

TEXTE

47/2020

Black Carbon Emissionen

Teilbericht

TEXTE 47/2020

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 41 105 0 - Teilbericht im Rahmen des Refoplan-
Projektes ‚Wissenschaftlich-methodische Grundlagen der
Inventarverbesserung der Hinweise aus 2016 und 2017‘
FB000296/ZW

Black Carbon Emissionen

von

Nicola Toenges-Schuller, Christiane Schneider
AVISO GmbH, Aachen

Till Zimmermann, Christian Tebert
Ökopol, Hamburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Ökopol Institut für Ökologie und Politik GmbH
Nernstweg 32-34
22765 Hamburg

Abschlussdatum:

Dezember 2019

Redaktion:

Fachgebiet V 1.6 Emissionssituation
Robert Kludt

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, März 2020

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Ziel des Projektes „wissenschaftlich-methodische Grundlagen der Inventarverbesserung 2016/2017“ ist eine Verbesserung der deutschen Emissionsinventare, dieser Teilbericht enthält die Erarbeitung von Grundlagen zur Berechnung von Black Carbon Emissionen.

Kohlenstoffhaltige Partikel in der Atmosphäre bestehen nicht ausschließlich aus Kohlenstoff, ihre Zusammensetzung und Struktur hängt von ihrer Entstehung und ihrem Alterungsverlauf ab. Sie zeichnen sich durch bestimmte Eigenschaften (z. B. Schwärze oder chemische Stabilität) aus, je nach betrachteter Eigenschaft ergeben sich daraus Definitionen (Black Carbon, Elemental Carbon etc.) und Messmethoden. Nach einer Zusammenfassung gängiger Definitionen und Messmethoden wird ein Überblick gegeben über den aktuellen Stand der Emissionsberichtserstattung für Black Carbon von Deutschland und weiteren Ländern sowie über die Behandlung von Black Carbon in gängigen Emissionsdatenbanken und Chemie-Transport-Modellen.

Messungen von Black Carbon und Messungen von Elemental Carbon sind nicht direkt vergleichbar, korrelieren auch untereinander nicht immer gut. Weil jedoch vielfach nur entweder Black Carbon oder nur Elemental Carbon Messungen vorliegen, werden sie häufig gleichgesetzt.

Für die Cluster „Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen“, „Energie und Industrie“, „Straßenverkehr“ und „Sonstiger Verkehr“, die insgesamt über 90% zu den Black Carbon Emissionen in Deutschland beitragen, wurden detailliertere Literaturrecherchen durchgeführt. Als Ergebnis wurden für diese Cluster die Bandbreiten der gefundenen Black Carbon Emissionsfaktoren (wo vorhanden) oder Black Carbon Anteilswerte an Feinstaub vergleichend gegenübergestellt.

Abstract

The aim of the project "Scientific-Methodological Foundations of Inventory Improvement 2016/2017" is to improve German emissions inventories. This sub-report contains the formulation of basics for calculating black carbon emissions.

Carbon-containing particles in the atmosphere do not entirely consist of carbon, their composition and structure depend on their formation and ageing. They are characterized by certain properties (e.g. blackness or chemical stability), depending on the property under consideration, this results in definitions (black carbon, elemental carbon, etc.) and measurement methods. After a summary of common definitions and measurement methods, an overview is given on the current status of emissions reporting for black carbon from Germany and other countries, as well as about handling black carbon in common emission databases and chemical transport models.

Measurements of black carbon and measurements of elemental carbon are not directly comparable and do not always correlate well with one another. However, because often only either black carbon or elemental carbon measurements are available, they are often used interchangeably.

For the clusters "wood burning in small combustion plants", "energy and industry", "road traffic" and "other traffic", which together contribute over 90% to black carbon emissions in Germany, a more detailed literature survey was carried out. As a result, the bandwidths of black carbon emission factors (if found) or black carbon fractions of particulate matter were compared for these clusters.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
Abkürzungsverzeichnis	11
Zusammenfassung	14
Summary	17
1 Hintergrund und Einführung	20
2 Ansätze zur Verbesserung des deutschen Black Carbon (BC) Inventars	21
2.1 Definitionen und Messmethoden	21
2.1.1 Definitionen BC, EC, OC	21
2.1.2 Übersicht Messmethoden	24
2.1.3 Aspekte zu Unsicherheiten bei Messungen	26
2.1.4 Empfehlungen der WMO/GAW	28
2.1.5 Emissionsmessungen an Feuerungsanlagen	29
2.2 Aktueller Stand zu BC in Informative Inventory Reports (IIR)	32
2.2.1 BC Emissionen Deutschland	32
2.2.2 IIR Deutschland	34
2.2.3 IIR weiterer ausgewählter Länder	35
2.3 Überblick BC im EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook	39
2.4 Überblick BC in der SPECIATE-Database der EPA	40
2.5 Auswertung kategorienübergreifender Literaturquellen	42
2.5.1 Klimont et al. (2017)	42
2.5.2 Bond et al. (2013)	43
2.5.3 Kuenen et al. (2014)	44
2.5.4 Aasestad et al. (2013)	44
2.5.5 CEC 2015	44
2.5.6 Kutzner et al. (2018)	46
2.5.7 Clemen und Kaupp (2018)	47
2.6 Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen	47
2.6.1 EMEP/EEA	48
2.6.2 GAINS	52
2.6.3 EPA SPECIATE Database	53
2.6.4 Van der Gon et al. (2015)	54
2.6.5 ACAP 2014	56
2.6.6 Kindbom et al. (2017)	60

2.6.7	Fachinger et al. (2017).....	67
2.6.8	Zusammenfassung Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen.....	69
2.7	Energie und Industrie.....	72
2.7.1	EMEP/EEA.....	72
2.7.2	GAINS	73
2.7.3	EPA SPECIATE database.....	79
2.7.4	Zusammenfassung Energie und Industrie	92
2.8	Straßenverkehr	95
2.8.1	EMEP/EEA.....	95
2.8.2	GAINS	97
2.8.3	EPA SPECIATE database.....	103
2.8.4	Louis et al. (2016)	114
2.8.5	Jezek et al. (2018).....	116
2.8.6	Krecl et al. (2018)	116
2.8.7	Zavala et al. (2017)	118
2.8.8	Reifenaufbau	121
2.8.9	Zusammenfassung Straßenverkehr.....	121
2.9	Sonstiger Verkehr	124
2.9.1	EMEP/EEA.....	124
2.9.2	GAINS	125
2.9.3	Mueller et al. (2015).....	128
2.9.4	Johnson et al. (2016)	128
2.9.5	Wang et al. (2016).....	130
2.9.6	Messungen an Binnenschiffen	131
2.9.7	Tang et al. (2015).....	132
2.9.8	Zusammenfassung Sonstiger Verkehr.....	132
2.10	Vorschlag zur Verbesserung des deutschen BC Inventars.....	135
2.10.1	Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen.....	135
2.10.2	Energie und Industrie	136
2.10.3	Straßenverkehr.....	137
2.10.4	Sonstiger Verkehr.....	137
3	Quellenverzeichnis.....	139

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ansätze zur Messung kohlenstoffhaltiger Komponenten von Partikeln nach EPA (2012).....	22
Abbildung 2:	Vergleich PM-Messungen bei verschiedenen Probenahme-Methoden mit PM in der Umgebungsluft; Quelle: Nussbaumer et al. (2008)	31
Abbildung 3:	BC Emissionen nach US EPA Berichterstattung	40
Abbildung 4:	Schematische Darstellung: Vorgehen bei US EPA anhand von Emissionsprofilen.....	41
Abbildung 5:	Schema der Umwandlungen des Kohlenstoffs (carbon conversion scheme) bei Holzfeuerungen: Reaktionen in der Brennkammer, im Schornstein und nach Verdünnung in der Atmosphäre	57
Abbildung 6:	Heizkessel/Zentralheizungen: Emissionsfaktoren für PM2.5 (oben) und EC (unten) nach Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen	65
Abbildung 7:	Öfen/Einzelraumfeuerstätten: Emissionsfaktoren für PM2.5 (oben) und EC (unten) nach Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen	66
Abbildung 8:	Überblick Emissionsfaktoren Kleinfeuerungsanlagen PM2.5 und BC	71
Abbildung 9:	Überblick Energie und Industrie: Anteilswerte BC	94
Abbildung 10:	Vergleich der BC-Emissionsfaktoren von Louis et al. (2016), für Artemis, urban, hot start mit mittleren Emissionsfaktoren nach HBEFA3.3 (PM2.5, BC-Anteil nach Ntziachristos 2017 aus Tabelle 38) für Otto- und Diesel-Pkw Euro 4 und 5 urban	115
Abbildung 11:	Überblick Emissionsfaktoren Straßenverkehr PM2.5 und BC	123
Abbildung 12:	Überblick Emissionsfaktoren „Sonstiger Verkehr“ PM2.5 und BC ...	134

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Von Petzold et al. (2013) empfohlene Terminologie und damit verbundene Messtechniken und Messgeräte	25
Tabelle 2:	PM2.5 und BC Emissionen für Deutschland der relevanten NFR-Kategorien, die mindestens 0,5% zu den jeweiligen Emissionen beitragen und deren BC Emissionen >0 sind (Berichtsjahr 2017, Berichterstattung 2019).....	33
Tabelle 3:	Datenquellen für BC-Emissionsfaktoren relevanter NFR Kategorien aus dem deutschen IIR.....	34
Tabelle 4:	Datenquellen für Feinstaub-Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR der Niederlande.....	36
Tabelle 5:	Datenquellen für Feinstaub-Emissionsfaktoren relevanter NFR Kategorien aus dem IIR Dänemark	37
Tabelle 6:	Datenquellen für BC Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR Schweden.....	37
Tabelle 7:	Datenquellen für Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR England	38
Tabelle 8:	Emissionsfaktoren in g/kg Kraftstoff	43
Tabelle 9:	Mögliche Quellen für Emissionsfaktoren, Aktivitätsdaten und Anteilsprofile für die Kategorie „residential combustion“ nach Tier 1 aus (CEC 2015)	45
Tabelle 10:	Mögliche Quellen für Emissionsfaktoren, Aktivitätsdaten und Anteilsprofile für die Kategorie „residential combustion“ nach Tier 2 aus (CEC 2015)	45
Tabelle 11:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für offene Kamine in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	48
Tabelle 12:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für konventionelle Öfen in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	49
Tabelle 13:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für effiziente Öfen in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	49
Tabelle 14:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für öko-zertifizierte Öfen nach EMEP/EEA 2017	50
Tabelle 15:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC konventionelle Heizkessel mit Heizleistung kleiner als 50 kW in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017	50
Tabelle 16:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Pelletöfen und -kessel in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	50
Tabelle 17:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in Heizkesseln mit mehr als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017	51

