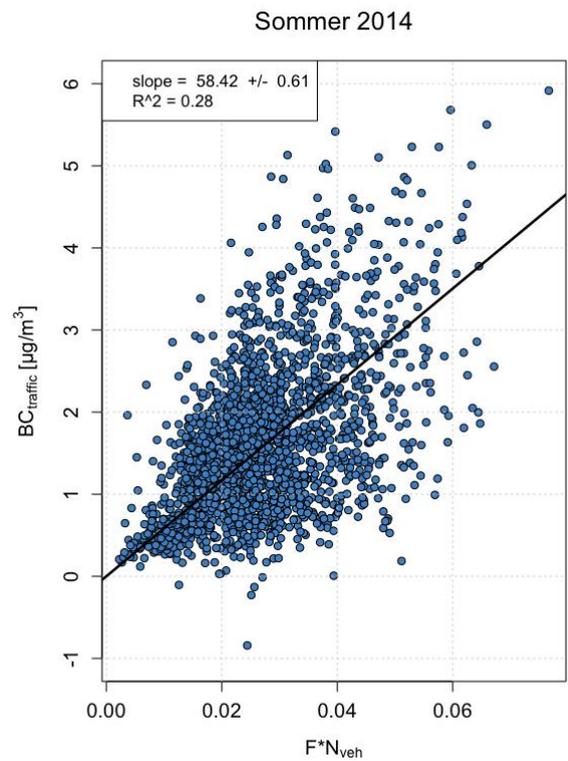


Abbildung 18: Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation Leipzig-Mitte.

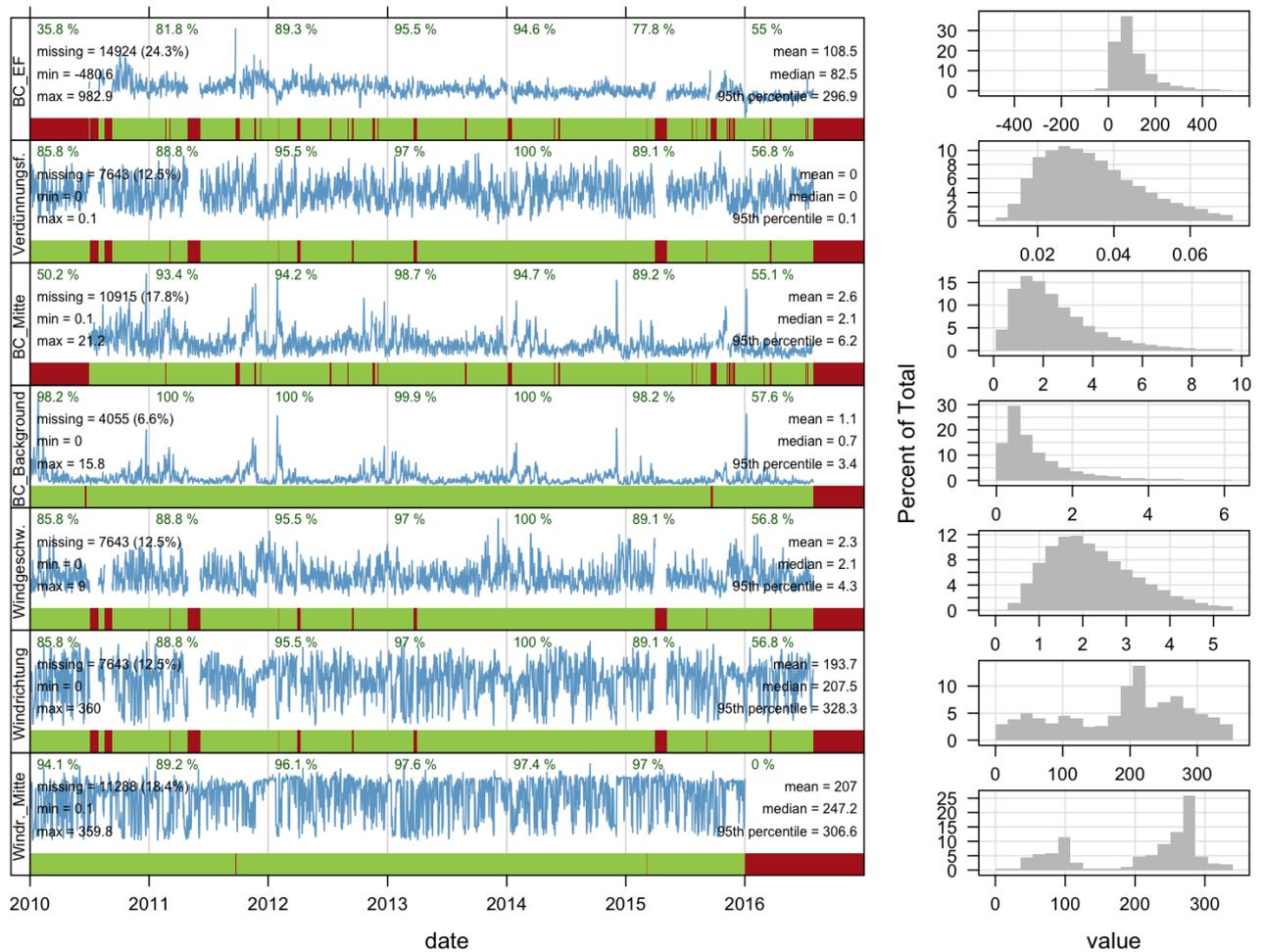


Abbildung 19: Übersicht zur Datenverfügbarkeit für die Station Leipzig-Mitte von 2010-2016. Von Unten: Windgeschwindigkeit, BC an den Messstationen TROPOS, Leipzig-West und Leipzig-Mitte, Verdünnungsfaktor, Emissionsfaktor. Rot = fehlende Daten.

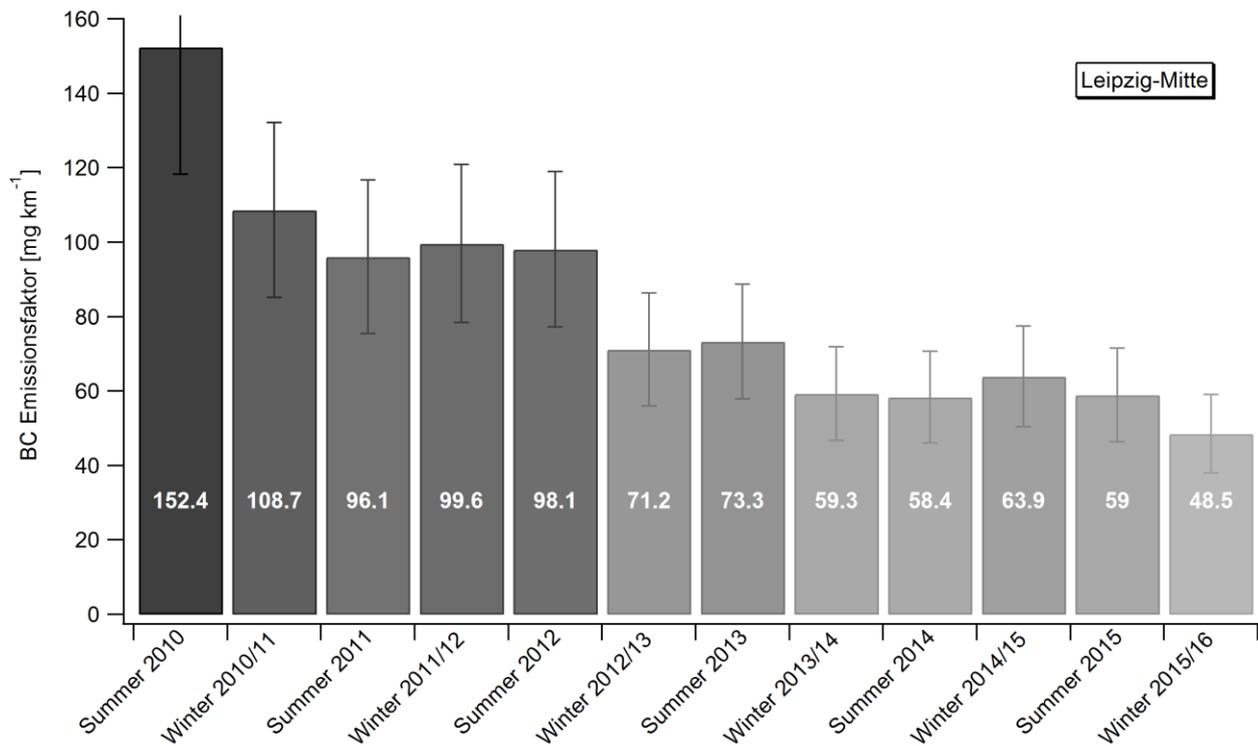


Abbildung 20: Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Leipzig-Mitte.

Tabelle 12: Ergebnisse der Simulation für die Station Leipzig-Mitte: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.

	$q_{BC} \text{ (gem)}$	R^2_{KFZ}	$q_{BC} \text{ (LV)}$	$q_{BC} \text{ (SV)}$	$R^2_{LV/SV}$
2010 – 2016	73.0	0.68	41.0	1184.2	0.31
Sommer 2010	152.4	0.78	7.3	3202.6	0.51
Winter 2010/11	108.7	0.65	3.7	1569.8	0.18
Sommer 2011	96.1	0.73	22.8	1326.3	0.27
Winter 2011/12	99.6	0.72	23.7	1450.5	0.27
Sommer 2012	98.1	0.77	4.3	1596.7	0.31
Winter 2012/13	71.2	0.76	31.0	578.2	0.25
Sommer 2013	73.3	0.83	10.3	995.8	0.41
Winter 2013/14	59.3	0.75	21.1	626.3	0.24

Sommer 2014	58.4	0.81	11.0	895.6	0.39
Winter 2014/15	63.9	0.78	26.6	834.5	0.34
Sommer 2015	59.0	0.78	10.5	921.3	0.26
Winter 2015/16	48.5	0.65	26.8	426.4	0.16

3.1.3.2 Dresden Nord

Der dritte Standort, an dem Emissionsfaktoren für BC abgeschätzt werden sollten, ist Dresden-Nord. Die Luftgütemessstation (Abbildung 21 & Abbildung 22) befindet sich auf dem Schlesischen Platz in der Dresdner Neustadt und wird vom LfULG betrieben. Der Messcontainer liegt an der vielbefahrenen, jeweils 1- bis 2-spurigen Antonstraße (B6), die auf Höhe des Containers mit ca. 98° eine Ost-West-Orientierung aufweist. Hinter dem flachen Bau, in dem der Container integriert ist, schließt sich der Vorplatz des Bahnhofs Neustadt an, welcher in einem Winkel von ca. 45° zur Antonstraße steht. Die komplizierte Geometrie der Bebauung rund um die Station lässt sich mit dem OSPM Modell nur unzureichend wiedergeben (Abbildung 23). Die Gebäude nordöstlich und nordwestlich (Bahnhofsgebäude) der Station können nicht berücksichtigt werden und der Bereich wird als nach Norden offen angenommen. Der Schadstoffeintrag durch Verkehr ist aus dieser Richtung als gering zu betrachten, da der Platz zu einem großen Teil nur für Fußgänger zugänglich ist und sich dahinter ein Parkplatz anschließt. Jedoch ist vermutlich mit Anlieferverkehr zum Bahnhof und einem gewissen Taxi-Aufkommen zu rechnen. Eine weitere nicht aufgelöste Quelle stellt die Kreuzung mit der B 170 dar. Die durchgehend je 2-spurige Antonstraße wurde mit 36 m Breite angenommen und die Gebäudehöhen anhand der Stockwerke einzeln abgeschätzt. Der Aerosoleinlass und das Anemometer befinden sich auf dem Dach des Containers in ca. 6 m bzw. 10 m Höhe. Für die Abschätzung der Emissionsfaktoren an der Station Dresden-Nord wurde auf eine 2011 beginnende Zeitreihe zurückgegriffen werden.

Als Standort für die Messung der städtischen Hintergrundbelastung dient die Station Winkelmannstraße in der Südvorstadt. Der Messcontainer steht ca. 100 m abseits der Fritz-Löffler-Straße hinter Studentenwohnheimen, in unmittelbarer Nähe eines Parkplatzes und Grünanlagen. In Abbildung 25 ist die Übersicht zur Datenverfügbarkeit zu sehen. Der Messbetrieb für Ruß (BC) wurde 2012 aufgenommen und lief nach einer mehrmonatigen Unterbrechung im 2. Halbjahr 2012 weitestgehend stabil. In den gesammelten meteorologischen Daten gibt es nahezu keine größeren Ausfälle zu verzeichnen. Im Histogramm der Windrichtung ist auch hier deutlich eine Kanalisierung des Windes zu erkennen. Alternative Winddaten liegen z.Z. nicht vor. Die mit dem OSPM simulierten Verdünnungsfaktoren liegen im Bereich zwischen 0 und 0.2 s m^{-2} . Auch hier kann der Sommer 2014 (Abbildung 24) als relativ stabile und repräsentative Phase betrachtet werden. Abbildung 26 zeigt die saisonale Zeitreihe der abgeschätzten Emissionsfaktoren. Sie fallen deutlich niedriger aus, als die Emissionsfaktoren aus den Simulationen der Stationen Eisenbahnstraße und Leipzig-Mitte. Auch hier ist ein rückläufiger Trend zu beobachten. Die Werte fallen von gut 40 mg km^{-1} in den Jahren 2012/13 auf unter 30 mg km^{-1} im Jahr 2015. Die deutlich niedrigeren Emissionsfaktoren können u.a. in der nicht für das OSPM geeigneten Topografie begründet sein, da diese nicht einer klassischen Straßenschlucht entspricht. Jedoch ist auch denkbar, dass die vermeintliche Hintergrundstation zu sehr von lokalen Quellen beeinflusst wird, was das Verkehrsinkrement verfälscht.

Auch die bivariate Regression (siehe Tabelle 13) liefert deutlich niedrigere Werte für den Leicht- und Schwerverkehr als die Leipziger Stationen, liegen jedoch im Bereich vergleichbarer Literaturwerte (u.a. Keuken et al., 2011 und Keuken et al., 2012, (siehe Tabelle 11).



Abbildung 21: Außenansicht der Messstation Dresden-Nord von der Antonstraße aus gesehen (Bildquelle: Wiesner, 2016)

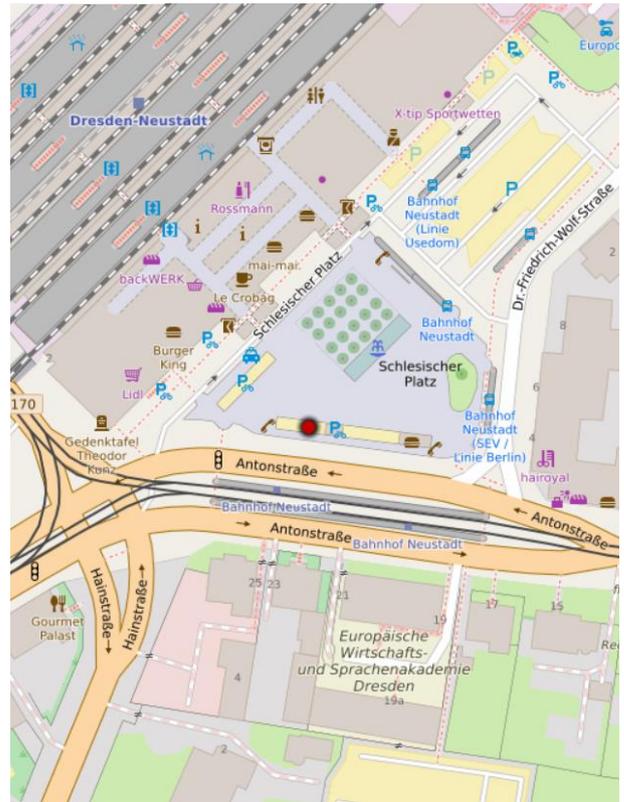


Abbildung 22: Lage der Messstation Dresden-Nord. (Bildquelle: OpenStreetMap, (c) OpenStreetMap contributors, Kartenmaterial steht unter der Creative Commons Attribution-ShareAlike 2.0 license)

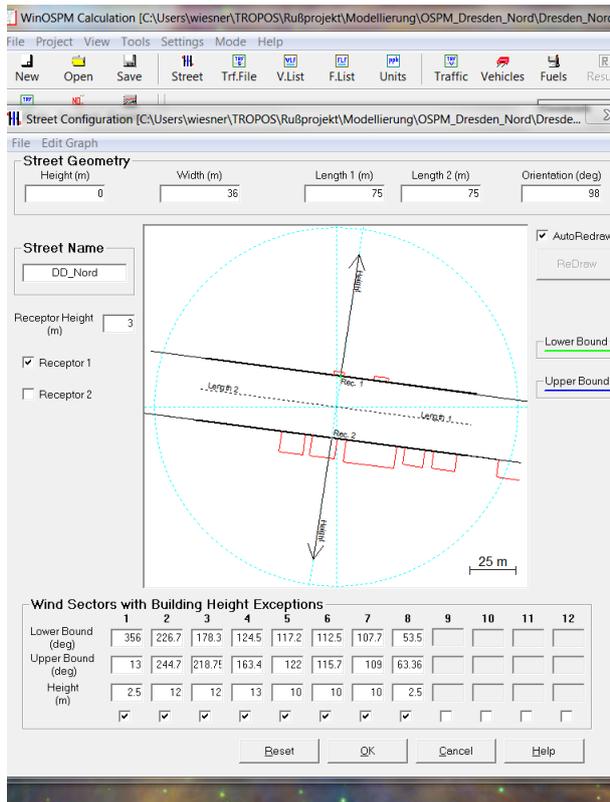


Abbildung 23: Aufbau der Modelldomäne Dresden-Nord im OSPM.

Sommer 2014

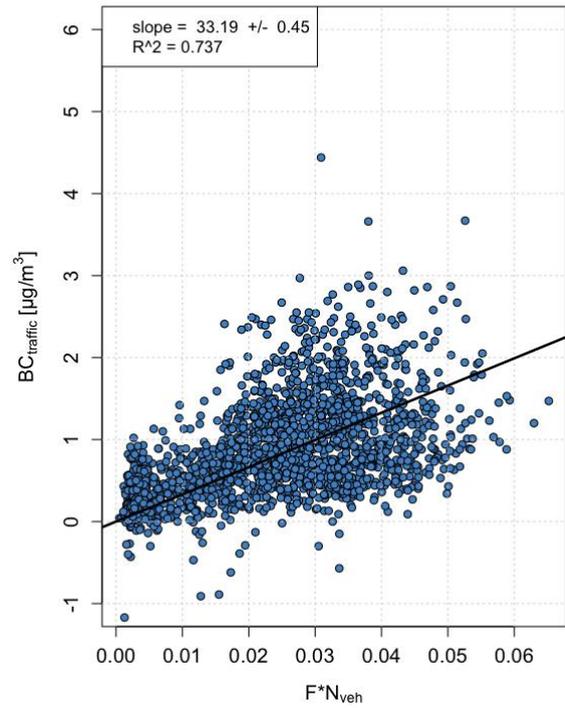


Abbildung 24: Ergebnis der linearen Regression zur Bestimmung der EF für die gemischte Fahrzeugflotte für den Sommer 2014 an der Messstation DD-Nord.

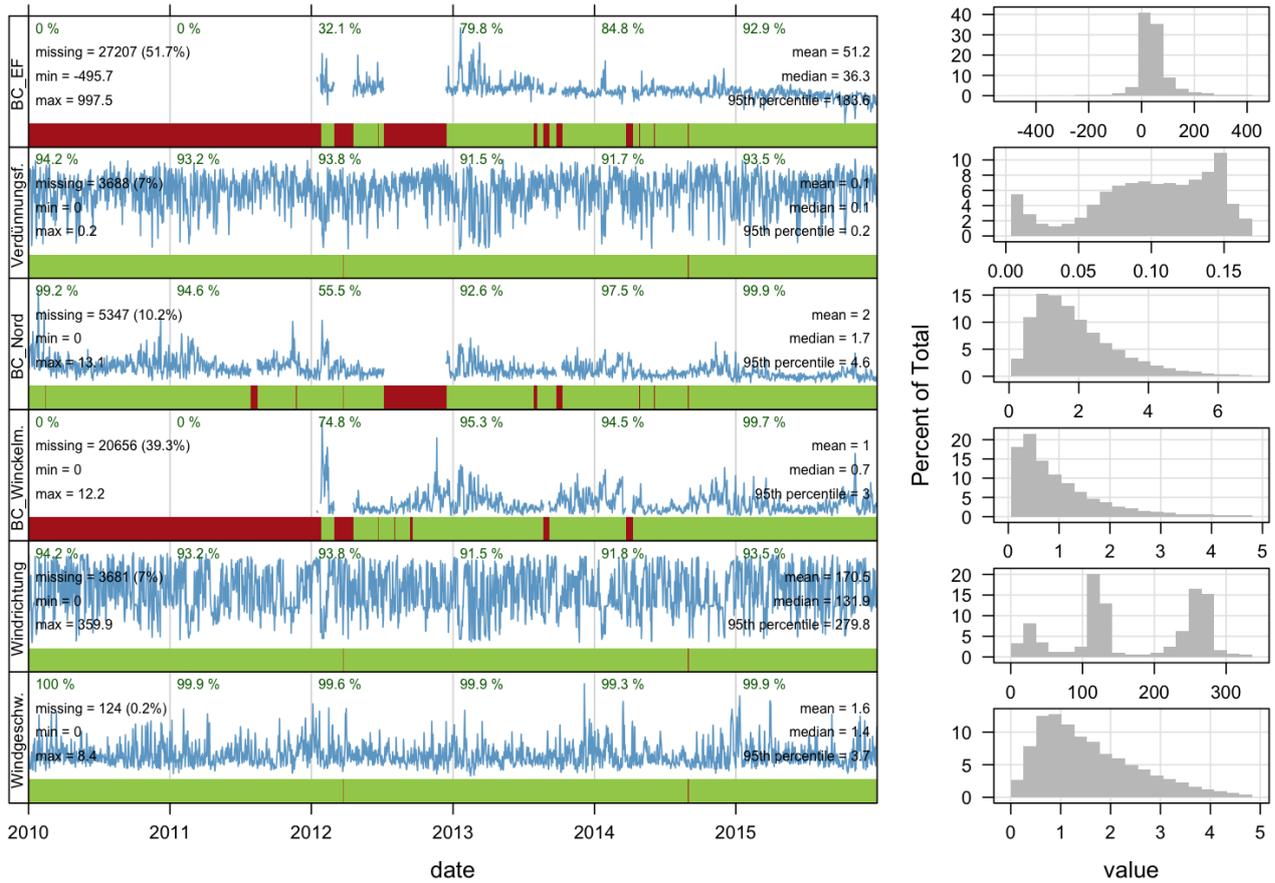


Abbildung 25: Übersicht zur Datenverfügbarkeit für die Station Dresden-Nord von 2010-2016. Von Unten: Windgeschwindigkeit, BC an den Messstationen Winkelmannstraße und Dresden-Nord, Verdünnungsfaktor, Emissionsfaktor. Rot = fehlende Daten.

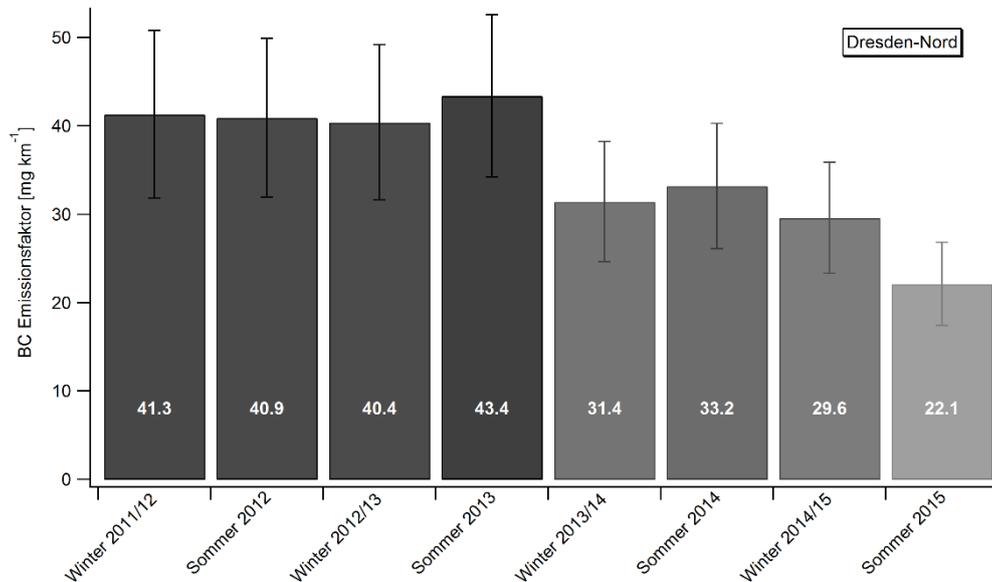


Abbildung 26: Aus linearer Regression abgeschätzte halbjährliche Emissionsfaktoren für die gemischte Fahrzeugflotte an der Messstation Dresden-Nord

Tabelle 13: Ergebnisse der Simulation für die Station Dresden-Nord: Emissionsfaktoren für BC entsprechend der univariaten (gemischte Flotte) und der bivariaten (Leicht- und Schwerverkehr) linearen Regression mit Korrelationskoeffizienten.

	q_{BC} (gem)	R^2_{KFZ}	q_{BC} (LV)	q_{BC} (SV)	$R^2_{LV/SV}$
2011 – 2015	30.8	0.66	26.9	120.3	0.30
Winter 2011/12	41.3	0.73	31.1	269.5	0.31
Sommer 2012	40.9	0.75	35.9	154.8	0.27
Winter 2012/13	40.4	0.74	34.2	185.9	0.37
Sommer 2013	43.4	0.80	39.0	142.3	0.34
Winter 2013/14	31.4	0.66	26.9	135.1	0.17
Sommer 2014	33.2	0.74	25.6	205.7	0.29
Winter 2014/15	29.6	0.75	24.8	140.6	0.32
Sommer 2015	22.1	0.70	19.9	69.9	0.22

3.1.4 Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr

Für die Stationen Eisenbahnstraße, Leipzig-Mitte und Dresden-Nord wurden mit Hilfe inverser Modellierung Emissionsfaktoren für BC abgeschätzt. Für alle Stationen wird die Periode Sommer 2014 als vergleichsweise stabil und repräsentativ angesehen. Tabelle 14 fasst die Ergebnisse der univariaten Regression (Emissionsfaktor für die gemischte Flotte) und der bivariaten Regression (Emissionsfaktoren für Leicht- und Schwerverkehr) zusammen. Angegeben ist auch der abgeschätzte Fehler, der sich aus der Annahme einer Genauigkeit von 10% für die BC-Daten und die Verkehrsdichten sowie der Genauigkeit der einzelnen Parameterschätzungen der Regression ergibt. Hinzu kommt jedoch noch ein unbekannter Fehler, der von der Windrichtung und -geschwindigkeit abhängig ist. Dieser ergibt sich aus der unterschiedlichen Topografie um die Messstationen und der damit verbundenen Eignung der einzelnen Stationen für die Simulation im OSPM. Aufgrund der deutlich besseren Eignung der Station Eisenbahnstraße, die einer klassischen Straßenschlucht entspricht, für die Nutzung des OSPM, sind den Werten aus dieser Simulation der Vorzug zu geben. Desweiteren lässt sich sagen, dass die Verkehrssituation um den Messstandort Eisenbahnstraße als repräsentativ für weite Teil des Stadtgebietes angesehen werden kann. Vergleichbare Literaturwerte werden u.a. in Keuken et al. (2012) mit $15.3 - 78 \text{ mg km}^{-1}$ für Leichtverkehr und 120 mg km^{-1} für Schwerverkehr angegeben.

Tabelle 14: Zusammenfassung der Ergebnisse der Linearen Regression aller Stationen für den Sommer 2014.

$[\text{mg km}^{-1}]$	Eisenbahnstraße	Leipzig-Mitte	Dresden-Nord
Gemischte Flotte	47.1 ± 10	58.4 ± 12.3	33.2 ± 4.9
Leichtverkehr (< 3.5 t)	32.2 ± 8.9	11.0 ± 7.3	25.6 ± 2.7
Schwerverkehr (> 3.5 t)	490.2 ± 127	895.6 ± 136.6	205.7 ± 54.7

3.2 Literaturanalyse für übrige Emittentengruppen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Literaturrecherche der vom Auftraggeber gewünschten Emittentengruppen Verkehr, Groß- und Kleinf Feueranlagen aufgelistet und kurz diskutiert. Ausgangspunkt der Literaturrecherche für alle Gruppen und den jeweiligen Unterteilungen war das Emissionshandbuch der Europäischen Umweltagentur „EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook“. Dieses Handbuch ist ein umfassendes Dokument, sowohl bezüglich der Anzahl an Emittentengruppen, als auch deren detaillierte Unterteilung unter Betrachtung einer großen Anzahl an existierenden Ergebnissen aus wissenschaftlichen Publikationen. Ab der Version aus dem Jahr 2013 wurden Emissionsfaktoren und weiterführende Referenzen für schwarzen Kohlenstoff aufgenommen.

3.2.1 Verkehr

Entsprechend den Vorgaben des Arbeitsgebers zu den gewünschten Emittentengruppen, unterteilt sich die Kategorie Verkehr in den Straßenverkehr, Schienenverkehr, Schifffahrt (insb. Binnenschifffahrt) und Flugverkehr, welche in den folgenden Abschnitten näher betrachtet werden.

3.2.1.1 Straßenverkehr

Um eine gewisse Konsistenz zu den weiteren recherchierten EF der anderen Emittentengruppen zu gewährleisten, wird an dieser Stelle, zusätzlich zu den absoluten Werten aus Abschnitt 3.1, der relative Anteil von BC an $PM_{2,5}$ betrachtet.

Tabelle 15: Übersicht von Emissionsfaktoren (relativer Wert) für verschiedene Fahrzeugtypen, Flottenzusammensetzung und Verkehrssituationen

Studie/Quelle	Info	Rel. Anteil BC an $PM_{2,5}$
EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (Ntziachristos et al., 2013)	PKW Benzin	0.12
	PKW Diesel	0.57
	Leichte Nutzf. Benzin	0.05
	Leichte Nutzf. Diesel	0.55
	Schwere Nutzf. Diesel	0.53
Weingartner et al., 1997	Zweirad Benzin	0.11
	Leichte Fahrzeuge, Tunnelmessung	0.19
Kristensson et al., 2004	Schwere Fahrzeuge, Tunnelmessung	0.32
	37% Schwertransport, Tunnelmessung	0.10
Grieshop et al., 2006	14% Schwertransport	0.35
	3% Schwertransport, langsamer Verkehr (Rushhour)	0.39
	6% Schwertransport, fließender Verkehr	0.70
Ning et al., 2008	Landstraße und Autobahn, Straßenmessung	0.18-0.50
Hung-Lung & Yao-Sheng, 2009	Tunnelmessung	0.40
Naser et al., 2009	17-46% Schwertransport, Straßenmessung	0.40

Kam et al., 2012	Kaum Schwertransport, Straßenmessung	0.03
Diese Studie	2-3% Schwertransport, Anteil an PM _{2,5} , Straßenmessung	0.31
	2-3% Schwertransport, Anteil an PM ₁₀ , Straßenmessung	0.24

3.2.1.2 Schienenverkehr

Entsprechend dem EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2013 kann für den relativen Anteil BC an PM_{2,5} für Diesellaggregate von Lokomotiven derselbe Wert wie für schwere Nutzfahrzeuge nach Euro-I angegeben werden. Darüber hinaus verweist das Dokument auf einen Technischen Report bei dem für Lokomotiven ohne Filter ein Wert von 0.5-0.75 bzw. mit Filter von 0.15 angegeben wird.

Tabelle 16: Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Schienenverkehr

Studie/Quelle	Info	Rel. Anteil BC an PM _{2,5}
EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (Norris et al., 2013)	Ident. Euro-I Schwere Nutzf.	0.65
	Ohne Partikelfilter	0.50-0.75
	Mit Partikelfilter	0.15

Eine Angabe der Emission bezogen auf die zurückgelegte Wegstrecke, d.h. in g km⁻¹, entsprechend dem Wunsch des AG, ist nicht möglich. Das Emission Inventory Guidebook 2013 ermöglicht eine Aussage über die absolute Masse BC nach Kraftstoffverbrauch (Kilogramm verbrauchten Diesels). In der ersten Stufe wird ein Wert von 1.7 g kg⁻¹ für PM_{2,5} angegeben. Somit ergibt sich unter Verwendung des Faktors 0.65 ein Wert von 1.105 g kg⁻¹ für BC. In der zweiten Stufe werden nochmals drei Typen von Loks unterschieden. Für Lokomotiven im Linienverkehr wird ein Wert von 1.1 g kg⁻¹, für Rangierloks von 2 g kg⁻¹ und für Triebwagen von 1 g kg⁻¹ für PM_{2,5} angegeben. Auch in diesem Fall wird der Faktor mit 0.65 angegeben, womit sich Werte von 0.715 g kg⁻¹, 1.3 g kg⁻¹ bzw. 0.65 g kg⁻¹ für BC ergeben.

3.2.1.3 Binnenschifffahrt

Im Rahmen des Projektes sollten weiterhin EF für die Schifffahrt, insbesondere Binnenschifffahrt, recherchiert werden. Das Emission Inventory Guidebook 2013 differenziert in der ersten Stufe nach drei Kraftstoffarten. Für die Angaben zu den relativen Anteilen von BC an PM_{2,5} wird auf die Arbeit von Lack et al. (2009) verwiesen. Der relative Anteil bei Schweröl wird mit einem Wert von 0.12 (unter Verwendung von Angaben von Lack et al. (2009) für „slow speed engines“) bzw. bei Marinedieselöl mit 0.31 (gebildet als Mittelwert aus den Angaben von Lack et al. (2009) für „medium speed engines“ und „high speed engines“) angegeben. Der relative Anteil von BC an PM_{2,5} für Benzin wird mit Verweis auf die Arbeit von Winther & Nielsen (2011) beträgt 0.05.

Tabelle 17: Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Binnenschifffahrt unterteilt nach Kraftstoff

Studie/Quelle	Info	Rel. Anteil BC an PM _{2,5}
EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (Trozzi et al., 2013)	Schweröl/Bunkeröl	0.12
	Marinedieselöl (marine gas oil MGO, marine diesel oil MDO)	0.31
	Benzin	0.05

Die Werte der EF für PM_{2,5} werden für Schweröl mit 5.6 g kg⁻¹, für Marinedieselöl mit 1.4 g kg⁻¹ und für Benzin mit 9.5 g kg⁻¹ (als Mittel aus 75% Zweitakt- und 25% Viertaktmotoren) angegeben. Es ergeben sich somit EF für BC mit 0.672 g kg⁻¹ (Schweröl), 0.434 g kg⁻¹ (Marinedieselöl) bzw. 0.475 g kg⁻¹ (Benzin).

3.2.1.4 Flugverkehr

Für den Flugverkehr wird zwischen den Treibstoffen Kerosin, d.h. für Flugzeuge mit Strahltriebwerk, und Flugbenzin, d.h. Flugzeuge mit Kolbentriebwerk, unterschieden. Der relative Anteil von BC an PM_{2,5} wird für Kerosin mit 0.48 als Mittelwert über eine breite Anzahl an Studien und Publikationen angegeben. Für Flugbenzin wird mit Verweis auf die Arbeit von Winther & Nielsen (2011) ein Wert von 0.15 angegeben. Diese Werte gelten für alle Modi, d.h. Start/Landung, Steigflug bzw. Flug auf Reishöhe.

Tabelle 18: Emissionsfaktoren (relativer Wert) für Flugverkehr unterteilt nach Kraftstoff

Studie/Quelle	Info	Rel. Anteil BC an PM _{2,5}
EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (Winther et al., 2013)	Kerosin	0.48
	Flugbenzin	0.15

Die Werte für PM_{2,5} sind je nach Maschine verschieden. Inlandsflüge, exemplarisch gegeben durch eine B737-400, werden mit 70 g/LTO bzw. mit 200 g kg⁻¹ auf Reishöhe angegeben. Es ergeben sich somit Werte für BC von 33.6 g/LTO bzw. 96 g kg⁻¹. Für Werte von Flugzeugen mit Kolbentriebwerk wird auf den Straßentransport verwiesen.

3.2.2 Feuerungsanlagen

Für Anlagen, die der Strom- und Wärmezeugung dienen, wird die Emission von PM_{2,5} in g/GJ angegeben und die BC- Emission wiederum als Anteil an den PM_{2,5} Emissionen. Da dieser Anteil nicht nur von dem verwendeten Brennstoff, sondern auch stark von den Prozessbedingungen abhängig ist, werden die EF oft aus mehreren Werten gemittelt und sind entsprechend mit Unsicherheiten behaftet. In vielen Studien gibt es zusätzlich auch große Unsicherheitsbereiche, welche die diversen Messmethoden mit sich bringen (siehe dazu z. B. Bond et al., 2013). Der 95 % - Konfidenzintervall, welcher sich aus diesen Unsicherheiten und der Variabilität zwischen den verschiedenen Veröffentlichungen ergibt, wird in den Tabellen mit angegeben. Da die Emissionsfaktoren für Ruß auf PM_{2,5} Konzentrationen bezogen sind, werden die entsprechenden Werte für PM_{2,5} hier mit wiedergegeben. Zusätzlich zu Kohle, Gas und Öl werden hier auch die Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse als Brennstoff angegeben. Dies beinhaltet z. B. Holz, Holzkohle und Landwirtschaftlichen Abfall.

3.2.2.1 Großfeuerungsanlagen

Als Großfeueranlagen werden Feuerungsanlagen mit einer Wärmeleistung von über 50MW definiert, was auch der Definition der 13. BImSchV entspricht. Für die Verfeuerung von Kohle, Gas, Öl und Biomasse werden im Emission Inventory Guidebook 2013 in Kapitel 1.A1 Energy Combustion (Nielsen et al., 2013 1.A.1) Mittelwerte aus verschiedenen Veröffentlichungen zu den jeweiligen Kategorien und teilweise Werten aus der SPECIATE Datenbank der U.S. Environmental Agency (US EPA) angegeben. Diese werden in den folgenden Tabellen zusammengefasst und die entsprechenden Verweise angegeben. Für die Verwendung von Braunkohle konnten keine separaten Emissionsfaktoren ermittelt werden. Es wird daher bis auf weiteres auf die EF für Steinkohle verwiesen.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Steinkohle in Großfeuerungsanlagen

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	3.4	g/GJ	0.9	90	US EPA 1998, Kapitel 1.1
BC	2.2	% von PM _{2.5}	0.27	8.08	Henry & Knapp, 1980; Olmez et al., 1988; Griest & Tomkins, 1984; Engelbrecht et al., 2002; Chow et al., 2004; US EPA, 2011

Tabelle 20: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Großfeuerungsanlagen

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	0.84	g/GJ	0.445	1.34	US EPA 1998, Kapitel 1.4
BC	2.5	% von PM _{2.5}	1	6.3	England et al., 2004; Wien et al., 2004; US EPA, 2011

Tabelle 21: Emissionsfaktoren für die Verwendung von schwerem Heizöl in Großfeuerungsanlagen

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	19.3	g/GJ	0.9	90	US EPA 2010, Kapitel 1.3
BC	5.6	% von PM _{2.5}	0.22	8.69	Olmez et al., 1988; England et al., 2007; US EPA, 2011

Tabelle 22: Emissionsfaktoren für die Verwendung von leichtem Heizöl in Großfeuerungsanlagen

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	19.3	g/GJ	0.3	2.5	US EPA 1998, Kapitel 1.3
BC	33.5	% von PM _{2.5}	28.9	38	Hildemann et al., 1991; Bond et al., 2006

Tabelle 23: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Großfeuerungsanlagen

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	133	g/GJ	66	266	US EPA 2003, Kapitel 1.6
BC	3.3	% von PM _{2.5}	1.6	6.6	Dayton & Bursey, 2001; US EPA, 2011

3.2.2.2 Kleinf Feuerungsanlagen

Als Kleinf Feueranlagen werden nach dem EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook Feuerungsanlagen mit einer Wärmeleistung von unter 50 MW definiert¹. Die Rußemissionswerte für Kleinf Feueranlagen werden entsprechen des Kapitels 1.A.4 Small Combustion (Nielsen et al., 2013 1.A.4) im Emission Inventory Guidebook 2013 unterteilt in Private Nutzung (Haushalte) und nicht-private Nutzung (Gewerbe). Zu letzterem gehören sowohl gewerbliche Kraftwerke, als auch land- und forstwirtschaftliche Anlagen sowie Sonstiges. Die Zusammensetzung der Werte für BC aus den zitierten Publikationen werden in Kapitel 1.A.4 Small combustion im Appendix E des Guidebooks ausführlich dargelegt.

Kleinf Feuerungsanlagen: Haushalte

Tabelle 24: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Stein- & Braunkohle in Kleinf Feuerungsanlagen (Haushalte)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	368	g/GJ	72	480	Guidebook, 2006, Kapitel B216
BC	6.4	% von PM _{2.5}	2	26	Zhang, et al., 2012

Tabelle 25: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Kleinf Feuerungsanlagen (Haushalte)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	1.2	g/GJ	0.7	1.7	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)
BC	5.4	% von PM _{2.5}	2.7	11	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)

Tabelle 26: Emissionsfaktoren für die Verwendung anderer flüssiger Brennstoffe in Kleinf Feuerungsanlagen (Haushalte)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	1.9	g/GJ	1.1	2.6	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)
BC	8.5	% von PM _{2.5}	4.8	17	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)

¹ Diese weicht ab von der Einteilung nach der 1. BImSchV bzw BImSchG für genehmigungspflichtige Anlagen.

Tabelle 27: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Kleinf Feuerungsanlagen (Haushalte)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	740	g/GJ	370	1480	Alves, et al., 2011; Glasius, et al., 2005
BC	10	% von PM _{2.5}	2	20	Alves, et al., 2011; Goncalves et al., 2011; Fernandes et al., 2011; Bolling et al., 2009; Rau, 1989

Kleinf Feuerungsanlagen: Gewerbe

Tabelle 28: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Stein- & Braunkohle in Kleinf Feuerungsanlagen (Gewerbe)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	108	g/GJ	60	220	EMEP Guidebook (2006) chapter B216
BC	6.4	% von PM _{2.5}	2	26	Zhang et al., 2012

Tabelle 29: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Erdgas & Flüssiggas in Kleinf Feuerungsanlagen (Gewerbe)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	0.78	g/GJ	0.47	1.09	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)
BC	4.0	% von PM _{2.5}	2.1	7	Hildemann et al., 1991

Tabelle 30: Emissionsfaktoren für die Verwendung anderer flüssiger Brennstoffe in Kleinf Feuerungsanlagen (Gewerbe)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	20	g/GJ	12	28	Mittel aus Level 2 EFs (EMEP Guidebook 2013)
BC	56	% von PM _{2.5}	33	78	Hildemann et al., 1991; Bond et al., 2006; Hernandez et al., 2004

Tabelle 31: Emissionsfaktoren für die Verwendung von Biomasse in Kleinf Feuerungsanlagen (Gewerbe)

Schadstoff	Wert	Einheit	95% Konf.Int.		Verweis
PM _{2.5}	140	g/GJ	70	279	Boman et al., 2011; Pettersson et al., 2011
BC	28	% von PM _{2.5}	11	39	Goncalves et al., 2010; Fernandes et al., 2011; Schmidl et al., 2011

4 Test der mobilen Ruß-Messgeräte (AP C1)

Im Rahmen des Arbeitspakets C1 sollen leichte, mobile Ruß-Messgeräte getestet werden. Die Geräte sollen dabei auch mit stationären Geräten (z. B. MAAP), bei gleichen Bedingung und Messung von Außenluft, verglichen werden.