Tabelle 18:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in manuell beschickten Heizkesseln mit weniger als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	51
Tabelle 19:	Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in automatisch beschickten Heizkesseln mit weniger als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017.....	51
Tabelle 20:	Emissionsfaktoren für BC aus GAINS bei der Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“	53
Tabelle 21:	Holzfeuerungen (van der Gon et al., 2015): Vergleich der PM Emissionsfaktoren für feste Partikel (solid particles, SP) und für kondensierbare Partikel gemessen im Verdünnungstunnel (dilution tunnel, DT)	55
Tabelle 22:	PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte boilers aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook	58
Tabelle 23:	PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte fireplaces aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook	58
Tabelle 24:	PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte stoves aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook	59
Tabelle 25:	Emissionsfaktoren für PM2.5, EC, OC, CO, CH ₄ und NMVOC in mg/MJ für holzbefeuerte Heizkessel (Kindbom et al., 2017)	61
Tabelle 26:	Emissionsfaktoren für PM2.5, EC, OC, CO, CH ₄ und NMVOC in mg/MJ für holzbefeuerte Öfen	62
Tabelle 27:	Von Fachinger et al. (2017) aus Messungen abgeleitete mittlere Emissionsfaktoren für einen Holzofen im Vergleich mit anderen Literaturwerten.....	67
Tabelle 28:	Von Fachinger et al. (2017) aus Messungen abgeleitete mittlere Emissionsfaktoren für einen Pelletofen im Vergleich mit anderen Literaturwerten.....	68
Tabelle 29:	BC-Anteilswerte an PM2.5 NFR-Kategorie 1A1a (Public electricity and heat production) Tier 1 default-Werte aus dem EMEP/EEA Guidebook	72
Tabelle 30:	BC-Anteilswerte an PM2.5 NFR-Kategorie 1A1a (Public electricity and heat production) Tier 2 default-Werte aus dem EMEP/EEA Guidebook	72
Tabelle 31:	Emissionsfaktoren für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Energieversorgung“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“	74
Tabelle 32:	Emissionsfaktoren (Brennstoff-bezogen) für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Industrie“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“	75

Tabelle 33:	Emissionsfaktoren (produktionsbezogen) für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Industrie“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“	77
Tabelle 34:	US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Kohleverbrennung	80
Tabelle 35:	US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Zementherstellung	87
Tabelle 36:	US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Stahlherstellung	90
Tabelle 37:	US SPECIATE DB Datensätze zu Elemental Carbon-Emissionen aus Harnstoffherstellung	91
Tabelle 38:	BC-Anteilswerte an PM2.5 für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, Pkw und leichte Nutzfahrzeuge, Ottokraftstoff) aus dem EMEP/EEA Guidebook	95
Tabelle 39:	BC-Anteilswerte an PM2.5 für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, Pkw und leichte Nutzfahrzeuge, Dieselmotorkraftstoff) aus dem EMEP/EEA Guidebook	95
Tabelle 40:	BC-Anteilswerte an PM2.5 für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, schwere Nutzfahrzeuge) aus dem EMEP/EEA Guidebook	96
Tabelle 41:	BC-Anteilswerte an PM2.5 für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, motorisierte Zweiräder) aus dem EMEP/EEA Guidebook	96
Tabelle 42:	BC-Anteilswerte an PM für die NFR-Kategorien 1.A.3.b.vi und 1.A.3.b.vii (Straßenverkehr, Reifen-, Brems- und Straßenabrieb) aus dem EMEP/EEA Guidebook	96
Tabelle 43:	Emissionsfaktoren Straßenverkehr (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC bei Rundung auf drei Nachkommastellen größer Null	97
Tabelle 44:	Emissionsfaktoren Straßenverkehr (Abrieb) für PM10 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“	98
Tabelle 45:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „diesel cars and light duty vehicles“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten	99
Tabelle 46:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „gasoline cars and light duty vehicles“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten	99
Tabelle 47:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „diesel heavy duty vehicles“ : In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten	100

Tabelle 48:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „2-stroke 2-wheelers“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten.....	101
Tabelle 49:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „4-stroke 2-wheelers“ : In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten.....	101
Tabelle 50:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Bremsabrieb	102
Tabelle 51:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Reifenabrieb	102
Tabelle 52:	Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Straßenabrieb.....	102
Tabelle 53:	US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Bremsabrieb.....	103
Tabelle 54:	US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Dieselerbrennung	105
Tabelle 55:	NO ₂ , BC und Partikelanzahl Emissionsfaktoren	114
Tabelle 56:	Mittlere BC und NO _x -Emissionsfaktoren für aggregierte Fahrzeug-Kategorien und die zu deren Berechnung verwendeten Verbrauchsfaktoren aus EMEP/EEA (Jezek et al., 2018).....	116
Tabelle 57:	Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für unterschiedliche Tageszeiten und Verkehrsbelastungen (TR = total traffic rate, HDV = Anteil Schwerverkehr in %) an Werkstage, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien (Krecl et al., 2018).....	117
Tabelle 58:	Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für Leichtverkehr (LDV) und Schwerverkehr (>HDV) für den Zeitbereich 05-08 an Werkstage, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien, im Vergleich mit Literaturwerten (Krecl et al., 2018)- Informationen zu Messort und Methode	118
Tabelle 59:	Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für Leichtverkehr (LDV) und Schwerverkehr (>HDV) für den Zeitbereich 05-08 an Werkstage, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien, im Vergleich mit Literaturwerten (Krecl et al., 2018) - Werte.....	118
Tabelle 60:	Art und Anzahl der Fahrzeuge, für die Zavala et al. (2017) Emissionsfaktoren gemessen haben	119
Tabelle 61:	Emissionsfaktoren für BC, OC und anorganisches PM (gemessen mit AML) sowie PM gesamt (gemessen mit remote sensing), von Zavala et al. (2017) für die in Tabelle 60 aufgelisteten Fahrzeuge im realen Verkehr gemessen; BC-Anteil: berechnet als Verhältnis aus BC zur Summe aus BC, OC und anorganischem PM	120
Tabelle 62:	Anteilswerte von BC (f-BC) an PM _{2.5} für mobile Maschinen nach EMEP/EEA	124

Tabelle 63:	Emissionsfaktoren Baumaschinen (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0	125
Tabelle 64:	Emissionsfaktoren Binnenschifffahrt (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0	126
Tabelle 65:	Emissionsfaktoren Schienenverkehr (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0	126
Tabelle 66:	Emissionsfaktoren sonstige mobile Maschinen (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0	127
Tabelle 67:	Schiffsemissionen: Zusammenfassender Vergleich der am Prüfstand gemessenen spezifischen EC-, OC-, PM gesamt- und BC-Emissionen für verschiedene Kombinationen aus Motor- und Kraftstofftyp von Johnson et al. (2016) und älteren Messungen derselben Arbeitsgruppe	130
Tabelle 68:	Vergleich der mittleren kraftstoffbezogenen Emissionsfaktoren für PM2.5, OC und EC ($\pm$ Standardabweichung der verschiedenen Messzyklen) in der Einheit: g/kg Kraftstoff für die vier vermessenen Muldenkipper, Quelle: Wang et al. (2016)	131

Abkürzungsverzeichnis

ACAP	Arctic contaminants action program
ATOFMS	Aerosol Time-of Flight Mass Spectrometry
BC	Black Carbon
BCa	Apparent black carbon
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BS	Black smoke
BrC	Brown carbon
CEC	Commission for Environmental Cooperation
CEN	European Committee for Standardization
CEPMEIP	Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance
CTM	Chemie Transport Modell
DB	Datenbank
DEPA	Danish Environmental Protection Agency
DPF	Diesel Partikel Filter
EBC	Equivalent black carbon
EC	Elemental carbon
EEA	Europäische Umweltagentur (European Environment Agency)
EF	Emissionsfaktor
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EPA	(US) Environmental Protection Agency
EU	Europäische Union
EUSAAR-2	European Supersites for Atmospheric Aerosol Research
GAINS	Greenhouse gas-Air pollution Interactions and Synergies
GAW	Global Atmosphere Watch Programme
HBEFA	Handbook Emission Factors for Road Transport
HDV	Heavy duty vehicle, schweres Nutzfahrzeug
ICCT	International Council on Clean Transportation
IED	Industrieemissionsrichtlinie
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
IIR	Informative Inventory Report
IMPROVE_A	Interagency Monitoring of Protected Visual Environments
LAC	Light absorbing carbon

LDV	Light duty vehicle, leichtes Nutzfahrzeug
LII	Laser Induced Incandescence (Laser-induzierte Inkandeszenz)
MAAP	Multi-Angle Absorption Photometer
MAC	mass absorption cross-section
MACC	Monitoring Atmospheric Composition and Climate
MMR	Europäische Monitoring Verordnung
NEC	National Emission Ceilings (nationale Emissionshöchstmengen)
NFR	Nomenclature for Reporting
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NMVOC	Non-methane volatile organic compound (Nicht-Methan flüchtige organische Verbindung)
OA	Organic aerosol
OC	Organic carbon
OCa	Apparent organic carbon
OM	Organic material
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe)
PM	Particulate matter (Staub)
PM10	Staub mit einem dynamischen Durchmesser < 10 µm
PM2.5	Staub mit einem dynamischen Durchmesser < 2,5 µm
PM1	Staub mit einem dynamischen Durchmesser < 1,0 µm
PN	Particle Number (Partikel Anzahl)
POA	primary organic aerosol
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
PSAP	Particulate Soot Absorption Photometer
rBC	Refractory black carbon
SLCF	Short-lived climate forcer
SP-AMS	Soot Particle Aerosol Mass Spectrometry
SP2	Single Particle Soot Photometer
SOA	secondary organic aerosol
TC	Total carbon
TEM	Transmissionselektronenmikroskopie
TOR	thermisch-optische Reflexion
TOT	thermisch-optische Transmission
TREMOD	Transport Emission Model
TREMOD-MM	Transport Emission Model Mobile Machinery

TSP	total suspended particulate
UBA	Umweltbundesamt
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UKPIA	United Kingdom Petroleum Industry Association
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	Volatile Organic Compound (Flüchtige organische Verbindung)
WMO	World Meteorological Organization

Zusammenfassung

Kohlenstoffhaltige Partikel in der Atmosphäre bestehen nicht ausschließlich aus Kohlenstoff, ihre Zusammensetzung und Struktur hängt von ihrer Entstehung und ihrem Alterungsverlauf ab. Sie zeichnen sich durch bestimmte Eigenschaften (z. B. Schwärze oder chemische Stabilität) aus, je nach betrachteter Eigenschaft ergeben sich daraus Definitionen (Black Carbon (BC), Elemental Carbon (EC) etc.) und Messmethoden. Nach einer Zusammenfassung gängiger Definitionen und Messmethoden wird ein Überblick gegeben über den aktuellen Stand der Emissionsberichtserstattung für Black Carbon von Deutschland und weiteren Ländern sowie über die Behandlung von Black Carbon in gängigen Emissionsdatenbanken und Chemie-Transport-Modellen.