Der AN ist in Besitz von drei portablen Aethalometern microAeth® model AE51 von AethLabs (kurz: AE51), welche bei verschiedener Arbeitspaketen im Rahmen des Projektes zur Anwendung kamen (siehe Tabelle 32). Zu Beginn war es nicht möglich alle drei Geräte zeitgleich an einem Ort zu haben. In einem ersten Schritt wurden daher systematischen Fehler durch Umgebungseinflüsse analysiert, wie sie in vorrangegangenen Kampagnen auftraten.

Tabelle 32: Einsatzgebiete der drei portablen Aethalometer

ID	Seriennummer	Einsatzgebiet
S1	AE51-S1-221	AP C2: Ballon AP C3: Lützner Str. (stationär) AP C5: Zusatzmessung der HSD mit Octacopter
S5	AE51-S5-828	AP C2: ACTOS
S6	AE51-S6-984	AP C2: Aladina AP C3: Rucksack

4.1 Sensitivität auf Umgebungsbedingungen

Im Rahmen des Projektes „Melpitz-Säule“ wurden in einer Sommermesskampagne ausgiebig Vertikalprofile von BC mit dem AE51 auf verschiedenen Plattformen gemessen. Die gewonnen Messwerte verweisen auf eine Temperaturempfindlichkeit der Geräte. In ersten Laborversuchen wurde daher das Verhalten auf Temperaturschwankungen unter wohlkontrollierten Bedingung untersucht.

Die Geräte S1 und S5 wurden hierzu mit gefilterter partikelfreier Luft in einem Klimaschrank bei relativen Feuchten <1 % betrieben. Die Umgebungstemperatur wurde im Bereich von 0 bis 20°C mit verschiedenen Geschwindigkeiten variiert. Es zeigt sich ein antikorreliertes Verhalten des Gerätesignals und der daraus abgeleiteten BC-Konzentration mit der Temperaturänderung der Geräteelektronik (siehe Abbildung 27). Eine Temperaturänderung von ca. 20°C in 30 min führt zu einer kurzzeitigen Abweichung von ca. 1 µg·m⁻³. Eine Änderung von 20°C in 2 h führt immerhin noch zu einer Abweichung von ca. 0.5 µg·m⁻³. Die Ursache für diesen Effekt sollte in der Temperaturabhängigkeit elektronsicher Bauteile liegen. Dieser Effekt ist nicht zu vernachlässigen, insb. für geringe Konzentration.

Weiterhin können Feuchteschwankungen die Messwerte beeinflussen. Rasche Feuchteschwankungen des Aerosolstroms können sowohl zu positiven als auch negativen Ausschlägen bzw. Spikes mit Werten größer 10 µg·m⁻³ führen (Cai, et al., 2014). Dieser Effekt lässt sich jedoch hinreichend durch die Verwendung eines Feuchte-Puffers reduzieren, sowohl die Anzahl als auch die Amplitude dieser Spikes (Cai, et al., 2014). Darüber hinaus verweisen Apte, et al. (2011) und Cheng & Lin (2013), wie auch das Handbuch des Gerätes, auf ein Einfluss von Erschütterungen und Vibrationen. All diese Aspekte sind für mobile Messung, mit zumeist limitiertem Mittelungszeitraum, relevant und sollten hinreichend vermieden werden.

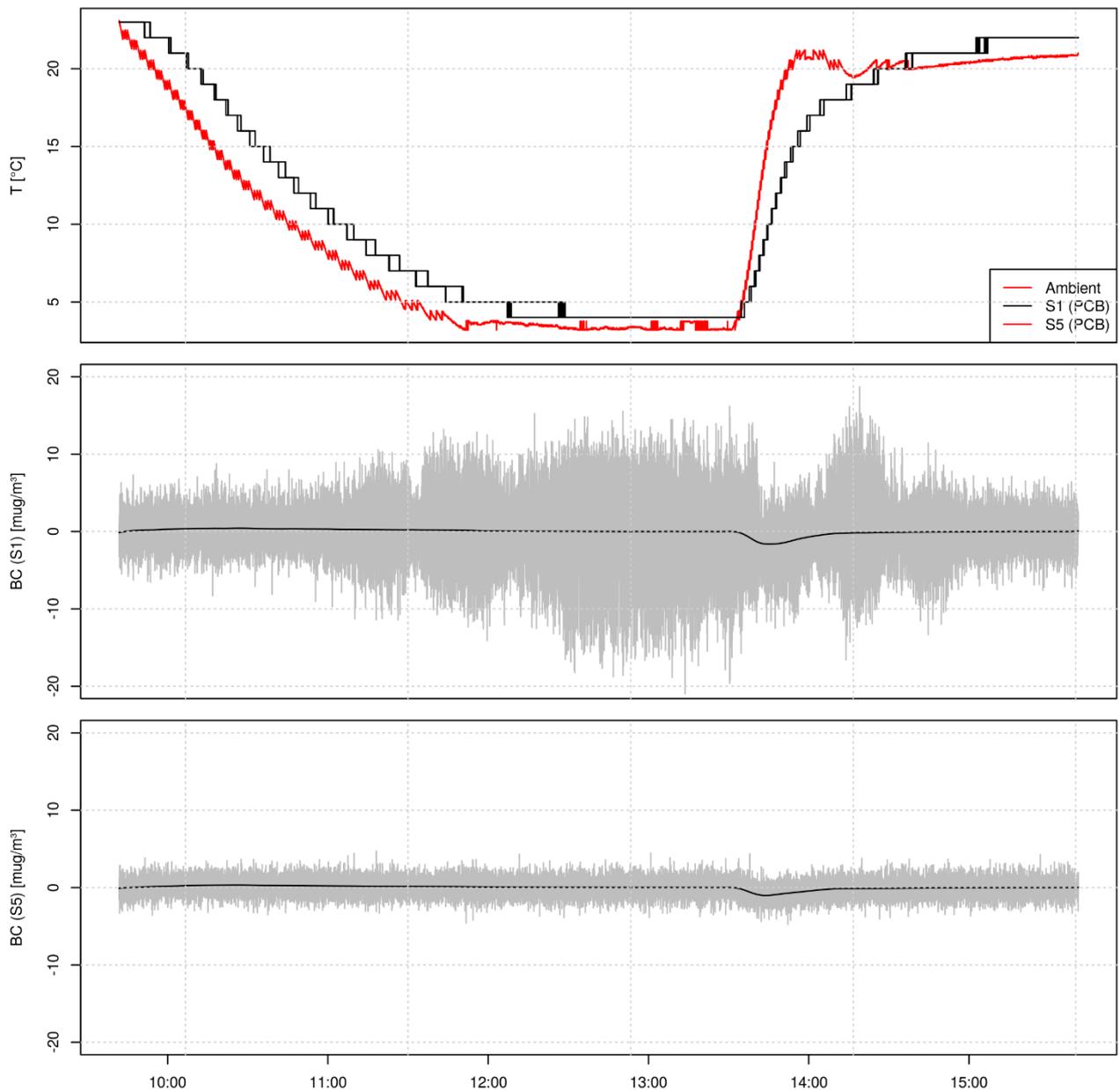


Abbildung 27: Verhalten der Messwerte (Nullmessung) von S1 und S5 bei Temperaturschwankungen

4.2 Rauschanalyse und Nachweisgrenze

Entsprechend der Abbildung 27 ist zu erkennen, dass das Gerät S1 für die 1 Hz Rohwerte ein ca. vierfach höheres Rauschen besitzt im Vergleich zu S5. Weiterhin ist das Rauschen von S1 im Vergleich zu S5 nicht stabil. Dieser Aspekt sollte in erster Linie dem Alter des Gerätes bzw. einer Revision der neueren Geräte geschuldet sein.

Um die untere Nachweisgrenze abzuschätzen wurden die Nullmessungen zur Temperaturabhängigkeit genutzt (siehe 4.1). Dabei wurden nur Zeitreihen mit stabilen Temperaturbedingungen analysiert.

In Tabelle 33 sind die resultierenden Standardabweichungen für verschiedene Mittelungszeiträume aufgelistet. Es ist zu erkennen, dass die Standardabweichung des Geräts S5 einen asymptotischen Wert von ca. 0.1 µg ab einem Mittelungszeitraum von 1 min annimmt. Dahingegen benötigt das Gerät S1 einen etwas größeren Mittelungszeitraum. Der asymptotische Wert für die Standardabweichung ist ebenfalls etwas höher mit 0.15 µg. Das asymptotische Verhalten könnte auf einen Anteil an weißem Rauschen zurückzuführen sein. Eine genauere Spektralanalyse wäre notwendig. Diese hätte jedoch nur wenig Mehrwert. Der asymptotische Wert der Standardabweichung für S5 entspricht der Genauigkeit der Herstellerangaben. Legt man der realen Nachweisgrenze die doppelte Standardabweichung zu Grunde so erhöht sich diese natürlich auf 0.2 µg

Tabelle 33: Resultierende Standardabweichung für verschiedene Mittelungszeiträume der Aethalometer S1 und S5

Mittelungszeit [s]	Std.Abw. (S1) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	Std.Abw. (S5) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
1	4.603	1.119
5	0.870	0.245
10	0.435	0.151
30	0.198	0.107
60	0.158	0.102
300	0.146	0.101
600	0.147	0.102

4.3 Gerätevariabilität und Vergleich zu Referenzgerät

Vor Beginn der Sommerkampagne wurden alle drei Geräte mit einem MAAP verglichen. Der Versuch alle drei Geräte und das MAAP an einem Einlass für Vergleichsmessung von Umgebungsluft zu betreiben wurde verworfen. Oszillationen im Fluss durch die Pumpe des MAAP führten zu fehlerhaften Werten der AE51. Daher wurden die drei AE51 an einem separaten Einlass betrieben.

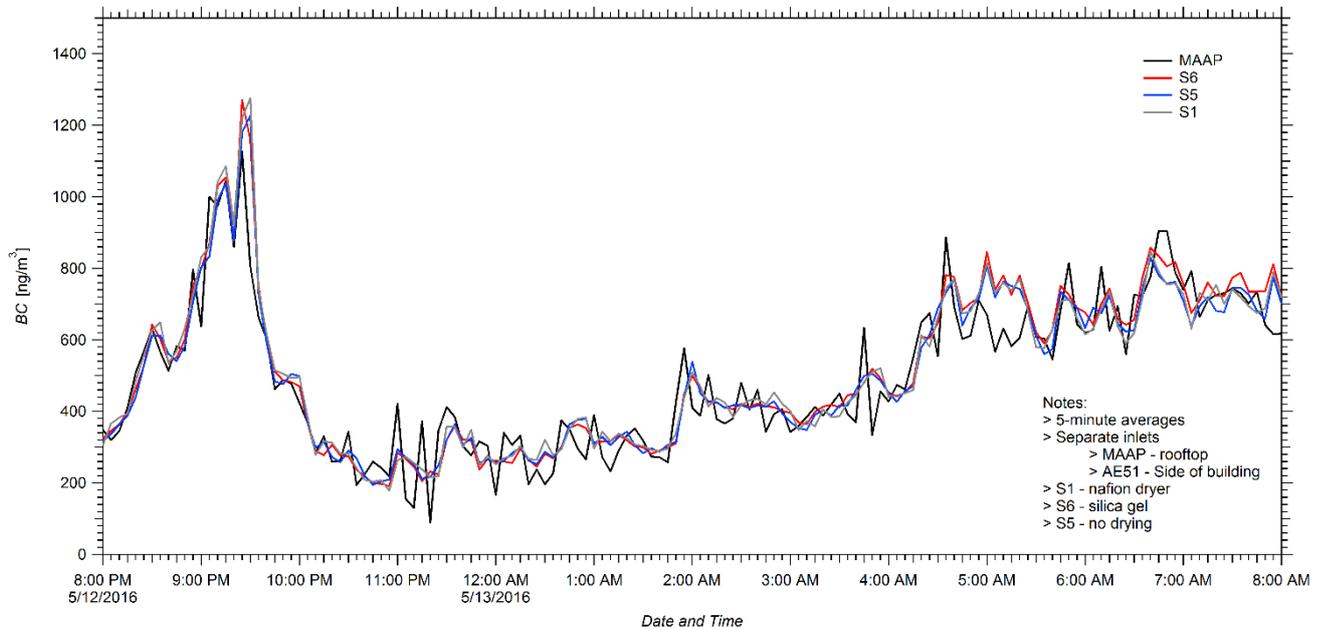
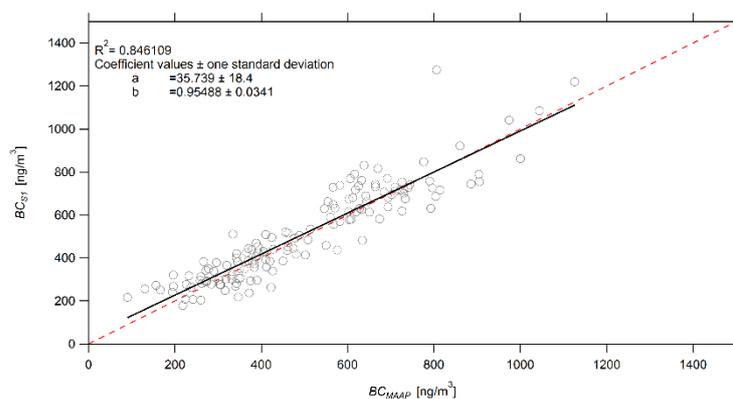


Abbildung 28: 24 h Zeitreihe für den Messgerätevergleich zwischen MAAP und Aethalometer S1, S5 und S6

In Abbildung 28 sind die Zeitreihen aller vier Geräte über 24 h dargestellt. Die Konzentration von BC liegt nahezu immer unter $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Die Ergebnisse für den Gerätevergleich sind bei den geringen Konzentrationen daher eher kritisch zu betrachten.

Die resultierenden Faktoren (siehe Abbildung 29) der Aethalometer relativ zum MAAP liegen zwischen 0.94 (S1) und 1.00 (S6). Sie sind somit etwas höher als der im vorangegangenen Zwischenbericht recherchierte Wert von 0.84 (Viana, et al., 2011). Die Faktoren für die AE51 untereinander (siehe Abbildung 30) liegen zwischen 0.94 (S5 zu S6) und 1.02 (S1 zu S5). Somit kann die Variation der Aethalometer mit ca. 5 % angegeben werden. Erwartungsgemäß weisen die Werte der AE51 zu MAAP eine höhere Streuung auf als untereinander, was teilweise auch den verschiedenen positionierten Einlasssystemen geschuldet ist.



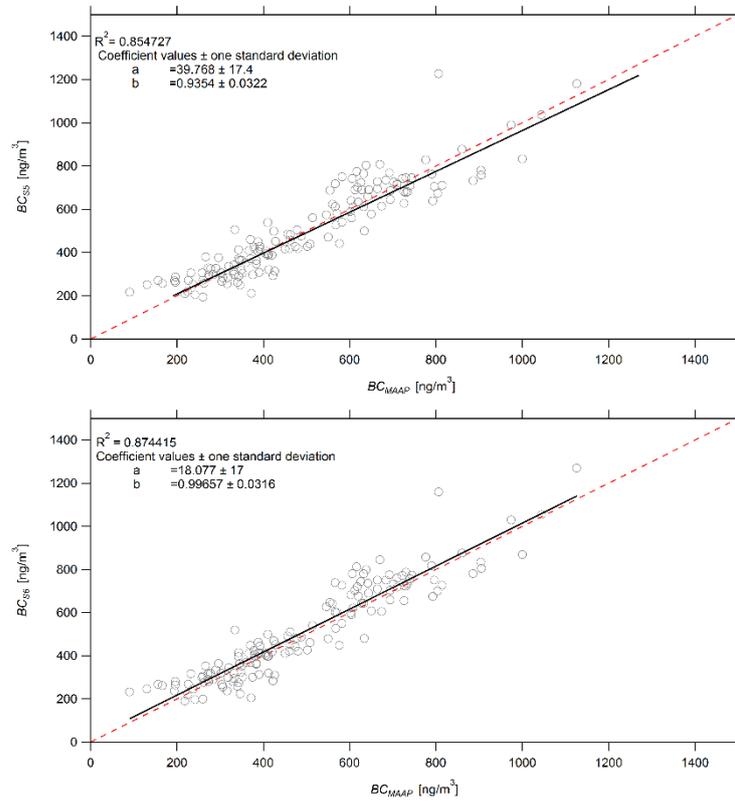
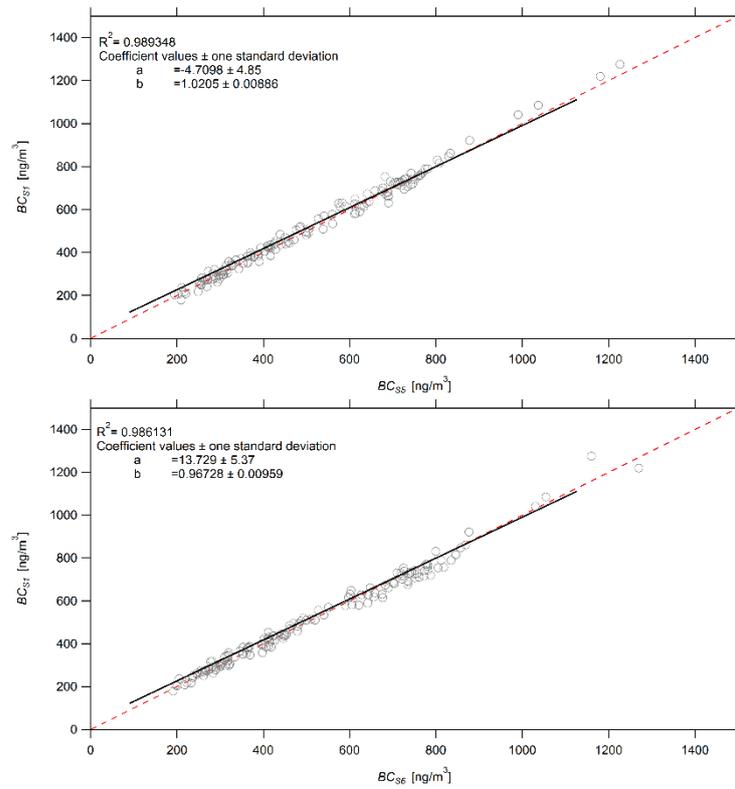


Abbildung 29: Streudiagramme der jeweiligen Aethalometer S1, S5 und S6 (von oben nach unten) relativ zum MAAP-Referenzgerät



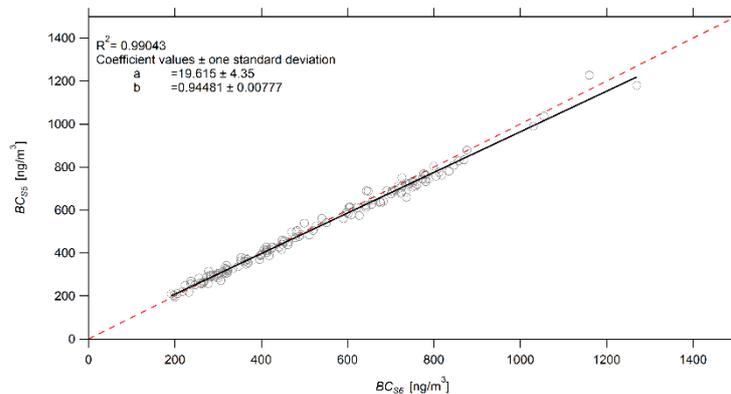


Abbildung 30: Streudiagramme des Aethalometers S1 relativ zu S5 (oben) und S6 (mitte) relativ zu S1 bzw. S5 zu S6 (unten)

5 Gezielte Intensivmesskampagnen für vertikale und horizontale Konzentrationsprofile (AP C2)

5.1 Die Messkampagne „Melpitz-Säule 2015“

Vom 4.5. bis 10.7.2015 fand die Messkampagne „Melpitz-Säule 2015“ an der Forschungsstation des TROPOS in Melpitz bei Torgau, ca. 40 km nordöstlich von Leipzig statt. Dabei stand neben einer detaillierten Aerosolcharakterisierung am Boden auch die Bestimmung von Vertikalprofilen verschiedener Aerosoleigenschaften, wie z. B. der Absorption im Vordergrund. Wie aus der Abbildung 31 ersichtlich, wurden im Laufe der Kampagne neben den Bodenmessungen und der bodengebundenen Fernerkundung verschiedene Flugsysteme wie ein Fesselballon und unbemannte Flugzeuge eingesetzt. Die Intensivmessphase für die luftgetragenen Messungen war hierbei der Zeitraum 15.6. – 1.7.2015.

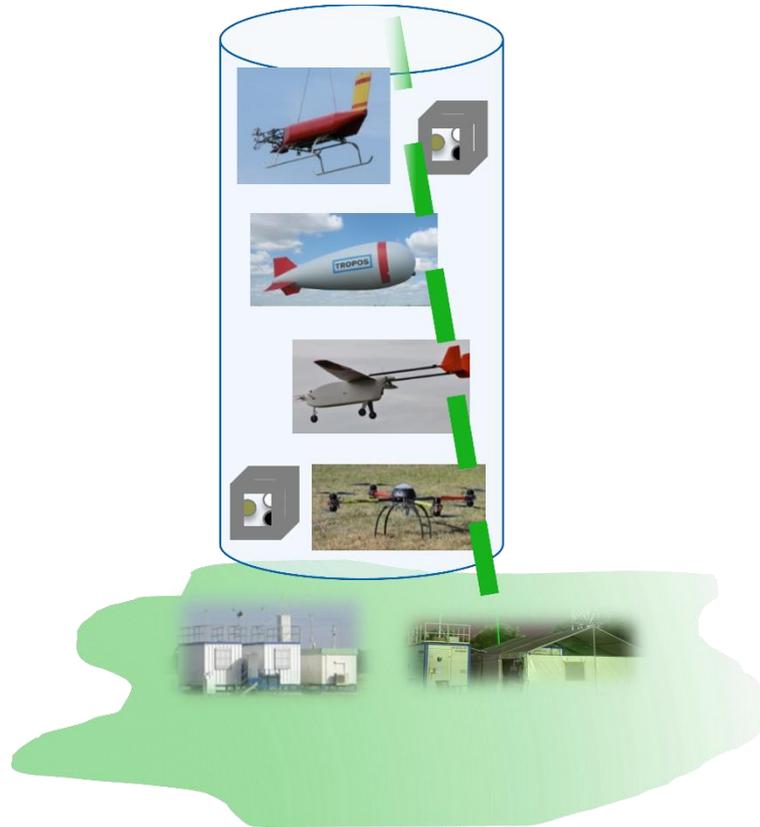


Abbildung 31: Die Melpitz Säule: Schematische Übersicht über die an der Messkampagne 2015 beteiligten Systeme: Messungen am Boden, Fernerkundung, z. B. Lidar, sowie luftgetragene System, wie Fesselballon und unbemannte Flugsysteme (UAS).

Als Kontrast dazu fand vom 1.2. bis 30.03.2017, also in den Wintermonaten, die Messkampagne „Melpitz-Säule (Winter) 2017“ (MelCol2017) ebenfalls an der Messstation Melpitz statt. Hier wurde wiederum eine Vielzahl von Geräten zur Messung des Absorptionskoeffizienten am Boden installiert. Vertikalmessungen von Absorptionskoeffizienten und Rußkonzentrationen wurden während dieser Winterkampagne nur mit dem Fesselballon des TROPOS durchgeführt.

5.2 Messungen mit dem UAS ALADINA

Vor Beginn der Kampagne wurde das AE51 in das UAS ALADINA (Abbildung 32) der Technischen Universität Braunschweig eingebaut (Altstädter, et al., 2015). ALADINA wiegt mit Geräten ca. 21 kg und hat eine Spannweite von 3.6 m. Es ist mit einem Autopiloten ausgestattet, sodass vordefinierte Flugstrecken automatisch abgeflogen werden können. ALADINA fliegt mit einer Geschwindigkeit von ca. 25 m s^{-1} : Ein Messflug dauert maximal 40 min. Nach einem Wechsel der Akkus ist sofort der nächste Messflug möglich. Während der Kampagne in Melpitz waren neben dem AE51 zwei Partikelzähler (CPCs) sowie ein optischer Partikelzähler (OPC) in das Flugzeug integriert sowie zusätzlich Sensoren für meteorologische Parameter installiert (Abbildung 33).



Abbildung 32: Das UAS ALADINA während der Messkampagne in Melpitz.



Abbildung 33: Linke Seite: Messgeräte an der Vorderseite des Flugzeuges: 1) Fünflochsonde, 2) Temperatursensor und Feuchtesensor P14 Rapid, 3) Aerosoleinlass, 4) Temperatursensor, 5) GPS Antenne, 6) Telemetrie Antenne. Rechte Seite: Aerosolmessgeräte im Inneren der Flugzeuges: 7,8) CPC1 und CPC2, 9) optischer Partikelzähler (OPC), zusätzlich wurde im hinteren Bereich das AE51 eingebaut.

Während der Messkampagne in Melpitz wurden mit dem UAS ALADINA insgesamt 50 Messflüge mit maximal 30 - 40 min Flugdauer durchgeführt. In einigen Fällen mussten die Flüge witterungsbedingt oder aus technischen Gründen eher beendet werden. Die Flugstrategie wurde in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen gewählt und im Besonderen der Schichtung der Atmosphäre angepasst. Dabei wurden vertikale Profile und horizontale Abschnitte bis in Höhen von 1500 m und Horizontalstrecken von ca. 1 km Länge über Grund geflogen. Tabelle 34 zeigt eine Übersicht über alle mit dem AE51 durchgeführten Messflüge.

Tabelle 34: Übersicht über alle Flüge mit dem UAV ALADINA, bei denen das AE51 betrieben wurde.

Flug Nr.	Datum	Uhrzeit (MESZ), Start	Dauer [min]	Anzahl vertikaler Profile
7	16.6.15	07:34:00	36	4

8	16.6.15	08:25:00	23	4
9	16.6.15	09:11:00	16	2
10	16.6.15	10:03:00	33	4
11	16.6.15	11:00:00	28	2
12	17.6.15	08:31:00	22	2
13	17.6.15	09:21:00	37	4
14	17.6.15	11:02:00	28	4
15	17.6.15	12:02:00	20	0
16	21.6.15	10:35:00	35	2
17	21.6.15	11:15:00	29	4
18	21.6.15	12:01:00	33	2
19	21.6.15	14:38:00	35	4
20	21.6.15	15:15:00	26	2
21	21.6.15	16:23:00	32	4
22	21.6.15	17:32:00	35	2
23	22.6.15	12:07:00	15	2
25	23.6.15	14:55:00	32	0
27	23.6.15	17:10:00	40	4
28	23.6.15	18:12:00	34	2
29	23.6.15	18:31:00	3	0
30	23.6.15	20:03:00	11	2
31	23.6.15	21:03:00	17	2
32	24.6.15	12:39:00	27	2
33	24.6.15	15:21:00	31	4
34	24.6.15	16:13:00	30	4
35	24.6.15	17:00:00	30	4
36	24.6.15	17:47:00	33	4
37	24.6.15	18:54:00	33	4
38	25.6.15	06:23:00	33	4
39	25.6.15	07:05:00	22	2
40	25.6.15	07:57:00	31	4
41	25.6.15	08:45:00	31	4
42	25.6.15	10:06:00	31	4
43	25.6.15	11:30:00	25	2
44	25.6.15	11:55:00	6	2
45	25.6.15	14:01:00	33	4

46	30.6.15	11:57:00	32	4
47	30.6.15	12:47:00	30	4
48	30.6.15	13:35:00	32	2
49	30.6.15	14:25:00	31	4
50	30.6.15	15:43:00	29	2
51	30.6.15	16:46:00	32	4
52	30.6.15	18:03:00	33	2
53	1.7.15	06:10:00	33	4
54	1.7.15	06:55:00	29	4
55	1.7.15	09:54:00	27	4
56	1.7.15	11:08:00	38	4
57	1.7.15	11:53:00	35	4
58	1.7.15	13:00:00	31	2

Abbildung 34 zeigt den zeitlichen Verlauf der Tagesmittelwerte von BC (Massenkonzentration des elementaren Kohlenstoffes) in PM_{2,5} und PM₁₀ in Melpitz während der Kampagne Melpitz-Säule 2015. Die Konzentrationen sind während der gesamten Kampagne relativ niedrig und während der Intensivphase (nach dem 15.6.) noch einmal niedriger. Diese niedrigen Konzentrationen waren auch messtechnisch eine Herausforderung, da viele Geräte dabei bereits an ihrer Nachweisgrenze sind, bzw. beim Messflug in den höheren, meist sauberen Luftschichten an die Nachweisgrenze kommen.

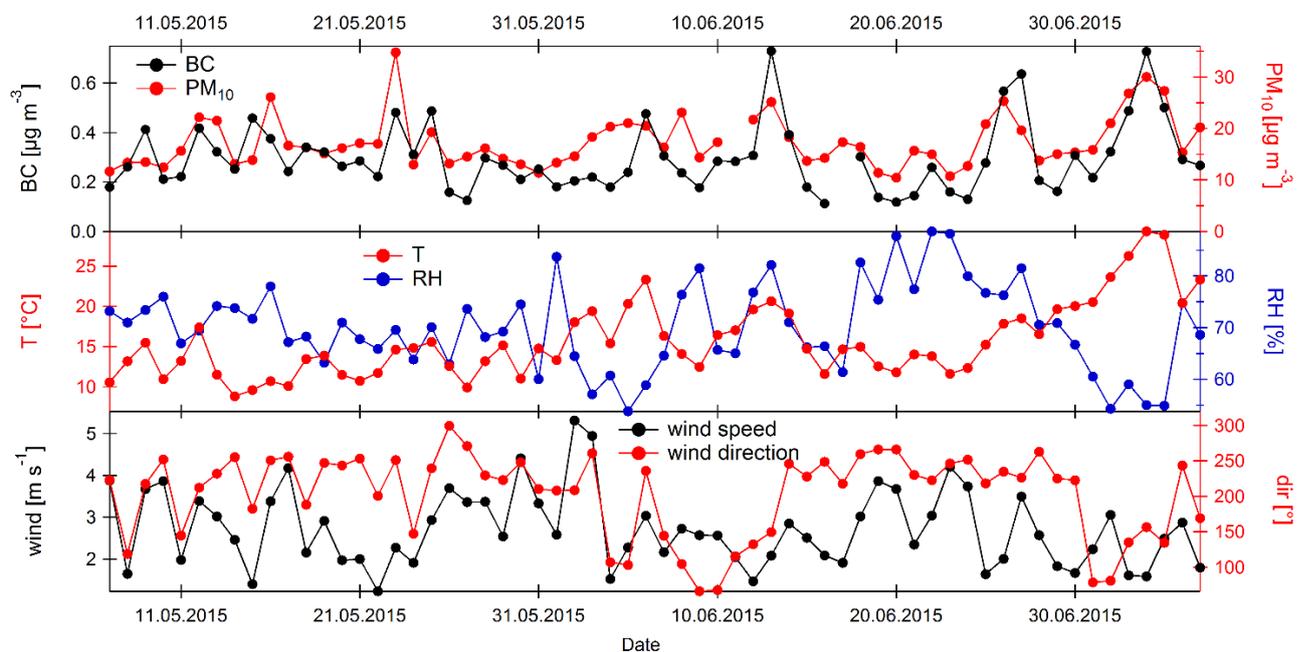


Abbildung 34: Verlauf der Tagesmittelwerte von EC (Massenkonzentration des elementaren Kohlenstoffes) in PM_{2,5} und PM₁₀ in Melpitz während der Kampagne Melpitz-Säule 2015 (Quelle: Gerald Spindler).

Im Folgenden werden Vertikalprofile ausgewählter Flüge von ALADINA gezeigt und kurz beschrieben. Dabei werden neben den BC-Konzentrationen (60 s Mittelwerte) des AE51 auch die Messungen der Kondensationspartikelzähler ($N > 7$ nm und $N > 12$ nm, 1 s Messwerte) und des OPC ($N > 400$ nm, 1 s Messwerte) gezeigt. Abbildung 35 zeigt dabei Profile, die am Nachmittag des 21.6. gemessen wurden. Man erkennt in den Profilen der CPCs und des OPC mehrere Schichten, wobei die Konzentrationen beider Geräte offensichtlich antikorreliert sind. Das bedeutet, dass in Schichten, in denen die Konzentration großer Partikel zunimmt, die der kleinen abnimmt und umgekehrt. Das AE51 mit seiner geringeren Zeitauflösung kann diese relativ dünnen Schichten nicht auflösen, im Mittel passt der Vertikalverlauf aber gut zu dem der großen Partikel (> 400 nm).

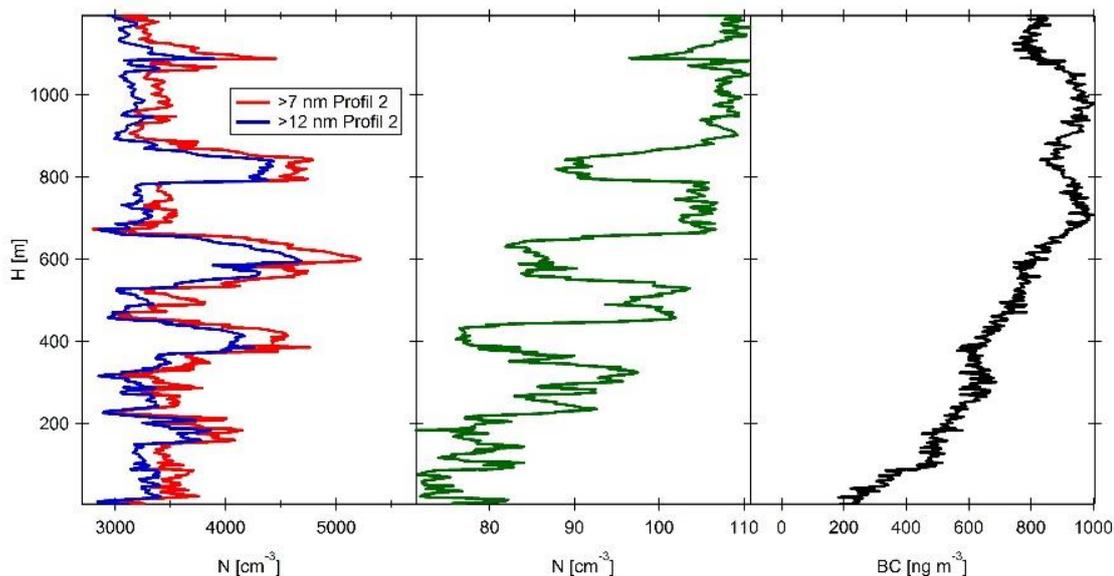


Abbildung 35: Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 21.6.2015.

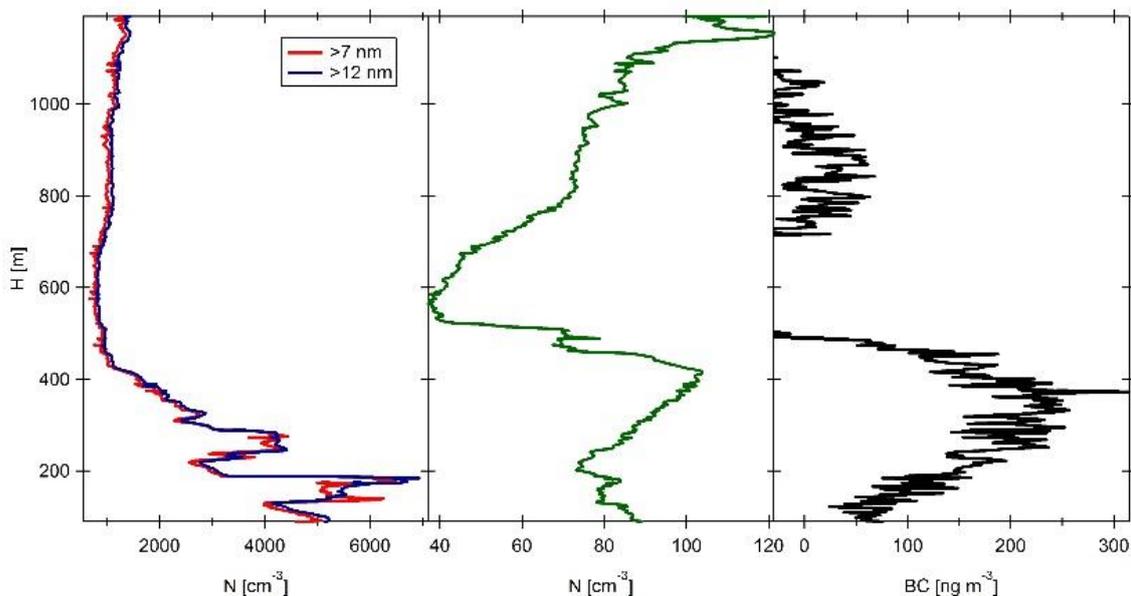


Abbildung 36: Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 1.7.2015.

Die folgende Abbildung 36 mit Profilen vom 25.6.2015 zeigt etwas niedrigere Konzentrationen in N und BC. Zwischen 500 und 700 m ist ein deutliches Minimum der Partikel >400 nm zu erkennen. Auch die BC Konzentration nimmt stark ab, so dass sie nicht mehr nachweisbar ist bzw. das Rauschen höher als das Signal ist. Darunter sind allerdings auch Schichten variabler Aerosolkonzentrationen erkennbar. Besonders auffällig ist dabei eine Schicht mit hoher Konzentration zwischen 200 und 400 m, die sowohl in $N >400$ nm als auch in BC zu erkennen ist. Die größte Konzentration der kleinen Partikel ist dagegen unterhalb von 200 m.

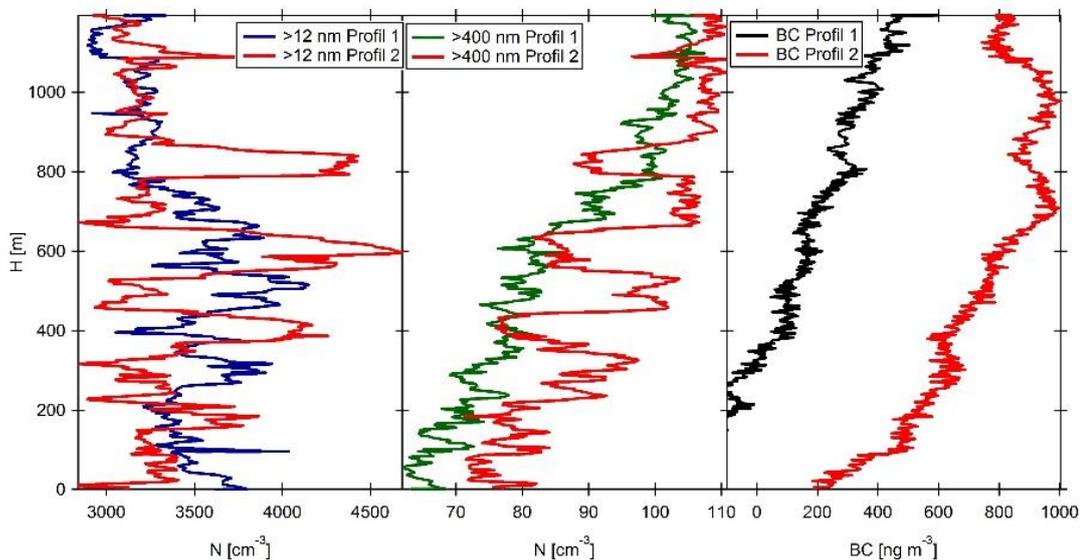


Abbildung 37: Vertikalprofile der Partikelkonzentrationen N sowie der BC Konzentration gemessen am 21.6.2015 (Profil 1: Auf-stieg, Profil 2: direkt darauf folgender Abstieg).

Abbildung 37 zeigt die Messungen zweier aufeinanderfolgender Profile vom 21.6.2015 (Profil 1: Aufstieg, Profil 2: direkt darauf folgender Abstieg). Man erkennt deutliche Unterschiede in der Schichtung im ersten und zweiten Profil der Partikelkonzentrationen. Das zeigt wiederum deutlich, dass jede dieser Messungen eine Momentaufnahme ist und sich die Verteilung der Partikel in Abhängigkeit von der meteorologischen Situation sehr schnell ändern kann. Außerdem ist eine deutliche Zunahme der BC Konzentration im zweiten Profil zu erkennen. Eine solche Zunahme wurde weder von dem OPC noch von dem CPC erfasst. In Abbildung 38 wurden sämtliche Aufstiege und Abstiege des 21.06. zusammengefasst und über 5 m gemittelt. Es ist zu erkennen, dass während den Abstiegen systematisch eine höhere BC Konzentration gemessen wurde als während den Aufstiegen. Dieses Verhalten ist nicht realistisch und kann nur auf einen Messartefakt zurückgeführt werden.

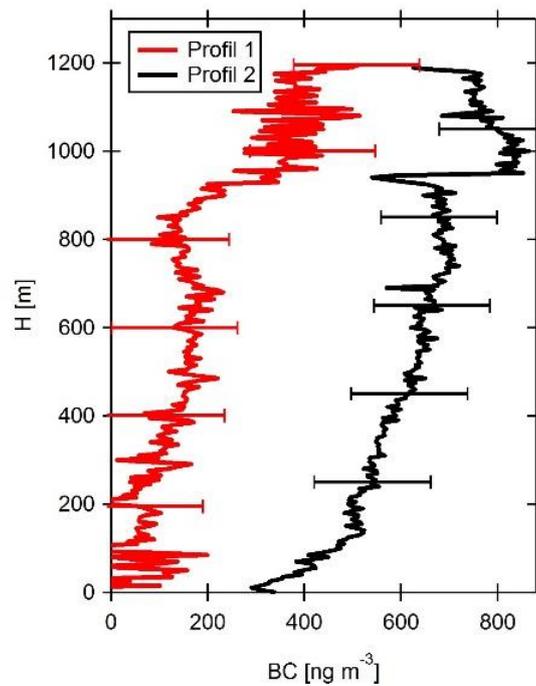


Abbildung 38: Sämtliche Vertikalprofile der BC Konzentrationen gemessen am 21.06. alle 5 m gemittelt (Profil 1: Aufstieg, Profil 2: Abstieg). Die Standardabweichung beträgt 129 für Profil 1 und 120 für Profil 2.

5.3 Messungen mit der hubschraubergetragenen Plattform ACTOS

Während der Messkampagne wurde auch die hubschraubergetragene Plattform ACTOS eingesetzt. ACTOS hängt während eines Messfluges 150 m unter einem Helikopter, der mit ca. 20 m s^{-1} fliegt, und kann so Messungen bis in ca. 3 km Höhe durchführen (Abbildung 39).

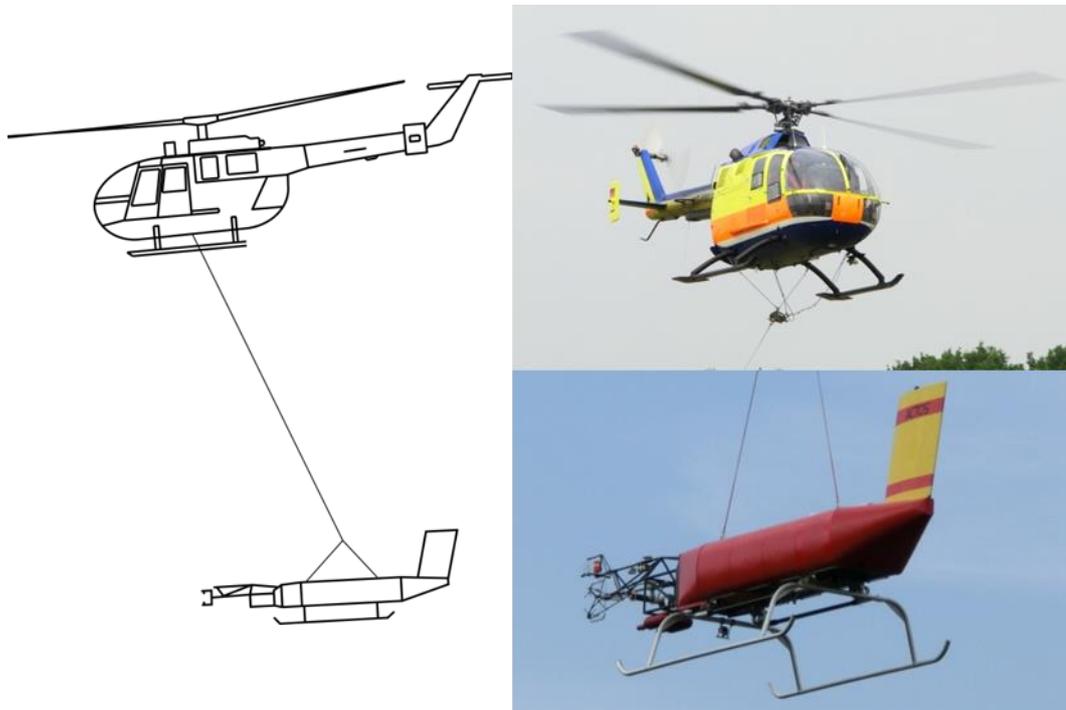


Abbildung 39: Die Plattform ACTOS, der Helikopter und deren Kombination während eines Messfluges.

ACTOS ist mit einer Vielzahl von Geräten zur Messung meteorologischer Parameter mit hoher zeitlicher Auflösung (Sieber, et al., 2006) sowie mit Geräten zur Messung von Aerosolpartikelanzahlgrößenverteilung und Partikelanzahl (Wehner, et al., 2010) ausgestattet. Während des Experimentes Melpitz-Säule 2015 wurde erstmals auch ein Gerät zur Messung der Absorption eingesetzt. Dabei handelt es sich um ein Dreiwellenlängenabsorptionsphotometer der Firma Brechtel (www.brechtel.com). Es liefert den Absorptionskoeffizienten bei 450, 525 und 624 nm.

Abbildung 40 und Abbildung 41 zeigen Profile zweier Messflüge vom 17. und 25.6.2015. Dargestellt sind potentielle Temperatur θ , Partikelanzahlkonzentration $>8 \text{ nm } N_{>8\text{nm}}$, Absorptionskoeffizienten bei 3 verschiedenen Wellenlängen σ_{abs} sowie Partikelanzahlkonzentration $>400 \text{ nm } N_{>400\text{nm}}$. Am 17.6. ist die Konzentration der Aerosolpartikel $>400 \text{ nm}$ sehr niedrig ebenso auch σ_{abs} . Knapp unter 2000 m befindet sich eine sehr scharfe Inversion, die offensichtlich jeglichen Vertikalaustausch verhindert. So gehen darüber Partikelkonzentrationen und Absorptionskoeffizient auf kaum noch messbare Werte zurück. Am 25.6. sind die Konzentrationen etwas höher und es ist keine scharfe Grenze erkennbar. Allerdings gibt es auch hier verschiedene Schichten, die sich durch erhöhte Aerosolkonzentrationen und Absorption auszeichnen.

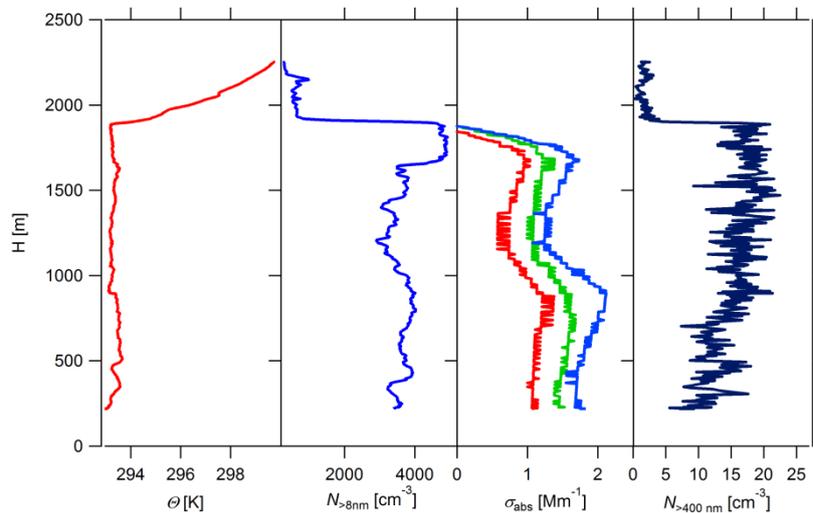


Abbildung 40: Vertikalprofile der potentiellen Temperatur Θ , Partikelanzahlkonzentration $> 8 \text{ nm}$ $N_{>8nm}$, Absorptionskoeffizienten bei 3 verschiedenen Wellenlängen σ_{abs} sowie Partikelanzahlkonzentration $> 400 \text{ nm}$ $N_{>400nm}$ gemessen am 17.6.2015 über Melpitz.

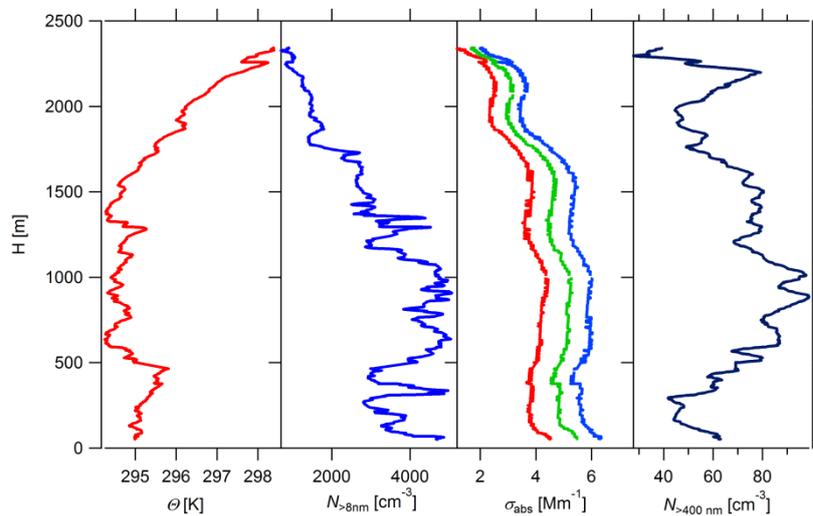


Abbildung 41: Vertikalprofile der potentiellen Temperatur Θ , Partikelanzahlkonzentration $> 8 \text{ nm}$ $N_{>8nm}$, Absorptionskoeffizienten bei 3 verschiedenen Wellenlängen σ_{abs} sowie Partikelanzahlkonzentration $> 400 \text{ nm}$ $N_{>400nm}$ gemessen am 25.6.2015 über Melpitz.

5.4 Messungen mit dem Fesselballon (MelCol 2017)

Während der Winterkampagne 2017 wurden wiederum zusätzliche Geräte zur Bestimmung der Partikelabsorption am Boden installiert. Vertikalmessungen wurden während dieser Kampagne ausschließlich mit dem Fesselballon durchgeführt.

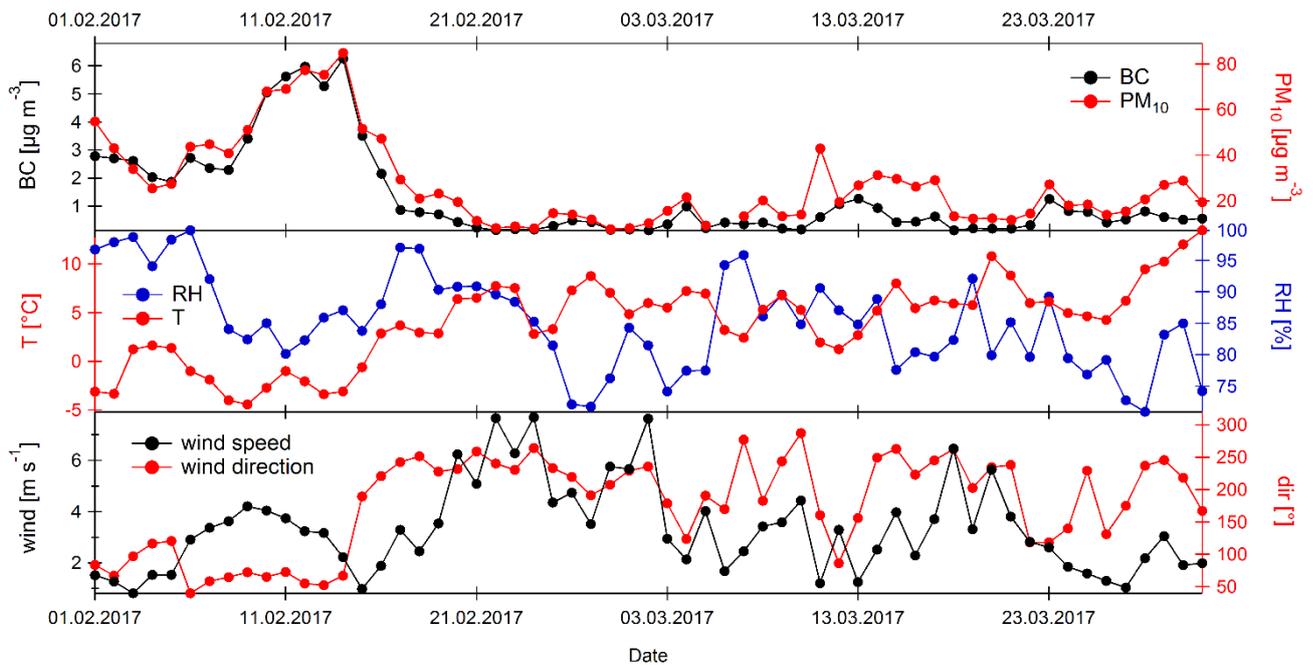


Abbildung 42: Verlauf der Tagesmittelwerte von PM₁₀ (Massenkonzentration bis 10 m), BC (Massenkonzentration des schwarzen Kohlenstoffes) in PM₁₀ Temperatur T, relative Feuchte RH sowie Windrichtung und -geschwindigkeit in Melpitz während der Kampagne Melpitz-Säule 2017.

Abbildung 42 zeigt den Verlauf der PM₁₀ Massenkonzentration sowie der Konzentration vom BC während der Winterkampagne 2017. Man erkennt einen Zeitraum mit hohen Verschmutzungen zu Beginn der Kampagne mit einem Maximum vom 10. – 14.2.2017 mit Konzentrationen von über 80 µg m⁻³ und über 6 µg m⁻³ BC. Während dieser Zeit herrschte an der Messstation Wind aus östlichen Richtungen vor, der verschmutzte Luft aus Osteuropa in das Messgebiet transportierte. Ab Mitte Februar drehte der Wind auf überwiegend westliche Richtungen und die Konzentrationen nahmen im Mittel deutlich ab. Fesselballonaufstiege wurden an insgesamt vier Tagen durchgeführt, am 8. und 9.2. sowie am 9. und 13.3.2017. Von diesen Aufstiegen werden im Folgenden einzelne Profile gezeigt.

Für die Messungen am Fesselballon wurde eine thermisch isolierte Box gebaut, in der verschiedene Aerosolmessgeräte mit Trockner untergebracht werden konnten. Abbildung 43 zeigt den TROPOS-Fesselballon während der Wintermesskampagne in Melpitz sowie die Box, in der die Aerosolmessgeräte untergebracht waren. Die verwendeten Geräte waren das STAP (Brechtel, siehe Kapitel 5.3), das Micro-Aethalometer AE51 (AethLabs, siehe Kapitel 4) sowie ein Optisches Partikelgrößenspektrometer OPSS 3330 (TSI, siehe Kapitel 6.1). An der Oberseite der Box befindet sich der Aerosoleinlass, der direkt mit einem Diffusionstrockner verbunden ist. Vor und nach dem Trockner werden Temperatur und Feuchte gemessen und aufgezeichnet.



Abbildung 43: Der TROPOS-Fesselballon während der Wintermesskampagne in Melpitz. Die Abbildung auf der linken Seite zeigt die Box, in der die Aerosolgeräte untergebracht waren.

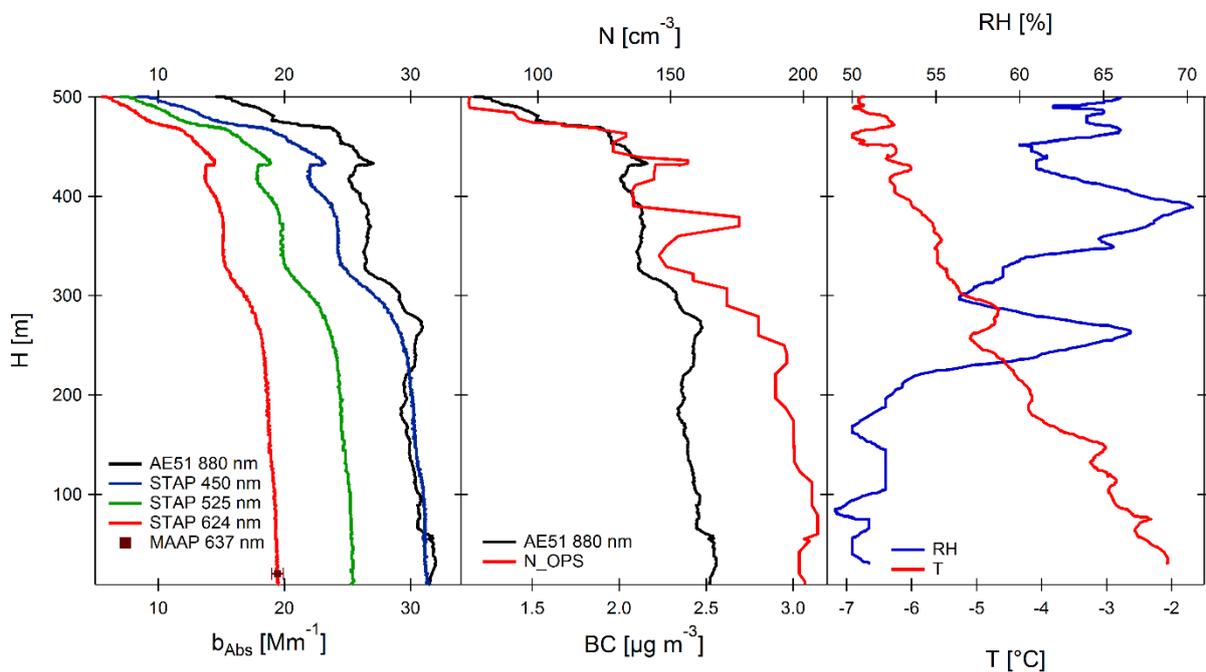


Abbildung 44: Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur und relativer Feuchte in der Außenluft am 9.2.2017.

Am 9.2.2017, zu Beginn der verschmutzten Periode wurden Fesselballonaufstiege durchgeführt. Messungen eines Aufstieges sind in Abbildung 44 gezeigt. Der Fesselballon erreichte an diesem Tag nur eine maximale

Höhe von ca. 500 m, da darüber ein starker Horizontalwind herrschte und der Ballon mit Nutzlast so nicht mehr genügend Auftrieb hatte. So konnte im Wesentlichen die gut durchmischte Grenzschicht mit fast konstanten Absorptionskoeffizienten bzw. BC-Konzentrationen gemessen werden. Weiterhin ist erkennbar, dass die Konzentrationen im oberen Teil abnehmen, aber in die darüber liegende saubere Schicht konnte der Ballon nicht steigen. Das AE51 misst im unteren Teil des Profils eine BC Konzentration von 2.5 g m^{-3} , die erst ab einer Höhe von 450 m deutlich abnimmt.

Am 9.3.2017 fanden ebenfalls Ballonaufstiege mit identischer Instrumentierung statt, ein Aufstieg ist in Abbildung 45 gezeigt. Die Absorptionskoeffizienten sind um mehr als einen Faktor 10 niedriger als einen Monat zuvor und der Ballon konnte an diesem Tag durch die Inversion in eine darüber gelegene sauberere Schicht gelangen. Der Übergang ist durch einen deutlichen Rückgang der relativen Feuchte gekennzeichnet. Auch nach dem Trockner geht die Feuchte noch leicht zurück, während die Temperatur dort nahezu konstant bleibt. An derselben Stelle ist ein starker Rückgang der BC Konzentration im AE51 zu sehen, der bis weit in negative Konzentrationsbereiche reicht. Etwa 200 m darüber pendelt sich der Wert nahe 0 ein. Das umgekehrte Verhalten ist beim Abstieg (Abbildung 46) zu sehen, was darauf schließen lässt, dass auch kleine Änderungen in der relativen Feuchte die Messungen im AE51 beeinflussen bzw. kurzzeitig zu unrealistischen Werten führen kann.

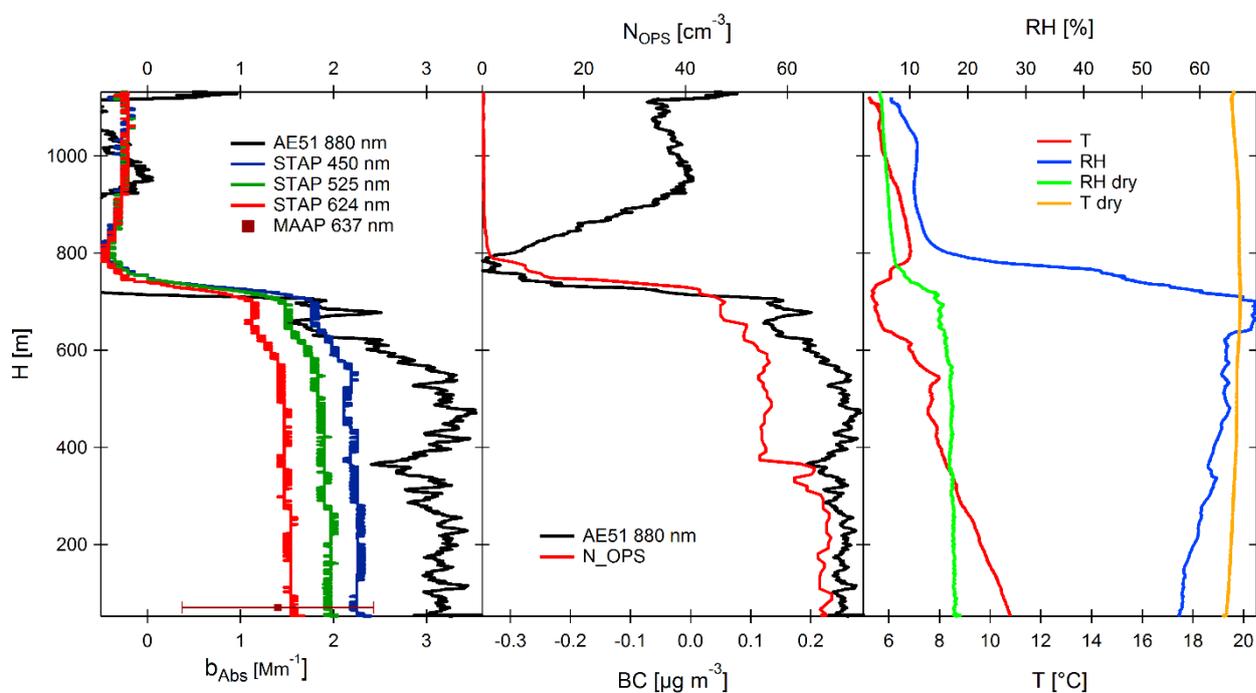


Abbildung 45: Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur T und relativer Feuchte RH in der Außenluft sowie nach dem Diffusionstrockner (T dry, RH dry) gemessen während eines Aufstieges am 9.3.2017.

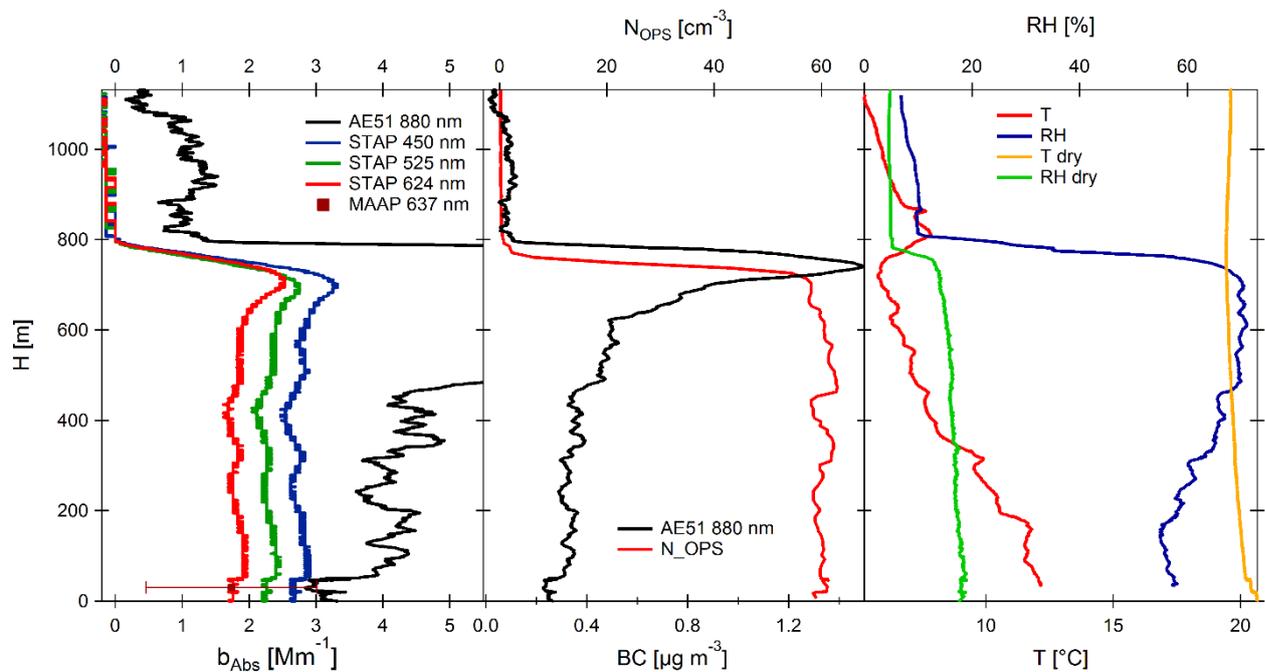


Abbildung 46: Vertikalprofile von Absorptionskoeffizienten b_{abs} , BC Konzentration, Partikelanzahlkonzentration (OPSS), sowie Temperatur T und relativer Feuchte RH in der Außenluft sowie nach dem Diffusi-onstrockner (T dry, RH dry) gemessen während eines Abstieges am 9.3.2017.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die Bodenmessung von BC häufig repräsentativ für die gut durchmischte Grenzschicht ist. Man muss aber auch beachten, dass nicht alle Messgeräte geeignet für die variablen Bedingungen in der Außenluft sind. So hat man bei Vertikalmessungen typischerweise starke Änderungen in Temperatur und Feuchte, die man stark abmildern aber offensichtlich nicht komplett eliminieren kann.

6 Gezielte mobile Messungen am Boden im nahen Umfeld von Messstationen (AP C3)

Um die stationären Rußmessungen in den Stadtgebieten von Leipzig und Dresden zu ergänzen, werden im Rahmen von Arbeitspaket C3 mobile Messungen durchgeführt. Dafür wird ein am TROPOS entwickelter Messrucksack verwendet, mit dem neben der Rußkonzentration auch eine optische Partikelgrößenverteilung sowie einige messtechnische Parameter parallel zum GPS-Signal aufgezeichnet werden. Die aufgenommenen Daten lassen sich anschließend mit Geoinformationssoftware (z. B. Quantum GIS) auswerten und darstellen. Ziel der mobilen Messungen ist die Probenahme in der Nähe möglicher Quellen, die neben dem KFZ-Verkehr u.a. Hausbrand und verschiedene Baustellen einschließen. Außerdem soll der Einfluss der meteorologischen Gegebenheiten untersucht werden. Um die Qualität und Quantität der Daten besser beurteilen zu können wird außerdem eine Konvergenzanalyse der bisher gesammelten Daten durchgeführt.

6.1 Methoden

6.1.1 Messrucksack

Der Messrucksack ist ausgestattet mit Aerosolmessgeräten und kann von einer einzelnen Person getragen werden (siehe Abbildung 47). Das Gesamtgewicht beträgt etwa 8 kg. In Tabelle 35 sind die im Rucksack verwendeten Messinstrumente zusammengefasst. Die Rußkonzentration in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ wird mit einem microAeth® Modell AE51 von AethLabs gemessen (siehe Kapitel 4). Die maximale Zeitauflösung beträgt 1 s. Die Aerosolpartikelgrößenverteilung wird mit dem TSI Optical Particle Sizer Modell 3330 von TSI aufgezeichnet. Dieser besitzt eine maximale Zeitauflösung von 10 s, sodass die gesammelten Daten alle auf 10 s Mittel vereinheitlicht werden müssen, um eine konsistente Datenmenge zu erhalten. Eine Mittelung über einen längeren Zeitraum erfolgt nicht, da sonst die räumliche Auflösung stark reduziert werden würde. Der Rucksack ist außerdem mit einem GPS Empfänger ausgerüstet, der die Position mit einer zeitlichen Auflösung von 1 s und einer räumlichen Auflösung von ca. 10 m bestimmen kann.

Tabelle 35: Übersicht der Messgeräte des Rucksacks in der Winterkampagne mit ihren jeweiligen Zeitauflösungen

Instrumente		Parameter	Zeitauflösung	Aerosolfluss
microAeth® AE51	Modell	äquivalenter schwarzer Kohlenstoff (BC)	1 s	0.1 L·min ⁻¹
TSI Optical Sizer (OPSS)	Particle Model 3330	Aerosolpartikel (0.3 – 10 μm)	10 s	1 L·min ⁻¹
GlobalSat USB GPS receiver	BU-353 S4	Koordinaten/Position	1 s	-

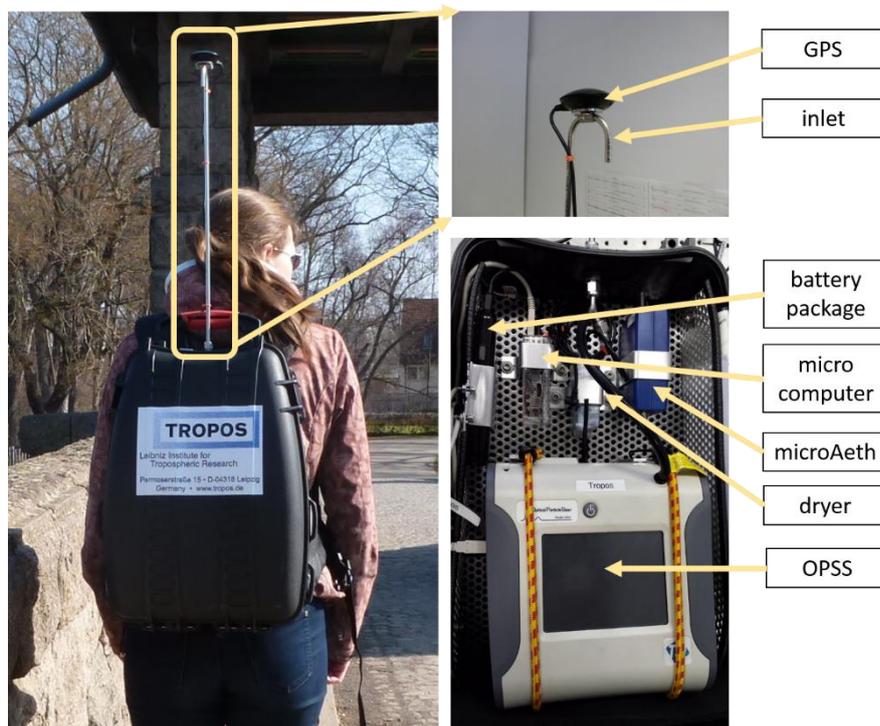


Abbildung 47: Messrucksack im Überblick

Alle Instrumente sind mit einem Mikrocomputer verbunden, welcher die Daten aufzeichnet und speichert. Ein Akkupack versorgt den Mikrocomputer mit Strom, der wiederum den GPS-Empfänger und das AE51 versorgt. Das OPS wurde mit dem internen Akku betrieben. Die maximale Gesamtlauzeit des Systems beträgt ca. 8 h.

Um eine Beeinflussung der Messung durch den Träger weitestgehend zu umgehen, ragt der Einlass ca. 1 m über dem Rucksack auf. Das ¼ Zoll Rohr aus Edelstahl ist am Ende gebogen, um eine Kontamination mit großen Partikel oder Niederschlag zu vermeiden.

Abbildung 48 zeigt den schematischen Aufbau im Inneren des Rucksacks. Das Aerosol wird mit $1.1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ durch den Einlass gesaugt. Ein Splitter leitet das Partikel-Luft-Gemisch weiter zu den beiden Messinstrumenten. Bevor es das Aethalometer erreicht, passiert das Aerosol zunächst einen kleinen Silikagel-Trockner, der starke Schwankungen der relativen Luftfeuchtigkeit etwas dämpfen soll. Wie bereits in Kapitel zu AP C1 dargestellt, ist dies nötig, um eine Beeinflussung der Messwerte zu verhindern, da plötzliche Änderungen der Feuchte zu falschen Peaks führen können (Cai, et al., 2014). Der Aerosolstrom im Trockner ist durch eine feinmaschige, als Rohrleitung gerollte, Gaze vom Silika getrennt. Darüber hinaus wird zusätzlich innenseitig eine Nafion-Membran verwendet. Dies gewährleistet, dass keine durch Vibration resuspendierten Partikel vom Silika in den Aerosolstrom gelangen. Partikelverluste sind durch die interne Rohrführung ausgeschlossen.

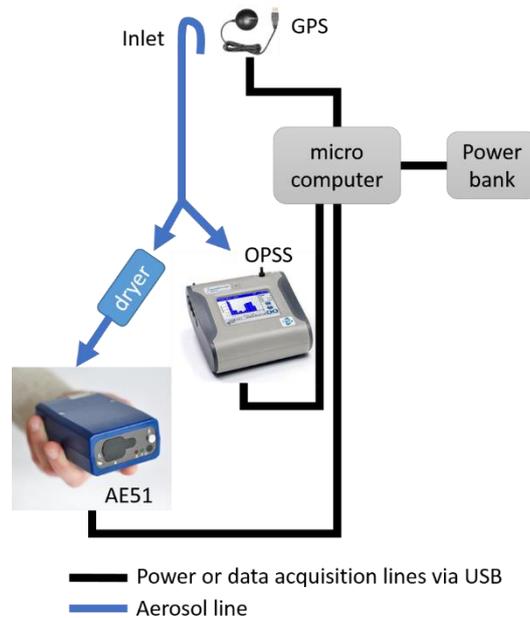


Abbildung 48: Schematischer Aufbau der Aerosolmessung im Inneren des Rucksacks

6.1.2 Messrouten

Im Rahmen des Projektes wurden Messungen an drei verschiedenen Orten durchgeführt. Der Schwerpunkt lag dabei auf den Messungen in Leipzig, in der Nähe der Station Lützner Straße. Zwei weitere Messungen wurden in Dresden, in der Nähe der Stationen Winckelmannstraße und Dresden-Nord durchgeführt.

Die Messroute rund um den Landesamtcontainer in der Leipziger Lützner Straße wurde wie in Abbildung 49 gezeigt festgelegt. Sie schließt neben der Hauptstraße die Häuserblocks rund um den Container ein und führt zusätzlich bis in den Palmengarten. Die Wege wurden so gelegt, dass bei einem Durchlauf die Station mindestens vier Mal passiert wird. Die Messrouten an den Stationen in Dresden, Winckelmannstraße (Abbildung 50) und Dresden-Nord (Abbildung 51), wurden in ähnlicher Weise festgelegt. Es wurde versucht alle unmittelbaren Nebenstraßen zu erfassen. Im Gegensatz zu den Messungen in Leipzig erfolgten keine Messungen in einem verkehrsfreien Areal, respektive Park.

Die Messungen wurden im Rahmen einer Winter- und einer Sommerkampagne durchgeführt um etwaige saisonale Veränderungen festzustellen. Jeweils ein bis zwei Personen gingen die Routen in normaler Schrittgeschwindigkeit ab. Bei schlechter Witterung, z. B. starkem Regen, wurden keine Messungen durchgeführt bzw. die laufenden Messungen abgebrochen.

Das einmalige Ablaufen der Route wird als eine Runde bezeichnet.

Im Januar und Februar 2016 fanden, entsprechend dem Schwerpunkt, die Messungen ausschließlich in der Lützner Straße statt. Messungen in Dresden stellten sich als logistisch problematisch dar. Es fanden daher anfänglich im Rahmen der Winterkampagne nur wenige Messungen in Dresden von Februar bis April statt. Eine Übersicht der resultierenden Daten ist in Tabelle 36 gegeben. Es sei an dieser Stelle bereits erwähnt, dass die Menge der gewonnenen Daten für die Messungen in Dresden im Rahmen der Winterkampagne zu gering für eine brauchbare Auswertung war. Selbiges gilt auch für die Einzelmessung am Sonntag in der Lützner Straße.

Tabelle 36: Gesamtübersicht Messtage bzw. Runden der Winterkampagne in Leipzig und Dresden

	Anzahl der Messtage	Anzahl der Runden	Vormittag	Nachmittag	Sonntag	Anzahl der Datenpunkte
Lützner Str.	22	55	26	29	1	17645
DD - Nord	8	13	3	10	-	3577
DD- Winck.	5	8	3	5	-	1990

In der darauffolgenden Sommerkampagne wurde versucht eine brauchbare Datenmenge auch für die Messungen in Dresden zu gewinnen. Der Schwerpunkt lag jedoch weiterhin auf den Messungen in der Lützner Straße. Die Messungen fanden im Zeitraum von Juni bis September 2016 statt. Um verschiedene meteorologische Bedingungen an allen drei Orten zu erfassen wurden die Messungen in Leipzig und Dresden wöchentlich gewechselt. Die Übersicht der resultierenden Daten der Sommerkampagne ist in Tabelle 37 dargestellt.

Tabelle 37: Gesamtübersicht Messtage bzw. Runden der Sommerkampagne in Leipzig und Dresden

	Anzahl der Messtage	Anzahl der Runden	Vormittag	Nachmittag	Sonntag	Anzahl der Datenpunkte
Lützner Str.	41	70	39	32	10	26517
DD - Nord	30	58	23	23	-	16210
DD- Winck.	31	65	31	31	-	14265

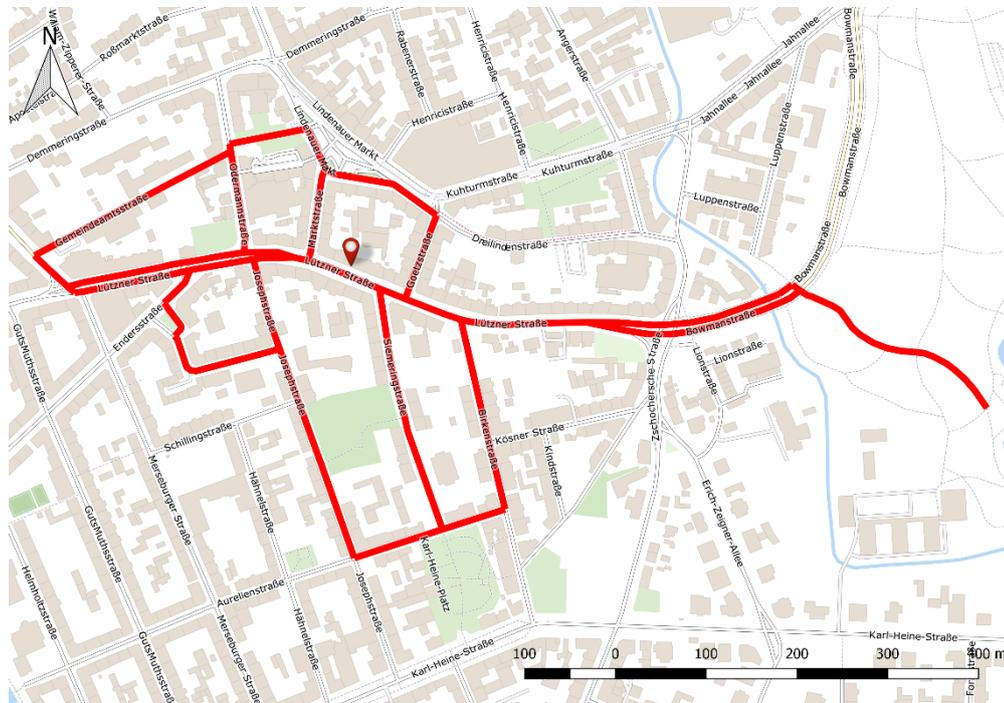


Abbildung 49: Messroute an der Station Leipzig - Lützner Straße

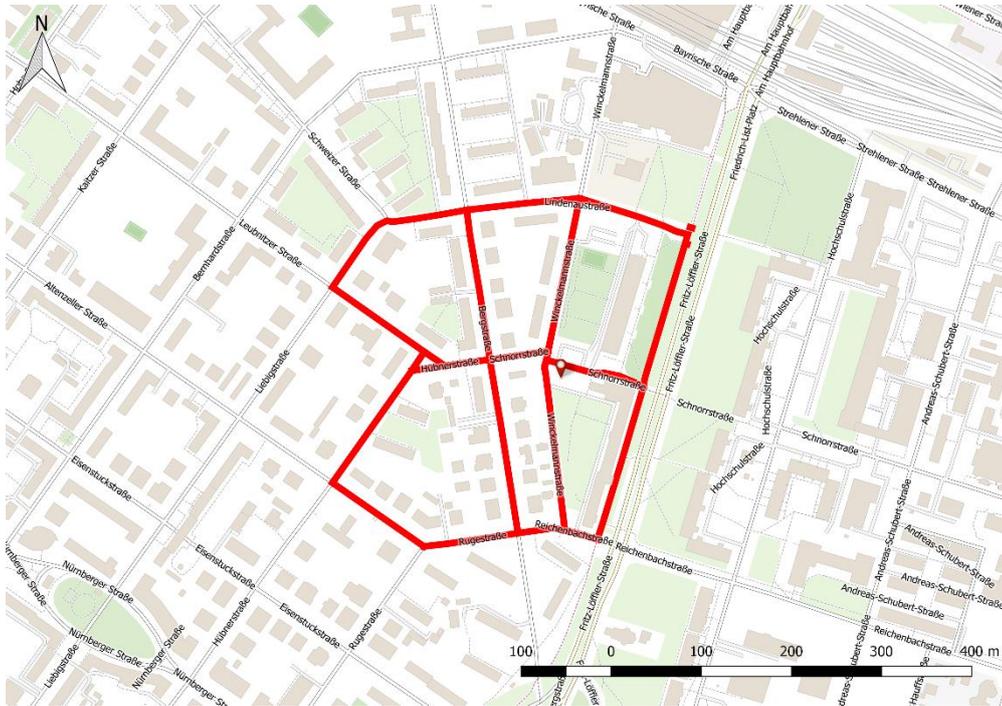


Abbildung 50: Messroute an der Station Dresden - Winkelmannstraße



Abbildung 51: Messroute an der Station Dresden - Nord

6.1.3 Datenprozessierung

Das Ablaufen der gesamten Route ist definiert als eine Runde. Die Daten einer Runde enthalten Datums- und Zeitstempel, Längen- und Breitengrad, BC- und PM-Konzentration. Die 1 Hz Daten des Aethalometers sind sehr rauschanfällig. Um eine möglichst hohe zeitlich/räumliche Auflösung zu erhalten und das Rauschen zu reduzieren, wird der Median von 10 s zur weiteren Auswertung genutzt. Der Median hat außerdem den Vorteil, dass der Einfluss von extremen Ausreißern vermieden wird, die nicht unbedingt repräsentativ für einen bestimmten Ort sind. Nach dem Prozessieren der Runde werden die Daten aller Runden zu einer einzigen „Datenwolke“ zusammengefasst, die sich auf der festgelegten Route abbilden lässt. Die Datenpunkte werden dann an Koordinaten zusammengefasst, die etwa im Abstand von 10 m auf der Route liegen. Für die räumliche Verteilung wurde dann wiederum der Median der Werte um einen Koordinatenpunkt genutzt.

Das optische Größenspektrometer TSI OPSS 3330 hat einen Detektionsbereich von 300 nm bis 10 µm des optischen Partikeldurchmessers. Daher müssen die Daten des Spektrometers korrigiert werden um Massenkonzentrationen für PM_{2,5} und PM₁₀ abzuleiten. Werte für PM₁ abzuleiten erscheint bei dem relativ großen unteren Detektionsbereich wenig zielführend und wurde daher verworfen. Für diese Korrektur wurden Daten aus Vergleichsmessungen mit Mobilitätsspektrometer MPSS (Detektionsbereich: 10 - 800 nm) an den jeweiligen Stationen verwendet. An der Station Leipzig-Lützner Straße existiert kein MPSS, hierfür wurden Daten aus zusätzlichen Messungen an der Station Leipzig-Mitte verwendet.

Die Datenkorrektur setzt sich wie folgt zusammen:

1. Extrahieren der Daten des OPSS für die Verweilzeit an der Station für die Vergleichsmessungen
2. Vergleich der Volumengrößenverteilung von OPSS und MPSS
3. Anpassung der Volumengrößenverteilung des OPSS durch Variation des Brechungsindex (Brechungsindexkorrektur) für einen hinreichend plausiblen Überlapp beider Verteilungen
4. Berechnung eines Korrekturfaktors für PM₁ für das OPSS aus dem Verhältnis beider Werte im Detektionsbereich (OPSS: 300-1000 nm, MPSS: 10-800 nm) unter der Annahme, dass das Maximum der Verteilung immer bei 250 nm liegt
5. Anwenden der Korrektur für alle Datenpunkte entlang der Messroute
6. Korrektur der gemessenen PM_{2,5} (300 nm – 2.5 µm) und PM₁₀-Werte (300 nm – 10 µm) durch Addition der korrigierten PM₁-Werte

6.1.4 Konvergenzanalysen

Die Konvergenzanalyse ist eine Methode um zu überprüfen wie viele Läufe notwendig sind für eine repräsentative Abschätzung der Schadstoffkonzentration der mobilen Messungen. Die durchgeführte Konvergenzanalyse ist ähnlich den existierenden Methoden aus der Literatur (Peters, et al., 2013; van den Bosche, et al., 2015), mit dem Unterschied, dass hier die Analyse nicht für die gesamte Strecke, sondern verschiedene Streckenabschnitte durchgeführt wurde.

Für die Analyse wurde ein mittlerer Wert für den Parameter eBC für jede Passage der einzelnen Streckenabschnitte bestimmt. In einem weiteren Schritt wurde der kumulierte Mittelwert für zufällig gewählte Passagen berechnet. Diese Prozedur wurde mit 10000 Iterationen wiederholt, um eine hohe Anzahl an möglichen Kombinationen zu erhalten. Es wurde festgelegt, dass Konvergenz dann erreicht ist, wenn die möglichen kumulierten Mittelwerte nur noch in einem Bereich kleiner +/-0.5 µg/m³ von gesamten Mittelwert variieren.