Messungen von EC und Messungen von BC sind nicht direkt vergleichbar, korrelieren auch untereinander nicht immer gut. Weil jedoch vielfach nur entweder EC oder nur BC Messungen vorliegen, werden sie häufig gleichgesetzt.

Eigene Emissionsfaktoren für BC werden selten angegeben, häufiger sind Anteilswerte an PM_{2.5}. Gegen diesen Ansatz spricht, dass auch BC und PM_{2.5} i. d. R. nicht gut korrelieren. Für diesen Ansatz spricht, dass PM_{2.5} einfacher und eindeutiger messbar ist, was zu mehr Stabilität für darauf aufbauende Emissionsinventare führt. Ein pragmatischer Kompromiss könnte sein, Anteilswerte möglichst detailliert für verschiedene Technologien und Verbrennungsbedingungen zu bestimmen.

Für die Cluster „Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen“, „Energie und Industrie“, „Straßenverkehr“ und „Sonstiger Verkehr“, die 2016 insgesamt über 90% zu den Black Carbon Emissionen in Deutschland beitrugen, wurden detailliertere Literaturrecherchen durchgeführt.

Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen

Kleinfeuerungsanlagen trugen in Deutschland im Jahr 2016 ca. 16% zu den BC Gesamtemissionen bei, Feinstaub und BC Emissionen entstehen dort insbesondere beim Einsatz von Festbrennstoffen. Weil Holz ein nachwachsender Rohstoff ist, wird sein Einsatz zur Heizung von Wohngebäuden gefördert und nimmt ggü. Gas oder Heizöl zu. Kleinfeuerungsanlagen lassen sich grundsätzlich in Zentralheizungen/Heizkessel verschiedener Nennwärmeleistungsklassen, Öfen/Einzelraumfeuerstätten und offene Kamine unterteilen, holzbetriebene Herde können in Deutschland vernachlässigt werden. Gängige Brennstoffe sind Holzscheite, Pellets und Hackschnitzel.

Es wurden BC Emissionsfaktoren zwischen 1 g/GJ und 75 g/GJ und PM_{2.5} Emissionsfaktoren zwischen 9 g/GJ und 820 g/GJ gefunden. Diese Bandbreite ergibt sich wie folgt:

- ▶ Modernere Heizkessel oder Öfen emittieren deutlich weniger Feinstaub und BC bzw. EC als ältere Anlagen.
- ▶ Pelletkessel emittieren weniger als Kessel für Scheitholz.
- ▶ Feinstaubemissionen sind bei schlechter Verbrennung (feuchtes Holz, sehr niedrige bzw. sehr hohe Beladung, Anfeuerungsphase etc.) höher als bei optimalen Bedingungen. Für BC bzw. EC ist dieser Effekt deutlich schwächer ausgeprägt.
- ▶ Nach dem norwegischen Standard NS3058 bestimmte PM_{2.5} Emissionsfaktoren sind höher als nach EN. Hauptgrund dafür ist, dass nach NS3058 vier unterschiedliche Verbrennungsraten vorgeschrieben sind, die nicht alle in dem Bereich liegen, für die die jeweiligen Öfen optimiert sind.
- ▶ Werden Feinstaubemissionen in verdünntem, abgekühltem Abgas gemessen, also einschließlich der Kondensate, ergeben sich deutlich höhere Emissionsfaktoren als bei Messungen ausschließlich der festen Partikel auf beheizten Filtern. Die Kondensate tragen zu OC bei, nicht zu EC. Bei „conventional wood stoves“ beträgt der Unterschied bis zu einem Faktor 5.

- ▶ Die absoluten BC-bzw. EC-Emissionsfaktoren sind davon nicht betroffen. Die BC-Anteilswerte bezogen auf festes PM_{2.5} sind entsprechend höher als bezogen auf PM_{2.5} inklusive der Kondensate. Die Korrelation zwischen BC und PM_{2.5} ist niedrig, erhöht sich jedoch, wenn ausschließlich optimale Verbrennungsbedingungen betrachtet werden.

Energie und Industrie

Dieses Cluster umfasst die Teilbereiche Energieversorgung, Raffinerien und Industrie. Im Rahmen der Recherche wurden aus den Datenquellen EMEP/EEA und GAINS, SPECIATE (US EPA) BC Anteile an Feinstaub-Emissionen für diese Teilbereiche und die Brennstoffe Steinkohle, Braunkohle, Erdgas, Raffineriegas, Schweröl, Gasöl (Diesel), Raffinerieöl, Biomasse (trocken, feucht, verunreinigt) und Müll zusammengestellt.

Aufgrund der Vielzahl an Anlagearten und -größen von Kraftwerken über Raffineriefackeln bis hin zur Zementklinkerherstellung, an Brennstoffarten und auch an möglichen Abgasreinigungssystemen variieren sowohl die Feinstaubemissionen wie auch die darauf bezogenen BC Anteile, letztere liegen zwischen nahezu Null (Aluminiumproduktion, GAINS) und 100% (Gas flaring, GAINS). Zusammenfassend lässt sich festhalten:

- ▶ Die Datensätze des EMEP/EEA-Guidebook geben für Feuerungsanlagen der öffentlichen Strom- und Wärmeerzeugung geringe BC-Anteile im einstelligen Prozentbereich unter 4 % bezogen auf PM_{2.5} an.
- ▶ Für Industrieanlagen variieren die in GAINS verwendeten BC-Anteile zwischen null (hocheffiziente Entstaubungen) und höheren Werten bis ca. 20%. Welche Anteile den in Deutschland angewendeten Abgasreinigungstechniken entsprechen, kann hier nicht beurteilt werden. Insgesamt ist der Beitrag der BC Emissionen aus Industriefeuerungen im deutschen Inventar gering.
- ▶ In Deutschland wird überschüssiges Raffineriegas gespeichert und genutzt, sodass lediglich ein Sicherheitsfackelbetrieb nach dem Stand der Technik erfolgt (Dampfeindüsung), der weder zu hohen Feinstaub- noch zu hohen BC Emissionen führt. Es ist anzunehmen, dass sich der BC-Faktor nach GAINS auf den Fackelbetrieb zum Abbrand überschüssigen Raffineriegases oder auf Sicherheitsfackeln ohne Rußminderungstechnik bezieht.

Straßenverkehr

Der Straßenverkehr liefert mit 45% den größten Einzelbeitrag zu den BC Emissionen in Deutschland. Zu seinen BC-Emissionen tragen bei

- ▶ Abgas-Emissionen der Diesel-Fahrzeuge, insbesondere von Fahrzeugen ohne Partikelfilter
- ▶ Abgas-Emissionen der Otto-Fahrzeuge
- ▶ Abriebsemissionen, hier trägt insbesondere der Reifenabrieb bei, der entsprechend dem Rußanteil am Reifenmaterial bis zu 30% betragen kann.

Auch beim Straßenverkehr werden typischerweise BC-Emissionen aus Anteilswerten von BC an PM_{2.5} berechnet. Diese Anteilswerte variieren nach Kraftstoff, Euronormstufe und Nachbehandlungssystem (Diesel-Partikelfilter vermindern die BC-Emissionen stärker als die PM_{2.5}-Emissionen), für ein gegebenes Fahrzeugkonzept wird jedoch ein fester Zusammenhang zwischen BC und PM_{2.5} angenommen. Standard in Europa ist die Verwendung einer Zusammenstellung von Ntziachristos et al. (2007), auf die auch EMEP/EEA, TREMOD, GAINS und das HBEFA 3.3 (expert version) zurückgreifen. Danach liegen die BC-Anteile an den PM_{2.5} Emissionen für Otto-Fahrzeuge zwischen 2% und 30% und für Diesel-Fahrzeuge ohne Filter zwischen 50% und fast 90%. Durch Filter und Kraftstoff-Additive kann der Anteil hier auf 10% reduziert werden.

Mit zunehmenden Euronormstufen nehmen PM- und BC-Emissionsfaktoren ab. Eine Ausnahme bilden die BC-Emissionsfaktoren der direkt einspritzenden Otto-Pkw, welche höher sind als ohne Direkteinspritzung. Ab Euro 6 sind sie jedoch ebenfalls gering, weil sie dieselben Grenzwerte für Partikel erfüllen müssen wie Diesel Pkw und die Otto Direkteinspritzer daher auch mit Partikelfiltern ausgerüstet sind.

Sonstiger Verkehr

Nach dem Straßenverkehr liefert der sonstige Verkehr mit 31% derzeit von allen Quellkategorien den zweitgrößten Einzelbeitrag zu den BC-Emissionen in Deutschland. Gründe dafür sind im Vergleich mit dem Straßenverkehr hohe Dieselanteile am Kraftstoffeinsatz und ein hohes mittleres Flottenalter.

Diese Gruppe ist sehr inhomogen und beinhaltet so unterschiedliche Geräte wie private benzinbetriebene Rasenmäher, Muldenkipper oder Schiffsmotoren. Da die Emissionsstandards für alle diese Motoren durch die EU-Richtlinie „Non-Road Mobile Machinery Regulation“ 2016/1628 vorgegeben werden, wird vergleichbares Emissionsverhalten angenommen.

Da die in mobilen Maschinen eingesetzten Dieselmotoren häufig dieselben sind, die auch in schweren Nutzfahrzeugen im Straßenverkehr eingesetzt werden, werden häufig Anteilswerte für BC an PM aus dem Straßenverkehr angesetzt.

Aktuelle BC-Messungen liegen nur vereinzelt vor und bestätigen im Wesentlichen die Annahme vergleichbaren Emissionsverhaltens. Für dieselbetriebene Hochseeschiffe wurden tendenziell kleinere BC Anteile gemessen. Ein möglicher Grund dafür ist, dass bei Hochseeschiffen langsamer drehende Motoren (2-Takt) eingesetzt werden.