Die Prozedur wurde für folgende Abschnitte auf der Route durchgeführt:

- Bereich im Palmengarten
- Kreuzung zwischen Merseburger und Lützner Straße
- Bereich der Lützner Straße im Bereich des Messcontainers
- Wohngebiet der Josephstraße

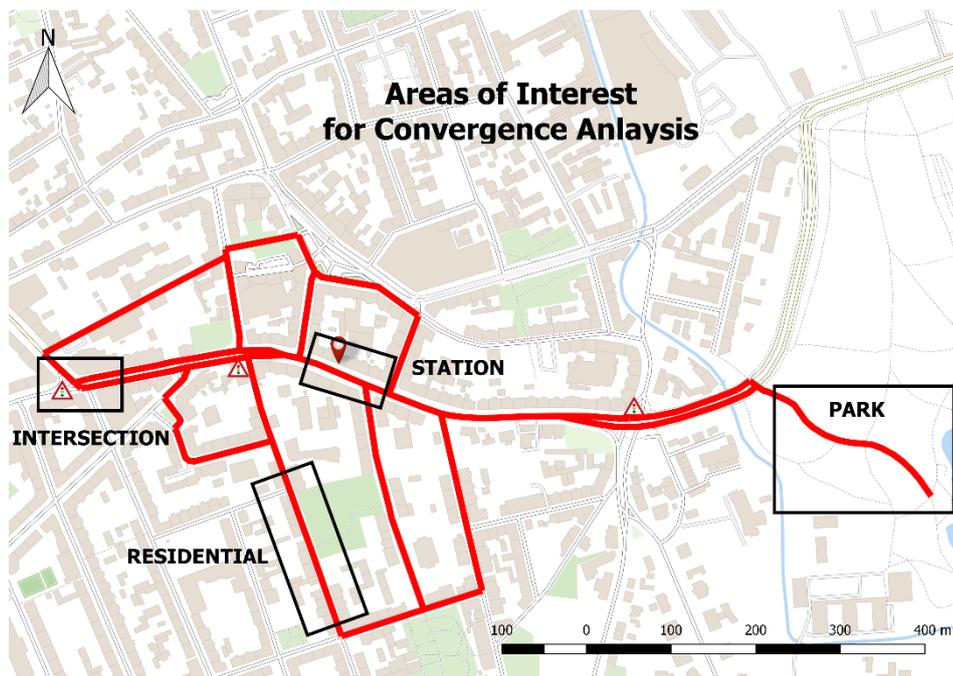


Abbildung 52: Übersicht der vier Abschnitte für die Konvergenzanalyse in der Lützner Straße

In Abbildung 53 sind die Ergebnisse der Konvergenzanalyse grafisch dargestellt. Im Gegensatz zu den anderen Stationen liegen für den Bereich der Messstation entsprechend der Routenwahl und Mehrabläufen auch mehr Passagen vor. Somit können auch mehr Passagen für die Konvergenzanalyse berücksichtigt werden. Es ist zu erkennen, dass für den Bereich der Messstation knapp 150 Passagen notwendig sind, um eine hinreichende Konvergenz und damit ein repräsentatives Ergebnis zu erreichen. Für den Bereich im Palmengarten sind gerade einmal knapp 20 Läufe ausreichend. Im Gegensatz dazu wird für den Kreuzungsbereich der Merseburger Straße keine hinreichende Konvergenz erreicht. Dieses Ergebnis ist plausibel. Es ist generell zu erwarten, dass für Bereiche mit höherer Variabilität von BC mehr Läufe nötig sind, um einen repräsentativen Wert zu erhalten, der nicht mehr so stark von einzelnen starken Events verfälscht ist. Für die Josephstraße wird das Konvergenzkriterium in der Winterkampagne ebenfalls knapp verfehlt.

In der Sommerkampagne (Abbildung 54) wurden, wie bereits erwähnt, mehr Läufe durchgeführt. Im Bereich der Messstation waren ca. 200 Passagen notwendig um das Konvergenzkriterium zu erfüllen. Es lässt sich bereits erkennen, dass die kumulierten Mittelwerte der möglichen Permutationen nur noch sehr langsam, wenn überhaupt, an den gesamten Mittelwert konvergieren, so dass keine signifikante Verbesserung mit weiteren Läufen zu erwarten ist. Im Bereich des Palmengartens wird das Konvergenzkriterium bereits ab 10 Passagen erfüllt und konvergiert in den Bereich der unteren Nachweisgrenze von $\pm 0.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Im Gegensatz zur Winterkampagne wird für den Bereich der Josephstraße das Konvergenzkriterium ebenfalls erfüllt. Für den Kreuzungsbereich der Merseburger Straße wird weiterhin keine hinreichende Konvergenz erreicht.

Erwartungsgemäß lässt sich konstatieren, dass Bereiche hoher BC Variabilität mehr Läufe benötigen für ein repräsentatives Ergebnis. Insbesondere stark befahrene Straßenabschnitte mit einem hohen und fluktuierenden Verkehrsaufkommen sowie variablem Verkehrsfluss, aufgrund von Ampeleffekten, sind hiervon betroffen.

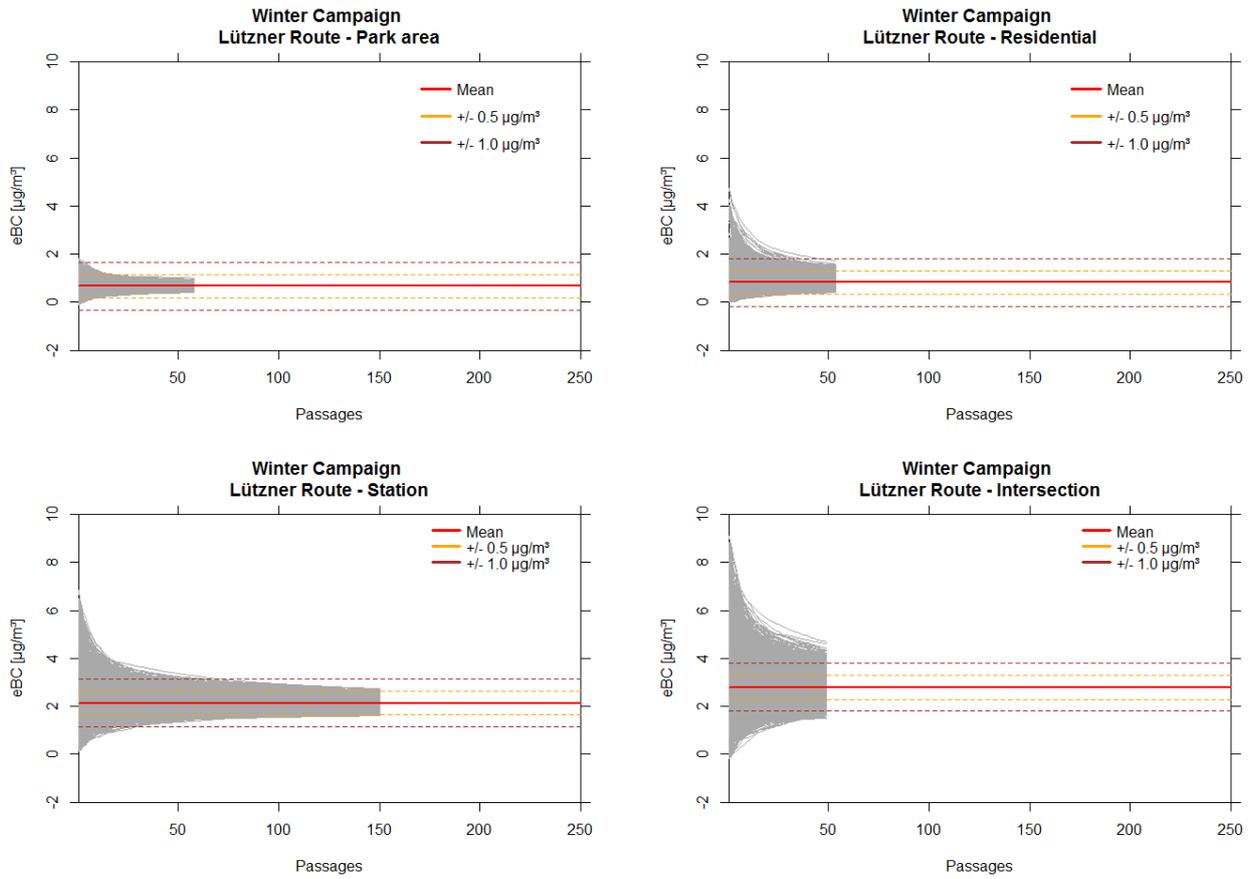


Abbildung 53: Ergebnisse der Konvergenzanalyse für die vier Abschnitte in der Lütznertour (Winterkampagne)

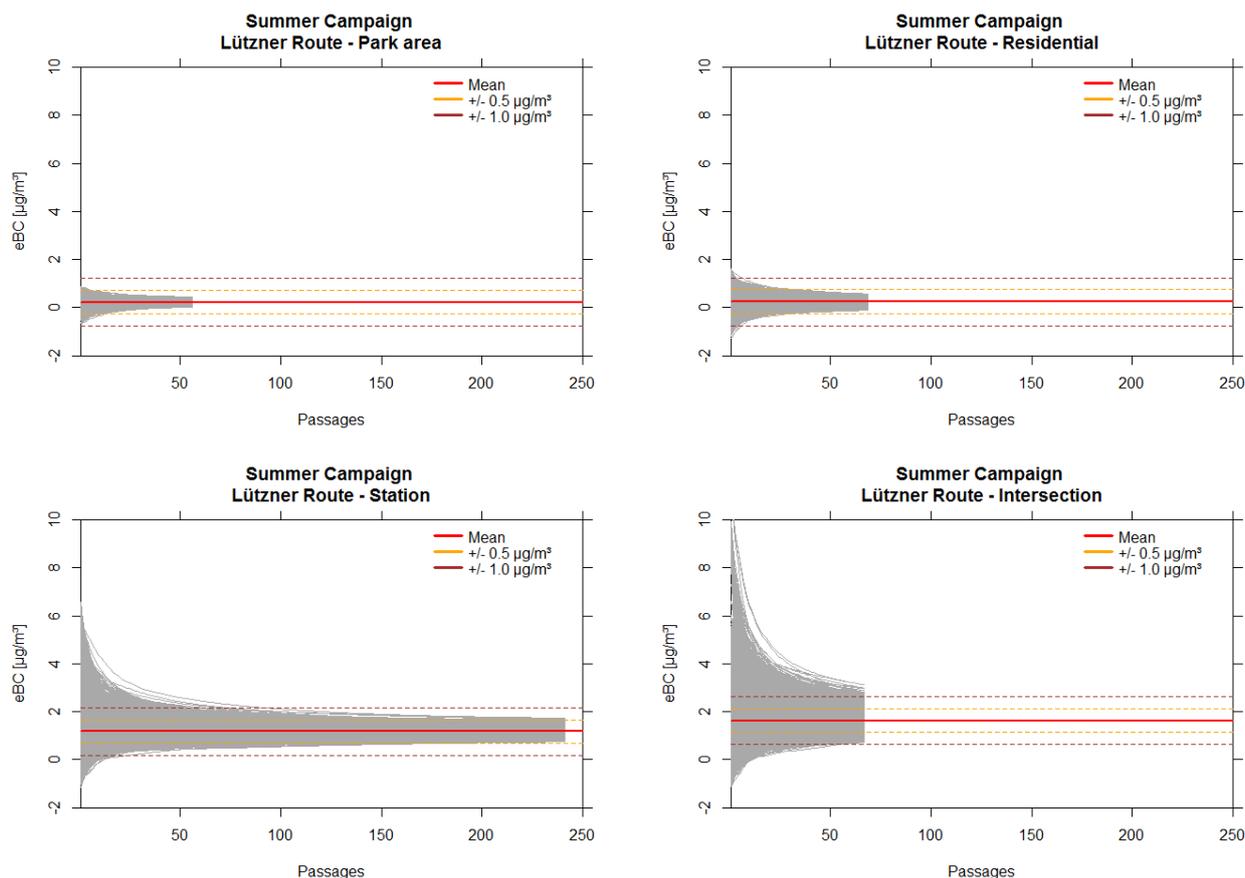


Abbildung 54: Ergebnisse der Konvergenzanalyse für die vier Abschnitte in der Lützner Straße (Sommerkampagne)

6.2 Ergebnisse

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse für alle drei Messstandorte mit Schwerpunkt Lützner Straße dargestellt und analysiert. Dies erfolgt in zwei Schritten. Zuerst wird eine Gesamtübersicht über die jeweilige Situation gegeben und ggf. der meteorologische Einfluss, respektive die Windrichtung, auf die Schadstoffverteilung betrachtet. In einem zweiten Schritt werden potentielle Quellen analysiert. Hierfür wird, ähnlich dem Lenschow-Ansatz, der Wert für den städtischen Hintergrund, aus Messungen in Parkarealen, ggf. subtrahiert. Dieser Schritt vereinfacht den Vergleich für potentielle lokale Quellen während verschiedener Hintergrundbedingungen, respektive Großwetterlagen und Jahreszeiten.

Für die beiden Messorte in Dresden war dieser Prozessschritt nicht möglich. Außerdem wurde für die beiden Messorte auf die Darstellung und Analyse der Werte für die Wintermessung aufgrund der geringen Datenlage verzichtet.

6.2.1 Leipzig – Lützner Straße

Gesamtübersicht und meteorologischer Einfluss

Die Ergebnisse für die gesamten Läufe der Winter- und Sommerkampagne sind in Abbildung 55 dargestellt. Die höchsten Konzentrationen für $PM_{2.5}$, PM_{10} und BC werden erwartungsgemäß entlang der Lützner Straße erreicht. Mit Werten von $23 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ für $PM_{2.5}$ bzw. $33 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ für PM_{10} sind die Konzentrationen ca. doppelt so

hoch wie im Sommer. Dasselbe gilt für BC mit Höchstwerten von ca. $2.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Die Konzentration entlang der Lützner Straße ist dabei schwankend. Hohe Konzentrationen werden im Bereich von Kreuzungen mit Verkehrsampeln bei hohem Verkehrsaufkommen und somit stockendem Verkehr erreicht, insbesondere der Kreuzungsbereich Lützner Straße – Merseburger Straße. Kreuzungen ohne Ampeln und mit wenig Verkehr in den jeweiligen Seitenstraßen sind hingegen Bereiche geringerer Konzentration. Die einzelnen Hotspots bzw. potentiellen Quellen werden im nächsten Abschnitt genauer analysiert. In den wenig befahrenen Querstraßen fällt die Konzentration bereits nach wenigen Metern ab und entspricht nahezu den Werten für den städtischen Hintergrund im Palmengarten.

Der gewonnene Datensatz ermöglicht darüber hinaus die separate Analyse der jeweiligen Parameter für verschiedene Windrichtungen. Im Winter sind die Maximalkonzentrationen für $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} bei östlicher Anströmrichtung ca. doppelt so hoch wie bei westlichen. Dieser Unterscheid überwiegt im Vergleich zur räumlichen Variabilität. Im Gegensatz dazu ist die räumliche Variabilität von BC dominanter im Vergleich zu den unterschiedlichen Konzentrationen bei Ost- bzw. Westanströmung. Derselbe Sachverhalt lässt sich auch für Messwerte der Sommerperiode festhalten, jedoch in abgeschwächter Form. Der Einfluss der Windrichtung für die Parameter $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} nimmt ab, die räumliche Variabilität ist etwas ausgeprägter. Auffällig ist hierbei die erhöhte Konzentration für $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} in der Shadowstraße im Sommer für östliche Anströmrichtung.

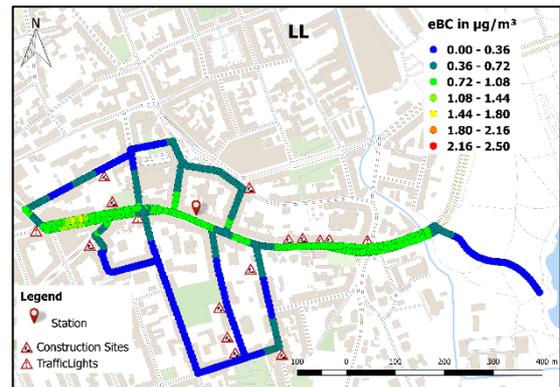
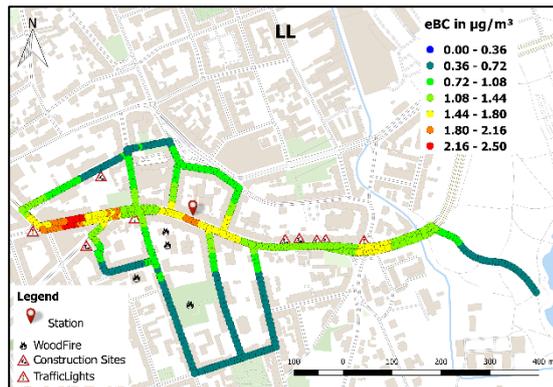
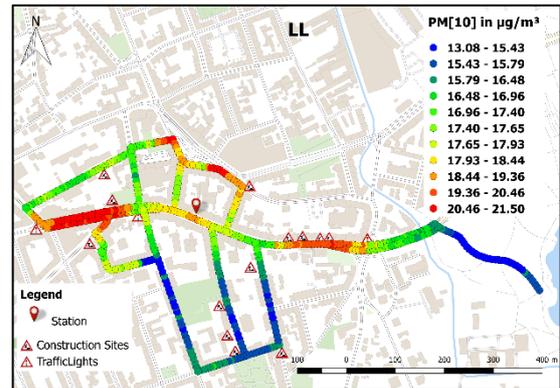
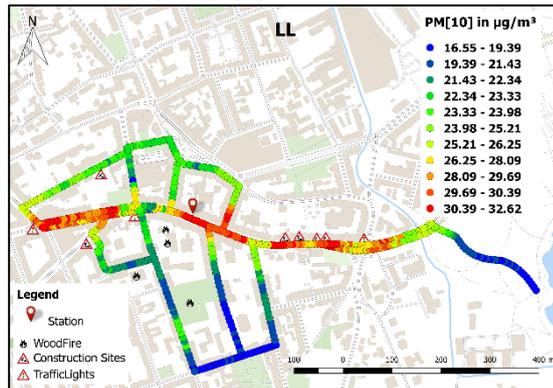
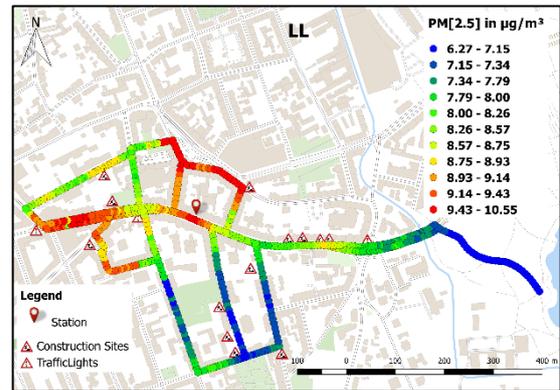
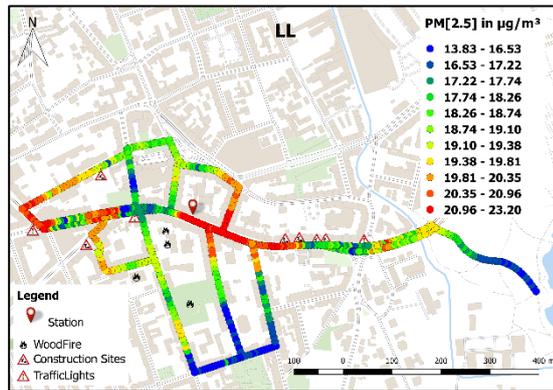


Abbildung 55: Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne (links) bzw. Sommerkampagne (rechts)

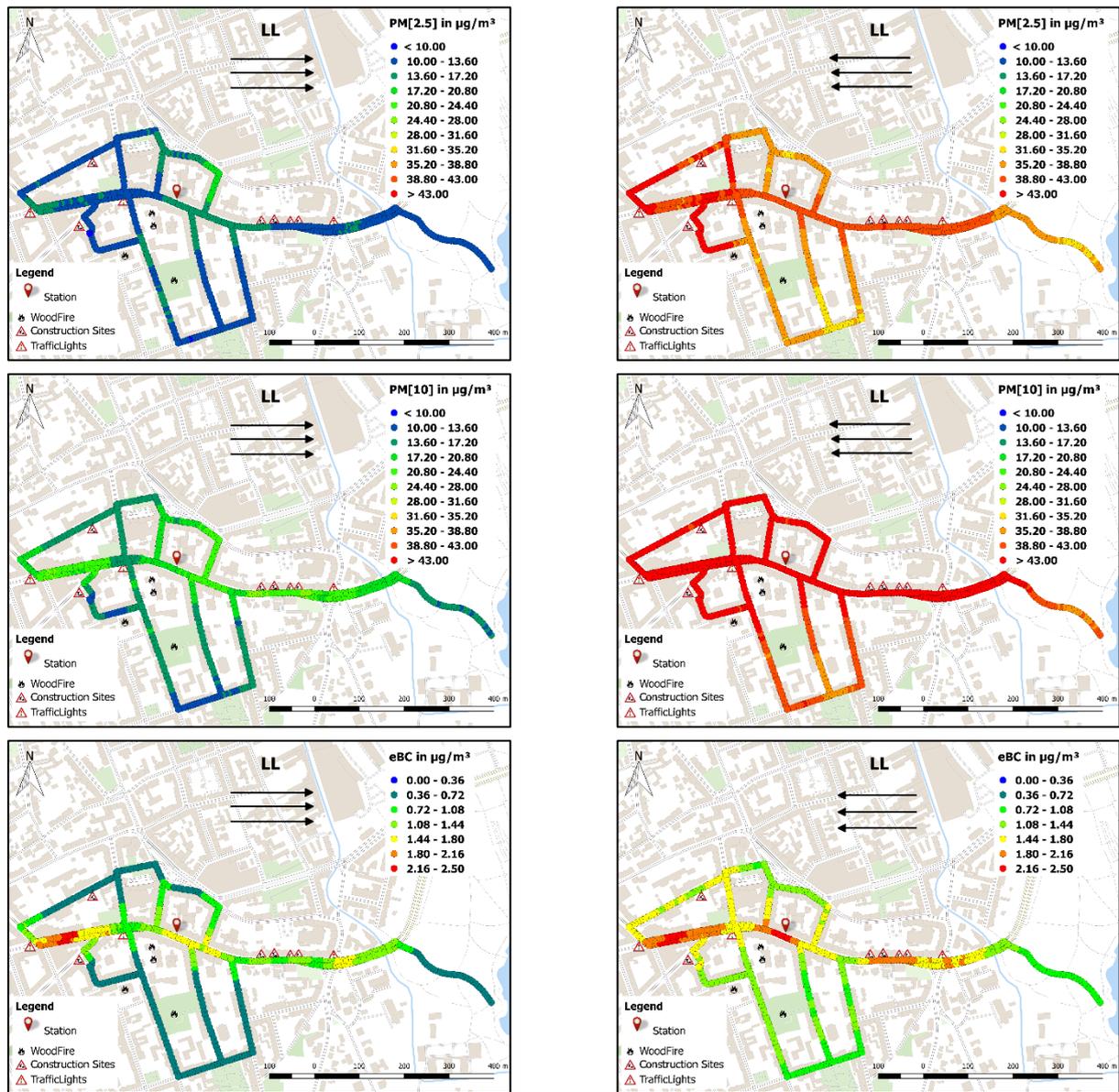


Abbildung 56: Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM_{2.5}, PM₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße während der Winterkampagne bei Westanströmung (links) bzw. Ostanströmung (rechts)

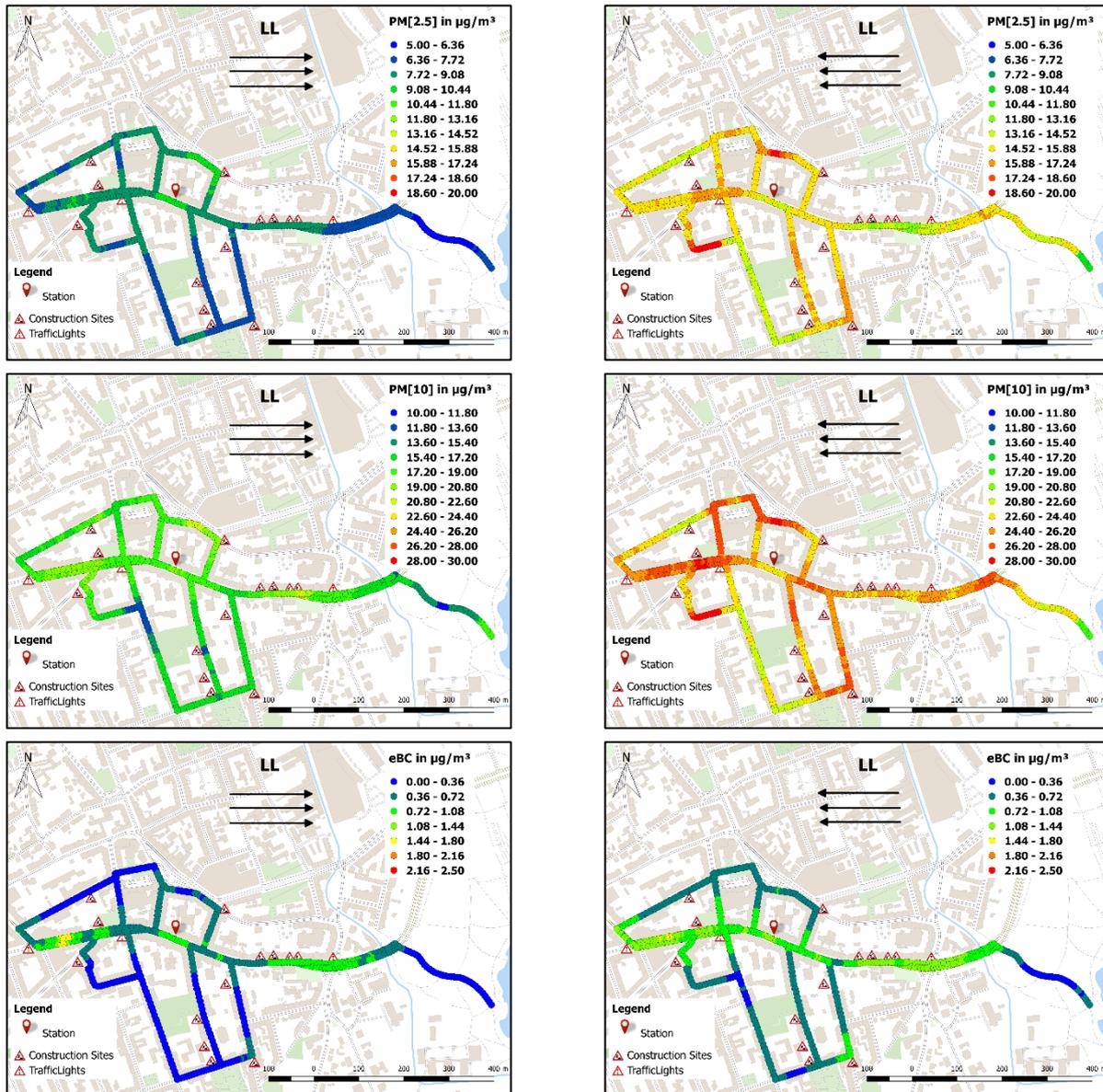


Abbildung 57: Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße während der Sommerkampagne bei Westanströmung (links) bzw. Ostanströmung (rechts) im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße

Potentielle Quellen

Um den Einfluss potentieller lokaler Quellen besser zu analysieren und quantifizieren, wurde in einem weiteren Schritt das städtische Hintergrundsignal, welches aus den Messungen im Palmengarten gewonnen wurde, von den Messwerten abgezogen. In Abbildung 58 sind die Ergebnisse für die gesamten Messungen der jeweiligen Parameter und Zeiträume dargestellt. Abgesehen von der Höhe der Konzentration ist für keine der jeweiligen Parameter ein signifikanter Unterschied der Hotspots und somit potentiellen Quellen zwischen Sommer und Winter erkennbar.

Erwartungsgemäß ist, wie bereits erwähnt, die Lützner Straße der Bereich mit den höchsten Konzentrationen. Hierbei sind drei Hotspots signifikant. Der Kreuzungsbereich Lützner Straße – Merseburger Straße bildet das Areal mit den höchsten Konzentrationen. Dies ist ein vierspuriger Kreuzungsbereich mit Ampelanlage. Einen weiteren Hotspot bildet der Kreuzungsbereich Lützner Straße – Zschochersche Straße. Auch in diesem Fall handelt es sich um einen mehrspurigen Kreuzungsbereich mit Ampelanlage. Im Vergleich zur Kreuzung Mer-

seburger Straße ist dieser Bereich weniger stark bebaut und somit weiträumiger. Dies könnte die geringen Konzentrationen trotz ähnlichen Verkehrsaufkommens erklären. Ein dritter Bereich bildet das Areal unmittelbar in Stationsnähe.

Weiterhin bildeten insbesondere im Winter Baustellen (Gebäudesanierungen) entlang der Lützner Straße Baustellen eine Quelle für PM_{10} . Weitere Baustellen befanden sich in der Gemeindeamtsstraße, sowie im Kreuzungsbereich Enderstraße – Schadowstraße. Im Sommer existierten zusätzlich Baustellen in der Birkenstraße und Siemeringstraße, sowie im Kreuzungsbereich Goetzstraße – Dreilindesstraße – Lindenauer Markt. Für $PM_{2,5}$ ist darüber hinaus der Bereich in der Schadowstraße erhöht. Wie im vorherigen Abschnitt erläutert sind bei Ost-Anströmung die Werte für $PM_{2,5}$ und PM_{10} in diesem Bereich erhöht. Die unmittelbare Umgebung war insbesondere im Winter geprägt durch Holzverbrennung. Jedoch sind die Werte in der Schadowstraße im Vergleich zur Umgebung auch im Sommer erhöht. Als weitere mögliche Quelle kommt eine Möbeltischlerei in der Schadowstraße in Frage. Die erhöhten Konzentrationen bei Ost-Anströmung sollten primär der Straßenführung und der Bebauung geschuldet sein. Ein direktes Durchströmen in Ost-West-Richtung ist nicht möglich, so dass sich hier Aerosolpartikel akkumulieren und zu erhöhten Konzentrationen führen können.

Weiterhin ist für beide Zeiträume eine leichte Erhöhung für die Parameter $PM_{2,5}$ und PM_{10} im Bereich des Linderauer Markts zu erkennen. Diese Erhöhung sollte ihre Ursache in dem an jedem Mittwoch und Freitag stattfindenden Markt haben. In Abbildung 59 (Winter) bzw. Abbildung 60 (Sommer) sind die resultierenden Werte für die entsprechenden Tage den restlichen Tagen gegenübergestellt. Für die entsprechenden Zeiträume bildet der Lindenauer Markt dabei den Ort der höchsten Konzentration für $PM_{2,5}$ und PM_{10} . Dieser Effekt ist für den Sommer etwas schwächer ausgeprägt. Der Parameter BC bleibt von diesem Effekt unbeeinflusst.

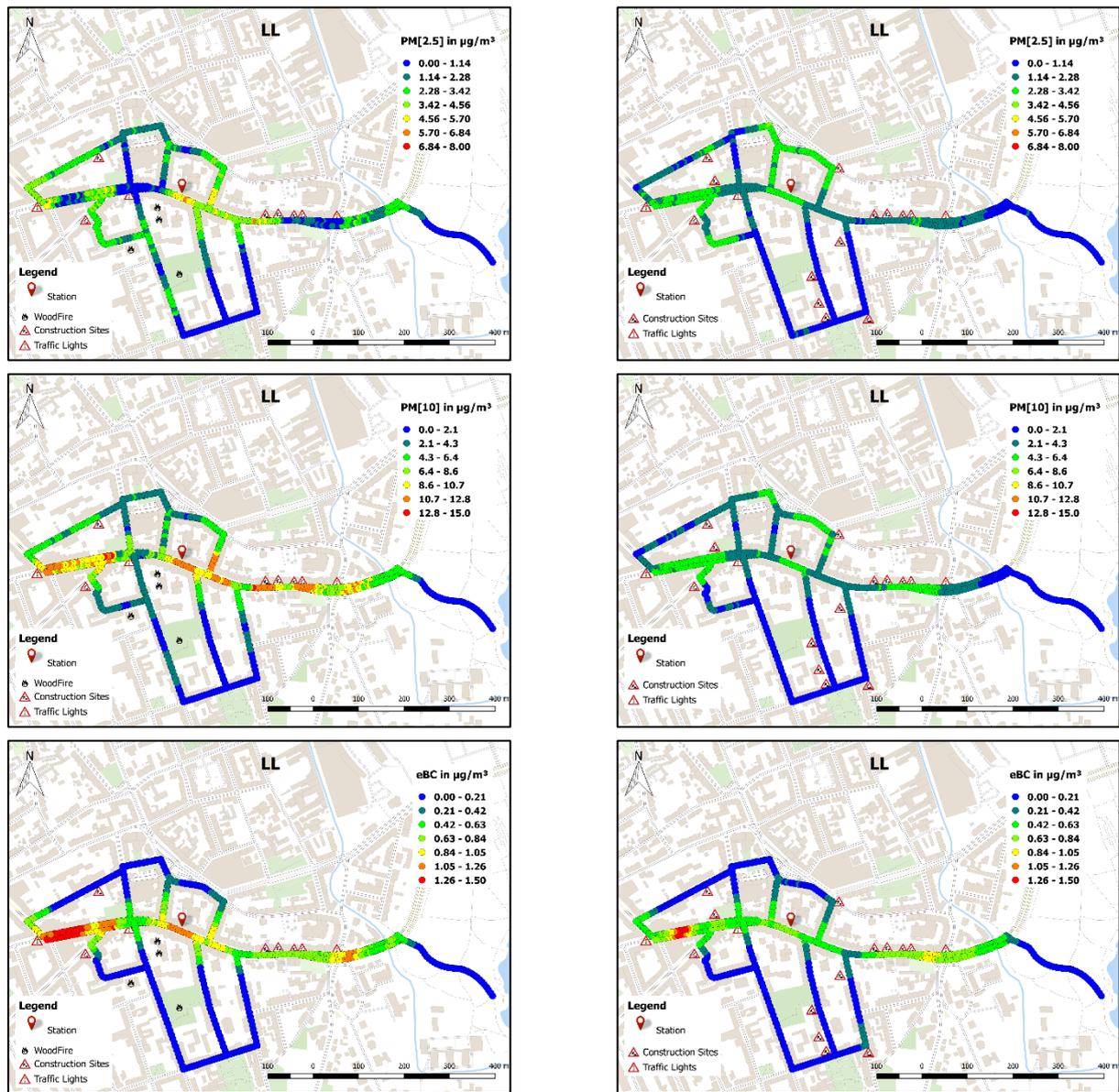


Abbildung 58: Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne (links) bzw. Sommerkampagne (rechts)

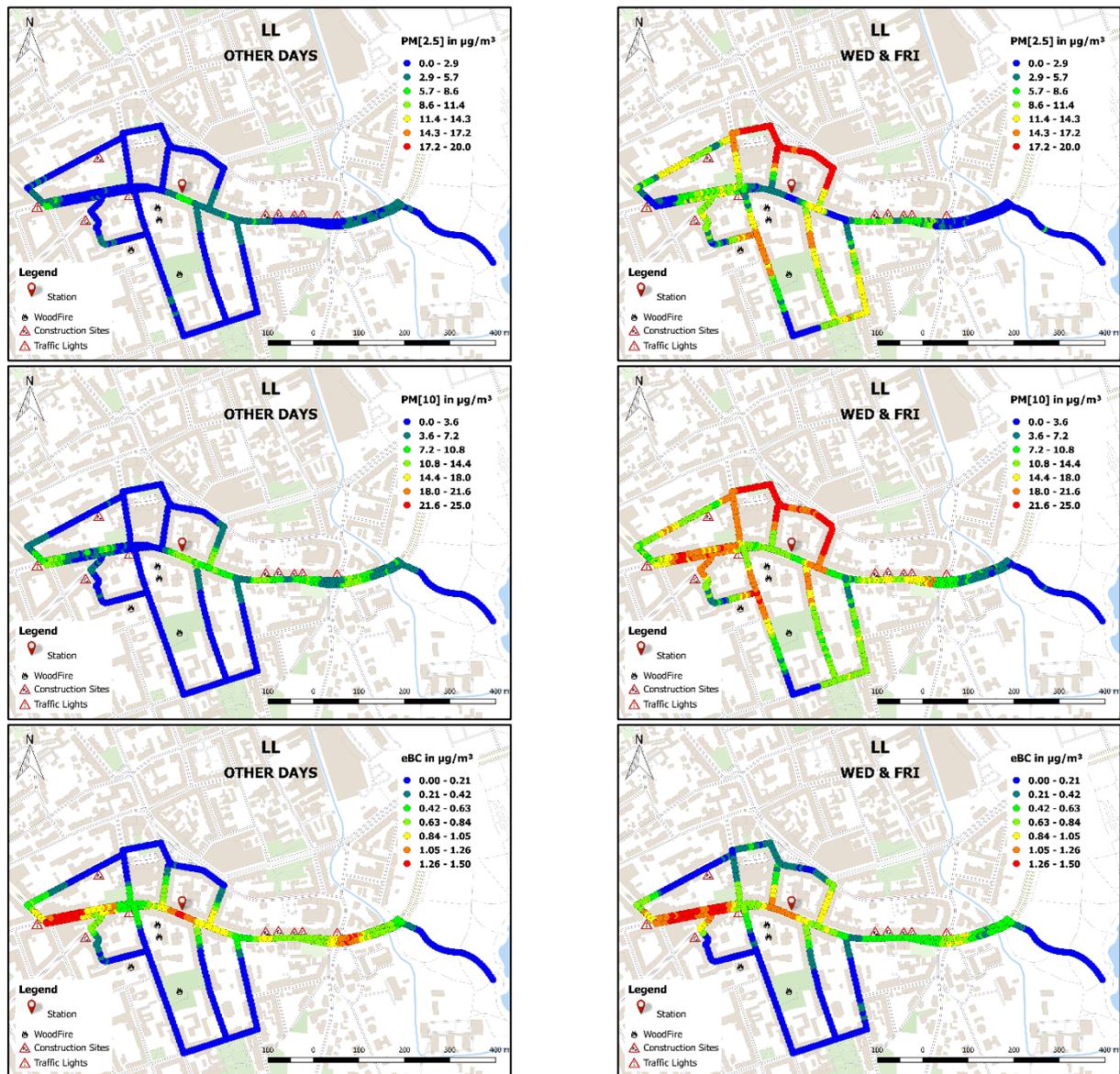


Abbildung 59: Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM_{2.5}, PM₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Winterkampagne mittwochs und freitags (rechts) bzw. allen anderen Tagen (links)

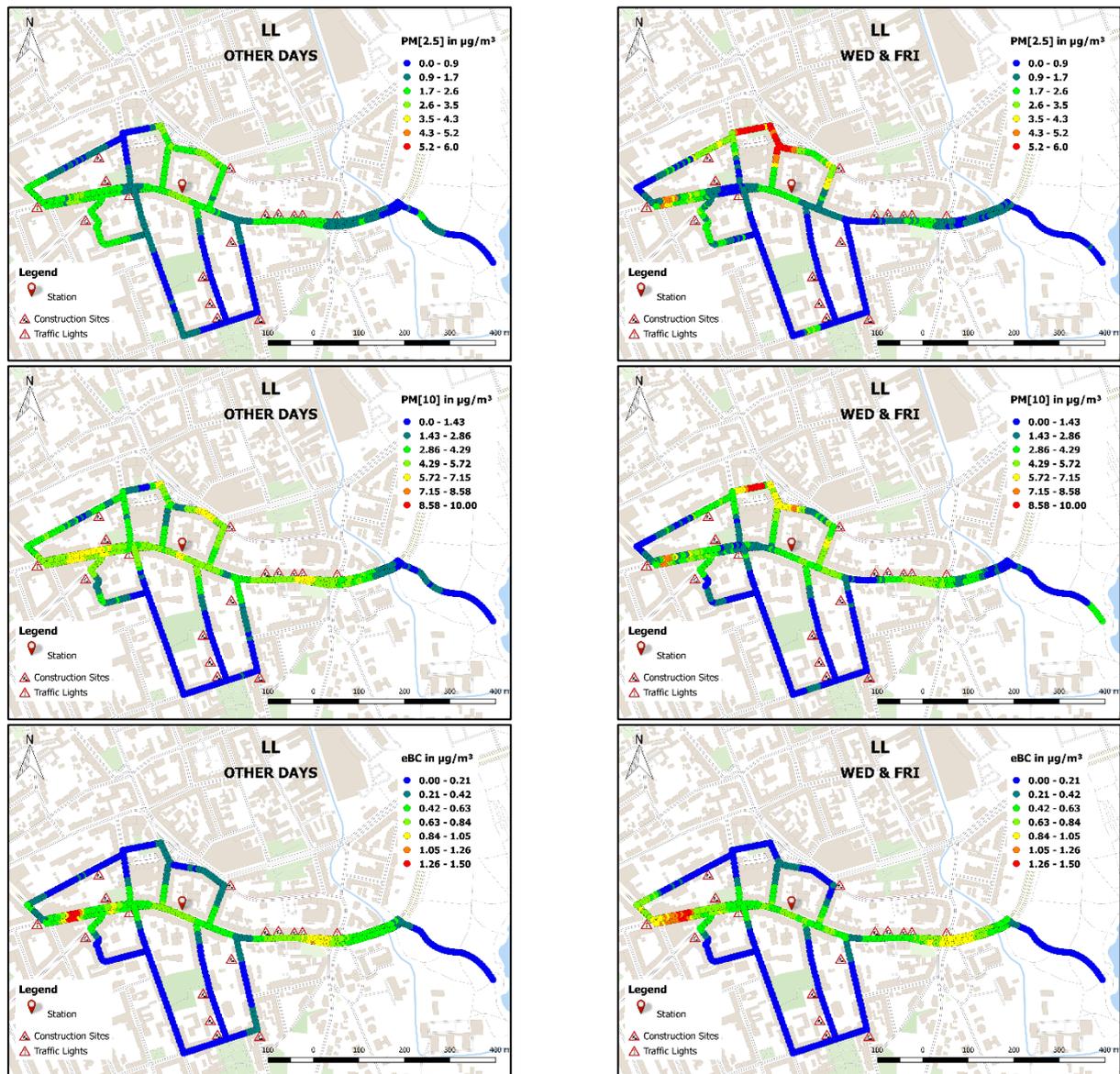


Abbildung 60: Mittlere räumliche Verteilung des Lenschow-Inkrementes der Parameter PM_{2.5}, PM₁₀ und BC im Bereich der Station Leipzig – Lützner Straße für die Messungen während der Sommerkampagne mittwochs und freitags (rechts) bzw. allen anderen Tagen (links)

6.2.2 Dresden – Winckelmannstraße

Wie zuvor erwähnt, ist der während der Winterkampagne gewonnene Datensatz der Messungen in Dresden unzureichend. Es wird keine hinreichende Konvergenz erreicht, d.h. der Datensatz ist beeinflusst durch extreme Einzelevents. Es ist daher nicht möglich die Daten fernab dieser Einzelevents zu interpretieren. Auf eine Darstellung wird daher in diesem Bericht verzichtet. Der Datensatz der Sommerkampagne bildet hingegen eine ausreichende Grundlage für eine Analyse.

Entsprechend Abbildung 61 sind für die Parameter PM_{2.5}, PM₁₀ und BC verschiedene Hotspots zu erkennen. Erwartungsgemäß werden hohe Konzentrationen entlang der Fritz-Löffler-Straße, einer mehrspurigen Hauptverkehrsstraße, erreicht. Im südlichen Teil, auf Höhe Reichenbachstraße, sind die Konzentrationen für PM_{2.5} und PM₁₀ geringer. Die erhöhten Konzentrationen für beide Parameter sind im nördlichen Teil auch noch in der Lindenastraße messbar. Ein weiterer Hotspot für PM_{2.5} und PM₁₀ findet sich in der Liebigstraße, Ecke

Schweizer Straße. Auch an dieser Stelle ist der Wert für BC etwas erhöht. Entlang der Altenzeller Straße waren die Werte für BC ebenfalls erhöht, wohingegen die Werte für $PM_{2.5}$ bzw. PM_{10} nicht merklich erhöht waren. Ein vierter Hotspot befindet sich unmittelbar im Bereich der Station. Diese hohen Werte wurden für eine städtische Hintergrundstation so nicht erwartet. Es ist davon auszugehen, dass dieser Bereich von den Verkehrsemissionen der Fritz-Löffler-Straße entkoppelt ist, sowohl da die Konzentrationen im Bereich dazwischen (Schnorrstraße) gering sind, als auch keine signifikant erhöhten Werte für BC detektiert wurden. Eine potentielle Quelle konnte diesen Messwerten nicht zugewiesen werden.

6.2.3 Dresden – Nord

Im Bereich der Station Dresden – Nord lassen sich drei Hotspots erkennen (siehe Abbildung 62). Die höchsten Konzentrationen für BC werden im Bereich der vielbefahrenen mehrspurigen Antonstraße, im Kreuzungsbereich Hainstraße, erreicht. Die Werte für $PM_{2.5}$ und PM_{10} sind ebenfalls erhöht. Es handelt sich hierbei um einen verkehrsbedingten Hotspot. Ein weiterer Hotspot befindet sich im Bereich der Dr.-Friedrich-Wolf-Straße und der Erna-Berger-Straße. Die Werte für $PM_{2.5}$ und PM_{10} sind hier erhöht, jedoch nicht für BC. In diesem Areal befanden sich zur Zeit der Messungen mehrere Baustellen. Die gemessenen Werte sollten primär darauf zurückzuführen sein. Ein dritter, eher unspezifischer Bereich findet sich entlang der Antonstraße vom Turnerweg bis zum Kreuzungsbereich Schlesischer Platz. Hierbei handelt es sich ebenfalls um verkehrsbedingte Emissionen, eventuell etwas überlagert mit den Emissionen der Baustelle in der Erner-Berger-Straße. Die niedrigen Werte unmittelbar an der Station, zwischen den zwei verkehrsbedingten Hotspots in der Antonstraße, wirken nicht plausibel. Es ist davon auszugehen, dass an dieser Stelle Messwerte vom Bahnhofsvorplatz den Messwerten zugewiesen wurden und das Ergebnis verfälschen.

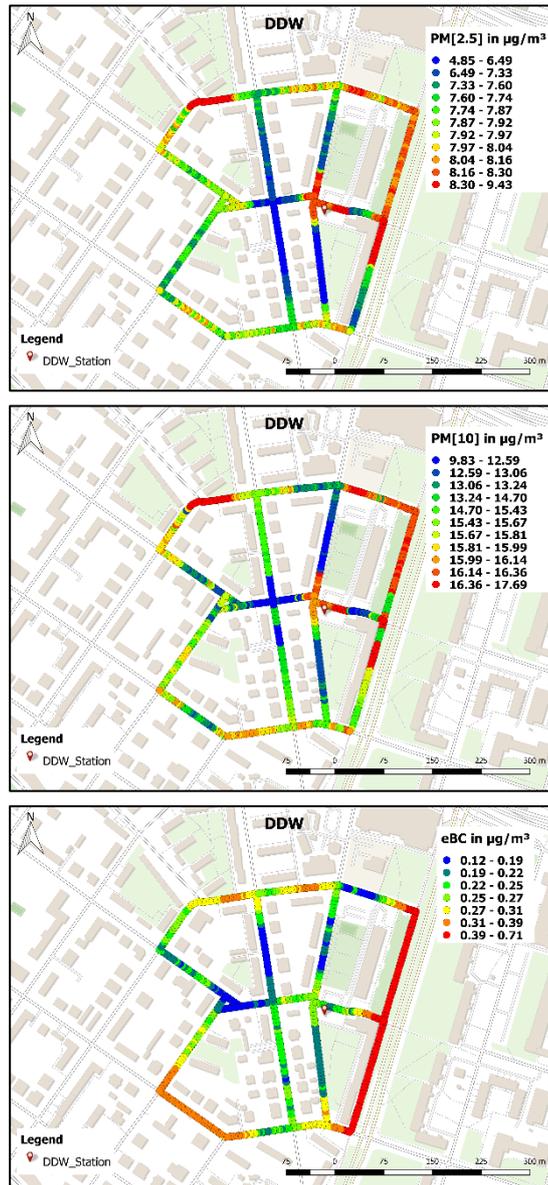


Abbildung 61: Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Dresden – Winkelmannstraße während der Sommerkampagne

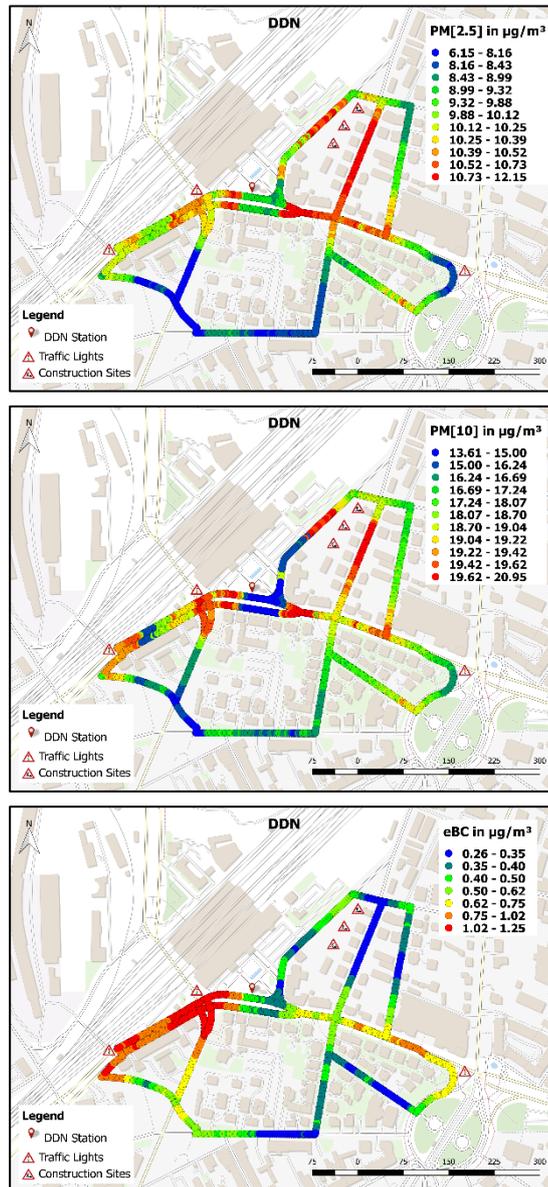


Abbildung 62: Mittlere räumliche Verteilung der Parameter PM2.5, PM10 und BC im Bereich der Station Dresden – Nord während der Sommerkampagne

7 Messungen als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung für Sachsen (AP C4)

Im Rahmen des Arbeitspaketes C4 sollten zusätzliche Messungen von Ruß BC und der Anteil an Biomasseverbrennung in Sachsen durchgeführt werden, welche als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung dienen sollen. Hierfür wurden vier zusätzliche 7-Wellenlängen-Aethalometer AE33 verwendet. Nach Rücksprache mit dem AG wurden vier Standorte für die dreimonatigen Messungen ausgewählt. Zwei Geräte wurden an den Luftgütemessstationen der BfUL Annaberg-Buchholz (ID A) und Dresden-Winckelmannstraße (ID B) be-

trieben. Die anderen beiden Geräte wurden an den ländlichen bzw. der städtischen Hintergrundstationen Melpitz (ID C) und Leipzig-TROPOS (ID D) installiert. Als Zeitraum wurde Januar bis März gewählt.

ID	Messstandort	Seriennummer	Einlasssystem
A	Annaberg-Buchholz	AE33-S02_00197	PM10
B	Dresden-Winckelmannstraße	AE33-S02_00138	PM10
C	Melpitz	AE33-S02_00294	Keines
D	Leipzig-TROPOS	AE33-S02_00163	PM10

Die Angaben zu BC beziehen sich auf die Wellenlänge 660 nm und sind somit weitestgehend vergleichbar mit den BC-Daten vom MAAP (635 nm nominell). Dies gilt sowohl für die Ergebnisse aus dem Kreuzvergleich mit dem Referenz-MAAP wie auch für die Messungen im Feld.

Der Anteil an Biomasseverbrennung (BB biomass burning) wird aus der Analyse des detektierten Angstroem-Exponenten gewonnen. Hierbei werden die beiden Wellenlängen 470 und 950 nm verwendet. Für eine detailliertere Beschreibung sei an dieser Stelle auf das Handbuch verwiesen. Diese Messgröße ist bereits Bestandteil des regulären Outputs des Geräts.

Die absolute Konzentration von BC aus Biomasseverbrennung BC_{bb} kann als brauner Kohlstoff (Brown Carbon BrC) interpretiert werden. Im Folgenden wird jedoch die Nomenklatur des Herstellers und Symbolik des Herstellers verwendet. Die absolute Konzentration von BC aus Biomasseverbrennung BC_{bb} und aus fossilen Brennstoffen BC_{ff} sind entsprechend dem Handbuch definiert als:

$$BC_{bb} = BB \cdot BC \quad (5)$$

$$BC_{ff} = (1 - BB) \cdot BC \quad (6)$$

7.1 Vergleich der 7-Wellenlängen-Aethalometer

Vor der eigentlichen Messkampagne wurden die Geräte für die Dauer von ca. 12 h mit einer Messung von Außenluft über Nacht sowie einer Nullmessung verglichen. Zusätzlich wurde noch ein Mehrwinkel-Absorptions-Photometer (MAAP) verwendet. Das Gerät D am TROPOS wurde als Referenzgerät angesehen. Alle drei Geräte A-C wichen um ca. +/-5% vom Referenzgerät ab (siehe Abbildung 63). Die Geräte wiesen leichte Abweichungen der Volumenströme zum Referenzwert von $5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ auf. Die Flüsse wurden im weiteren Verlauf der Kampagne stichprobenhaft kontrolliert. Die Abweichungen der Volumenströme waren schwankend, jedoch immer unter 3%. Die Abweichung für die BC-Konzentration lag in der Größenordnung der gemessenen Geräte-Variabilität von Müller et al. (2011) von ca. 9%. Auf eine Korrektur im Sinne einer Nachprozessierung wurde verzichtet. Die Genauigkeit der Geräte für BC und BrC wird im Folgenden großzügig mit einem Wert von +/-10% angenommen. Das Verhältnis der gemessenen BC-Konzentrationen von MAAP und AE33 D fügt sich mit einem Wert von 0.88 ebenfalls sehr gut in die bestehenden Literaturwerte ein, z. B. Park et al. (2006) mit 0.79-1.01 oder Müller et al. (2011) mit 0.79.

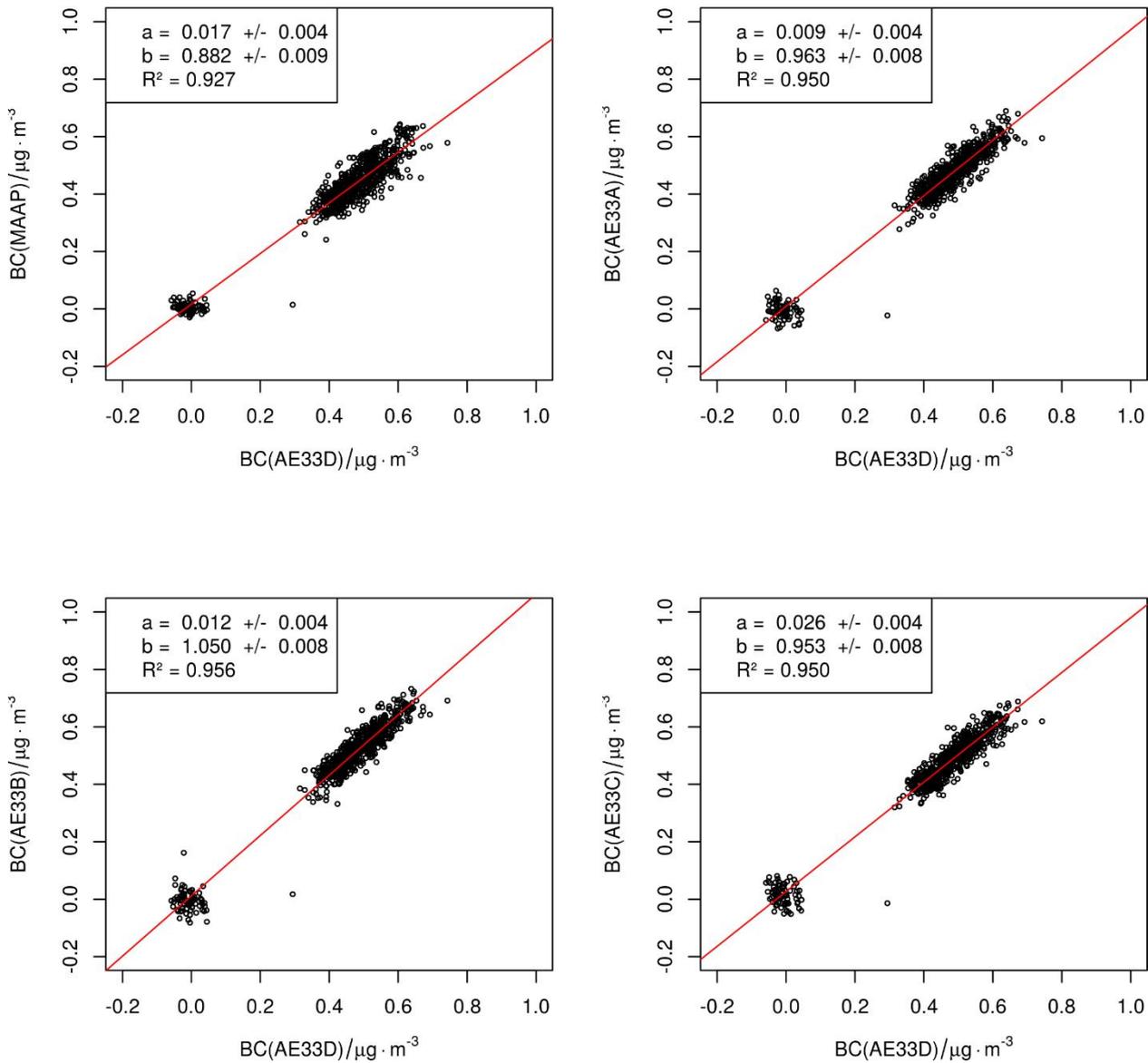


Abbildung 63: Streudiagramme der Vergleichsmessungen eines MAAP sowie der drei AE33 (A, B und C) relativ zum Referenzsystem E.

7.2 Ergebnisse der Winterkampagne

In Abbildung 64 bzw. Abbildung 65 sind die Zeitreihen der gemessenen Massenkonzentrationen von BC bzw. dem Anteil an Biomasseverbrennung dargestellt. Die Zeitreihen decken nahezu den gesamten Zeitraum ab, beginnend am 06.01. bis zum 31.03.2016. Der abgedeckte Zeitraum für Melpitz ist dagegen etwas verkürzt (14.01. bis 24.03.2016), da ein späterer Geräteaufbau bzw. vorzeitiger -abbau nicht zu vermeiden war. An den Messorten Leipzig-TROPOS und Dresden-Winkelmannstraße konnten an dem 06.01. relativ hohe Messwerte von ca. $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ detektiert werden. Generell bewegen sich die Messwerte im Bereich von 0 bis $5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, mit Ausnahme von Annaberg-Buchholz im Januar mit Messwerten bis $10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Für die folgenden Analysen

wurde der Zeitraum vom 18.01. bis 21.03.2016 gewählt, um vollständige Wochenprofile zu erhalten und die Vergleichbarkeit aller Stationen zu gewährleisten.

Die Analyse der zeitlichen Variation von BC an der Station Annaberg zeigt, dass es sich hierbei um eine Verkehrsnahe Messstation handelt. Der mittlere Tagesgang (siehe Abbildung 66) weist zwei Maxima auf, um 7 Uhr und 18 Uhr, welche aller Voraussicht nach dem Berufsverkehr zuzuweisen sind. Die Profile einzelne Wochentage weichen stark voneinander ab. Donnerstag und Freitag zeigen für den Median ebendiese charakteristische Struktur mit zwei Maxima, wohingegen diese Struktur für die anderen Wochentage nur für die 75 % Quantile sichtbar ist. Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass die Zeitreihe zu kurz ist und so verkehrsfremde Einflüsse nicht ausreichend herausgemittelt werden können. In Abbildung 67 bzw. Abbildung 68 ist die Konzentration an BC bzw. der prozentuale Anteil davon an Biomasseverbrennung als bivariate Verteilung von Windrichtung und -geschwindigkeit dargestellt. Diese Verteilungen zeigen bereits auf, dass die höchsten Windgeschwindigkeiten in Nord-Süd-Richtung erreicht werden, zurückzuführen auf die orographischen Begebenheiten vor Ort. Die höchsten Konzentrationen an BC werden bei nördlicher und westlicher Anströmrichtung erreicht. Abweichend davon ist der Anteil an Biomasseverbrennung für südliche bis südöstliche Anströmrichtung mit ca. 40 % am höchsten.

Die Station Dresden-Winckelmannstraße (siehe Abbildung 69) zeigt im Vergleich zu Annaberg-Buchholz einen schwächer ausgeprägten mittleren Tagesgang. Weiterhin sind die kurzfristigen Schwankungen hin zu hohen BC-Konzentrationen im Vergleich geringer. Beides ist zurückzuführen auf einen geringeren Verkehrseinfluss aufgrund der Lage als städtische Hintergrundstation. Die höchsten Konzentrationen für BC werden für östliche Anströmrichtungen erreicht. Der Anteil an Biomasseverbrennung ist ebenfalls für östliche Anströmrichtungen am höchsten.

Als ländliche Hintergrundstation ist die zeitliche Variation in Melpitz am geringsten (siehe Abbildung 72). Die höchsten Konzentrationen für BC werden für nordöstliche bis östliche Anströmrichtungen erreicht. Etwas abweichend davon ist der Anteil an Biomasseverbrennung für östliche bis südöstliche Anströmrichtungen mit ca. 50 % am höchsten. Auch im Mittel weist die Station Melpitz den höchsten Anteil an Biomasseverbrennung im Vergleich zu allen anderen Stationen auf.

Die Station Leipzig-TROPOS zeigt, wie bereits Dresden-Winckelmannstraße, als städtische Hintergrundstation einen nur schwach ausgeprägten Tagesgang. Die höchsten Konzentrationen für BC werden für nordöstliche bis östliche Anströmrichtungen erreicht. Ein Einfluss lokaler Quellen kann nicht ausgeschlossen werden. Der Anteil an Biomasseverbrennung variiert nur schwach mit Werten bis zu 30 % für östliche Anströmrichtungen. Von allen Stationen weist Leipzig-TROPOS den geringsten Anteil von Biomasseverbrennung auf.

Es sei an dieser Stelle nochmals hervorgehoben, dass die Ergebnisse aufgrund der kurzen Zeitreihe durch einzelne Events beeinflusst und somit für eine allgemeine Beschreibung der Stationen nicht repräsentativ sind. Der Einfluss solcher Events könnte auch die Spots mit hoher Konzentration, wie sie zum Beispiel die Stationen Melpitz (Abbildung 73) oder auch Leipzig-TROPOS (Abbildung 76) aufweisen, erklären. Die Ergebnisse geben nur die Situation für die Dauer der Intensivmessungen wieder.

Tabelle 38: Übersicht von BC, dem relativen Anteil bzw. den absoluten Wert von Biomasseverbrennung BB bzw. BC_{bb} als Median sowie der 5 % und 95 % Perzentile

	BC(5%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	BC(50%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	BC(95%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	BB(5%) [%]	BB(50%) [%]	BB(95%) [%]	BC _{bb} (5%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	BC _{bb} (50%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	BC _{bb} (95%) [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Annaberg- Buchholz	0.18	1.19	6.29	4.5	26.9	58.7	0.02	0.30	2.18
DD- Winckel- mann	0.16	1.09	4.24	4.6	25.9	48.8	0.02	0.27	1.24
Melpitz	0.14	0.83	3.11	2.5	30.6	67.7	0.01	0.26	1.24
L- TROPOS	0.21	0.86	3.43	0.4	22.7	42.1	0.00	0.18	1.04

Für eine Angabe mittlerer Werte (siehe Tabelle 38) für alle vier Stationen wurde der gemeinsame Zeitraum für vollständige Wochen, d.h. der Zeitraum vom 18.01.16 bis 21.01.16, betrachtet. Die Median-Werte für BC schwanken zwischen $0.83 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ für Melpitz und $1.19 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ für Annaberg-Buchholz, wobei Annaberg-Buchholz auch die breiteste Streuung aufweist. Der mittlere Anteil an Biomasseverbrennung (BB) schwankt zwischen 22.7 % für L-Tropos und 30.6 % für Melpitz. Die mittleren absoluten Werte für Biomasseverbrennung (BC_{bb}) liegen im Bereich von $0.18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ und $0.30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

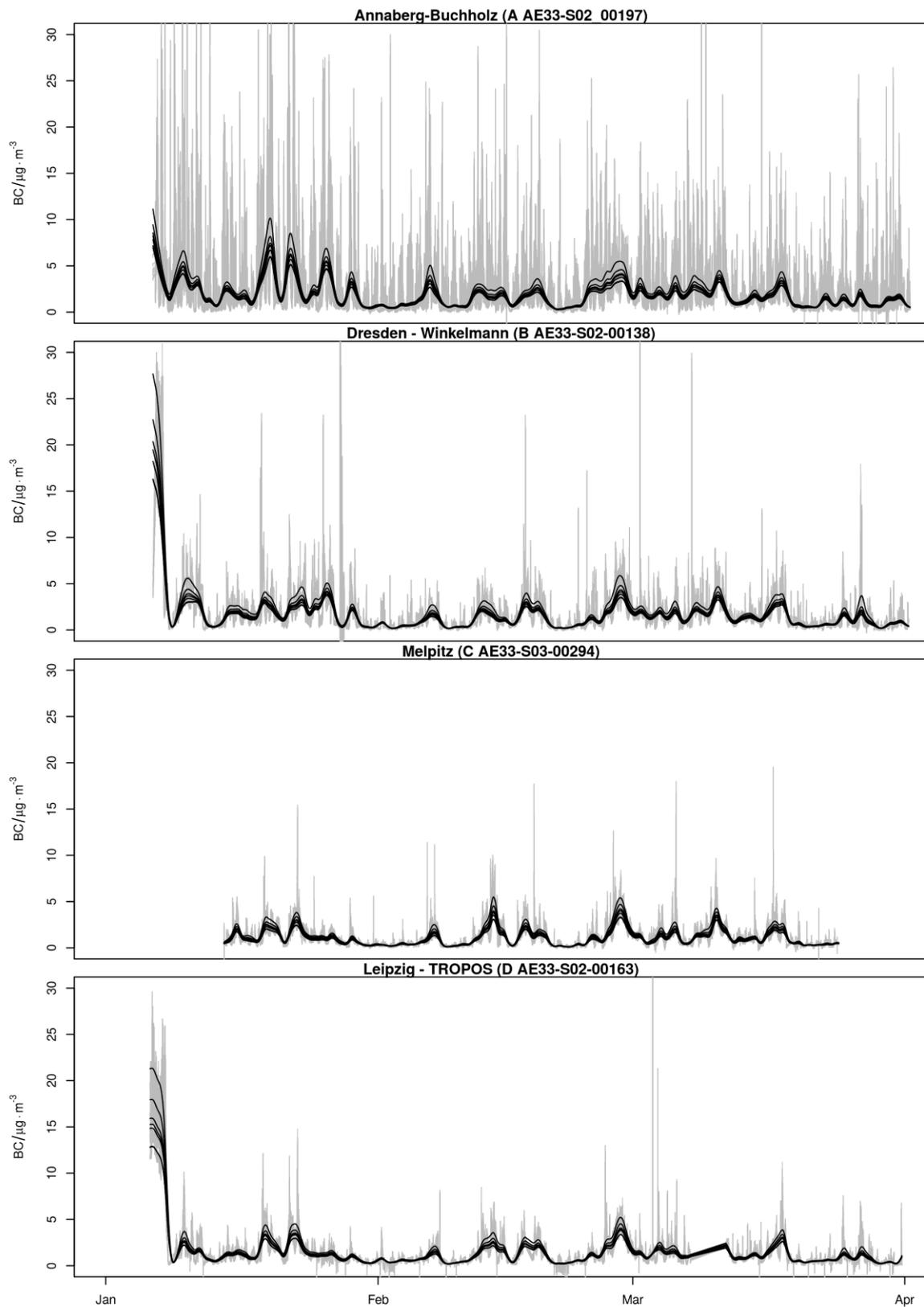


Abbildung 64: Zeitreihe der gemessenen Konzentration von BC entsprechend der jeweiligen Wellenlänge

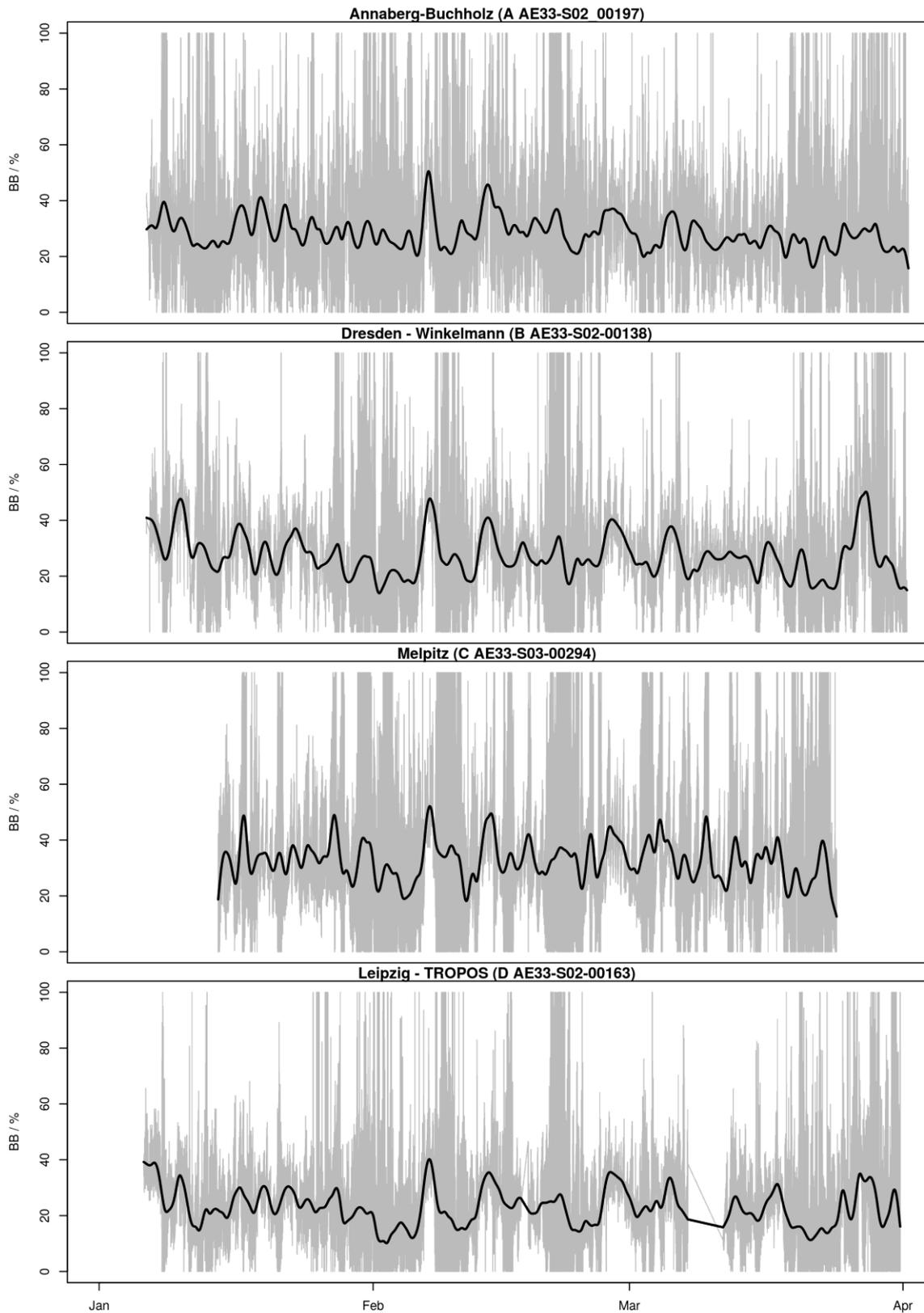


Abbildung 65: Zeitreihe des abgeleiteten prozentualen Anteils an BC aus Biomasseverbrennung (BB)

Annaberg-Buchholz (A AE33-S02_00197)

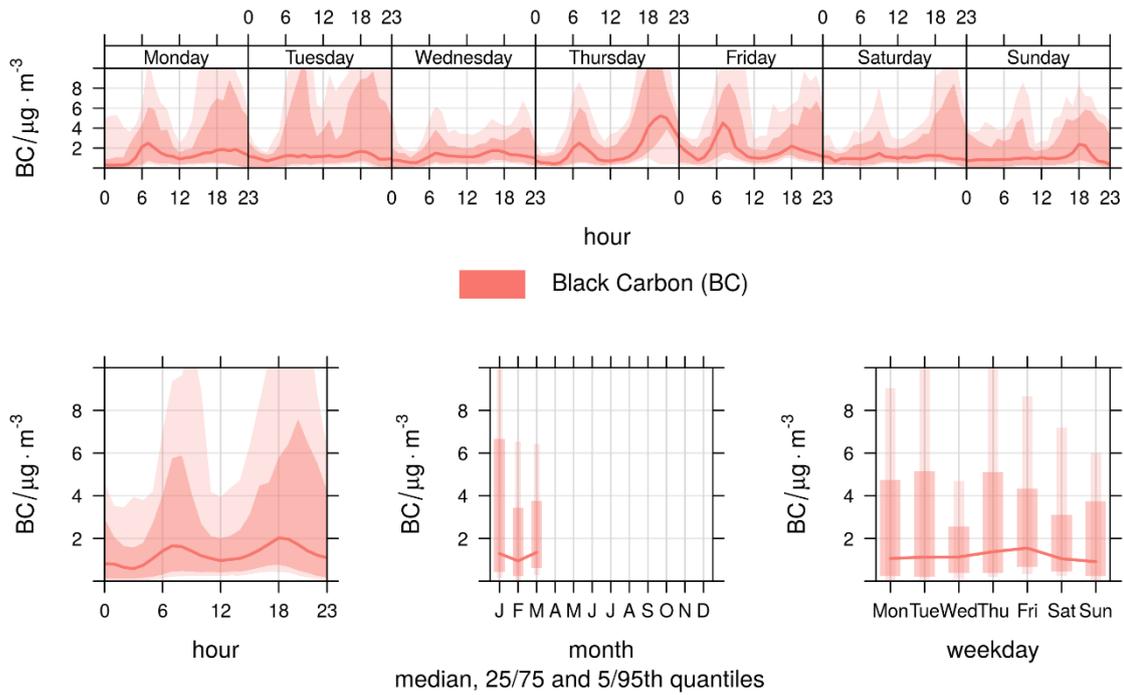


Abbildung 66: Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Annaberg-Buchholz

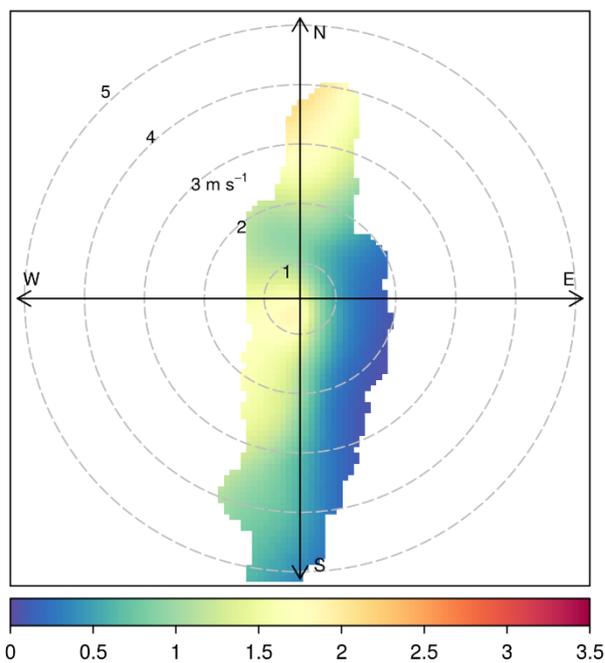


Abbildung 67: Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Annaberg-Buchholz

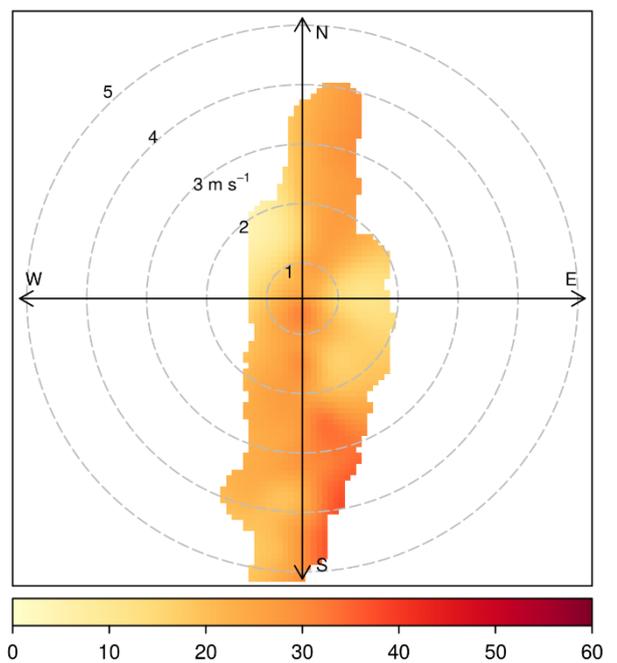


Abbildung 68: Prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Annaberg-Buchholz

Dresden - Winkelmann (B AE33-S02-00138)

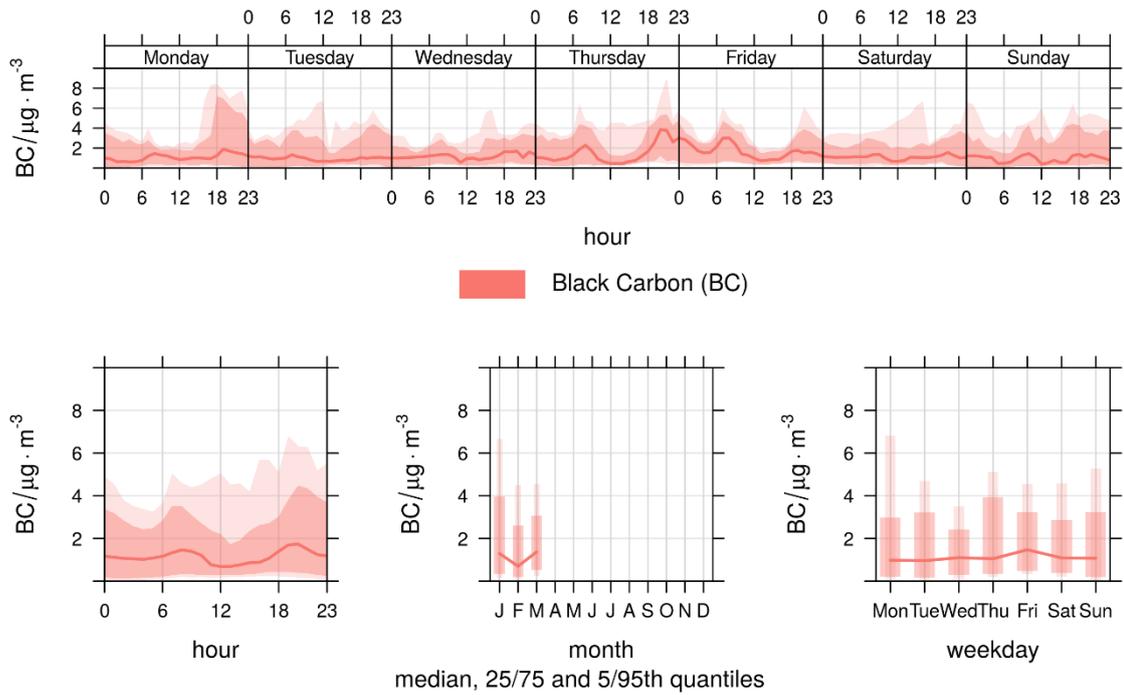


Abbildung 69: Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Dresden-Winkelmannstraße

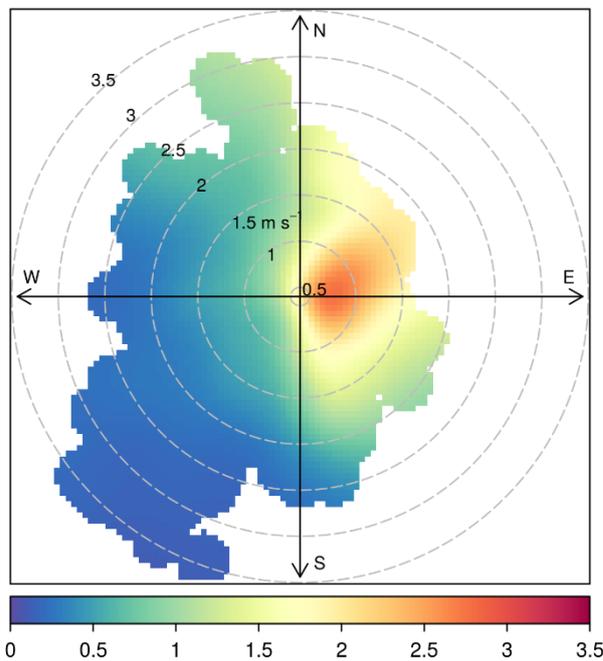


Abbildung 70: Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Dresden-Winkelmannstraße

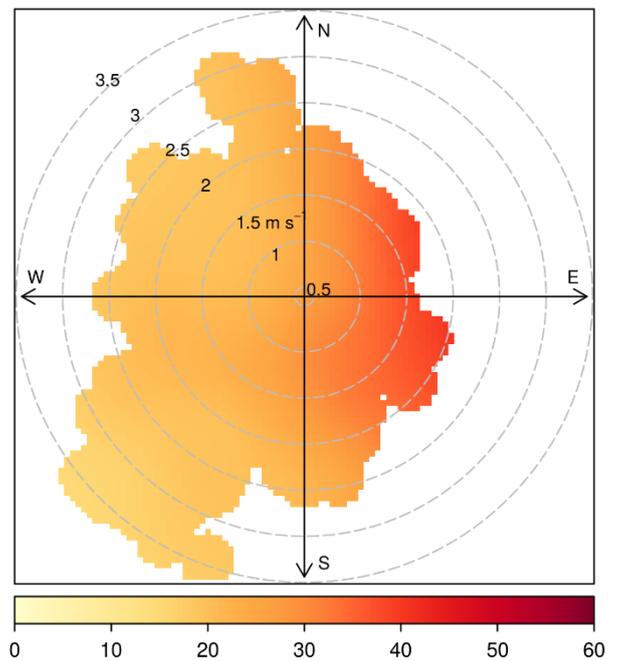


Abbildung 71: Prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Dresden-Winkelmannstraße

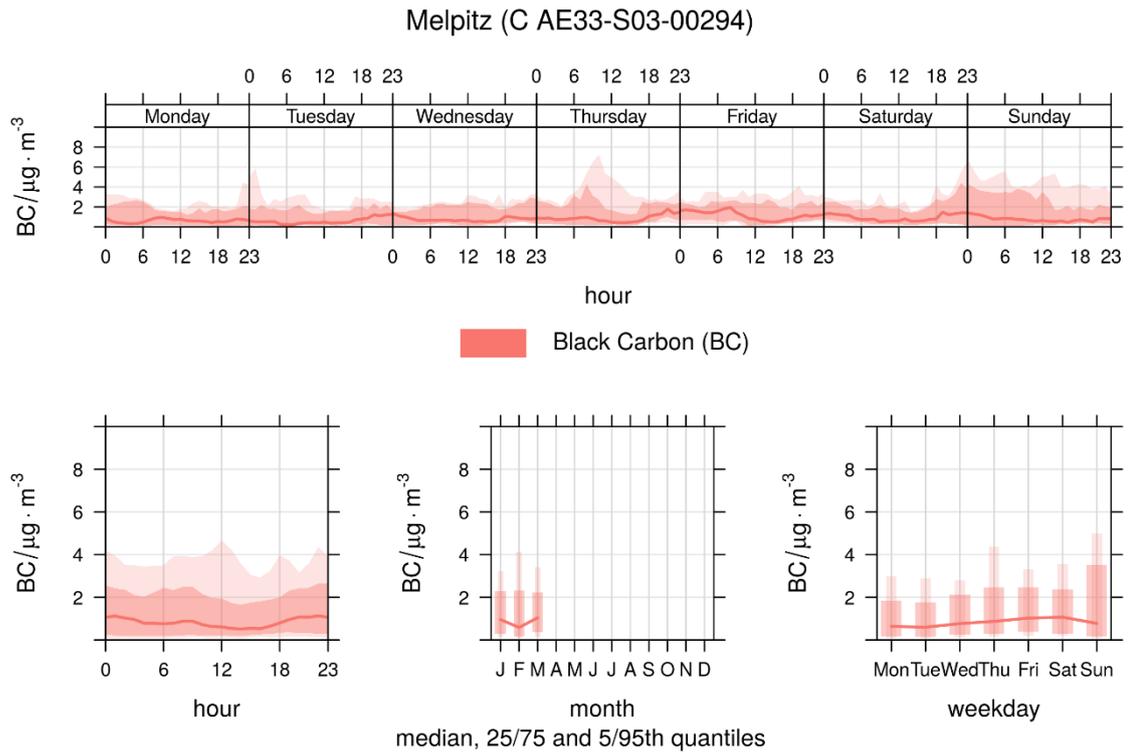


Abbildung 72: Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Melpitz

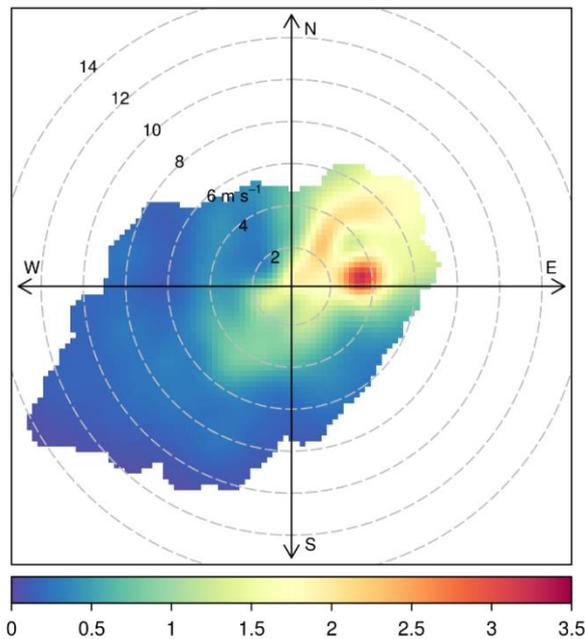


Abbildung 73: Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Melpitz

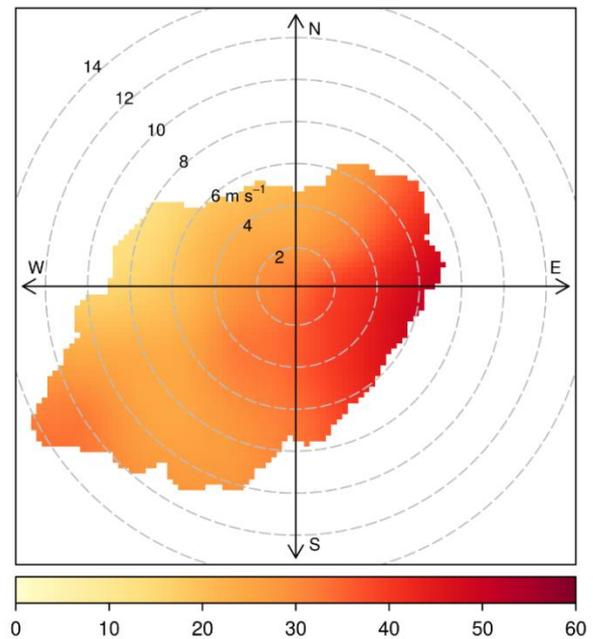


Abbildung 74: Prozentualer Anteil von Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Melpitz