Summary

Carbon-containing particles in the atmosphere do not consist entirely of carbon; their composition and structure depend on their formation and their ageing process. They are characterized by certain properties (e.g. blackness or chemical stability). Depending on the property under consideration, this results in definitions (black carbon (BC), elemental carbon (EC) etc.) and measurement methods. After a summary of common definitions and measurement methods, an overview is given of the current status of emissions reporting for black carbon from Germany and other countries as well as about the treatment of black carbon in common emission databases and chemical transport models.

Measurements of EC and measurements of BC are not directly comparable and do not always correlate well with one another. However, because often only either EC or BC measurements are available, they are often equated.

Independent emission factors for BC are rarely given; more common are BC fractions of PM_{2.5}. As a rule, BC and PM_{2.5} do not correlate well. However, PM_{2.5} is easier and uniquely measurable, which leads to more stability for the emission inventories based on it. A pragmatic compromise could be to determine BC fractions of PM_{2.5} in as much detail as possible for different technologies and combustion conditions.

For the clusters "wood burning in small combustion plants", "energy and industry", "road traffic" and "other traffic", which contributed a total of over 90% to black carbon emissions in Germany in 2016, more detailed literature research was carried out.

Wood burning in small combustion plants

Small combustion plants contributed approx. 16% to the total BC emissions in Germany in 2016, particularly by burning of solid fuels. Because wood is a renewable fuel, its use for heating residential buildings is promoted and therefore increasing compared to gas or heating oil.

Small combustion systems can basically be divided into central heating systems of different nominal heat output classes, single room fireplaces and open fireplaces. Wood-burning stoves for cooking can be neglected in Germany. Common fuels are wood logs, pellets and wood chips.

BC emission factors between 1 g / GJ and 75 g / GJ and PM_{2.5} emission factors between 9 g / GJ and 820 g / GJ were found. There are several reasons for this range:

- ▶ Modern boilers or stoves emit significantly less particulate matter and BC or EC than older systems.
- ▶ Pellet boilers emit less than firewood boilers.
- ▶ Fine dust emissions are higher in poor combustion (damp wood, very low or very high load, ignition phase, etc.) than in optimal conditions. For BC and EC, this effect is less pronounced.
- ▶ PM_{2.5} emission factors determined according to the Norwegian standard NS3058 are higher than according to EN. The main reason for this is that, according to NS3058, four different combustion rates are prescribed; these conditions are in part out of the range for which the respective stoves are optimized.
- ▶ If fine dust emissions are measured in diluted, cooled exhaust gas, i.e. including the condensates, the emission factors are significantly higher than when measuring exclusively solid particles on heated filters. The condensates contribute to OC, not to EC. With "conventional wood stoves" the difference is up to a factor of 5.
- ▶ The absolute BC or EC emission factors are not affected by that. The resulting BC fractions of solid PM_{2.5} therefore are higher of PM_{2.5} including the condensates. The correlation between BC and PM_{2.5} is low but increases if only optimal combustion conditions are considered.

Energy and industry

This cluster comprises the sub-areas of energy supply, refineries and industry. BC fractions of PM_{2.5} from the data sources EMEP / EEA and GAINS, SPECIATE (US EPA) were compiled for these sub-areas and the fuels bituminous coal, lignite, natural gas, refinery gas, heavy oil, gas oil (diesel), refinery oil, biomass (dry, damp, contaminated) and garbage.

Due to the large number of plant types and sizes (power plants, refinery torches, cement clinker production, ...), fuel types and also possible exhaust gas cleaning systems, both the fine dust emissions and the related BC shares vary, the latter being between almost zero (aluminum production, GAINS) and 100% (gas flaring, GAINS). The following can be summarized:

- ▶ The data records of the EMEP / EEA guidebook indicate low BC shares in the single-digit percentage range below 4% for PM_{2.5} for combustion plants for public power and heat generation.
- ▶ For industrial plants, the BC components used in GAINS vary between zero (highly efficient dedusting) and higher values up to approx. 20%. It cannot be assessed here which fractions correspond to the exhaust gas cleaning techniques used in Germany. Overall, the contribution of BC emissions from industrial furnaces in the German inventory is low.
- ▶ In Germany, excess refinery gas is stored and used, so that only a safety flare operation takes place that does not lead to high fine dust or high BC emissions as best available technique is applied (steam injection). It can be assumed that the BC factor according to GAINS refers to the flare operation incinerating excess refinery gas or to safety flare operation carried out without soot reduction technique.

Road traffic

Road traffic contributes 45% to the total BC emissions in Germany, which makes the largest single contributor. These emissions come from

- ▶ Exhaust emissions from diesel vehicles, especially vehicles without a particle filter
- ▶ Exhaust emissions from petrol vehicles
- ▶ Abrasion emissions, where tire wear dominates, BC fraction can be up to 30% depending on the soot content of the tire material.

For road traffic, BC emissions are typically calculated as BC fractions of PM_{2.5}. The percentage values vary according to fuel, Euro norm and aftertreatment system (diesel particulate filters reduce BC emissions more than PM_{2.5} emissions), but for a given vehicle concept, a fixed relationship between BC and PM_{2.5} is assumed. In Europe, usually a compilation by Ntziachristos et al. (2007) is used, also by EMEP / EEA, TREMOD, GAINS and the HBEFA 3.3 (expert version). According to this, the BC fractions of PM_{2.5} for petrol vehicles vary between 2% and 30% and for diesel vehicles without filters between 50% and almost 90%. This fraction can be reduced to 10% by diesel particle filters and fuel additives.

With increasing Euro norm levels, PM and BC emission factors decrease. As an exception, the BC emission factors for direct-injection gasoline cars are higher than for gasoline cars without direct injection. For gasoline Euro 6 cars, however, they are also low, because they must meet the same limit values for particles as diesel cars, and therefore also are equipped with particle filters.

Other traffic

After road traffic, "other traffic" currently makes up the second largest single contribution to BC emissions in Germany, namely 31%. The reasons for this are high diesel shares and a high average fleet age.

This group is very inhomogeneous and includes such different devices as private petrol-powered lawn mowers, dump trucks or ship engines. Since the emission standards for all these engines are specified by the EU directive “Non-Road Mobile Machinery Regulation” 2016/1628, comparable emission behaviour is assumed.

Since the diesel engines used in mobile machines are often the same as those used in heavy commercial vehicles in road traffic, BC fractions of PM_{2.5} from road traffic are often used.

Current BC measurements are only available occasionally and essentially confirm the assumption of comparable emission behaviour. For diesel-powered ocean-going vessels, smaller BC fractions tend to be measured. One possible reason for this is that slower rotating motors (2-stroke) are used on ocean-going ships.

1 Hintergrund und Einführung

Die Bundesrepublik Deutschland hat sich verpflichtet, die Anforderungen der Klimarahmenkonvention, des Kyoto-Protokolls und zur Umsetzung derselben im europäischen Kontext der europäischen Monitoring-Verordnung (MMR), sowie des Genfer Luftreinhalteübereinkommens und der neuen europäischen NEC-Richtlinie (Richtlinie 2016/2284/EU) zu erfüllen.

Das Umweltbundesamt (UBA) koordiniert im Auftrag des BMU den Gesamtprozess der Emissionsberichterstattung und ist neben der Erfüllung der Anforderungen an die Berichterstattung auch für Verbesserungen zuständig.

Ziel des Projektes „wissenschaftlich-methodische Grundlagen der Inventarverbesserung 2016/2017“ ist die Verbesserung der deutschen Emissionsinventare, wobei schwerpunktmäßig Defizite des Inventars bearbeitet werden, die im Rahmen eines „In-Country-Reviews“ identifiziert und im dazugehörigen Bericht dokumentiert wurden. Dies betrifft insbesondere die Verbesserungen der Unsicherheiten einzelner Teile des Inventars, die Erarbeitung von Grundlagen zur Berechnung von Black Carbon Emissionen sowie weiterer Quellgruppen.

Der Inhalt dieses Teilberichts umfasst die Arbeiten im Arbeitspaket 4: Black Carbon Emissionen.

2 Ansätze zur Verbesserung des deutschen Black Carbon (BC) Inventars

Im Rahmen des Vorhabens wurden erste Ansätze zur Weiterentwicklung bzw. Neuentwicklung der Berechnungsmethoden des Black Carbon Inventars für Deutschland entwickelt. Die entsprechenden Betrachtungen werden im Folgenden beschrieben.

Zunächst wird in einem einführenden Abschnitt auf die Definition von Black Carbon (BC) und auf Aspekte bei der Messung eingegangen. Im Weiteren wird kurz der aktuelle Stand der Emissionsberichterstattung zu BC in Deutschland und in ausgewählten europäischen Ländern dargestellt und anschließend ein kurzer Überblick zur Ermittlung von BC Emissionen bei der US EPA gegeben. Daran schließt sich die Darstellung zum aktuellen Stand der weiteren Literaturrecherche zu BC Emissionen an. Die für Deutschland besonders relevanten NFR-Kategorien werden in Clustern gruppiert, die dazu gefundene Literatur wird in den Unterkapiteln „Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen“, „Industrie und Energieversorgung“, „Straßenverkehr“ und „Sonstiger Verkehr“ zusammengefasst.

2.1 Definitionen und Messmethoden

Bei unvollständigen Verbrennungsprozessen entstehen als unerwünschte Nebenprodukte Partikel, die elementaren Kohlenstoff (Elemental Carbon, EC, manchmal auch Black Carbon, BC, genannt aufgrund der hohen lichtabsorbierenden Eigenschaft), organische Kohlenstoffverbindungen (organic matter, OM, oft auch organic aerosol, OA, genannt) und verschiedene mineralische Staubkomponenten (anorganische Carbonate) enthalten können. Die unspezifische Mischung kohlenstoffhaltiger Feinstaubpartikel wird insgesamt umgangssprachlich als Ruß bezeichnet und kann je nach Entstehungsprozess unterschiedlich zusammengesetzt sein. Zusätzliche Schwierigkeiten ergeben sich bei der Definition und Abgrenzung von BC und EC, da sich diese u. a. an unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften des Materials orientieren.

In vielen Veröffentlichungen, die sich mit kohlenstoffhaltigen Feinstaubpartikeln befassen, finden sich einleitend Ausführungen dazu, welche Begrifflichkeiten und Definitionen zur Beschreibung der betrachteten Komponenten verwendet werden. So wird z. B. in (Schweiz, 2013) zunächst die Frage gestellt „Was ist Russ?“ und mit Bezug auf Petzold et al. (2013) wie folgt beantwortet:

„Es existiert keine einheitliche, eindeutige Definition von Russ (Petzold et al., 2013). Russ umfasst alle primären, kohlenstoffhaltigen Partikel eines unvollständigen Verbrennungsprozesses. Er besteht v.a. aus elementarem (schwarzem) Kohlenstoff (elemental carbon–EC) und organischen Verbindungen, die als organischer Kohlenstoff (organic carbon–OC) gemessen werden. Immissionsseitig wird oft der elementare Kohlenstoff allein als Russ bezeichnet (z.B. in der deutschen 23. BImSchV). Black Carbon (BC) ist eine operationell definierte Bezeichnung von kohlenstoffhaltigen Partikeln, welche mit Hilfe von optischen Messmethoden (Lichtabsorption und/oder Streuung) gemessen werden. Früher war ein einfaches Messverfahren zur Messung von «black smoke»(BS) gebräuchlich, bei dem Luft durch ein Filter gesaugt und die optische Reflexion gemessen wird. EC und OC werden mit Hilfe von chemischen oder thermo-optischen Methoden bestimmt. OC besteht aus einer riesigen Vielfalt von chemischen Verbindungen. Es sind bei weitem nicht alle identifiziert. Bekannte Verbindungen im OC sind beispielsweise Levoglucosan, ein Inhaltsstoff von Holzrauch, organische Ein- oder Mehrfachsäuren, langkettige Alkane, organische Oligomere und polyzyklische aromatische Verbindungen (PAH).“ (Schweiz, 2013).

In den folgenden Ausführungen finden sich daher zunächst Definitionen zu den verschiedenen Komponenten von kohlenstoffhaltigen Partikeln und eine Übersicht zu den eingesetzten Messverfahren.

2.1.1 Definitionen BC, EC, OC

Meist werden in Veröffentlichungen zu Black Carbon Emissionen oder Messungen einleitend zunächst kurz die jeweils verwendeten Definitionen der Kohlenstoffkomponenten EC, OC und BC, meist

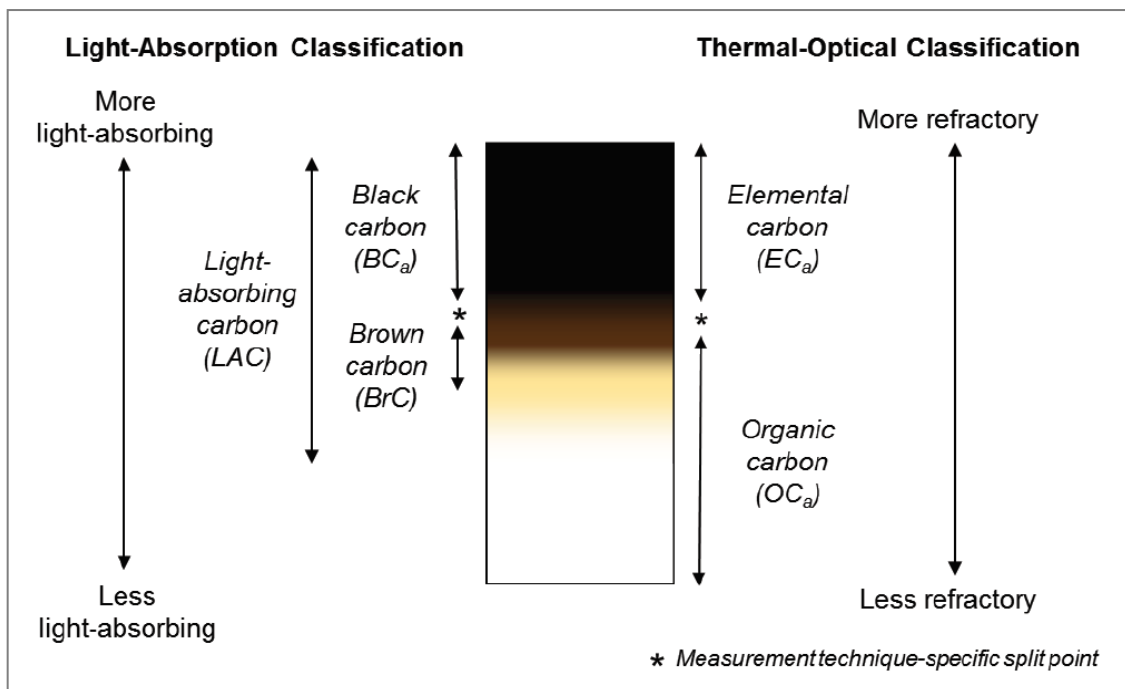
orientiert an den verwendeten Messverfahren, beschrieben. Dabei werden die folgenden zwei Gruppen von häufig eingesetzten Messverfahren unterschieden:

- ▶ Thermische oder thermisch-optische Messverfahren, die die Möglichkeit bieten, sowohl die flüchtigen Kohlenstoffverbindungen (OC) als auch den nicht-flüchtigen, thermisch stabilen, elementaren Kohlenstoff (EC) zu messen.
- ▶ Optische Messverfahren, die die lichtabsorbierenden Bestandteile messen. Der über Licht-Adsorptions-Verfahren gemessene Kohlenstoff wird als Black Carbon (BC) bezeichnet. Dieser besteht überwiegend aus dem elementaren Kohlenstoff (EC), der mit thermisch-optischen Verfahren gemessen wird, es können aber auch einige schwer flüchtige organische Kohlenwasserstoffverbindungen (OC) enthalten sein.

In EPA (2012) findet sich das in Abbildung 1 dargestellte Schaubild zur Definition der Komponenten von kohlenstoffhaltigen Partikeln, ausgehend von den bei den eingesetzten Messverfahren genutzten Materialeigenschaften thermische Stabilität und Lichtabsorptionsfähigkeit.

Häufig findet sich in der Literatur der Hinweis, dass BC und EC gleichgesetzt werden, da der Anteil von OC im BC als eher gering angesehen wird und als vernachlässigbar im Vergleich zur Ungenauigkeit der Messungen dieser Komponenten.

Abbildung 1: Ansätze zur Messung kohlenstoffhaltiger Komponenten von Partikeln nach EPA (2012)



Linke Seite: BC und andere lichtabsorbierende Materialien (light absorbing carbon (LAC), setzt sich zusammen aus apparent black carbon (BC_a) und brown carbon (BrC)) können charakterisiert werden durch ihre spezifischen optischen Eigenschaften; Rechte Seite: Andere Ansätze zur Charakterisierung beziehen sich auf die thermische Stabilität (apparent elemental carbon (EC_a), thermisch sehr stabil, apparent organic carbon (OC_a), thermisch weniger stabil); Quelle: EPA (2012)

Aus dem Jahr 2013 liegen die zwei im Folgenden aufgeführten wichtigen Veröffentlichungen zu Black Carbon vor:

1. Bond et al. (2013): Bounding the role of black carbon in the climate system. A scientific review
2. Petzold et al. (2013): Recommendations for reporting „black carbon“

In Bond et al. (2013) wird eine umfassende Übersicht zu der Rolle von Black Carbon als „short lived climate forcer (SLCF)“ gegeben, wobei zunächst ausführlich auf die Definition von Black Carbon und die verschiedenen Möglichkeiten der Messung eingegangen wird. Es findet sich dort die folgende Definition für Black Carbon:

„Black Carbon is a distinct type of carbonaceous material that is formed primarily in flames, is directly emitted to the atmosphere, and has a unique combination of physical properties. It strongly absorbs visible light, is refractory with a vaporization temperature near 4000K, exists as an aggregate of small spheres, and is insoluble in water and common organic solvents“

In Petzold et al. (2013) werden u. a. beziehend auf Bond et al. (2013) die folgenden Ausführungen zur Beschreibung und Definition von Black Carbon gegeben. Es ist das Anliegen von Petzold et al. (2013), eine Terminologie für Black Carbon zu finden, die alle Aspekte der spezifischen Materialeigenschaften, schon existierender Definitionen, eingesetzter Messmethoden und damit zusammenhängender Unsicherheiten berücksichtigt.

Zunächst wird eine rein formale Definition von BC und EC beschrieben:

- ▶ Black Carbon (BC) ist eine ideal lichtabsorbierende Substanz bestehend aus Kohlenstoff
- ▶ Elemental Carbon (EC) ist eine Substanz, die nur Kohlenstoff, d. h. keine Verbindungen mit anderen Elementen enthält. Sie kann aus unterschiedlichen Formen bestehen.

Da aber die gemessenen kohlenstoffhaltigen Partikel aus unterschiedlichsten Zusammensetzungen und Mischungen mit anderen Stoffen bestehen können, sind diese Definitionen nicht zielführend.

Es werden im Weiteren zunächst die folgenden fünf Eigenschaften von Black Carbon aufgelistet, die zu einer eindeutigen an den Materialeigenschaften orientierten Definition für Black Carbon führen:

- ▶ Mikrostruktur (Grafitähnliche Struktur, die große Anteile von sp²-Kohlenstoffverbindungen enthält; Folge: geringe chemische Aktivität in der Atmosphäre, langsamer Abbau durch chemische Prozesse; hohe optische Absorption)
- ▶ Morphologie (fraktal-ähnliche Ketten bestehen aus kleinen Kohlenstoff Kügelchen; Folge: hohe Kapazität, andere Spezies zu adsorbieren)
- ▶ Thermische Stabilität (stabiler Stoff, der erst bei Temperaturen über 340°C durch Oxidation und über 4000 K durch Verdampfung in den gasförmigen Zustand übergeht; Folge: hohe Stabilität in der Atmosphäre, längere Verweilzeit in der Atmosphäre)
- ▶ Löslichkeit (nicht löslich durch Lösemittel, auch nicht durch Wasser; Folge: langsamer Abbau in der Atmosphäre durch Wolken und Niederschlag, sofern nicht mit wasserlöslichen Komponenten beschichtet, längere Verweilzeit in der Atmosphäre)
- ▶ Lichtabsorption (starke Lichtabsorption im Spektralbereich des sichtbaren Lichtes; Folge: Verringerung der Albedo.)

Allgemein formuliert bestehen kohlenstoffhaltige Partikel aus den folgenden drei Anteilen: Anorganische Karbonate (inorganic carbonates, IC), organische Kohlenstoffverbindungen (organic carbon, OC) und als dritter Anteil, unterschiedlich benannt, elementarer Kohlenstoff (elemental carbon), schwarzer Kohlenstoff (black carbon), Ruß (soot) oder thermisch stabiler Kohlenstoff (refractory carbon).