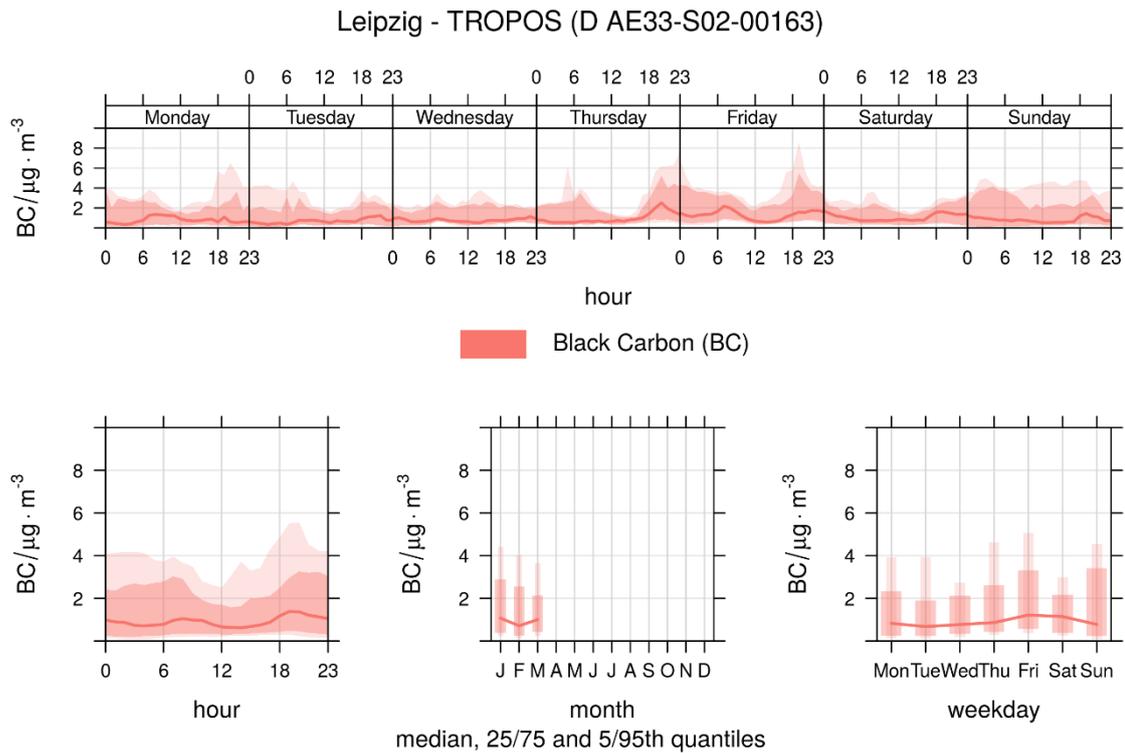


Abbildung 75: Zeitliche Variation als Tagesgang nach Wochentag bzw. mittlerer Tagesgang, sowie als Monats- und Tagesmittel von BC an der Station Leipzig-TROPOS

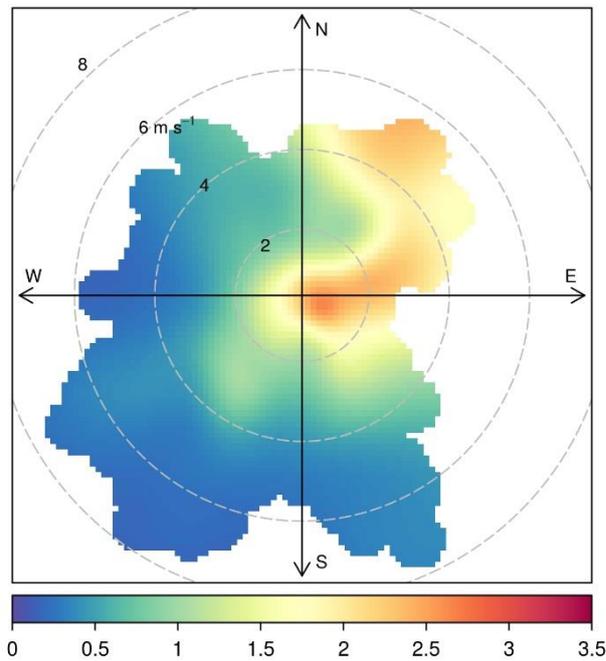


Abbildung 76: Konzentration von BC [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Leipzig-TROPOS

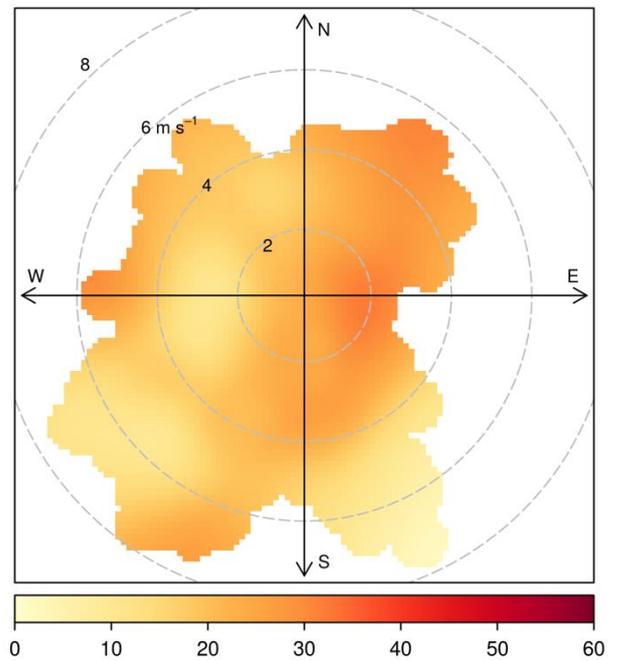


Abbildung 77: prozentualer Anteil an Biomasseverbrennung (BB) in Abhängigkeit von Windrichtung und -geschwindigkeit an der Station Leipzig-TROPOS

8 Abschätzung der Klimawirksamkeit von Ruß für Sachsen (AP E)

In diesem, letzten Abschnitt soll entsprechend der zweiten Zielsetzung des Projektes der Strahlungsantrieb und ein CO₂-Äquivalenzfaktor (bezogen auf eine Masseinheit Emission) für Ruß in Sachsen abgeschätzt und begründet werden. Es werden sowohl notwendige Definitionen und theoretische Sachverhalte umrissen, wie auch die grundlegenden Eigenschaften des verwendeten Ausbreitungsmodells beschrieben.

8.1 Grundlagen

8.1.1 Strahlungsantrieb und Klimawirksamkeit

Der Strahlungsantrieb (radiative forcing RF) ist entsprechend dem IPCC definiert als die Änderung des Energieflusses an der Tropopause oder Atmosphärenobergrenze (top of atmosphere) in $W \cdot m^{-2}$, hervorgerufen durch Einfluss externer Faktoren auf das Klimasystem der Erde. Der Strahlungsantrieb als physikalische Größe gibt noch keine Rückschlüsse auf den Einfluss des Klimas auf. Insbesondere die spezifischen Verweilzeiten der Substanzen in der Atmosphäre und insbesondere Rückkopplungseffekte auf das gesamte Klimasystem werden nicht berücksichtigt. Der Begriff Klimawirksamkeit ist relativ unpräzise. Zusätzlich zum Strahlungsantrieb existieren diverse Metriken die in verschiedener Art und Weise den Einfluss auf die Atmosphäre beschreiben. Im Folgenden sind vier verschiedene Definitionen aus dem IPCC gegeben.

Global warming potential (GWP)

Ein Index als Maß des Strahlungsantriebes, welcher aus der Emission einer Einheit Masse einer Substanz resultiert, welche sich über einen gewissen Zeithorizont in der Atmosphäre akkumuliert, relativ zu einer Referenzsubstanz, respektive CO₂. Somit repräsentiert das GWP den kombinierten Effekt aus der jeweiligen Verweilzeit in der Atmosphäre der Substanzen und ihrem spezifischen Strahlungsantrieb. (Definition, frei übersetzt aus IPCC 2014)

Global temperature change potential (GTP)

Ein Index als Maß für die Veränderung der globalen mittleren Oberflächentemperatur zu einem gewählten Zeitpunkt, welcher aus der Emission einer Einheit Masse einer Substanz resultiert, relativ zu einer Referenzsubstanz, respektive CO₂. Somit repräsentiert das GTP den kombinierten Effekt aus den jeweiligen Verweilzeiten in der Atmosphäre der Substanzen, ihrem spezifischen Strahlungsantrieb und der Rückkopplung auf das Klimasystem. (Definition, frei übersetzt aus IPCC 2014)

CO₂-äquivalente Konzentration (CO₂-eq Konzentration)

Die Konzentration von CO₂, welche denselben Strahlungsantrieb besitzt wie der Mix aus CO₂ und anderen Treibhausgasen, Aerosolen und Effekten der Oberflächenalbedo. Die CO₂-eq Konzentration ist eine Metrik für die Vergleichbarkeit des Strahlungsantriebes für einen Mix aus verschiedenen Komponenten zu einem bestimmten Zeitpunkt. Es impliziert jedoch keine Äquivalenz bezogen auf den Klimawandel oder den Strahlungsantrieb in der Zukunft. Im Allgemeinen sind die CO₂-eq Konzentration und die CO₂-eq Emission voneinander verschieden. (Definition, frei übersetzt aus IPCC 2014)

CO₂-äquivalente Emission (CO₂-eq Emission)

Die notwendige Emission an CO₂, die denselben Strahlungsantrieb über einen gewissen Zeithorizont besitzt, wie ein anderes Treibhausgas oder eine Zusammensetzung von Treibhausgasen. Die CO₂-eq Emission erhält

man, indem man die Emission eines Treibhausgases mit ihrem spezifischen GWP multipliziert. Bei verschiedenen Komponenten werden die jeweiligen CO₂-eq Emissionen aufaddiert. Die CO₂-eq Emission ist eine Metrik für die Vergleichbarkeit der Emissionen verschiedener Treibhausgase. Es impliziert jedoch keine Äquivalenz bezogen auf den Klimawandel. Im Allgemeinen sind die CO₂-eq Konzentration und die CO₂-eq Emission voneinander verschieden. (Definition, frei übersetzt aus IPCC 2014)

Entsprechend der Zielsetzung des Projektes bzw. nach Rücksprache mit dem AG sind das GWP sowie die daraus resultierende CO₂-äquivalente Emission von Ruß die beiden relevanten Zielgrößen. Es sei an dieser Stelle nochmals explizit hervorgehoben, dass das GWP im Gegensatz zum GTP definitionsgemäß keine Rückkopplungseffekte mit dem Klimasystem beschreibt. Der Begriff Klimawirksamkeit erscheint in diesem Zusammenhang daher eher fragwürdig. Um etwaige falsche Schlüsse zu vermeiden wird im Folgenden nur noch der Begriff *global warming potential* (GWP) verwendet.

8.1.2 Ableitung des GWP und CO₂-eq Konzentration für Aerosole

Aerosole können auf zwei verschiedenen Wegen auf das Klima einwirken. Zum einen wechselwirken atmosphärische Aerosole mit der solaren und der thermischen Strahlung durch Absorptions- und Streuprozesse und beeinflusst somit die globale Albedo und Strahlungsbilanz. Dies bezeichnet man als direkten Strahlungseffekt. Die Aerosolpartikel können darüber hinaus auch als Wolkenkondensations- und Gefrierkeime dienen und dadurch die Wolkenbildung und -lebensdauer beeinflussen. Bei gleichbleibendem Wassergehalt führt eine Erhöhung der Aerosolkonzentration zu einer Erhöhung der Wolkentropfenanzahl und zu einer Reduktion der Tropfengröße, was wiederum zu einer Erhöhung der wolkenoptischen Dicke und somit der Wolkenalbedo führt. Dies bezeichnet man als den ersten indirekten Strahlungseffekt (Twomey, 1974; 1977).

Aerosole unterscheiden sich von THG insbesondere durch ihre geringe Lebensdauer. Je nach Partikelgröße kann diese wenige Stunden bis Wochen betragen. Dabei können zwar auch weite Distanzen zurückgelegt werden, der Einfluss ist in der Regel jedoch regional begrenzt. Eine Ausnahme bildet durch Vulkaneruption in die Stratosphäre emittiertes Aerosol (Vulkanasche und sekundäres Aerosol) mit Lebensdauern von mehr als einem Jahr und Verteilung auf der globalen Skala. Im Allgemeinen ist der Einfluss von Aerosolen jedoch zeitlich und räumlich begrenzt, zwei wesentliche Eigenschaften für die Simulationen und der Ableitung des GWP von Aerosolen.

Die folgenden Ableitungen sind unmittelbar Bond et al. (2013) entnommen, wobei auf jeweils einzelne Literaturangaben verzichtet wurde.

Analog der Definition des GWP ist das absolute GWP (AGWP) definiert als der integrierte Strahlungsantrieb F über einen Zeithorizont H , resultierend aus der Emission einer Masseinheit. Für das AGWP für eine Komponente i mit einer atmosphärischen Lebensdauer τ_i und eines spezifischen Strahlungsantriebes A_i (Strahlungsantrieb pro Beladungsänderung $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{kg}$) gilt somit:

$$\begin{aligned} AGWP_i(H) &= \int_{t=0}^H F(t) dt \\ &= \int_{t=0}^H A_i \cdot \exp(-t/\tau_i) dt \\ A_i \tau_i (1 - \exp(-H/\tau_i)) &\approx A_i \tau_i \end{aligned} \tag{7}$$

Für alle klimarelevanten Aspekte ist der gewählte Zeithorizont H sehr viel größer als die atmosphärische Lebensdauer τ der Aerosole, respektive Russ. Das Produkt $A_i \tau_i$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{yr}$) ist der spezifische normalisierte Strahlungsantrieb in einem stationären Zustand bei kontinuierlicher Emission.

Mithilfe von Modellsimulationen, welche den mittleren Strahlungsantrieb F_i unter Verwendung einer jährlichen Emission E_i berechnen, lässt sich das $AGWP_i$ abschätzen zu:

$$AGWP_i \approx A_i \tau_i \approx F_i / E_i \quad (8)$$

Das GWP erhält man durch die Division der jeweiligen AGWP und dem des Referenzgases CO_2 .

$$GWP_i(H) = AWGP_i / AWGP_{CO_2}(H) \quad (9)$$

Bond et al. (2013) gibt für BC den direkten Strahlungsantrieb mit $0.71 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ und den indirekten Strahlungsantrieb mit $0.18 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ an. Der Strahlungsantrieb von BC auf Schnee und Eis mit $0.13 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ abgeschätzt. Insgesamt wird der gesamte Strahlungsantrieb von BC mit $1.1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ angegeben.

Bond, et al. (2013) verwendet zur Berechnung des GWP des globalen Ruß Werte für $AGWP_{CO_2}$ von Forster et al. (2007) mit $2.48 \cdot 10^{-14}$, $8.69 \cdot 10^{-14}$ bzw. $28.6 \cdot 10^{-14}$ für einen Zeithorizont von 20, 100 bzw. 500 Jahren. Weiterhin wird eine jährliche BC-Emission von $13900 \text{ Gg}\cdot\text{yr}^{-1}$ verwendet. Die resultierenden Werte für das GWP von BC sind in Tabelle 39 dargestellt, sowohl für den direkten als auch für den gesamten Strahlungsantrieb.

Tabelle 39: GWP von Ruß für den direkten und den gesamten Strahlungsantrieb für verschiedene Zeithorizonte

Zeithorizont	GWP _{BC} (direkt)	GWP _{BC} (gesamt)
20	2100	3200
100	590	900
500	180	280

Bond, et al. (2013) verweist auf eine relativ hohe Ungenauigkeit bei der Abschätzung des GWP, insbesondere jedoch auch, da diese globalen Metriken unzureichend für Aerosole, respektive Ruß, sind. Unter anderem wird der Effekt der kurzen Lebenszeit und somit einem lokal begrenzten Einfluss im Vergleich zu THG explizit hervorgehoben. Diese Eigenschaft führt zu einer räumlichen und zeitlichen Abhängigkeit der BC Emission. Als Beispiel wird der Effekt von Ruß auf die Albedo von schneebedeckten Gebieten erwähnt. Der Effekt für die Schneeralbedo schwankt zwischen praktisch null in tropischen Gebieten und einem signifikant hohen Anteil von 30 bis 60% am direkten Strahlungseffekt für die Emission in Russland (Bond et al., 2013). Aufgrund der Breitengradabhängigkeit der Sonneneinstrahlung können sich solche Effekte wieder herausmitteln. Ähnliche Aspekte gelten für die saisonale Abhängigkeit der Emission. So gehen hohe Emissionen von BC in den Wintermonaten in mittleren Breiten einher mit einer geringen Sonneneinstrahlung und umgekehrt.

8.2 Modellbeschreibung und –parameter

Zur Bestimmung des Strahlungsantriebes der sächsischen EC-Emissionen wird das Modell WRF-Chem verwendet. WRF (Weather Research and Forecasting Model) ist ein mesoskaliges Modell, welches sowohl für die operationelle Wettervorhersage wie auch für Forschungszwecke verwendet wird. WRF-Chem, eine Spezialisierung auf Atmosphärenchemie und Aerosole, ist ein State-of-the-Art Modell zur Untersuchungen der Luftqualität (Grell et al., 2005).

Eine explizite Modellbeschreibung soll an dieser Stelle nicht erfolgen. Es werden nur knapp die verwendeten Module und Parameter aufgelistet. Die im Modell verwendeten Module entsprechenden denen von Chen et al. (2016a und 2016b).

Für atmosphärenchemische Prozesse wurde CBMZ (Carbon-Bond Mechanism Version Z) mit dem Fast-J scheme zur Berechnung photolytischer Reaktion verwendet. Zur Simulation der Aerosolpartikel wurde das Modul MOSAIC (Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry) verwendet. Es wurden acht diskrete Größenklassen für das trockene Aerosol betrachtet, analog Chen et al. (2016a) (siehe Tabelle 40).

Tabelle 40: Unterer und oberer Durchmesser in [μm] der Größenklassen für das Modul MOSAIC

	Bin 1	Bin 2	Bin 3	Bin 4	Bin 5	Bin 6	Bin 7	Bin 8
D_{\min}	0.0390625	0.078125	0.15625	0.3125	0.625	1.25	2.5	5.0
D_{\max}	0.078125	0.15625	0.3125	0.625	1.25	2.5	5.0	10.0

Mit dem Modul können Prozesse der Partikelgrößenänderung, Wachstum oder Reduktion durch chemische (z. B. Aufnahme oder Abgabe von Spurengasen) und physikalische (z. B. Koagulation) Prozesse berücksichtigt werden. Zusätzlich können Prozesse der Partikelneubildung für Schwefelsäure abgebildet werden, jedoch keine Bildungsprozesse für sekundäres organisches Aerosol (SOA). Es werden sowohl trockene wie auch feuchte (z. B. Interception und Impaktion) Depositionsprozesse berücksichtigt.

Für die Berechnung der Strahlung in WRF-Chem wurde die Option Goddard shortwave (kurzwellig) bzw. New Goddard scheme (langwellig) verwendet. Für eine detaillierte Darstellung aller gewählten Optionen bzw. verwendeter Module wird auf die Arbeiten von Chen et al. (2016a und 2016b) verwiesen.

Es wurden zwei ineinander verschachtelte Simulationsgebiete (nested domains) verwendet (Abbildung 78). Die räumliche Auflösung der äußeren Domain 1 beträgt 54 km, die der inneren Domain 2 beträgt 18 km. Es wurden 39 vertikale Schichten verwendet, davon 11 unterhalb von 2 km. Die Obergrenze des Simulationsgebietes beträgt 20 km. Für die meteorologischen Parameter wurden NCEP FNL Analysedaten verwendet.

Der Simulationszeitraum wurde nach Rücksprache mit dem AG auf zwei Perioden für den Sommer und Winter eingegrenzt. Hierfür wurden nach Rücksprache der Januar und der Juli 2014 gewählt. Die Simulationen wurden sowohl mit den bis dato vorhandenen TNO-Emissionen als auch später mit den vom LfULG bereitgestellten Emissionen (siehe Abschnitt 8.3) durchgeführt. Da für jeden Monat zusätzlich die Simulationen mit ausgeschalteten sächsischen Emissionen erfolgte, ergaben sich sechs Simulationsläufe.



Abbildung 78: Darstellung der räumlichen Ausdehnung der äußeren (1) und inneren (2) Domain der Simulation

8.3 Emissionen

Die verwendeten Emissionen entsprechen ebenfalls denen von Chen et al. (2016a) bzw. Chen et al. (2016b). Für die anthropogene Emission ($PM_{2.5}$, $PM_{2.5-10}$, CO , NO_x , SO_2 , NH_3 , $NMVOC$) wurden die von TNO bereitgestellten Emissionskataster verwendet. Es handelt sich dabei um ein gerastertes Emissionskataster mit einer Auflösung von $1/8^\circ$ (Längengrad) und $1/16^\circ$ (Breitengrad), ca. 7 km, für das Jahr 2006. Für die anthropogenen Emissionen von EC und OC wurden die Daten aus dem Pan-European Carbonaceous Aerosol Inventory (Visschedjik & Denier van der Gong, 2008) verwendet, welche ebenfalls von TNO mit derselben räumlichen Auflösung bereitgestellt werden. Die EC-Emissionen sind zeitlich nicht konstant, sondern besitzen sowohl ein Tages- und Jahrgang. Im Tagesgang existieren zwei Maxima, ca. 07:00 und 18:00 Uhr Lokalzeit. Ein Wochengang existiert nicht. Weiterhin wurden biogene Emissionen, welche mit dem MEGAN Model (Guenther et al., 2006) abgeleitet wurden, sowie Emissionen durch offene Verbrennungsprozesse unter Verwendung von

FINN (Wiedinmyer et al., 2011), berücksichtigt. Emissionen von Seesalz und Mineralstaub wurden nicht berücksichtigt.

Vom LfULG wurden die Daten für die neu generierten EC-Emissionen für Sachsen 2014 bereitgestellt. Diese rasterähnlichen Daten lagen als Shapefiles mit einer Auflösung von 1 km vor. Um diese für die Simulation zu verwenden mussten die Daten in ein brauchbares netcdf-Format auf die vorgegebenen Gitterzellen der Domain 2 mit 18 km Auflösung und leicht anderer Projektion konvertiert werden. Hierbei wurde ein recht simples Interpolationsverfahren verwendet. Die hochaufgelösten Daten des LfULG wurden mithilfe des nearest neighbor Methode den jeweiligen Gitterzellen der Domain zugewiesen und neue Emissionswerte berechnet. Die entsprechenden Gitterzellen in Sachsen wurden im Anschluss durch die neu generierten Werte ersetzt.

Diesem Verfahren liegt, bei den bereitgestellten Daten, bereits ein systematischer Fehler zugrunde. Gitterzellen der Domain, welche sich innerhalb Sachsen befinden, jedoch über den Bereich des Bundeslandes reichen, werden nur die sächsischen Werte zugewiesen. Gleichzeitig werden Daten, die einer Gitterzelle unmittelbar außerhalb Sachsen zugewiesen sind, vollständig verworfen. Als Folge sind die Gesamtemissionen für Sachsen des grob aufgelösten Gitters geringer als die der hochaufgelösten Eingangsdaten. Die EC-Emission für Sachsen von $3787.7 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$, entsprechend der hochaufgelösten Eingangsdaten, reduziert sich für das grob aufgelöste Gitter der Domain 2 auf $2509.0 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$. Die berechnete EC-Emission für Sachsen entsprechend der verwendeten TNO-Emissionskarte beträgt $4564.9 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$. Der teilweise signifikante Unterschied sollte in erster Linie dem Aspekt geschuldet sein, dass man hier Daten aus unterschiedlichen Zeiträumen vergleicht, dem Jahr 2006 und 2014. Dennoch fügen sich die neuen Emissionswerte subjektiv hinreichend gut in die TNO-Emissionskarten für Europa ein (siehe Abbildung 79). Im Allgemeinen ist jedoch zu betonen, dass der Ansatz und das verwendete Verfahren als unzureichend betrachtet werden. Das nachträgliche Einbetten verschiedener Emissionskataster wird kritisch gesehen. Die verwendeten Emissionskarten sollten als konsistente Daten (u.a. bezüglich des Zeitraums) für die gesamte Domain vorliegen.

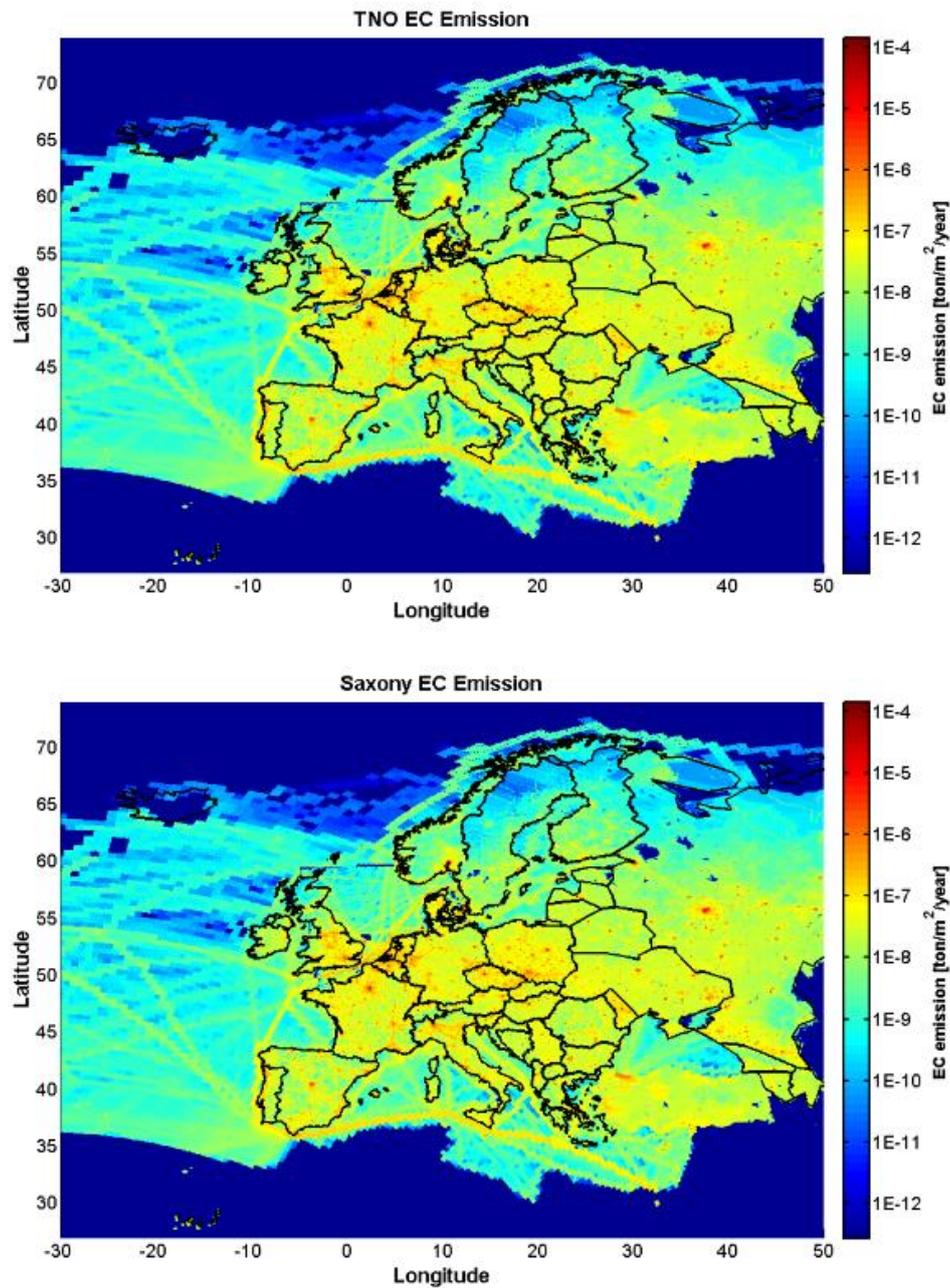


Abbildung 79: EC-Emissionskarten für Europe (Domain 1) von TNO (oben) sowie mit den eingebetteten neuen Werten vom LfULG (unten)

8.4 Ergebnisse

Strahlungsantrieb

Die Leistungsdichte der langwelligen und kurzwelligen Strahlung an der Atmosphärenobergrenze sind online bei dem Modell verfügbar, d.h. die beiden Größen werden unmittelbar ausgegeben. Durch gitterweise Separierung in Fällen mit und ohne Wolken lassen sich somit DRF und TRF bestimmen. Für jeden der beiden Zeiträume (Januar und Juli 2014) wurden die stündlichen Daten des gesamten Simulationsgebietes analysiert. Es wurden die mittleren Werte für den Zeitraum von einem Tag und der inneren Domain 2 gebildet. Definitions-

gemäß wurde die Differenz aus den Ergebnissen der Simulationsläufe mit eingeschalteten sächsischen Emissionen (TNO und LfULG) und denen mit ausgeschalteten Emissionen gebildet, um den Strahlungsantrieb zu erhalten.

Die resultierenden Zeitreihen sind in Abbildung 80 für den Januar bzw. Abbildung 81 für den Juli 2014 dargestellt. Für beide Zeitreihen wurden die Median-Werte berechnet. Der Median ist im Vergleich zum Mittelwert robuster gegenüber unsymmetrisch verteilten Extremwerten, respektive Ausreißern. Insbesondere für die relativ kurzen Zeiträume können solche etwaigen Extremwerte den Mittelwert stark verzerren. Da bei den Simulationen jeweils nur ein Monat betrachtet wurde, wird dieser Schritt als vernünftig betrachtet.

Die Ergebnisse für den Januar (siehe Abbildung 80) schwanken nahezu konstant über den gesamten Monat um einen Wert nahe Null. Der mittlere Wert für den DRF für die sächsischen Emissionen beträgt $6.63 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (LfULG) bzw. $1.46 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (TNO). Die Werte für den TRF sind ebenfalls nahezu Null mit einem mittleren Wert von $-2.15 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (LfULG) bzw. $-1.67 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (TNO). Wenn auch nicht signifikant, so sind die Werte für die gesamten Strahlungsantriebe negativ, d.h. dass entsprechend der Simulation die sächsischen Rußemissionen einen minimal abkühlenden Effekt besitzen. Der simulierte mittlere DRF für die Domain 2 im Juli ist gekennzeichnet durch höhere Werte. Der mittlere Wert für den Zeitraum beträgt $35.68 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (LfULG) bzw. $82.87 \cdot 10^{-4} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (TNO). Erwartungsgemäß sind die Werte im Winter geringer als im Sommer. Dieser Sachverhalt ist plausibel, hauptsächlich aufgrund der geringeren Sonneneinstrahlung und kürzeren Sonnenscheindauer im Winter. Sowohl für den Januar, als auch für den Juli ist der indirekte Strahlungsantrieb negativ, d.h. die Wolkenwechselwirkung mit Ruß besitzt sowohl im Winter, wie auch im Sommer eine abkühlende Wirkung.

Die resultierenden Werte sind die mittleren Strahlungsantriebe für die Domain 2. Um eine Aussage über den globalen Strahlungsantrieb zu erhalten müssen diese Werte noch entsprechend korrigiert werden. Die Fläche der Domain 2 beträgt ca. $5.76 \cdot 10^6 \text{ km}^2$. Die Erdoberfläche kann mit ca. $510.1 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ angenommen werden. Es ergibt sich somit ein Korrekturfaktor von 0.0113. Die damit korrigierten Werte sind Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41: Global gemittelter Strahlungsantrieb (DRF und TRF) sächsischer Rußemission (TNO und LfULG)

	Januar 2014	Juli 2014
DRF (LfULG)	$7.49 \cdot 10^{-6}$	$40.27 \cdot 10^{-6}$
DRF (TNO)	$1.65 \cdot 10^{-6}$	$93.53 \cdot 10^{-6}$
TRF (LfULG)	$-2.43 \cdot 10^{-6}$	$42.66 \cdot 10^{-6}$
TRF (TNO)	$-1.88 \cdot 10^{-6}$	$78.39 \cdot 10^{-6}$

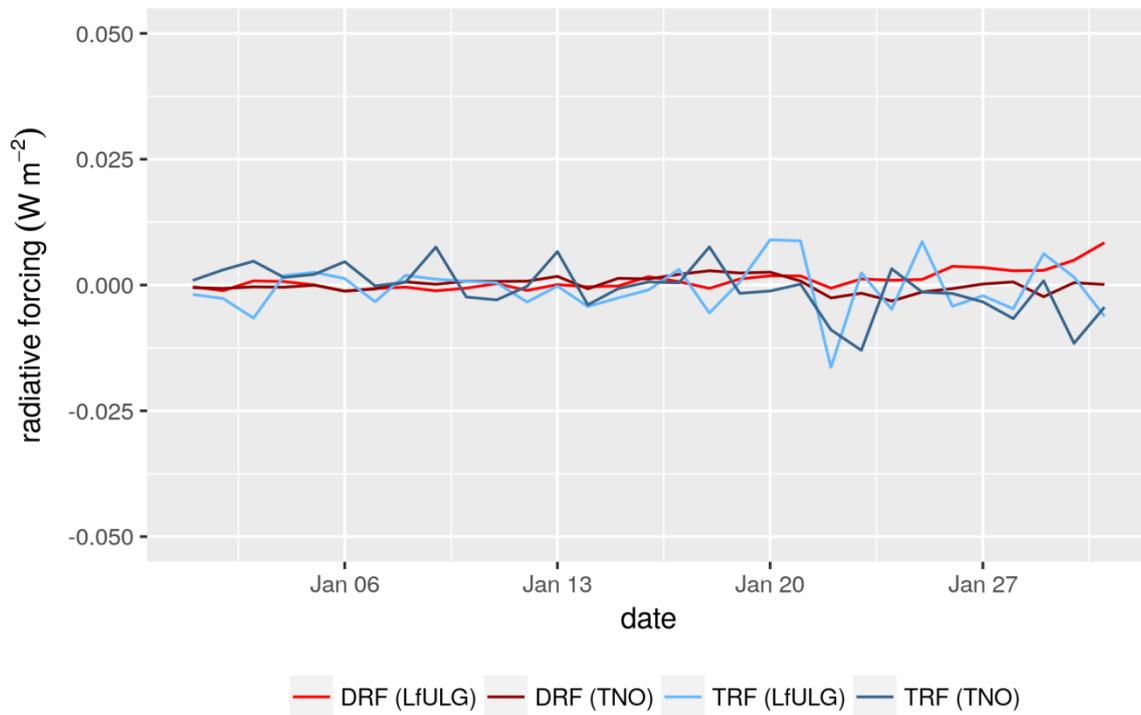


Abbildung 80: Mittlere DRF und TRF der Domain 2 der sächsischen EC-Emission (TNO und LfULG) für Januar 2014

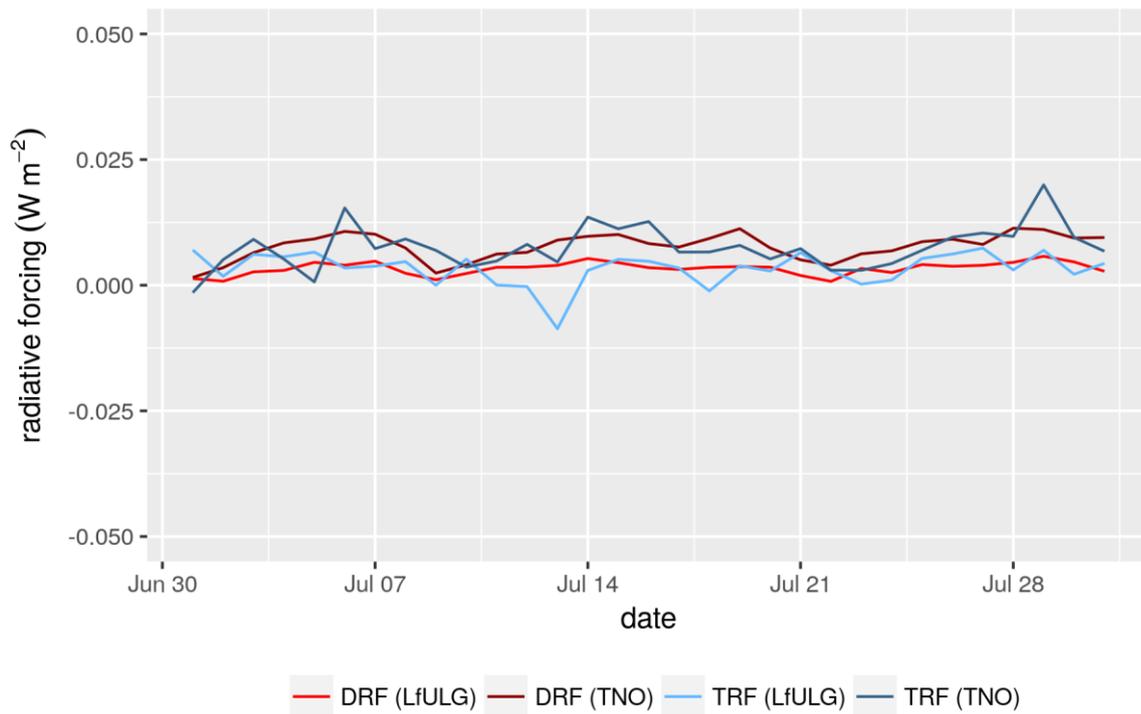


Abbildung 81: Mittlere DRF und TRF der Domain 2 der sächsischen EC-Emission (TNO und LfULG) für Juli 2014

GWP

Entsprechend Gleichung (8) und unter Verwendung der Emissionen von $2509.0 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ (LfULG) bzw. $4564.9 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ (TNO) lassen sich die jeweiligen AGWP bestimmen. Durch Division mit dem AGWP von CO_2 , entsprechend Gleichung (9), erhält man das GWP für die gewählten Zeithorizonte. Die gewählten Zeithorizonte und $\text{AGWP}_{\text{CO}_2}$ sind identisch mit Bond, et al. (2013). Die resultierenden Werte für das GWP sind in Tabelle 42 (direkt) bzw. Tabelle 43 (gesamt) aufgelistet bzw. für den Zeithorizont von 100 Jahren in Abbildung 82 (direkt) bzw. Abbildung 83 (indirekt).

Tabelle 42: GWP unter Berücksichtigung des direkten Strahlungseffektes

Zeithorizont	Emission	GWP (Januar 2014)	GWP (Juli 2014)	GWP (Mittel)	Glob. Ref. GWP (Bond, et al., 2013)
20	LfULG	120	647	384	2100
20	TNO	14	826	420	
100	LfULG	34	185	110	590
100	TNO	4	236	120	
500	LfULG	10	56	33	180
500	TNO	1	72	36	

Tabelle 43: GWP und Berücksichtigung des gesamten Strahlungseffektes

Zeithorizont	Emission	GWP (Januar 2014)	GWP (Juli 2014)	GWP (Mittel)	Glob. Ref. GWP (Bond, et al., 2013)
20	LfULG	-39	686	323	3200
20	TNO	-17	692	338	
100	LfULG	-11	196	92	900
100	TNO	-5	198	96	
500	LfULG	-3	59	28	280
500	TNO	-1	60	29	

Der höhere Strahlungsantrieb für die TNO Emission im Sommer ist in erster Linie auf die erhöhten Emissionen zurückzuführen. Die jährlichen Gesamtemissionen unterscheiden sich um einen Faktor von ca. 1.8. Dies entspricht auch ungefähr der Erhöhung für den Strahlungsantrieb. D.h. in gewissen Grenzen ist hier von einer linearen Beziehung auszugehen. Die resultierenden Werte für das GWP sind daher folgerichtig für beide Emissionen (LfULG und TNO) nahezu identisch. Dieses Resultat ist auch insofern plausibel, da der normierte Strahlungsantrieb je Masseinheit bzw. das AGWP_{BC} von Ruß in gewissen Grenzen nahezu konstant sein sollten. Das AGWP_{BC} ist eher abhängig vom Ort und Zeitpunkt der Emission bzw. den vorherrschenden meteorologischen bzw. klimatologischen Bedingungen.

Um eine Vergleichbarkeit mit Literaturwerten zu ermöglichen, wurde ein Mittelwert aus den Ergebnissen von Januar und Juli gebildet und als Jahresmittel interpretiert. Im Vergleich zu den Werten des GWP (direkt) von Bond et al. (2013) des globalen BC sind die Werte für das sächsische BC um den Faktor 5 geringer. Dies gilt entsprechend Gleichung (9) für alle drei betrachteten Zeithorizonte. Die resultierenden Werte für das GWP des gesamten Strahlungseffektes sind sogar um den Faktor 10 geringer.

Da es sich bei Bond et al. (2013) um Werte für das globale BC handelt, stellen diese nicht unmittelbar eine Referenz dar. Erwartungsgemäß sollte nur die Größenordnung der resultierenden Werte der Simulation mit der Literatur übereinstimmen. An dieser Stelle sei nochmal explizit hervorgehoben, dass Bond et al. (2013) auf eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität des Einflusses von BC hinweist. Nach aktuellem Recherche-stand existieren keine Referenzwerte für mitteleuropäische Rußemissionen. Unabhängig davon liegen die Werte für den gesamten Strahlungseffekt im unteren Fehlerbereich der Werte von Bond et al. (2013). Die Ergebnisse sind somit als plausibel einzustufen. Dennoch handelt es sich hierbei nur um eine Sensitivitätsstudie für zwei relative kurze Zeiträume von jeweils einem Monat.

Abgesehen von potentiellen Fehlern und Unsicherheiten der Simulation sind daher die resultierenden Werte für Aussagen zu klimatischen Auswirkungen des sächsischen Rußes wissenschaftlich nicht haltbar. Es bedarf eines Simulationszeitraumes von mindestens einem Jahr. Jedoch kann bei der Analyse regionaler Emissionen selbst ein Simulationszeitraum von einem Jahr unzureichend sein, da Großwetterlagen einen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis haben können (z. B. regenreicher Sommer). Daher sind Wiederholungen dieser ausgedehnten Simulationen, ähnlich eines Ensembles, notwendig um Unsicherheiten und Variabilität der Resultate abzuschätzen.

Zu Aussagen zur klimatologischen Wirksamkeit des sächsischen Rußes wird daher die Verwendung der Werte von Bond et al. (2013) empfohlen, mit der Zusatzbemerkung, dass diese Werte für sächsische BC-Emissionen abweichend sein können. Erste Ergebnisse im Rahmen dieser Sensitivitätsstudie verweisen auf geringere Werte für Sachsen.