Petzold et al. (2013) erläutern zunächst die bisher verwendeten unterschiedlichen Begrifflichkeiten und Definitionen für Komponenten kohlenstoffhaltiger Partikel (vgl. z. B. auch Abbildung 1), erläutern die eingesetzten Messverfahren und schlagen dann die folgende Terminologie vor:

- ▶ **“Total carbon (TC) mass is used to describe the mass of all carbonaceous matter in airborne particles.**

- ▶ **Black carbon (BC)** is a useful qualitative description when referring to light-absorbing carbonaceous substances in atmospheric aerosol; however, for quantitative application the term requires clarification of the underlying determination.
- ▶ **Equivalent black carbon (EBC)** should be used instead of black carbon for data derived from optical absorption methods, together with a suitable MAC for the conversion of light absorption coefficient into mass concentration.
- ▶ **Elemental carbon (EC)** should be used instead of black carbon for data derived from methods that are specific to the carbon content of carbonaceous matter. It is recommended to report data from evolved carbon methods and aerosol mass spectrometry methods as EC.
- ▶ **Refractory black carbon (rBC)** should be used instead of black carbon for measurements derived from incandescence methods.
- ▶ **Soot** is a useful qualitative description when referring to carbonaceous particles formed from incomplete combustion. The term soot generally refers to the source mechanism of incomplete combustion of hydrocarbon fuels rather than to a material..., terming particles emitted from a combustion source as soot particles is in agreement with the recommended terminology....
- ▶ **Mixed particles** containing a BC fraction should be termed **BC-containing particles** instead of BC particles or soot particles. Since atmospheric research usually addresses mixed and aged particles that can no longer be associated with any combustion source process, the recommendation is to avoid using the terms soot or BC particle for atmospheric aerosol.....Reported BC fractions of particle mass should be consistently referred to as rBC, EC, or EBC fractions, depending on the measurement technique." (Petzold et al., 2013)

2.1.2 Übersicht Messmethoden

Wie bereits ausgeführt, werden zur Messung der Bestandteile von kohlenstoffhaltigen Partikeln verschiedene Messverfahren eingesetzt, die jeweils andere Eigenschaften nutzen, um die Kohlenstoff-Modifikationen in der Atmosphäre zu quantifizieren. Ausführliche Beschreibungen zu Messverfahren finden sich z. B. in (Bond et al., 2013) oder (Petzold et al., 2013). Es werden meist auch in den einzelnen Veröffentlichungen zu Black Carbon Messungen die verwendeten Methoden konkret beschrieben.

In (Vignati et al., 2010) wird auf die Schwierigkeiten bei der Messung und Modellierung von BC aufgrund der komplexen Vorgänge eingegangen. Aus Verbrennungsprozessen freigesetzte primäre kohlenstoffhaltige Partikel (oft auch als Ruß (soot) benannt) setzen sich aus einer Mischung aus elementarem Kohlenstoff (EC) und organischem Kohlenstoff (OC) zusammen. Zusätzlich sind noch weitere Elemente, wie z. B. Sauerstoff, Wasserstoff oder Stickstoff, in den Partikelstrukturen enthalten. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften dieser primären Aerosol-Partikel verändern sich, sobald diese in die Atmosphäre freigesetzt und dort transportiert werden. Ursache sind verschiedene teilweise konkurrierende Prozesse wie Verdunstung, Absorption und Koagulation oder auch Reaktionen an der Partikeloberfläche. Dabei werden die primär emittierten Partikel zunehmend in andere organische und anorganische Komponenten eingebettet und verändern auch ihre Eigenschaften bezüglich Lichtabsorption und (thermische) Stabilität. Diese komplexen Vorgänge erschweren die Messung.

Auch in (Bond et al., 2013) wird ausgeführt, dass grundsätzlich davon auszugehen ist, dass Partikel in der Umgebungsluft, die BC enthalten, immer auch aus anderen Komponenten bestehen. Daher kann die Massenkonzentration von BC nicht direkt gemessen werden, sondern muss über indirekte Methoden bestimmt werden. Es werden optische Verfahren, thermisch-optische Verfahren und die Methode der laser-induzierten Inkandescenz genannt, ähnlich wie bei (Petzold et al., 2013). Es wird darauf hingewiesen, dass bei der Anwendung dieser Messverfahren zur Bestimmung von BC teilweise methodisch bedingte systematische Fehler auftreten, die zu korrigieren sind.

Petzold et al. (2013) führen die folgenden Messverfahren auf:

- ▶ Evolved carbon

- ▶ Light absorption
- ▶ Laser-induced incandescence
- ▶ Raman spectroscopy
- ▶ Aerosol-mass spectroscopy
- ▶ Electron-microscopy

Zusammenfassend empfehlen Petzold et al. (2013) in einer Tabelle Begrifflichkeiten und Definitionen für kohlenstoffhaltige Partikelbestandteile und die damit verbundenen Messtechniken, Messgeräte und Messgrößen, sie werden hier in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Von Petzold et al. (2013) empfohlene Terminologie und damit verbundene Messtechniken und Messgeräte

Property	Technique	Instrument	Reference	Reported Value	Recommendation
Light absorption	Light absorption measurement	various in-situ and filter-based methods	Sheridan et al. (2005); Moosmüller et al. (2009)	Light absorption coefficient σ_{ap} ; computed from σ_{ap} by applying a specific mass absorption cross-section (MAC)	report as σ_{ap} if reported as EBC, specify MAC value used for the conversion from light absorption into mass concentration
		Photoacoustic Spectroscopy	Amott et al. (2003)		
		Aethalometer	Hansen et al. (1984)		
		MAAP	Petzold and Schönlinner (2004); Petzold et al. (2005);		
		PSAP	Bond et al. (1999); Virkkula et al. (2005)		
		COSMOS	Miyazaki et al. (2008)		
Refractory	Measurement of thermal radiation	SP2	Stephens et al. (2003); Schwarz et al. (2006); Kondo et al. (2011)	Mass concentration	report as rBC; specify means of calibration, conversion factor from thermal radiation to carbon mass, and the size-cut of rBC particles
		LII	Snelling et al. (2005); Chan et al. (2011)		
	Soot Particle Aerosol Mass Spectrometry	SP-AMS	Onasch et al. (2012)	Mass concentration; OC/rBC mass fraction	report as rBC

Chemical composition, carbon content	Evolved carbon methods, thermal evolution of carbon, with optical correction for pyrolysis	various temperature protocols	IMPROVE Chow et al. (1993); IMPROVE_A, NIOSH Peterson and Richards (2002); Chow et al. (2007a); EUSAAR-2 Cavalli et al. (2010)	Mass concentration; OC/EC mass fraction	Report as EC; specify temperature protocol used for the sample analysis
	Aerosol Time-of Flight Mass Spectrometry	ATOFMS	Spencer and Prather (2006)	Mass concentration; OC/EC mass fraction	report as EC
	Soot Particle Aerosol Mass Spectrometry	SP-AMS	Onasch et al. (2012)	Mass concentration; OC/rBC mass fraction	report as rBC, because technique detects carbon that is evaporating under incandescent conditions
Graphite-like microstructure	Raman spectroscopy		Sze et al. (2001); Mertes et al. (2004); Sadezky et al. (2005); Ivleva et al. (2007)	Mass concentration	report as EC, specify means of calibration
Particle Morphology	Electron microscopy	TEM	van Poppel et al. (2005); Tumolva et al. (2010)	Structural information	not applicable

2.1.3 Aspekte zu Unsicherheiten bei Messungen

In der Arbeit von Bergström (2015) findet sich ein Übersichtskapitel zur Messung von kohlenstoffhaltigen Partikeln. Er geht dabei auf die häufig eingesetzten Messverfahren, die thermische Analyse zur Bestimmung von TC, OC und EC und die optische Messung von lichtabsorbierendem Kohlenstoff (BC) ein. Ausführlich geht er dabei auf mögliche Messunsicherheiten ein.

Thermische Analyse Messverfahren zur Bestimmung von TC, OC und EC

Bergström führt aus, dass die Messung von TC (total carbon), OC und EC über die thermische Analyse von Partikeln, die auf Filtern gesammelt werden, erfolgt. Die Methoden der thermischen Analyse sind verlässlich zur Bestimmung von TC, zur Auftrennung von TC in OC und EC existieren zahlreiche Methoden.

Meist werden die auf den Filtern gesammelten Partikel stufenweise erhitzt, anfangs in einer sauerstofffreien Atmosphäre, in späteren Schritten wird Sauerstoff zugegeben. Der dabei in den gasförmigen Zustand übergegangene Kohlenstoff wird zu CO₂ oxidiert. Das CO₂ wird über Infrarotspektroskopie gemessen oder zu Methan reduziert und über einen Flammenionisationsdetektor gemessen. Es wird angenommen, dass die organischen Komponenten schon bei niedrigen Temperaturen (<500°C)

von dem Filter verdampfen und erst danach bei höheren Temperaturen der elementare Kohlenstoff (EC). Dieser Unterschied in der thermischen Stabilität wird genutzt, um OC vom EC zu separieren.

Bei dieser EC/OC-Separationstechnik existiert eine Reihe von Problemen, die zu Unsicherheiten führen. Wie Vergleichsstudien gezeigt haben, kann ein Faktor 2 und mehr zwischen den über die hierfür üblicherweise eingesetzten Methoden bestimmten EC Konzentrationen liegen. Die größten Probleme sind:

- ▶ Einige organische Partikelkomponenten können hoch thermisch beständig sein (highly refractory) und dadurch ähnliche thermische und oxidative Eigenschaften wie EC besitzen und fälschlicherweise als EC gemessen werden. Dies führt zu einer Überschätzung von EC und zu einer Unterschätzung von OC. Dies kann insbesondere bei Partikel aus der Biomasseverbrennung von Bedeutung sein.
- ▶ EC kann schon bei niedrigeren Temperaturen oxidieren als erwartet. Dies kann z. B. durch die Anwesenheit von Stoffen verursacht werden, die als Katalysator bei der Oxidation wirken, wie z. B. K und Na. Dies führt zu einer Unterschätzung von EC und zu einer Überschätzung von OC.
- ▶ Pyrolyse von organischen Komponenten (charring) auf dem Filter während der Aufheizphase kann zu einer Umwandlung von OC in EC führen. Dies führt zu einer Überschätzung von EC.