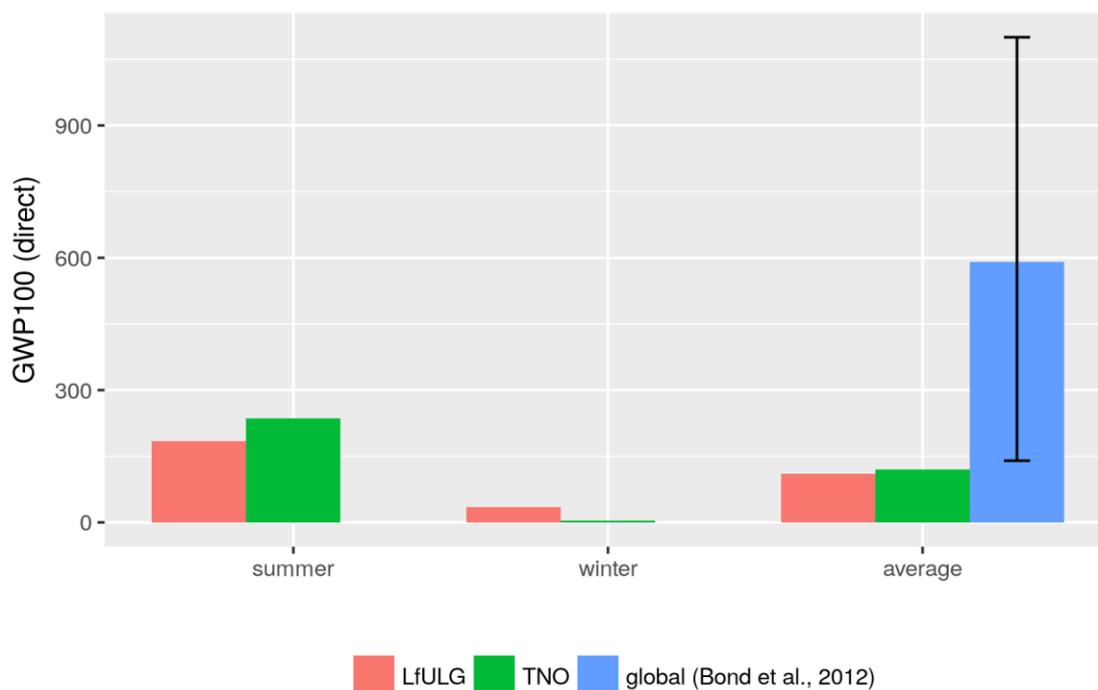


Abbildung 82: GWP für den direkten Strahlungseffekt der sächsischen Rußemission (LfULG und TNO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren

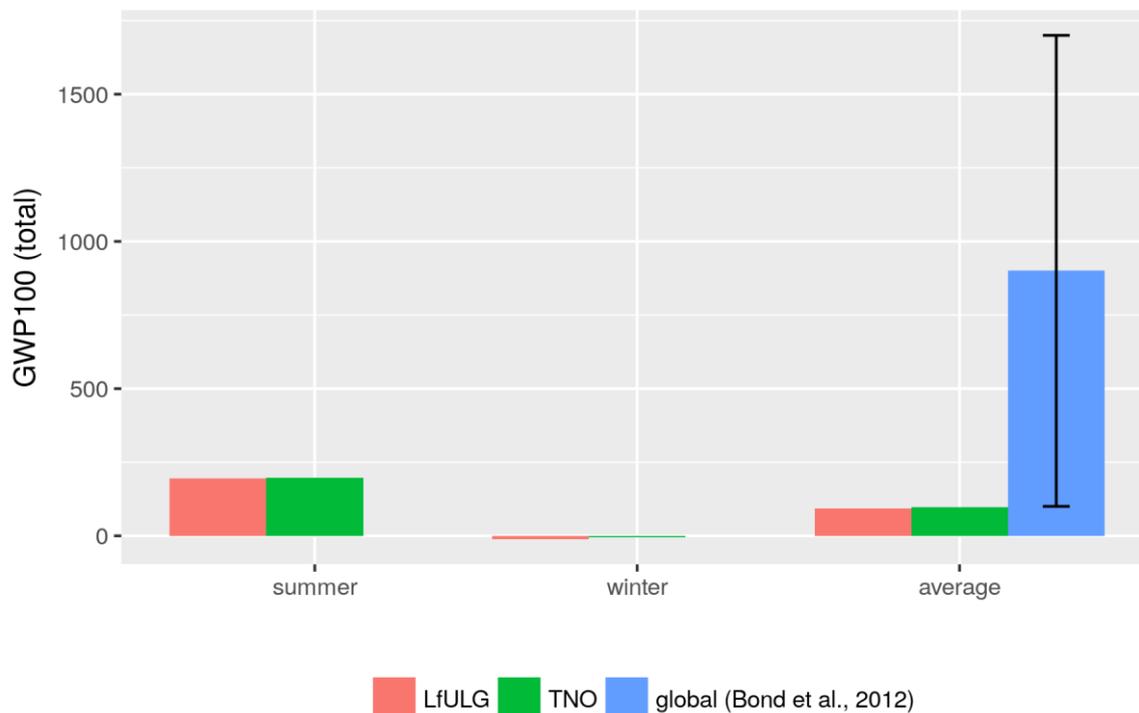


Abbildung 83: GWP für den gesamten Strahlungseffekt der sächsischen Rußemission (LfULG und TNO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren

9 Zusammenfassung und abgeleitete Handlungsempfehlungen

9.1 Zusammenfassung der Arbeitspakete

9.1.1 Analyse und Harmonisierung vorhandener Rußdaten

Im Rahmen des Projektes wurden Rußdaten erfasst und zusammengetragen. Ausgangspunkt waren hierbei die Datenbanken des UBAs und des LfULG. Weiterhin wurden Daten anderer Landesämter und Messnetzwerke recherchiert und hinzugefügt. Die Analyse der Daten wurde auf den Zeitraum von 2009 bis 2014 eingeschränkt. Für diesen Zeitraum standen Daten für EC an 38 und für BC an 52 Messstandorten zur Verfügung. Weiterhin wurden auch verfügbare Daten in Europa recherchiert, deren Auswertung jedoch im Verlauf verworfen wurde. Die vorhandenen Daten für Deutschland wurden auf zwei Aspekte hin analysiert. Zum einen wurde eine Trendanalyse der vorhandenen Daten durchgeführt. Zum anderen wurden die Daten hinsichtlich der Vergleichbarkeit verschiedener Messverfahren (Coulometrie, Thermographie, Photometrie) analysiert.

Für die Analyse der Zeitreihen wurde ein angepasstes Sen-Theil-Trendanalyseverfahren (Birmili et al., 2015) verwendet. Dieses Verfahren ist unbeeinflusst von Effekten der Tageszeit, Wochentag oder saisonaler Variabilität und ist robust gegenüber Extremwerten. Hierfür wurden nur Stationen berücksichtigt mit einer durchgehenden Zeitreihe von drei Jahren und einer Datenverfügbarkeit von 80 %. Die Gesamtanzahl der Messstationen reduzierte sich hierbei auf 53, wovon wiederum nur 33 Stationen ein statistisch signifikantes Ergebnis

geliefert haben. Die Änderungsraten liegen im Mittel bei -5 %, wobei straßennahe Stationen eine größere Reduktion aufweisen.

Um die Vergleichbarkeit verschiedener Messverfahren (Coulometrie, Thermographie, Photometrie) zu analysieren wurden in einem ersten Schritt existierende Werte aus der Literatur recherchiert. Hierbei lag der Fokus auf den filterbasierten Verfahren VDI-1/2 und EUSAAR-2 (Transmission und Reflexion), sowie den photometrischen Messmethoden mit einem MAAP und den Aethalometern AE31/33/51. Aus den recherchierten Daten ließen sich für zehn Stationen – jeweils 3 für den ländlichen und städtischen Hintergrund und 4 straßennahe – Faktoren für verschiedene Messverfahren, meist einem filterbasierten Verfahren und einem MAAP, gewinnen. Die ländliche Hintergrundstation Melpitz ist hierbei herausragend, da für diese Station sowohl Daten für das VDI-2, EUSAAR-2-T/R als auch MAAP-Daten für mehrere Jahre verfügbar sind. Je nach Messverfahren und Stationstyp zeigt sich eine unterschiedlich ausgeprägte saisonale Variabilität. Die Werte für EC aus dem VDI-1/2 Verfahren im Vergleich zu BC (MAAP) schwanken im Bereich von 1.29 bis 1.68. Der Faktor zwischen den Werten von EC $PM_{2.5}$ (EUSAAR-2-T) und BC PM_{10} (MAAP) beträgt für die ländlichen Hintergrundstationen im Mittel 0.47 bzw. für die Station Melpitz für EC PM_{10} (EUSAAR-2-T) 0.59. Für die ländliche Hintergrundstation Melpitz ergibt sich für die beiden filterbasierenden Verfahren EUSAAR-2-T und VDI-2 ein Faktor von 0.44.

9.1.2 Ermittlung von Emissionsfaktoren

Für die Kategorie Straßenverkehr sollten repräsentative Emissionsfaktoren für Ruß aus inverser Modellierung abgeschätzt werden. Hierfür standen drei Messstandorte in Leipzig und Dresden zur Verfügung, die die formalen Voraussetzungen für dieses Verfahren erfüllen. Dazu gehören die Kategorisierung als verkehrsnaher Station, das Vorhandensein von Winddaten auf Dachniveau, sowie Daten zur Verkehrsbelastung und eine geeignete zweite Messstation, die den urbanen Hintergrund repräsentiert. Mit dem dänischen OSPM (Operational Street Pollution Model) wurden Berechnungen für die Standorte Leipzig-Eisenbahnstraße, Leipzig-Mitte (Am Hallischen Tor) und Dresden-Nord (Schlesischer Platz) durchgeführt. Dieses Modell eignet sich zur einfachen Berechnung von Verdünnungsfaktoren für inerte Tracer, mit deren Hilfe sich auf die Emissionsfaktoren für Ruß rückschließen lässt. Alle Stationen verfügen über mehrjährige Messungen, wobei für alle die Periode Sommer 2014 als vergleichsweise stabil und repräsentativ angesehen wird. Aufgrund der deutlich besseren Eignung der Station Eisenbahnstraße, die einer klassischen Straßenschlucht entspricht, für die Nutzung des OSPM, sind den Werten aus dieser Simulation der Vorzug zu geben. Des Weiteren lässt sich sagen, dass die Verkehrssituation um den Messstandort Eisenbahnstraße als repräsentativ für weite Teile des Stadtgebietes angesehen werden kann. Dort ergibt sich ein EF von 47.1 ± 10 mg/km, der sich in ein recht divergentes Feld von Literaturwerten einfügt. Dazu gehört z. B. Keuken et al. (2012), die von 15.3 bis 78 mg km^{-1} für Leichtverkehr und 120 mg km^{-1} für Schwerverkehr angeben.

Mithilfe einer bivariaten linearen Regression lassen sich auch hier Emissionsfaktoren für die in schwere (>3.5 t) und leichte (<3.5 t) Fahrzeuge gruppierte Flotte abschätzen. Diese liegen für die leichten Fahrzeuge leicht unter denen der gemischten Flotte. Die EF für die schweren Fahrzeuge liegen etwa eine Größenordnung darüber, was gut mit vergleichbaren Literaturwerten übereinstimmt. Die verwendete Methode ist jedoch mit großen statistischen Unsicherheiten verbunden.

9.1.3 Test der mobilen Ruß-Messgeräte

Im Rahmen des Projektes wurden die mobilen Rußmessgeräte microAeth® model AE51 getestet. Hierfür standen drei Geräte zur Verfügung. Wie bereits in verschiedenen vorangegangenen Studien zeigt sich, dass die Geräte sensibel auf Umgebungseinflüsse reagieren. Schnelle Temperaturschwankungen von z. B. 20°C in 30 min können zu einer kurzfristigen Abweichung von $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ führen. Feuchteschwankungen können zu positiven und negativen Ausschlägen, respektive Spikes, führen, mit Amplituden größer $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Weiterhin

reagiert das Gerät sensitiv auf Erschütterungen, welche ebenfalls zu Spikes in den Messwerten führen. Das älteste Gerät reagierte hierbei am sensitivsten auf die Umgebungseinflüsse. In einem weiteren Schritt wurde eine Rauschanalyse durchgeführt, um die untere Nachweisgrenze zu bestimmen. Das älteste Gerät wies dabei das stärkste Rauschen auf. Die untere Nachweisgrenze kann mit $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ für neuere Geräte angegeben werden. Die Gerätevariabilität der AE51 untereinander liegt bei ca. 5 %. Im Vergleich zu einem MAAP wiesen die Geräte mit bis zu 6 % leicht geringere Werte auf.

Es lässt sich daher konstatieren, dass die Qualität der Messwerte eines AE51 für mobile Messungen hinreichend gut ist. Die genannten externen Einflussfaktoren müssen hierbei jedoch vermieden bzw. minimiert werden.

9.1.4 Verbesserung der Datengrundlage durch ergänzende Messungen

Bodenmessungen von Rußkonzentrationen sind inzwischen schon relativ verbreitet. Wenn man allerdings die Auswirkungen auf klimarelevante Prozesse, wie z. B. Strahlung betrachtet, muss auch die Rußkonzentration in der Säule bekannt sein, d.h., die vertikale Verteilung muss untersucht werden. Dazu wurden für diese Studie Ergebnisse zweier Messkampagnen mit verschiedenen Fluggeräten zusammengetragen. Dabei handelt es sich um ein unbemanntes Flugzeug (UAV), eine Hubschraubergetragene Messplattform sowie einen Fesselballon. Alle diese Fluggeräte haben verschiedene Vor- und Nachteile. So kann ein UAV mit wenig Aufwand nahezu kontinuierlich messen, hat dagegen aber eine relativ kleine Nutzlast (~ 3 kg). Diese Nutzlast ist bei der Hubschraubergetragenen Plattform recht groß (~ 200 kg), dafür ist hier der finanzielle und logistische Aufwand so hoch, dass spontane Messungen gar nicht möglich sind.

Ein wesentliches Ergebnis der Kampagne war, dass die Geräte, die hier zur Messung der Absorption verwendet wurden, teilweise auf Temperaturänderungen und auch Feuchteänderungen reagieren. Selbst die Verwendung eines Diffusionstrockners hat das Problem nicht komplett lösen können. Dagegen hat die Unterbringung der Geräte in einer isolierten Box das Temperaturproblem gelöst. Grundsätzlich kann man sagen, dass die Bodenmessung häufig repräsentativ für die durchmischte Grenzschicht ist, besonders bei gut ausgeprägter Konvektion. Inversionen trennen dann häufig Luftschichten mit komplett anderen Konzentrationen und Eigenschaften davon ab. Es gibt aber auch Situationen, in denen mehrere Schichten mit unterschiedlichen Rußkonzentrationen beobachtet worden sind. Das tritt vor allem dann auf, wenn Wolken die Konvektion behindern und damit keine vertikale Durchmischung möglich ist.

9.1.5 Mobile Messung am Boden in nahem Umfeld von Messstation

Mithilfe eines Messrucksacks wurden mobile Messungen im nahen Umfeld von drei Messstationen in Leipzig (Lützner Straße) und Dresden (Dresden-Nord und Winkelmannstraße) im Rahmen einer Winter- und einer Sommerkampagne durchgeführt. In dem Messrucksack befinden sich ein AE51 zur Messung der BC-Konzentration sowie ein OPS (TSI 3330). Weiterhin sind ein GPS zur Positionsbestimmung, Temperatur- und Feuchtesensoren sowie ein Mikrocomputer zur synchronen Datenerfassung installiert. Die maximale Gesamtlaufzeit des Systems beträgt ca. 8 h. Das Gesamtgewicht liegt bei ca. 8 kg. Die Messrouten wurden zu Beginn festgelegt und im Rahmen der Kampagnen mehrfach zu verschiedenen Zeiten abgelaufen. Der Fokus lag dabei auf der Station Leipzig Lützner Straße. Die Anzahl der durchgeführten Messtage, respektive Läufe, und damit die resultierende Anzahl an Datenpunkten, war anfänglich, im Rahmen der Winterkampagne, für die beiden Stationen in Dresden zu gering um ein repräsentatives Ergebnis zu erhalten. Es wurde versucht, dies im Rahmen der Sommerkampagne zu vermeiden. Mithilfe von Konvergenzanalysen wurde für verschiedene Abschnitte der Route in der Lützner Straße die Repräsentativität untersucht. Wie zu erwarten sind für Bereiche hoher BC-Variabilität mehr Läufe für ein repräsentatives Ergebnis notwendig. Dies gilt insbesondere für stark befahrene Straßenabschnitte mit einem hohen und fluktuierenden Verkehrsaufkommen sowie variablem Verkehrsfluss (z. B. Ampel effekte). In der Mehrzahl der Fälle wurde das Konvergenzkriterium erfüllt.

Erwartungsgemäß werden die höchsten Konzentrationen unmittelbar in der Lützner Straße erreicht. Die Konzentration entlang der Straße schwankt jedoch, mit hohen Werten in Kreuzungsbereichen mit Ampeln, insbesondere dem Kreuzungsbereich mit der Merseburger Straße. In wenig befahrenen Seitenstraßen fällt die Konzentration rasch ab bis sie etwa dem Wert im Park (Palmengarten) und somit dem städtischen Hintergrund entspricht. Die gewonnenen Messwerte ermöglichen für die Lützner Straße sowohl einen saisonalen Vergleich wie auch eine Analyse des Einflusses der Windrichtung. Mit Werten von $23 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\text{PM}_{2.5}$) bzw. $33 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (PM_{10}) sind die mittleren Werte im Winter ca. doppelt so hoch wie im Sommer. Darüber hinaus sind die PM -Werte im Winter bei östlicher Anströmrichtung ca. doppelt so hoch wie bei westlicher. Dieser Unterschied überwiegt im Vergleich zur räumlichen Variabilität. Für BC überwiegt hingegen die räumliche Variabilität. Dieser Sachverhalt gilt in abgeschwächter Form auch im Sommer. Zur besseren Analyse etwaiger potentieller Quellen lässt sich, unter Verwendung der Messwerte aus dem Park als städtischem Hintergrund, ein Lenschow-Inkrement für die räumlichen Messwerte berechnen. Es ließen sich verschiedene Hotspots und Quellen erschließen. Der vielbefahrene Kreuzungsbereich zeigt für alle drei Parameter, insbesondere BC, hohe Werte auf, die dem Straßenverkehr zuzuordnen sind. Insbesondere im Winter waren diverse Baustellen (Gebäudesanierung) eine Quelle für PM_{10} . Bei Ost-Anströmung bildete die Schadowstraße einen Hotspot für $\text{PM}_{2.5}$, zurückzuführen wahrscheinlich auf die spezielle Bebauung, die ein unmittelbares Durchströmen in Ost-West-Richtung verhindert und zu Akkumulationseffekten führen könnte. Darüber hinaus kommt als mögliche Quelle eine Möbeltischlerei in Frage. An den Markttagen (Mittwoch und Freitag) stellt der Bereich des Lindenaumer Marktes ebenfalls eine Quelle für $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} dar. Eine detaillierte Analyse war für die Stationen in Dresden nicht möglich, jedoch ließ sich auch hier zeigen, dass der Straßenverkehr die größte Quelle für BC und PM darstellen. Darüber hinaus stellen auch hier Baustellen eine Quelle für die Parameter $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} dar.

Bei den mobilen Messungen handelt es sich um eine relativ neue Messmethode, welche einen Einblick in die räumliche Verteilung von Luftschadstoffen, insbesondere im urbanen Raum, gewährt. Mit dieser Messmethode lassen sich Hotspots lokalisieren und ggf. Quellen zuweisen. Darüber hinaus ist es auch möglich den Einfluss der Windströmung auf die Schadstoffverteilung im urbanen Raum zu messen. Die so gewonnenen Daten liefern somit auch eine einzigartige Möglichkeit um Ausbreitungsmodelle für Luftschadstoffe im urbanen Raum zu validieren. Jedoch ist diese Messmethode auch relativ personal- und zeitintensiv. Die Qualität der Daten ist im Vergleich zu stationären Systemen etwas geringer. Durch zeitgleiche Verwendung mehrerer Systeme ließe sich die Datenqualität weiter erhöhen bzw. repräsentative Daten auch für kürzere Zeiträume gewinnen. Es würde jedoch den Personalaufwand zusätzlich erhöhen.

9.1.6 Messungen als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung für Sachsen

Zur Verbesserung der Datengrundlage wurde zusätzlich zur Messung von BC auch der Anteil an Biomasseverbrennung bestimmt, als Stützstellen für die flächenhafte Modellierung. Hierfür wurden vier 7-Wellenlängenaethalometer AE33 verwendet, welche zu Beginn im Labor mit Referenzgeräten (MAAP und AE33) verglichen wurden. Die Gerätevariabilität lag bei +/- 5 % zum Referenz-AE33. Die Werte vom Referenz-MAAP zum Referenz-AE33 waren dabei 12 % geringer und somit in Übereinstimmung mit Vergleichsmessung aus der Literatur. Zwei der vier AE33 wurden an den Luftgütemessstationen der BfUL in Annaberg-Buchholz und Dresden (Winkelmanstraße) betrieben. Die anderen beiden Geräte wurden in Melpitz und Leipzig (TROPOS) für die Dauer von 3 Monaten installiert. Die mittleren Werte für den Messzeitraum für BC schwankten zwischen $0.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Melpitz) und $1.2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Annaberg-Buchholz). Erwartungsgemäß wies die ländliche Hintergrundstation den höchsten Anteil an Biomasseverbrennung, respektive Brown Carbon (BrC), mit 31 % auf. Den geringsten Anteil besaß die Station Leipzig-TROPOS mit 23 %.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das AE33 eine gute Messmethode ist, um zusätzlich zu dem Parameter BC den Anteil an Biomasseverbrennung zeitlich hochaufgelöst relativ einfach zu messen.

9.1.7 Abschätzung der Klimawirksamkeit von Ruß für Sachsen

Als abschließender Teil des Projektes wurde die Klimawirksamkeit der sächsischen Rußemission durch eine Sensitivitätsstudie untersucht. Hierfür wurden, unter Verwendung der abgeleiteten bzw. recherchierten Emissionsfaktoren, Emissionskarten für Ruß, gerastert mit einer Auflösung von 1 km x 1 km, für Sachsen vom AG (LfULG) generiert und bereitgestellt. Zur Abschätzung des Strahlungsantriebes im Rahmen einer Sensitivitätsstudie wurde das Modell WRF-Chem verwendet. Dies ist ein State-of-the-Art Modell zur Untersuchung der Luftqualität, welche eine Vielzahl an chemischen und physikalischen Partikelprozessen berücksichtigt. Das Simulationsgebiet (äußere Domain) umfasst Europa mit einer Gitterauflösung von 54 km. Eine zweite, geneigte innere Domain (etwas größer als Mitteleuropa) besitzt eine Gitterauflösung von 18 km. Als Simulationszeitraum wurden der Januar und der Juli 2014 gewählt. Die vom LfULG bereitgestellten Emissionskarten für das Jahr 2014 wurden konvertiert und in bestehende europäische Emissionskarten für das Jahr 2015 eingebettet. Die Simulationen wurden darüber hinaus auch mit den ursprünglichen Emissionen von TNO, wie auch zur Bestimmung der jeweiligen Strahlungsantriebe mit ausgeschalteten sächsischen Emissionen durchgeführt. Die Strahlungsantriebe wurden für die innere Domain bestimmt und auf die gesamte Erdoberfläche hochgerechnet.

Die resultierenden mittleren Strahlungsantriebe im Winter schwanken um ein Wert nahe Null (LfULG: $7.5 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, TNO: $1.7 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$). Die Werte für den gesamten Strahlungsantrieb sind, wenn auch nicht signifikant, negativ (LfULG: $-2.4 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, TNO: $-1.9 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$), d.h. der Strahlungseffekt von Ruß im Winter besitzt eine abkühlende Wirkung. Die Werte im Sommer sind signifikant höher, sowohl für den direkten (LfULG: $40.3 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, TNO: $93.5 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$) wie auch für den gesamten Strahlungsantrieb (LfULG: $42.7 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$, TNO: $78.4 \cdot 10^{-6} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$). Dieser Sachverhalt ist plausibel, zurückzuführen auf die geringere Sonneneinstrahlung und kürzere Sonnenscheindauer im Winter. Der höhere Strahlungsantrieb für TNO resultiert aus der höheren Emission. Die resultierenden Werte für das GWP für beide Emissionskarten sind erwartungsgemäß wieder nahezu identisch mit Werten für den direkten Strahlungsantrieb von $110 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (LfULG) bzw. $120 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (TNO) bzw. für den gesamten Strahlungsantrieb von $92 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (LfULG) und $96 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (TNO) bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren. Diese Werte sind im Vergleich zu Literaturwerten für die Auswirkung der gesamten globalen Rußemissionen um einen Faktor 6 bis 9 niedriger. Da es sich jedoch bei den Werten in der Literatur um den globalen BC handelt, stellen diese nicht unmittelbar eine Referenz dar.

Die resultierenden Werte sind zwar plausibel aber aufgrund der sehr kurzen Simulationszeiträume für Aussagen zu klimatologischen Auswirkungen des sächsischen Rußes wissenschaftlich nicht haltbar. Es bedarf eines Simulationszeitraumes mehrerer repräsentativer Jahre (mindestens jedoch einem Jahr) sowie Wiederholungen ähnlich eines Ensembles, um Unsicherheiten und Variabilität der Resultate abzuschätzen. Hierfür wird bis auf weiteres die Verwendung der Werte für das GWP von Bond et al. (2013) mit 590 für den direkten und 900 für den gesamten Strahlungseffekt empfohlen, mit der Zusatzbemerkung, dass erste Ergebnisse im Rahmen dieser Sensitivitätsstudie auf geringere Werte für die sächsischen BC-Emissionen verweisen.

9.2 Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Rußreduktion

Entsprechend der gewonnenen Erkenntnisse der einzelnen Arbeitspakete sollten vorrangig zu ergreifende Maßnahmen der Rußreduzierung abgeleitet werden. Im Verlauf der Bearbeitung stellte sich jedoch heraus, dass sich aus den im Rahmen des Projekts, erzielten Forschungsergebnissen nur bedingt Handlungsempfehlungen ableiten ließen.

Wie im Kapitel 3 aufgelistet, sind die größten Emittenten von BC der Verkehr, insbesondere der Individualverkehr, sowie Groß- und Kleinfeuerungsanlagen. Leider lassen die ermittelten bzw. recherchierten EF keine unmittelbare Aussage zur Rußreduktion für Sachsen zu. Es bedarf der jeweiligen absoluten Werte für die Gesamtbelastung, um eine Aussage über das Potential zur Rußreduktion zu treffen, welche jedoch für die Bearbeitung der Arbeitspakete irrelevant waren. Anhand des vom LfULG generierten und bereitgestellten Emissionskatasters für das Jahr 2014 lässt sich jedoch ableiten, dass von den jährlichen Rußemissionen von ca. $3800 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ ca. 55% bzw. $2100 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ auf den Verkehr entfallen. Den anderen 45% bzw. ca. $1700 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ können in erster Linie den Klein- und Großfeuerungsanlagen zugewiesen werden. Es lässt sich somit festhalten, dass eine Rußreduktion sowohl beim Verkehr als auch bei Feuerungsanlagen nahezu gleichgewichtet forciert werden sollte.

Entsprechend den Ergebnissen der Sensitivitätsstudie zur Klimawirksamkeit, ist das resultierende GWP unabhängig von der Emissionsrate, respektive der Einfluss der BC-Emissionen auf den Strahlungsantrieb ist in gewissen Grenzen linear. Eine Reduktion der Emissionen würde sich somit unmittelbar und zeitnah auf den Strahlungsantrieb auswirken. Eine Aussage auf klimatologische Rückkopplung ist jedoch nicht möglich.

Bei den Feuerungsanlagen entfällt ein signifikanter Teil auf die Braunkohlekraftwerke Lippendorf und Boxberg. Entsprechend des bereitgestellten Emissionskatasters ließen sich für die jeweiligen Gitterpunkte ein Wert von $210 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Lippendorf) bzw. $201 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Boxberg) ermitteln. D.h. dass ca. 25 % der Rußemissionen der Feuerungsanlagen für Sachsen von den beiden Großkraftwerken stammt. Durch das Abschalten beider Großkraftwerke kann somit unmittelbar ein signifikanter Beitrag zur Rußreduzierung geleistet werden. Weitere Unterteilungen von Feuerungsanlagen und anderen Emittenten ließen sich aus den bereitgestellten Daten nicht gewinnen und somit auch keine Aussagen treffen.

Die Rußemissionen für den Verkehr sind insbesondere den Dieselfahrzeugen, aber auch teilweise Benzin-Direkteinspritzer (Gasoline Direct Injection, kurz: GDI), geschuldet. Im Rahmen des Projektes lag der Fokus primär auf der Ableitung von Emissionsfaktoren für Leicht- und Schwerverkehr. Dennoch, entsprechend der recherchierten EF (siehe Abschnitt 3.2.1.1) beträgt der Anteil von Ruß an PM_{2.5} ca. 60 % bei Dieselfahrzeugen im Vergleich zu ca. 10 % für Benziner. Im Vergleich zu Benzinern besitzen darüber hinaus ältere Dieselfahrzeuge (< Euro 5/6) im Mittel eine um den Faktor 40 erhöhte PM-Emission (Ntziachristos et al., 2013). Der Anteil an Dieselfahrzeugen in Sachsen ist über die vergangenen Jahre permanent gestiegen und betrug für das Jahr 2014 23 % (Kraftfahrtbundesamt, 2017). Es bleibt somit festzuhalten, dass das größte Einsparpotential der Rußemission erwartungsgemäß bei Dieselfahrzeugen, insbesondere älterer Bauart (< Euro 5/6), liegt.

Es existieren bereits diverse Möglichkeiten die Verkehrsemissionen (somit auch Ruß) zu reduzieren. Diese beruhen zumeist darauf emissionsarme bzw. -freie Fahrzeuge zu fördern und gleichzeitig den Verkehr insgesamt zu reduzieren. Die Einführung von Umweltzonen im urbanen Raum bietet eine Möglichkeit lokal begrenzt den Schadstoffausstoß zu reduzieren. Der Fokus ist hierbei jedoch in erster Linie die Luftqualität im städtischen Raum zu verbessern. Eine Verschärfung der Umweltzonen für Dieselfahrzeuge <Euro 6 sollte sich primär in einer Reduktion von NO_x und weniger für Feinstaub und Ruß bemerkbar machen. Im Allgemeinen würde jedoch vor allem eine Reduktion des motorisierten Individualverkehrs zur Verringerung der Rußemissionen beitragen, z. B. durch Förderung des emissionsarmen bzw. -freien öffentlichen Nah- und Fernverkehrs sowie Ausbau der Fahrrad-Infrastruktur. Eine tiefergehende und detaillierte Auflistung potentieller Rußminderungsmaßnahmen für den Verkehr soll an dieser Stelle nicht erfolgen, da diese keinen Bezug zum eigentlich Projektthema bzw. dem Forschungsschwerpunkt hat.

Mit Fokus auf die Luftqualität lassen die Forschungsergebnisse der Schadstoffkartierung im urbanen Raum zwei weitere Handlungsempfehlungen zusätzlich zur Minderung der Emissionen zu. In engen Straßenschluchten können sich Schadstoffe durch Windabschattung und Rezirkulationseffekte akkumulieren. Dieser Effekt

kann sich bei Inversionswetterlagen noch verstärken. Es konnte messtechnisch nachgewiesen werden, dass insbesondere in Abschnitten mit stockendem bzw. zähfließendem Verkehr, respektive im Kreuzungsbereich mit Ampelanlagen, die Schadstoffkonzentration signifikant höher ist. Um die Luftqualität an solchen Stellen zu verbessern, sollte in erster Linie der Verkehr reduziert werden. Darüber hinaus sollte ein freifließender Verkehr gewährleistet werden, um die Schadstoffkonzentration in Bodennähe weiter zu reduzieren. Angepasste Verkehrsleitsysteme, „Grüne Wellen“ oder der Bau von Kreisverkehren statt Ampeln können hier einen Beitrag zur Vermeidung solcher Hotspots beitragen. Es konnte weiterhin nachgewiesen werden, dass in offenen Bereichen von Straßenschluchten (z.B. Kreuzungsbereichen ohne Ampelanlage und ohne signifikanten Querverkehr) die Schadstoffkonzentrationen deutlich geringer sind. Etwaige offene Abschnitte in der Bebauung solcher Straßenschluchten sollten daher bestehen oder sogar ausgeweitet werden. Auch sollte unbedingt darauf geachtet werden, vorhandene Frischluftschneisen nicht zuzubauen.

Unter Stichworten wie „Nachhaltige Mobilität“ und „Nachhaltige Stadtentwicklung“ gibt es bereits zahlreiche solcher Handlungsempfehlungen, von der kommunalen, über die nationale Ebene bis hin zu Konzepten auf europäischer Ebene.

10 Anlagen

10.1 Streudiagramme verschiedener Messverfahren

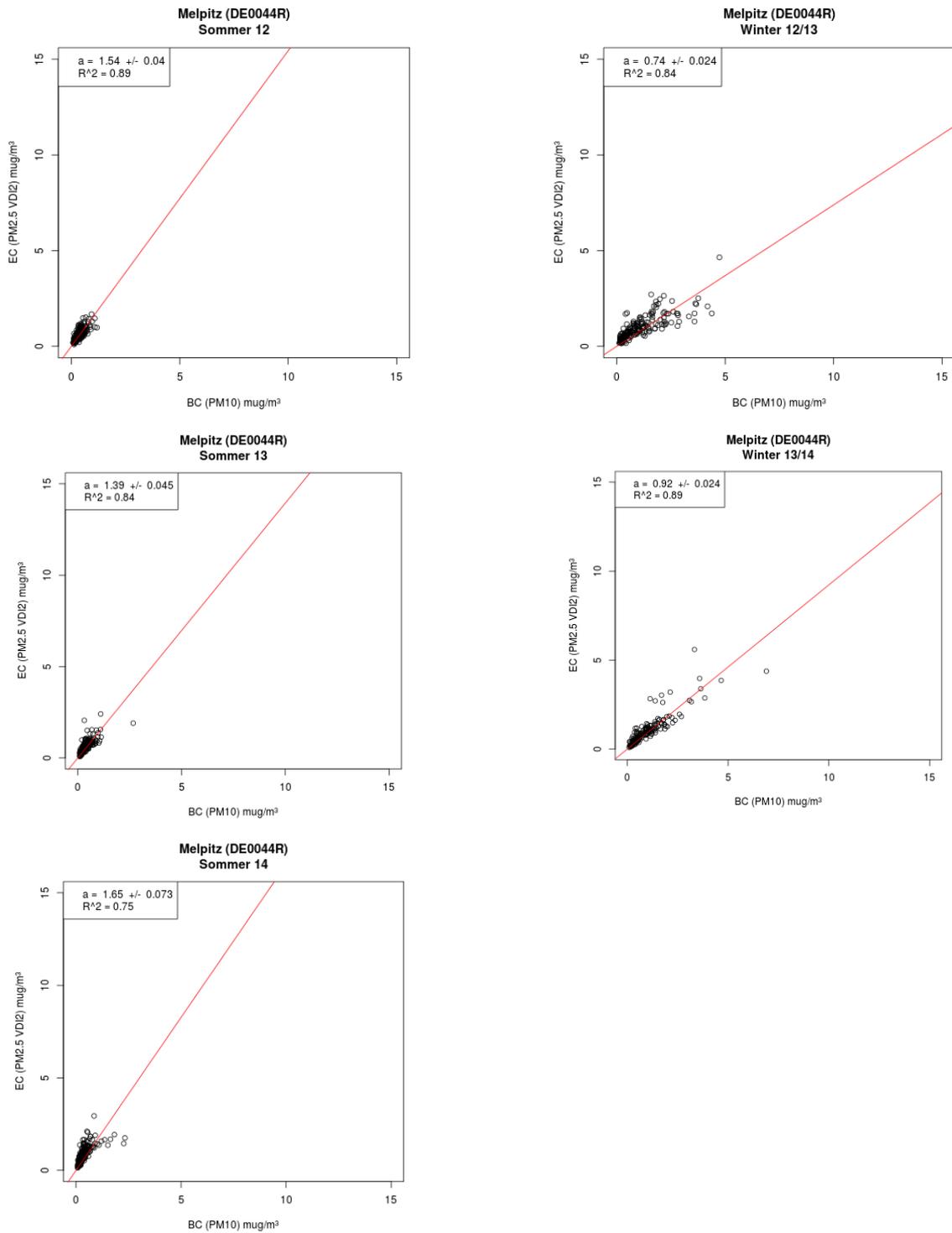


Abbildung 84: Streudiagramme von EC (VDI-2 PM2.5) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden

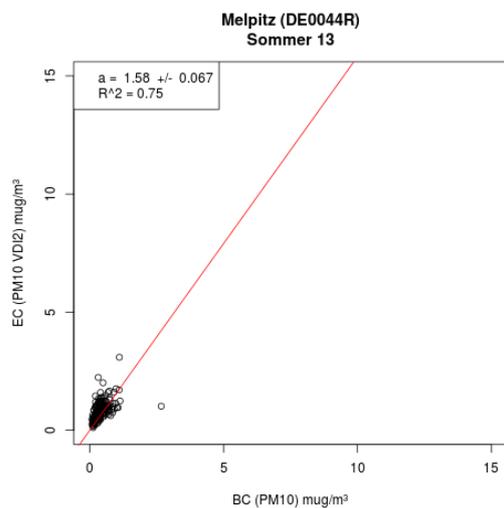
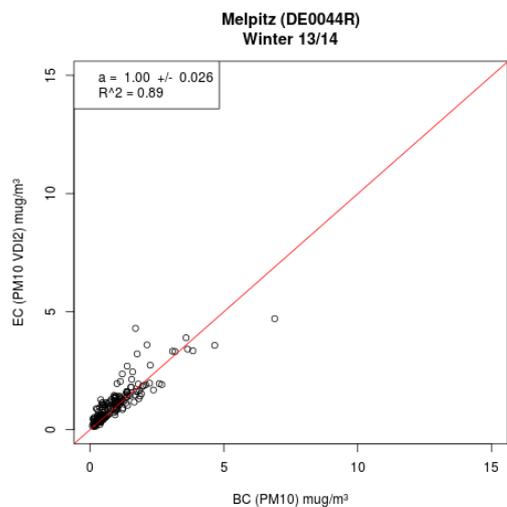
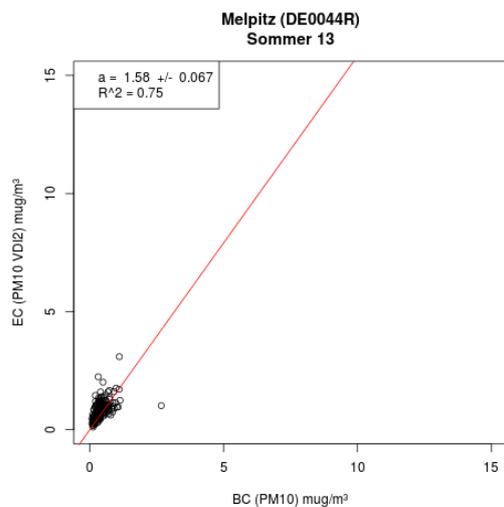
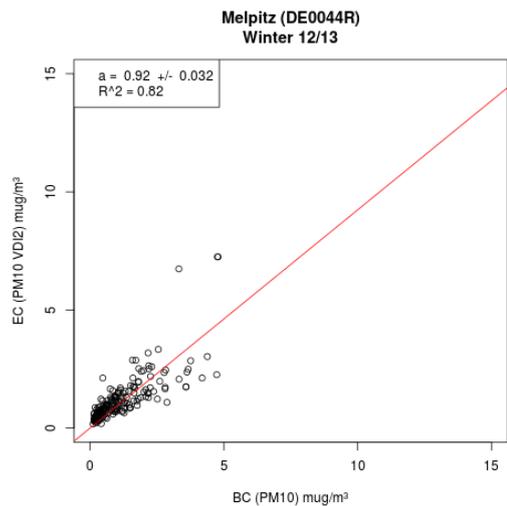
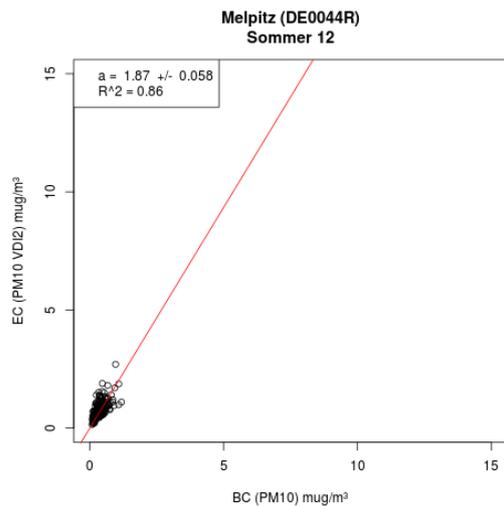


Abbildung 85: Streudiagramme von EC (VDI-2 PM10) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden

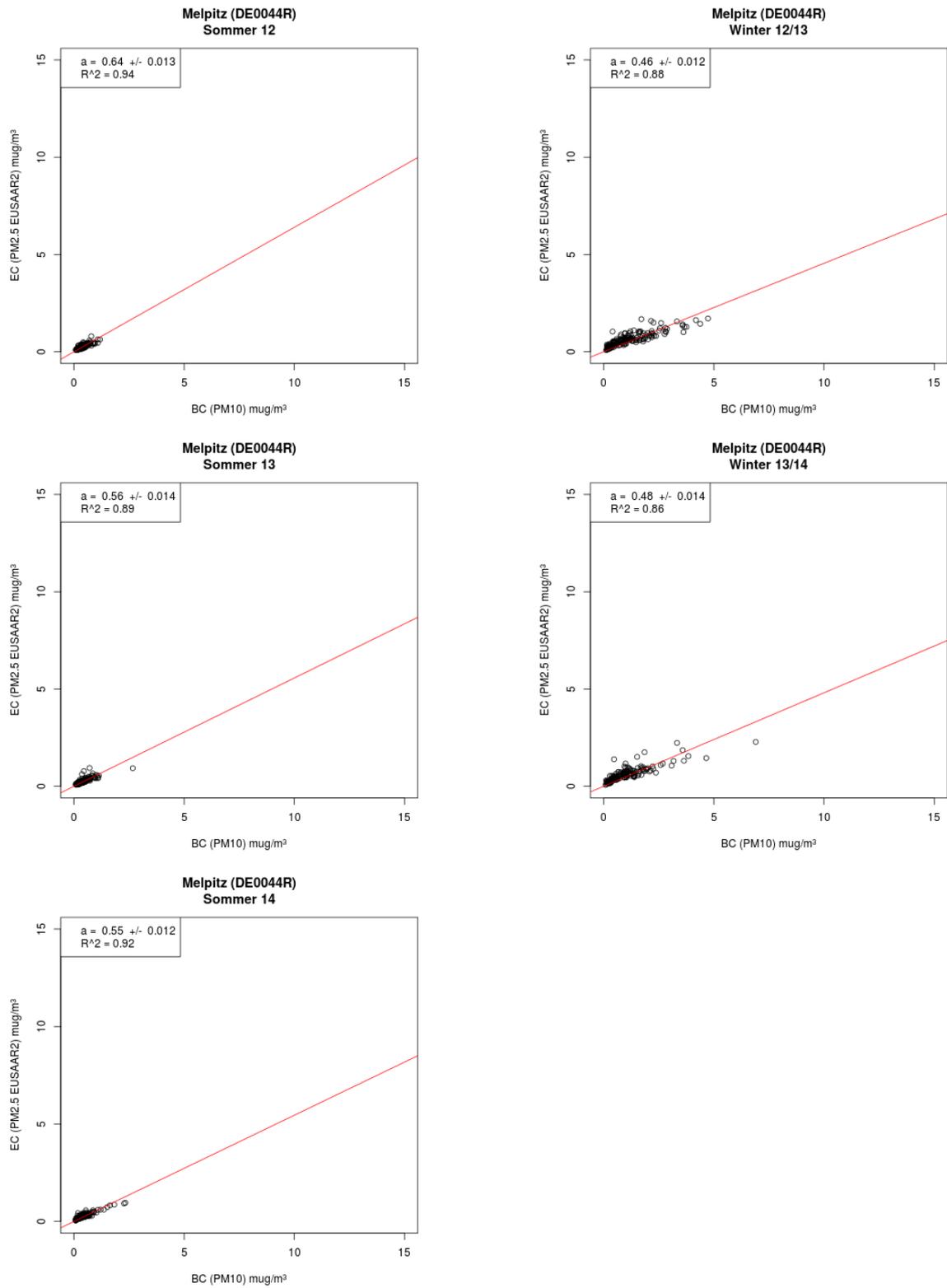


Abbildung 86: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM2.5) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden

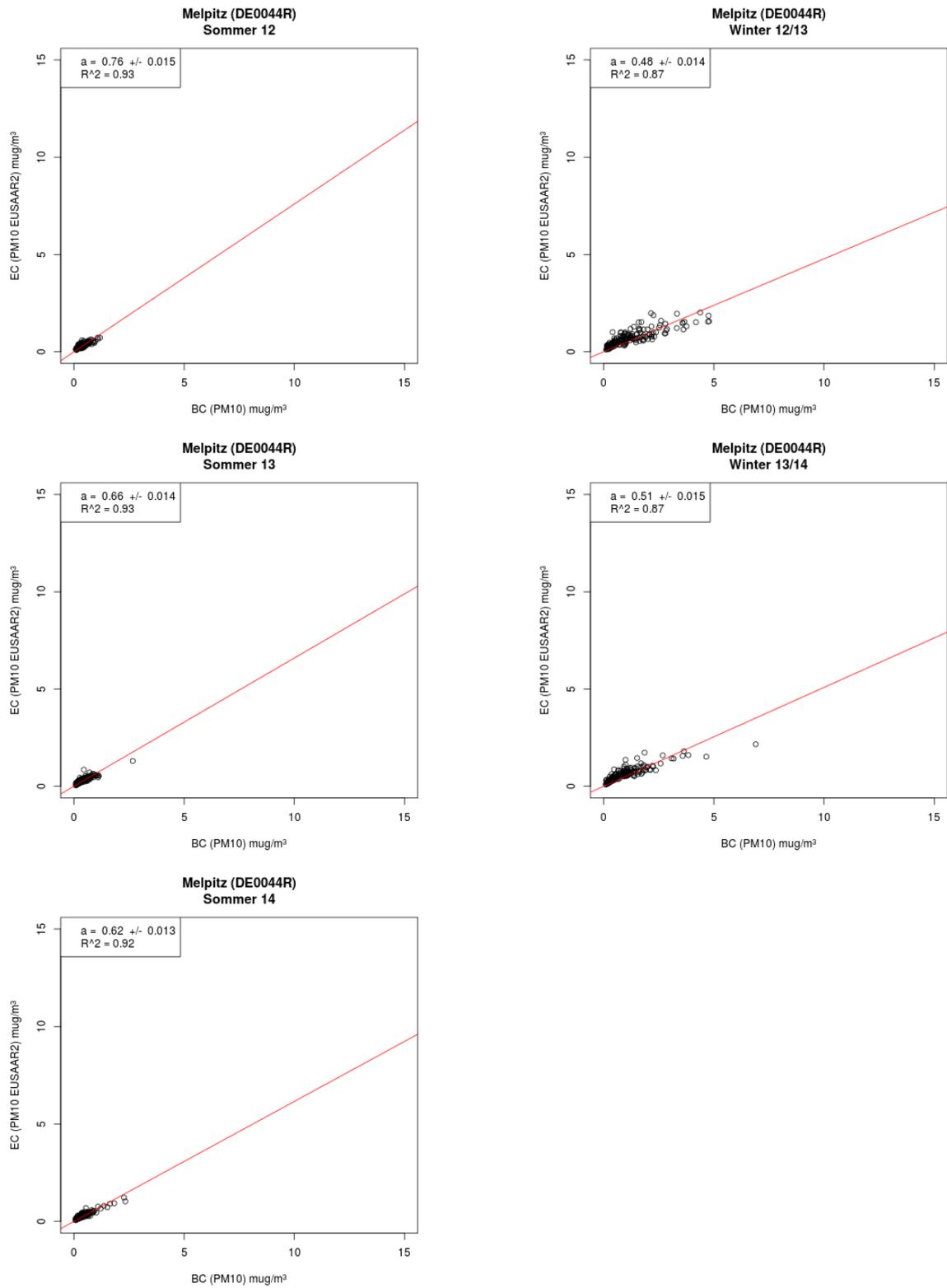


Abbildung 87: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die ländliche Hintergrundstation Melpitz für die Sommer- und Winterperioden

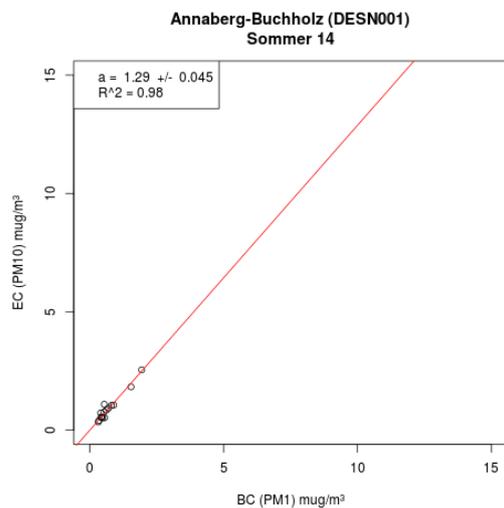
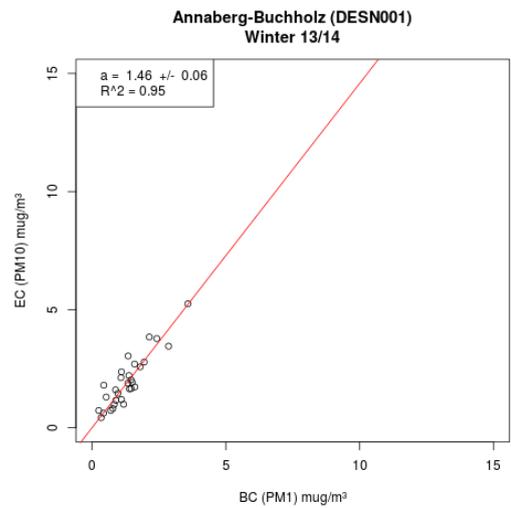
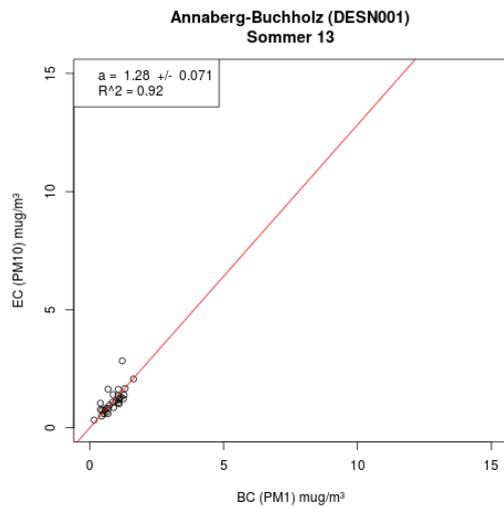
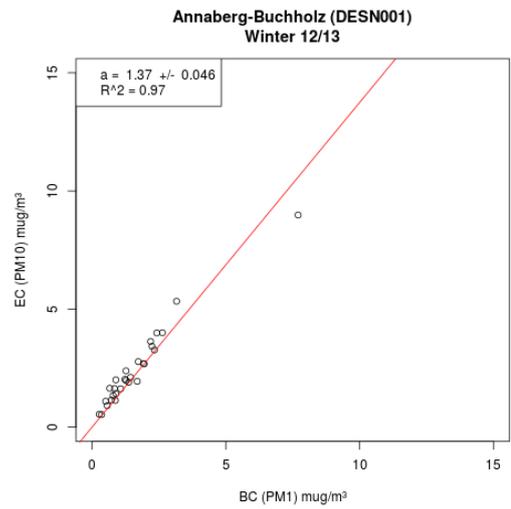
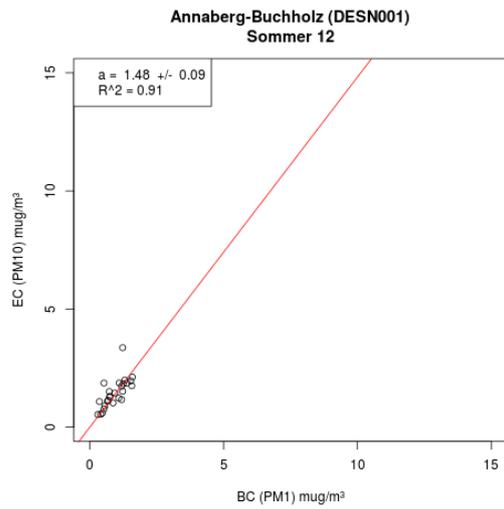


Abbildung 88: Streudiagramme von EC (VDI-1 PM10) und BC (MAAP PM1) für die straßennahe Station Annaberg-Buchholz für die Sommer- und Winterperioden

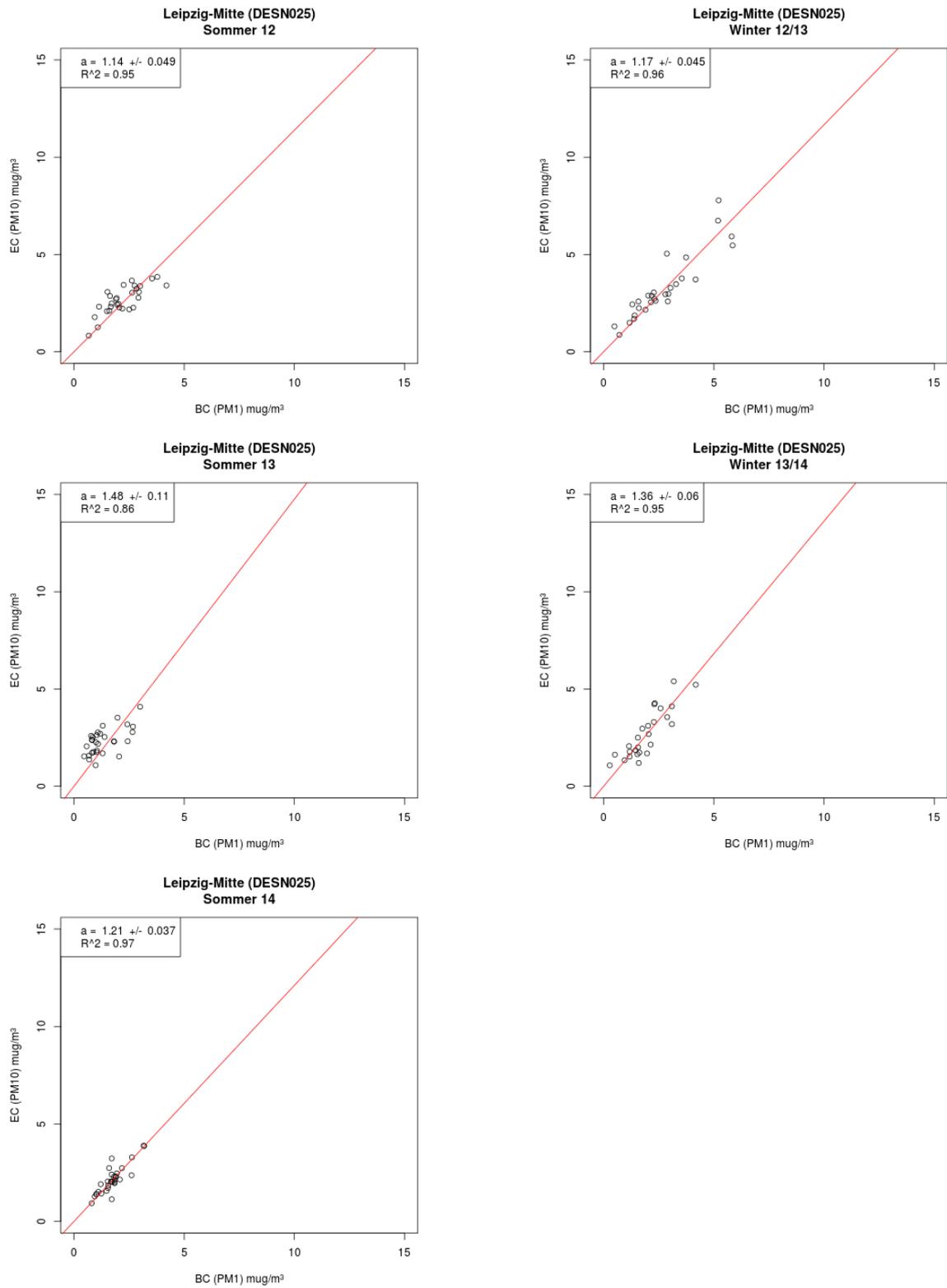


Abbildung 89: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die straßennahe Station Leipzig-Mitte für die Sommer- und Winterperioden

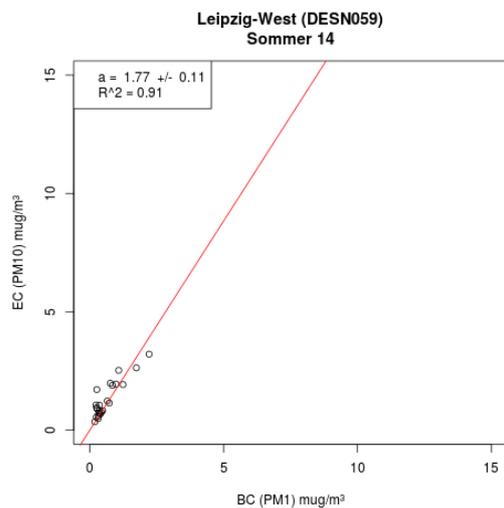
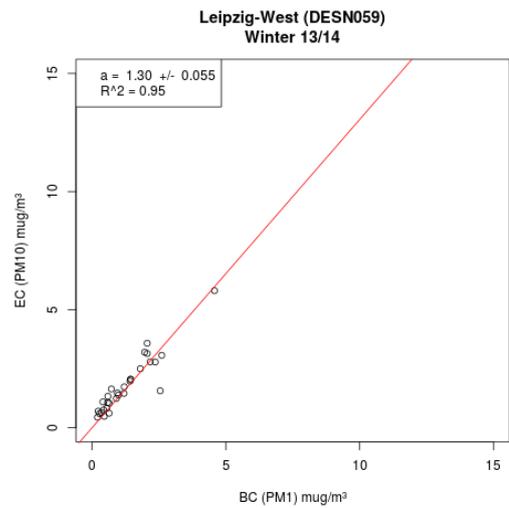
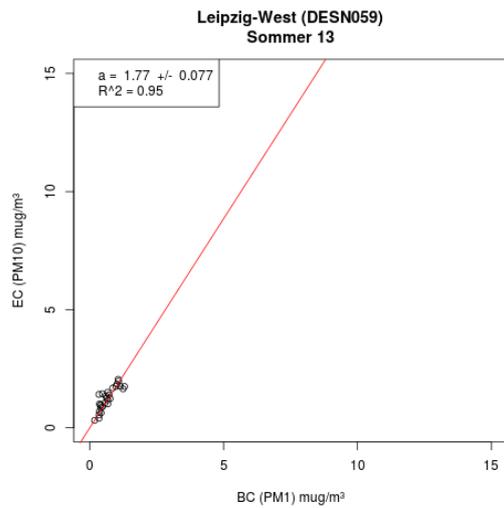
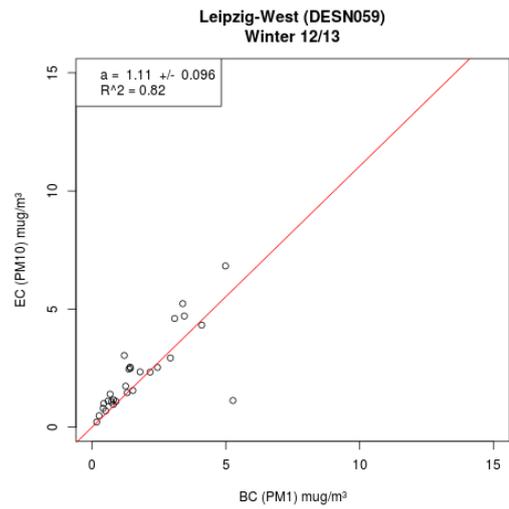
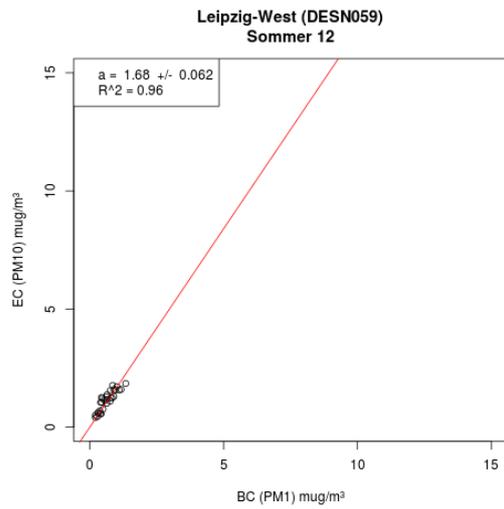


Abbildung 90: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die städtische Hintergrundstation Leipzig-West für die Sommer- und Winterperioden

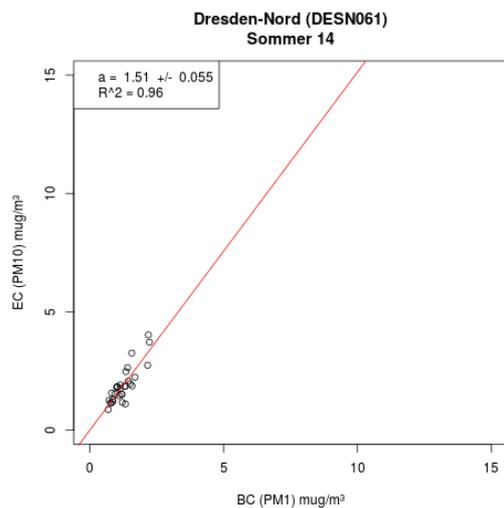
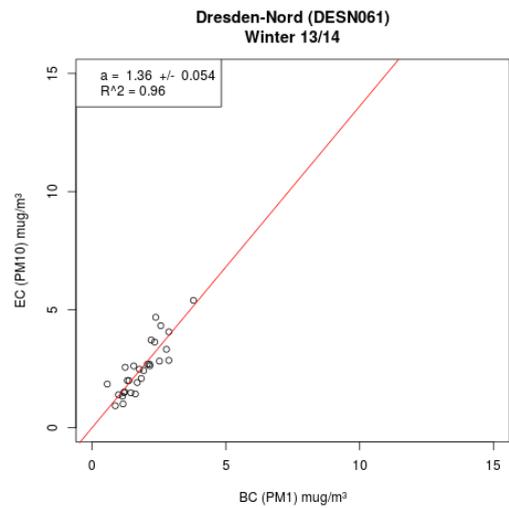
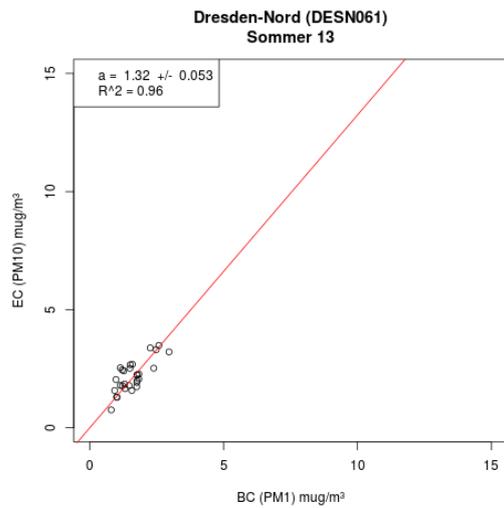
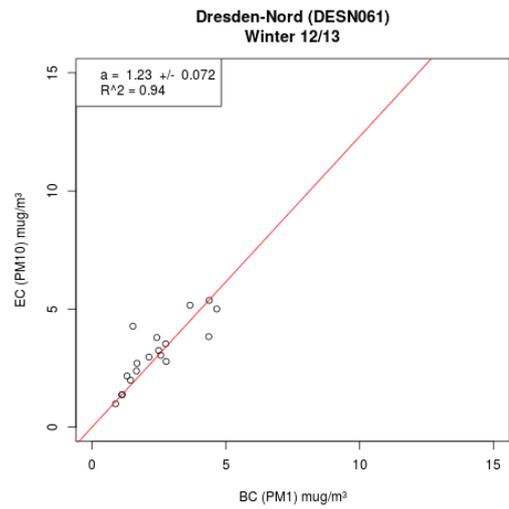
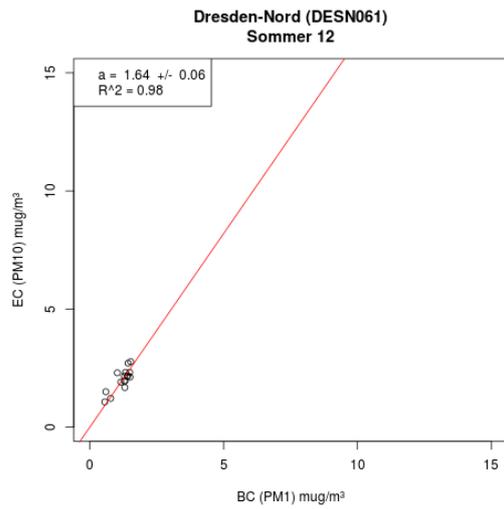


Abbildung 91: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die straßennahe Station Dresden-Nord für die Sommer- und Winterperioden

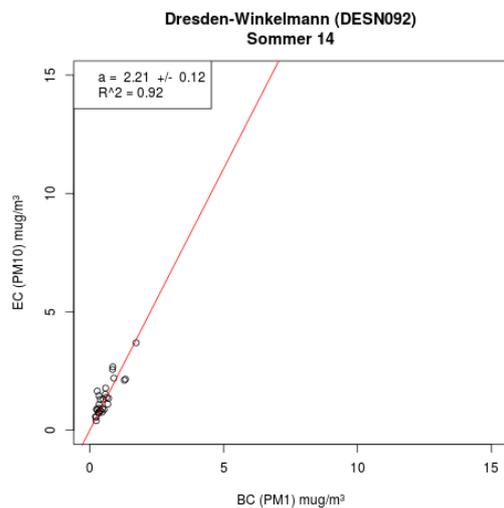
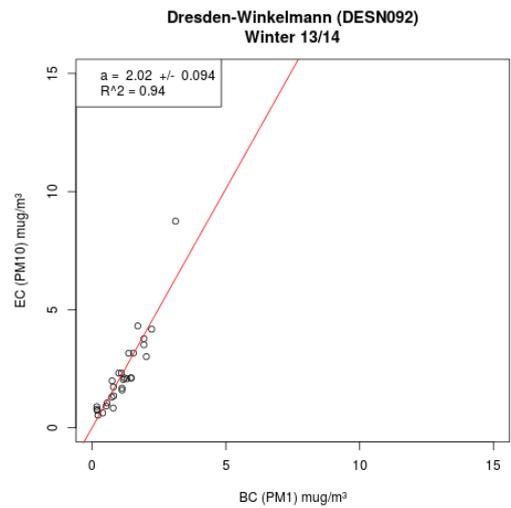
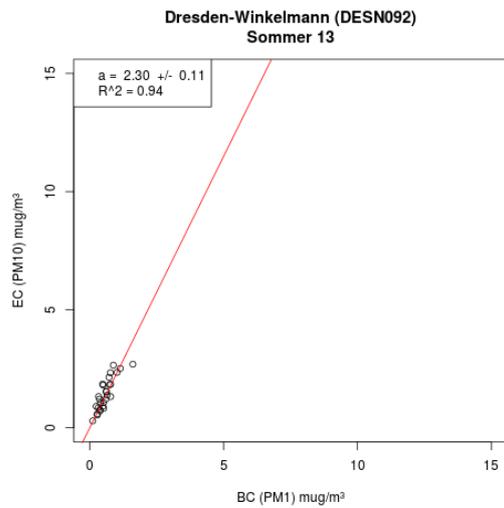
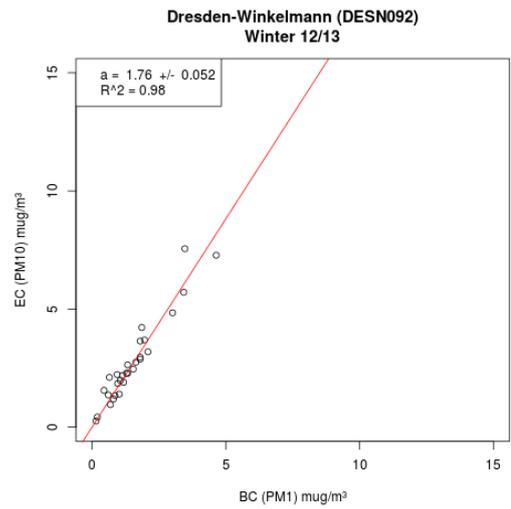
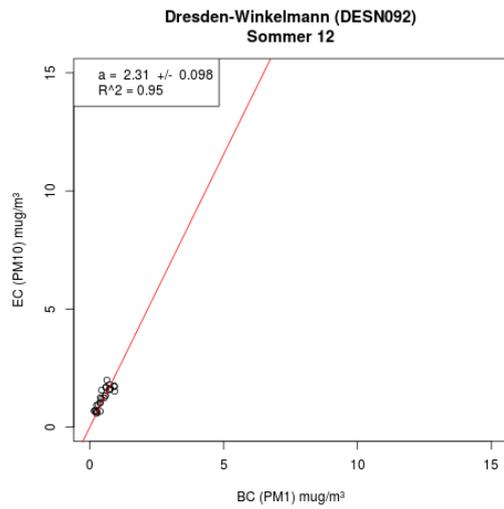


Abbildung 92: Streudiagramme von EC (EUSAAR-2-T PM10) und BC (MAAP PM10) für die städtische Hintergrundstation Dresden-Winkelmannstraße für die Sommer- und Winterperioden

Literaturverzeichnis

- Altstädter, B. et al., 2015. ALADINA – an unmanned research aircraft for observing vertical and horizontal distributions of ultrafine particles within the atmospheric boundary layer. *Atmospheric Measurement Techniques*, 8, pp. 1627-1639.
- Alves, C. et al., 2011. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types. *Atmospheric Research*.
- Apte, J. S. et al., 2011. Concentrations of fine, ultrafine, and black carbon particles in auto-rickshaws in New Delhi, India. *Atmospheric Environment*, pp. 4470-4480.
- Arnott, W. P. et al., 2005. Towards Aerosol Light-Absorption Measurements with a 7-Wavelength Aethalometer: Evaluation with a Photoacoustic Instrument and 3-Wavelength Nephelometer. *Aerosol Science and Technology*, pp. 17-29.
- Arnott, W. P. et al., 1999. Photoacoustic spectrometer for measuring light absorption by aerosol: instrument description. *Atmospheric Environment*, pp. 2845-2852.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt: Pitz, M., 2015. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (2 September 2015).
- Berkowicz, R., 2000. OSPM - A Parameterised Street Pollution Model. *Environmental Monitoring and Assessment*, pp. 323-331.
- Berkowicz, R. et al., 1997. *Modelling traffic pollution in streets*, s.l.: Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute.
- Berkowicz, R., Palgren, F., Hertel, O. & Vignati, E., 1996. Using measurements of air pollution in streets for evaluation of urban air quality - meteorological analysis and model calculations. *The Science of the Total Environment*, pp. 259-265.
- Birmili, W. et al., 2015. Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 75, pp. 479-488.
- Bolling, A. et al., 2009. Health effects of residential wood smoke particles: the importance of combustion conditions and physicochemical particle properties. *Particle and Fibre Toxicology*.
- Boman, C. et al., 2011. Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves. *Energy Fuels* 2011, 25.
- Bond, T. C., Anderson, T. L. & Campbell, D., 1999. Calibration and Intercomparison of Filter-Based Measurements of Visible Light Absorption by Aerosols. *Aerosol Science and Technology*, pp. 582-600.
- Bond, T. C. et al., 2013. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 118, p. 5380–5552.
- Bond, T. et al., 2006. Climate-relevant properties of primary particulate emissions from oil and natural gas combustion. *Atmospheric Environment* 40, p. 3574–3587.
- Boogaard, H. et al., 2011. Contrast in air pollution components between major streets and background locations: particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. *Atmospheric Environment*, pp. 650-658.
- Cai, J. et al., 2014. Validation of MicroAeth® as a Black Carbon Monitor for Fixed-Site Measurement and Optimization for Personal Exposure Characterization. *Aerosol and Air Quality Research*, pp. 1-9.
- Cheng, Y.-H. & Lin, M.-H., 2013. Real-Time Performance of the microAeth® AE51 and the Effects of Aerosol. *Aerosol and Air Quality Research* 13, pp. 1853-1863.
- Chen, X. et al., 2014. Characterization of fine particulate black carbon in Guanzhou, a megacity in South China. *Atmospheric Pollution Research*, pp. 361-370.
- Chen, Y. et al., 2016. Sea salt emission, transport and influence on size-segregated nitrate simulation: a case study in northwestern Europe by WRF-Chem. *Atmospheric Chemistry and Physics*.
- Chen, Y. et al., 2016. Evaluation of the size segregation of elemental carbon (EC) emission in Europe: influence on the simulation of EC long-range transportation. *Atmospheric Chemistry and Physics*.
- Chow, J. et al., 2004. Source profiles for industrial, mobile, and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational (BRAVO) Study. *Chemosphere* 54 (2), pp. 185-208.
- Dayton, D. & Burse, J., 2001. *Source sampling fine particulate matter: Wood-fired industrial boiler. Report No. EPA-600/R-01-106.*, Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency.
- Engelbrecht, J. et al., 2002. The comparison of source contributions from residential coal and low-smoke fuels, using CMB modeling, in South Africa. *Environmental Science and Policy* 5 (2), p. 157–167.

- England, G. et al., 2007. Dilution-based emissions sampling from stationary sources: Part 2. Gas-fired combustors compared with other fuel-fired systems. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57 (1), pp. 79-93.
- England, G., Wien, S., McGrath, T. & Hernandez, D., 2004. *Development of Fine Particulate Emission Factors and Speciation Profiles for Oil and Gas Fired Combustion Systems. Topical Report: Test Results for a Combined Cycle Power Plant with Oxidation Catalyst and SCR at Site Echo*, s.l.: Prepared for the U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory: Pittsburgh, PA; the Gas Research Institute: Des Plains, IL; and the American Petroleum Institute: Washington, DC.
- EPA_AP-42, U., various dates. 'Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Stationary Point and Area Sources', fifth edition, s.l.: Available at www.epa.gov/ttn/chief/ap42/.
- Fernandes, A. et al., 2011. Emission factors from residential combustion appliances burning Portuguese biomass fuels. *Journal of Environmental Monitoring* 13, p. 3196.
- Forster, P. et al., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller]. s.l.: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Genberg, J. et al., 2013. Light-absorbing carbon in Europe – measurement and modelling, with a focus on residential wood combustion emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, pp. 8719-8738.
- Glasius, M. et al., 2005. *Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser. 27s –Arbejdsrapport fra DMU nr. 212.
- Goncalves, C. et al., 2010. Characterisation of PM10 emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. *Atmospheric Environment* 44.
- Goncalves, C. et al., 2011. Organic compounds in PM2.5 emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. *Atmospheric Environment* 45, pp. 4533-4545.
- Grell, G. A. et al., 2005. Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment* 39.
- Grieshop, A. P. et al., 2006. Fine particle emission factors from vehicles in a highway tunnel: Effects of fleet composition and season. *Atmospheric Environment*, pp. 287-298.
- Griest, W. & Tomkins, B., 1984. Carbonaceous particles in coal combustion stack ash and their interaction with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science of the Total Environment* 36, p. 209–214.
- Guenther, A. et al., 2006. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGA (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*.
- Hansen, A. & Schnell, R., 1984. The Aethalometer - An Instrument for the Real-Time Measurement of Optical Absorption by Aerosol Particles. *Science of The Total Environment*.
- Henry, W. & Knapp, K., 1980. Compound forms of fossil fuel fly ash emissions. *Environmental Science and Technology* 14, p. 450–456.
- Hernandez, D., Nguyen, Q. & England, G., 2004. *Development of Fine Particulate Emission Factors and Speciation Profiles for Oil and Gas Fired Combustion Systems. Topical Report: Test Results for a Diesel-Fired Compression Ignition Reciprocating Engine with a Diesel Particulate Filter at Site Foxtrot*, s.l.: Prepared for the U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory: Pittsburgh, PA; the Gas Research Institute: Des Plains, IL; and the American Petroleum Institute: Washington, DC.
- Hildemann, L., Markowski, G. & Cass, G., 1991. Chemical Composition of Emissions from Urban Sources of Fine Organic Aerosol. *Environmental Science & Technology* 25(4), pp. 744-759.
- Hintzenberger, R. et al., 2006. Intercomparison of Thermal and Optical Measurement Methods for Elemental Carbon and Black Carbon at an Urban Location. *Environmental Science & Technology*, pp. 6377-6383.
- HLNUG: Oehme, B., 2009. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (31 August 2009).
- Hueglin, C., Buchmann, B. & Weber, R. O., 2006. Long-term observation of real-world road traffic emission factors on a motorway in Switzerland. *Atmospheric Environment*, pp. 3696-3709.
- Hung-Lung, C. & Yao-Sheng, H., 2009. Particulate matter emissions from on-road vehicles in a freeway tunnel study. *Atmospheric Environment*, pp. 4014-4022.
- ICPF: Zikova, N., 2015. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (6 August 2015).
- Kam, W. et al., 2012. On-road emission factors of PM pollutants for light-duty vehicles (LDVs) based on urban street driving conditions. *Atmospheric Environment*, pp. 378-386.

- Kath, H.-G., 2014. *Soot measurements in Saxon air monitoring sites with the terminal-optical method and the EUSAAR-II-Programme: Necessity, results, strategies*. s.l.:s.n.
- Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R. & Palmgren, F., 2003. Urban aerosols, Ultrafine particles, Particle size distribution, Vehicle emission factors, Street canyon, Traffic source. *Atmospheric Environment*, pp. 2735-2749.
- Keuken, M. et al., 2012. Elemental carbon as an indicator for evaluating the impact of traffic measures on air quality and health. *Atmospheric Environment*, pp. 1-8.
- Keuken, M. et al., 2011. Air quality and health impact of PM 10 and EC in the city of Rotterdam, the Netherlands in 1985-2008. *Atmospheric Environment*, pp. 5294-5301.
- Klose, S., 2007. *Bestimmung von Emissionsfaktoren feiner und ultrafeiner Partikel unter Umweltbedingungen*. s.l.:Universität Leipzig.
- Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, 2015. Messen von Ruß (Immission) Thermografische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffs, VDI 2465 Blatt 2 Entwurf. In: *VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4: Analysen und Messverfahren I*. s.l.:s.n.
- Kraftfahrtbundesamt, 2017. *Bestand an Pkw am 1. Januar 2014 nach ausgewählten Kraftstoffarten*, https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Umwelt/2014/2014_b_umwelt_dusl_absolut.html?nn=1137062: Stand: 17.10.2017.
- Kristensson, A. et al., 2004. Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, pp. 657-673.
- Lack, D. A. et al., 2009. Particulate emissions from commercial shipping: Chemical, physical, and optical properties. *Journal of Geophysical Research*.
- Lack, D. A. et al., 2014. Characterizing elemental, equivalent black, and refractory black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, pp. 99-122.
- Lavanchy, V. M. H., Gäggeler, H. W., Nyeki, S. & Baltensperger, U., 1999. Elemental carbon (EC) and black carbon (BC) measurements with a thermal method and an aethalometer at the high-alpine research station Jungfraujoch. *Atmospheric Environment*, pp. 2759-2769.
- Lenschow, P. et al., 2001. Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, pp. 23-33.
- Löschau, G. & Wiedensohler, A., 2015. *Luftreinhaltemaßnahmen - und wie sie wirken*. Dresden: s.n.
- Löschau, G. et al., 2013. *Messtechnische Begleitung der Einführung der Umweltzone in der Stadt Leipzig - Teil 2: Immissionssituation 2011 während der Einführung der Umweltzone und erste Bewertung der Wirkung der Umweltzone*, s.l.: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).
- LUNG Mecklenburg-Vorpommern: Draheim, T., 2015. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (22 September 2015).
- Maly, P. & Schlatter, S., 2010. *OSTLUFT-Russmessungen bis 2009. Technischer Bericht zu Russ-Immissionsmessungen und Umrechnungsverfahren auf EC gemäß EUSAAR2-Protokoll (ECTOT(EUSAAR2))*, Zürich: s.n.
- Müller, T. et al., 2011. Characterization and intercomparison of aerosol absorption photometers: result of two intercomparison workshops. *Atmospheric Measurement Techniques*, pp. 245-268.
- Naser, T. M. et al., 2009. Analysis of traffic-related NOx and EC concentrations at various distances from major roads in Japan. *Atmospheric Environment*, pp. 2379-2390.
- Nielsen, O.-K. et al., 2013_1.A.1. 1.A.1 Energy industries. In: *EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2013*. s.l.:s.n.
- Ning, Z., Polidori, A., Schauer, J. J. & Sioutas, C., 2008. Emission factors of PM species based on freeway measurements and comparison with tunnel and dynamometer studies. *Atmospheric Environment*, pp. 3099-3114.
- Norris, J., Ntziachristos, L., Samaras, Z. & Zierock, K.-H., 2013. Railways. In: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013*. s.l.:European Environment Agency.
- Ntziachristos, L. et al., 2013. Exhaust emissions from road transport, Updated July 2014. In: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013*. s.l.:European Environment Agency.
- Olmez, I. et al., 1988. Compositions of Particles from Selected Sources in Philadelphia for Receptor Modeling Applications. *JAPCA* 38, pp. 1392-1402.
- Palmgren, F., Berkowicz, R., Ziv, A. & Hertel, O., 1999. Actual car fleet emissions estimated from urban air quality measurements and street pollution models. *Science of The Total Environment*, pp. 101-109.
- Park, K. et al., 2006. Comparison of Continuous and Filter-Based Carbon Measurements at the Fresno Supersite. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, pp. 474-491.
- Peters, J., Theunis, J., van Poppel, M. & Berghmans, P., 2013. Monitoring PM10 and ultrafine particles in urban environments using mobile measurements. *Aerosol Air Quality Research*, pp. 5009-522.

- Pettersson, E. et al., 2011. Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 2: Wood Stove. *Fuels Energy*, 2011, 25.
- Petzold, A. & Schönlinner, M., 2004. Multi-angle absorption photometry - a new method for the measurement of aerosol light absorption and atmospheric black carbon. *Journal of Aerosol Science*, pp. 245-268.
- Rakowska, A. et al., 2014. Impact of traffic volume and composition on the air quality and pedestrian exposure in urban street canyon. *Atmospheric Environment*, pp. 260-270.
- Rau, J., 1989. Composition and Size Distribution of Residential Wood Smoke Particles. *Aerosol Science and Technology* 10, pp. 181-192.
- Schmidl, C. et al., 2011. Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems. *Atmospheric Environment* 45.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt: Clemen, S., 2015. *weitergeleitete Korrespondenz von G. Löschau (LfULG)* [Interview] (21 Dezember 2015).
- Sieber, H. et al., 2006. Probing Finescale Dynamics and Microphysics of Clouds with Helicopter-Borne Measurements. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 87, pp. 1727-1738.
- Spindler, G., 2016. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (30 11 2016).
- Spindler, G. et al., 2015. *Bestimmung von OC und EC in Partikeln mit einem thermografischen und einem thermooptischen Verfahren: Ein Zweijahresvergleich der Ergebnisse von der TROPOS-Forschungsstation Melpitz*. s.l.:s.n. Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim: Hainsch, A., 2015. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (9 September 2015).
- Trozzi, C. et al., 2013. International navigation, national navigation, national fishing and military (shipping). In: *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013*. s.l.:European Environment Agency.
- Twomey, S., 1974. Pollution and the planetary albedo. *Atmospheric Environment* 8, pp. 1251-1256.
- Twomey, S., 1977. The influence of pollution on the sortwave albedos of clouds. *Journal of Atmospheric Science* 34, pp. 1149--1152.
- UBA: Minkos, A., 2015. *persönliche Korrespondenz* [Interview] (29 10 2015).
- Uhrner, U. et al., 2007. Dilution and aerosol dynamics within a diesel car exhaust plume—CFD simulations of on-road measurement conditions. *Atmospheric Environment*, pp. 7440-7461.
- US EPA, 2011. *SPECIATE database version 4.3*, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), <http://cfpub.epa.gov/si/speciate/>: s.n.
- van den Bosche, J. et al., 2015. Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: development and validation of a methodology based on an extensive dataset. *Atmospheric Environment*, pp. 148-161.
- van Poppel, M., Peters, J. & Bleux, N., 2014. Methodology for setup and data processing of mobile air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments. *Environmental Pollution*, pp. 224-232.
- Viana, M., Alastuey, A., Querol, X. & Reche, C., 2011. Workplace exposure to traffic-derived nanoscaled particulates. *J. Phys: Conf. Ser.* 304.
- Visschedijk, A. & Denier van der Gong, H., 2008. *European Integrated project on Aerosol Cloud Climate and Air Quality Interactions, EUCAARI deliverable D42: Pan-European Carbonaceous Aerosol Inventory, TNO report*, Utrecht: s.n.
- Wehner, B. et al., 2010. Observations of turbulence-induced new particle formation in the residual layer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, pp. 4319-4330.
- Wehner, B. et al., 2009. Aerosol number size distributions within the exhaust plume of a diesel and a gasoline passenger car under on-road conditions and determination of emission factors. *Atmospheric Environment*, pp. 1235-1245.
- Weingartner, E. et al., 1997. Aerosol Emission in a Road Tunnel. *Atmospheric Environment*, pp. 451-462.
- Wiedinmyer, C. et al., 2011. The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning. *Geoscientific Model Development*.
- Wien, S., England, G. & Chang, M., 2004. *Development of Fine Particulate Emission Factors and Speciation Profiles for Oil and Gas Fired Combustion Systems. Topical Report: Test Results for a Combined Cycle Power Plant with Supplementary Firing, Oxidation Catalyst and SCR at Site Bravo*, s.l.: Prepared for the U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory: Pittsburgh, PA; the Gas Research Institute: Des Plains, IL; and the American Petroleum Institute: Washington, DC.
- Winther, M. & Nielsen, O.-K., 2011. Technology dependent BC and OC emissions for Denmark, Greenland and the Faroe Islands calculated for the time period 1990-2030. *Atmospheric Environment*, pp. 5880-5895.

- Winther, M. et al., 2013. Civil and military aviation. In: *EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 update July 2014*. s.l.:European Environment Agency.
- Xie, X., Huang, Z. & Wang, J.-S., 2005. Impact of building configuration on air quality in street canyon. *Atmospheric Environment*, pp. 4519-4530.
- Zhang, H. et al., 2012. Chemical and size characterization of particles emitted from the burning of coal and wood in rural households in Guizhou, China. *Atmospheric Environment* 51, pp. 94-99.
- Zscheppang, A. et al., 2014. *Projekt: Ultrafeinstaub und Gesundheit im Erzgebirgskreis und in der Region Ústí (UltraSchwarz), Wissenschaftliche Abschlussbericht zu Auswirkungen ultrafeiner Partikel und Ruß auf die Gesundheit im Erzgebirgskreis und in der Region Ústí*, s.l.: s.n.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autor:

Dr. Sascha Pfeifer, Anne Wiesner, Dr. Birgit Wehner, Honey Dawn Alas, Ying Chen, Prof. Dr. Alfred Wiedensohler
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. (TROPOS)
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig
Telefon: +49 341 235-3210
Telefax: +49 341 235-2139
E-Mail: info@tropos.de

Redaktion:

Dr. Gunter Löschau
LfULG, Abteilung Klima, Luft, Lärm, Strahlen/Referat Klima, Luftqualität
Söbrigener Str. 3a, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-5102
Telefax: +49 351 2612-5099
E-Mail: gunter.loeschau@smul.sachsen.de

Fotos:

Titelbild: Anne Wiesner, 2013

Redaktionsschluss:

05.12.2017

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.