Diese Probleme können, zumindest teilweise, durch die Verwendung verschiedener Korrekturtechniken reduziert werden: Beim thermisch-optischen Verfahren wird zusätzlich zur thermischen Behandlung des Filters optisch entweder die Reflexion (TOR: thermisch-optische Reflexion) oder die Transmission (thermisch-optische Transmission) des Filters gemessen. Wandelt sich beim Aufheizen unbeabsichtigt OC in EC um (charring), wird der Filter „schwärzer“, Reflexion und Transmission nehmen ab. Während der zweiten Stufe bei höheren Temperaturen wird unter Sauerstoffzufuhr durch Oxidation EC bestimmt, dabei nimmt EC auf dem Filter und damit die „Schwärze“ ab, Reflexion und Transmission nehmen wieder zu. Zur Korrektur des charring wird das in der zweiten Stufe bestimmte EC so lange dem OC zugeschlagen, bis entweder die Transmission oder die Reflexion des Filters wieder den ursprünglichen Werten entsprechen. Die sich durch TOR oder TOT ergebenden Korrekturen sind nicht unbedingt identisch. Die EPA verwendet in der SPECIATE Datenbank (s.u.) vornehmlich TOR, die Europäische Arbeitsgruppe für EC/OC in PM (CEN/TC 264/WG 35) empfiehlt TOT auf Basis von Untersuchungen im ländlichen Hintergrund, dies ist in DIN EN 1609:2017 umgesetzt. Bergström führt als weitere mögliche Schwierigkeit bei der Bestimmung von OC und EC über thermische Analyse die Tatsache an, dass die Partikel auch anorganische Carbonate enthalten können, meist von verschiedenen Mineralstäuben. Sofern dies bei der Analyse nicht berücksichtigt wird, werden die auf den Filtern gesammelten Karbonate entweder als OC oder als EC detektiert. Für Europa liegt der Anteil von Karbonaten an Hintergrundmessstationen meist unter 5%.

Eine weitere Unsicherheit bezüglich der OC/EC-Separation kann durch OC Artefakte hervorgerufen werden. Ursache hierfür ist, dass organische Gasphasen-Komponenten auf dem Filter, auf dem die Partikel gesammelt werden, adsorbiert werden können und diese dann bei der thermischen Analyse als OC detektiert werden und somit zu positiven Artefakten führen. Ebenso können auch negative Artefakte entstehen, wenn von dem auf dem Filter gesammelten OC Teile verdunsten. Durch geeignete Techniken/Methoden wird versucht, den Einfluss dieser Artefakte abzuschätzen.

Abschließend fasst Bergström zusammen, dass aufgrund der aufgeführten Unsicherheiten bei der OC/EC-Separation und der geringen Übereinstimmung der Ergebnisse, die mit verschiedenen thermischen Analyseverfahren und der Verwendung unterschiedlicher Protokolle erzielt werden, die ausgewiesenen OC und EC Konzentrationen eher als halb-quantitativ zu bewerten sind und zu hoffen ist, dass die Messungen zumindest in sich konsistent sind. Er empfiehlt, in Europa eine Standardmethode für die thermische Analyse von Aerosolpartikel einzuführen, um zumindest diesbezüglich eine Konsistenz herbeizuführen.

Optische Messverfahren zur Bestimmung von BC

Üblicherweise wird die Konzentration von lichtabsorbierendem Kohlenstoff über optische Methoden bestimmt, wobei verschiedene Messtechniken eingesetzt werden. Dabei werden die Partikel entweder vor der Analyse auf einem Filter gesammelt oder die Licht-Absorption wird direkt (in situ) gemessen.

Die Licht-Absorption (Einheit m^{-1}) wird unter Verwendung sogenannter massenspezifischer Absorptionskoeffizienten (mass absorption cross section MAC) in BC Konzentrationen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) umgerechnet. Der massenspezifische Absorptionskoeffizient bezieht sich jeweils auf einen bestimmten Partikeltyp (z. B. $\text{MAC}=7,5 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ bei 550 nm ist typisch für frisch emittierte noch nicht über Alterungsprozesse veränderte / beschichtete Partikel). Bergström führt aus, dass entsprechend gealterte / beschichtete Partikel (z. B. durch Sulfate, organische Moleküle, Wasser, ...) eine veränderte Licht-Absorption aufweisen als frisch emittierte Partikel.

Die Messungen können neben BC auch durch andere lichtabsorbierende Komponenten (z. B. brown carbon, absorbierender Mineralstaub) beeinflusst werden.

Werden BC Konzentrationen mit optischen Verfahren gemessen, die einen konstanten MAC-Wert nutzen, dann korrespondieren die Ergebnisse nicht mit den realen Massenkonzentrationen der lichtabsorbierenden Partikel sondern mit den Massenkonzentrationen der „Referenz“-Partikel (verwendet zur Bestimmung des MAC-Wertes), die zu der gleichen Licht-Absorption führen wie die gemessenen Partikel. Daher ist es wichtig, bei BC-Konzentrationen, die über optischen Messverfahren bestimmt wurden, stets auch den verwendeten MAC-Wert mit zu dokumentieren.

Abschließend vergleicht Bergström die Ergebnisse von EC Messungen nach thermischen Verfahren und BC Messungen mit optischen Verfahren, die gleichzeitig an sieben Messstationen in Europa durchgeführt wurden. Es zeigt sich, dass das Verhältnis zwischen EC und BC für die verschiedenen Messstationen stark streut, ebenso die Korrelation zwischen EC und BC.

2.1.4 Empfehlungen der WMO/GAW

Im Jahr 2016 wurden die WMO/GAW Aerosol Measurements Procedures, Guidelines and Recommendations, 2nd Edition veröffentlicht (WMO/GAW 2016). Darin werden im Kapitel 3 (Aerosol chemical measurements at GAW stations) die empfohlenen Probenahme-Techniken und Analysen zur Bestimmung der chemischen Partikelzusammensetzung beschrieben.

Es wird zunächst ausgeführt, dass von allen chemischen Komponenten eines Aerosols die kohlenstoffhaltigen Bestandteile, die am wenigsten verstanden und die am schwierigsten zu charakterisieren sind. Die gesamte Kohlenstoffmasse (total particulate carbon mass, TC) besteht aus drei Anteilen: anorganische Karbonate, organischer Kohlenstoff (OC) und dem dritten Anteil, der unterschiedlich benannt wird (elemental carbon, equivalent black carbon, soot oder refractory carbon).

Werden optische Messmethoden eingesetzt, wird die lichtabsorbierende Komponente üblicherweise als equivalent black carbon (EBC) benannt, obwohl diese optische Methode nicht kohlenstoffspezifisch misst. Werden thermische Verfahren eingesetzt, wird zwischen elemental carbon (EC) und organic carbon (OC) unterschieden.

Die kohlenstoffhaltigen Bestandteile in einem Aerosol liegen in einer großen Vielfalt von Formen und Spezies vor. EC und die Carbonate sind stabile primäre Produkte, während OC sehr variabel ist in Bezug auf physikalische und chemische Stabilität. Die Quelle von EC ist die unvollständige Verbrennung. Carbonate finden sich im Erdkrustenmaterial und Seewasser. OC kommt zum einen aus primären anthropogenen Quellen und biogenen Quellen und zum anderen auch aus sekundären Quellen.

Es wird empfohlen, an GAW Messstationen TC, OC und EC zu messen. Es werden Empfehlungen zur Probenahme (Quarzfilter) und zur Korrektur von Artefakten aufgrund der Probenahme-Technik gegeben. Empfohlen wird dazu der Einsatz eines Denuders.

Zur Analyse der Proben wird die thermische Analyse benannt, d. h. die Erhitzung der Probe nach einem vorgegebenen Protokoll. Es wird ausgeführt, dass die Messung von TC einfacher ist als die zusätzliche Separierung der Komponenten OC und EC. Die erste Methode, die hierfür angewendet wurde, war die NIOSH Methode. Es wird auf die Probleme bei der Separierung (positive und negative Artefakte) eingegangen und darauf hingewiesen, dass die Anwendung verschiedener Protokolle zu unterschiedlichen Ergebnissen für OC und EC führen. Trotzdem sei diese Messmethode die häufigste im Feldeinsatz. Es werden die folgenden drei Protokolle empfohlen: IMPROVE_A, EUSAAR-2 oder EnCantotal-900, sofern nicht aus Kontinuitätsgründen ein anderes bevorzugt eingesetzt werden soll.

Es wird ausgeführt, dass alle Messungen zunächst einen Wert für die Kohlenstoffkonzentration liefern. Um eine gesamte Massenkonzentration zu erhalten, müssen auch die anderen Atome, die in den organischen Kohlenstoffverbindungen enthalten sind, berücksichtigt werden. Der Faktor zur Umrechnung von OC in OM (organic matter) ist variabel und hängt z. B. davon ab, ob es sich um wasserlöslichen OC handelt oder nicht. Es wird ein typischer mittlerer Umrechnungsfaktor von 1,4 ausgewiesen. Es werden aber verschiedene Literaturstellen zitiert, die für die Umrechnung eine Bandbreite zwischen 1,2 bis 2,1 angeben.

Für die Messung von equivalent black carbon (EBC) wird ein optisches Messverfahren empfohlen. Es wird die Veränderung der optischen Lichtdurchlässigkeit eines mit Partikeln beladenen Filters gemessen, die unter Berücksichtigung eines standort- und instrumententyp-spezifischen Absorptionskoeffizienten in eine Massenkonzentration umgerechnet werden kann.

Es wird dabei vorausgesetzt, dass black carbon als einzige Spezies für die Lichtabsorption der Partikel verantwortlich ist. Außerdem wird davon ausgegangen, dass der gemessene black carbon den gleichen Absorptionskoeffizient hat wie die Standardmaterialien, die im Labor für die Kalibration des Gerätes genutzt wurden. Diese Annahmen können durch ergänzende Messungen am Messstandort, z. B. parallel durchgeführte EC-Messungen, überprüft werden. Wichtig ist bei diesen Messverfahren stets die Angabe des verwendeten Absorptionskoeffizienten, der zur Umrechnung verwendet wurde.

2.1.5 Emissionsmessungen an Feuerungsanlagen

Während die bisherigen Ausführungen zu Messverfahren mit Fokus auf Messungen an Luftmessstationen ausgerichtet waren, beschreiben Nussbaumer et al. (2008) verschiedene Methoden zur Probenahme für die Abgasmessung an Feuerungsanlagen. Hier tritt zusätzlich der Effekt auf, dass sich kondensierbare VOC je nach Filtertemperatur und Verdünnung zu unterschiedlichen Anteilen auf den Filter und die Gasphase verteilen.

Ziel der Studie war es, Veröffentlichungen zu PM-Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen zusammenzutragen und die Daten zu diskutieren. Es wurde u. a. eine Direktbefragung mit Fragebogen von Expertinnen und Experten durchgeführt. Daten wurden für die Länder Österreich, Dänemark, Deutschland, Niederlande, Norwegen, Schweden und Schweiz erhoben. Es zeigte sich, dass die berichteten PM-Emissionsfaktoren für handbestückte Feuerungsanlagen eine sehr große Bandbreite aufweisen von weniger als 20 mg/MJ bei idealen Verbrennungsbedingungen bis zu über 5.000 mg/MJ bei schlechten Verbrennungsbedingungen. Es werden Hinweise auf Minderungspotenziale gegeben, wie z. B. Verbesserung der Verbrennungsführung oder der Einsatz von Wärmespeichertanks.

Ein Schwerpunkt liegt bei der Beschreibung unterschiedlicher Probenahme-Methoden. Dabei ist es wichtig, nach festen Partikeln und Kondensaten zu differenzieren. Bei schlechten Verbrennungsbedingungen kann der Anteil der Kondensate größer sein als der der festen Partikel. Es werden die folgenden vier Methoden zur Probenahme unterschieden (vgl. Abbildung 2).

- **Methode A:** Sammlung der Partikel auf einem erhitzten Filter aus dem unverdünnten Abgas im Kamin bei Gastemperaturen von ca. 160°C (deutsche Norm, VDI) oder 120°C (US EPA). Diese Partikel werden als feste Partikel (solid particles, **SP**) betrachtet und bestehen aus filterbaren

Partikeln und Tröpfchen.

Feste Partikel bestehen aus anorganischen Partikeln und organischen Partikeln. Die anorganischen Partikel bestehen zum großen Teil aus K_2SO_4 und KCl , bei günstigen Verbrennungsbedingungen. Ruß (soot, elemental carbon EC) und organische Partikel werden als feste Partikel freigesetzt, insbesondere bei schlechten Verbrennungsbedingungen.

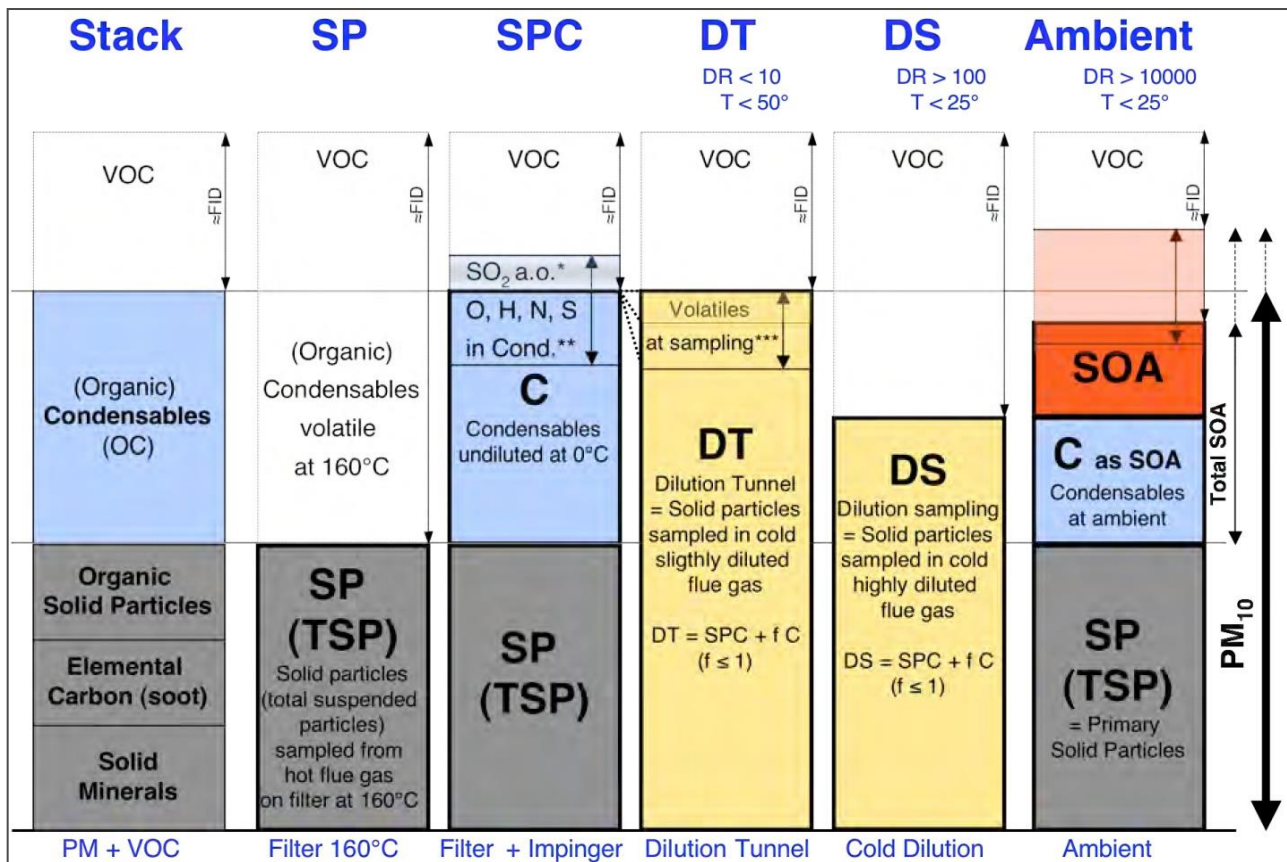
- ▶ **Methode B:** Probenahme der Partikel wie in Methode A auf einem erhitzten Filter und zusätzlich eine anschließende Filterung der kondensierbaren organischen Komponenten mit einem Impinger (oder mehreren hintereinander geschalteten) bei Temperaturen nahe $0^\circ C$. Die Summe der festen Partikel und der Kondensate wird von Nussbaumer et al. als **SPC** (solid particles and condensables) bezeichnet.
- ▶ **Methode C:** Probenahme der filterbaren Partikel in einem Verdünnungstunnel bei Gastemperaturen ca. $<35^\circ C$ (norwegischer Standard NS 3058-2). Aufgrund der Abkühlung kondensieren die im heißen Abgas vorhandenen kondensierbaren organischen Verbindungen auf dem Filter. Es wird angenommen, dass kondensierbare anorganische Bestandteile bei Holzfeuerungen vernachlässigt werden können. Dann kann davon ausgegangen werden, dass die Partikelkonzentration, die nach Methode C ermittelt wird, identisch ist zu der aus Methode B. Die Partikel, die nach Methode C ermittelt werden, werden in Abbildung 2 als **DT** (dilution tunnel) bezeichnet. Es werden typischerweise Verdünnungsgrade von 1/10 betrachtet.
- ▶ **Methode D:** Methode D unterscheidet sich zu Methode C dadurch, dass die Verdünnungsgrade sehr viel höher sind (in der Größenordnung von 100). Diese Bedingungen (kaltes, stark verdünntes Abgas) soll die Bedingungen in der Atmosphäre abbilden. Dies ist z. B. auch die Situation, wenn in der Abgasfahne eines Fahrzeuges im realen Verkehr gemessen wird. In Abbildung 2 wird dies als **DS** (dilution sampling) bezeichnet.

Abbildung 2 zeigt die qualitativen Unterschiede dieser vier Methoden zur Probenahme und den damit jeweils erfassten Anteil des Abgases. Zusätzlich ist ganz links in der Darstellung die grundsätzliche Zusammensetzung der Abgase in Bezug auf PM und VOC und ganz rechts in der Darstellung die Zusammensetzung von Partikeln, gemessen in der Außenluft, dargestellt.

Nussbaumer et al. (2008) führen aus, dass für Laboranalysen alle vier Methoden eingesetzt werden, aber in der Praxis vor Ort Messungen mit einem Verdünnungstunnel normalerweise nicht möglich sind. Messungen nach Methode A mit einem erhitzten Filter sind geeignet, um Feuerungsanlagen zu testen, können aber die gesamten PM Partikel, die an die Außenluft abgegeben werden, deutlich unterschätzen. Dagegen können Messungen nach Methode C mit einem Verdünnungstunnel und einer Verdünnungsrate <10 möglicherweise zu einer Überschätzung der Partikelmasse führen, da ein höherer Anteil der Kondensate erfasst wird, als sich nach einiger Zeit in der Umgebungsluft (stärker verdünnt) einstellt.

Um den Einfluss der Probenahme-Methode auf die Partikel-Emissionsfaktoren zu untersuchen, wurden Messungen an Holzöfen nach Methode A (SP), Methode B (SPC) und Methode C (DT) durchgeführt. Im Ergebnis zeigten sich große Unterschiede, wobei die Emissionsfaktoren gemessen mit Impinger (SPC) oder Verdünnungstunnel (DT) stets deutlich höher lagen als die gemessen im Abgas im Kamin (SP). Nur für einen Ofen, der unter sehr guten Verbrennungsbedingungen betrieben wurde, ist das Verhältnis zu der Messung im Kamin (SP) nur geringfügig erhöht (Faktor 1,1), für alle anderen Messungen ergaben sich Faktoren zwischen 2,5 bis 10.

Abbildung 2: Vergleich PM-Messungen bei verschiedenen Probenahme-Methoden mit PM in der Umgebungsluft; Quelle: Nussbaumer et al. (2008)



SP: Solid particles (feste Partikel), gemessen auf Filter im heißen Abgas (Methode A); SPC: Solid particles und Kondensate: gemessen auf Filter nach Abkühlung im Impinger (Methode B); DT: Dilution Tunnel (Verdünnungstunnel) bei typischen Verdünnungsverhältnissen von 10, liefert eine Messung von SPC und nahezu dem gesamten Kohlenstoff (Methode C); DS: Verdünnungsmessung bei hohen Verdünnungsverhältnissen > 100 (Methode D); Ambient PM₁₀: Gesamtmasse der in der Umgebungsluft ankommenden Teilchen mit dynamischen Durchmessern < 10 µm, bestehend aus SP, den bei Raumtemperatur und vollständiger Verdünnung in der Umgebungsluft kondensierten Kohlenstoffverbindungen und SOA (Secondary organic aerosols, in der Umgebungsluft durch photochemische Oxidation flüchtiger VOC gebildet)

Anmerkungen:

SPC, Methode B:

Auch SO₂ und andere lösliche gasförmige Komponenten aus dem Abgas können im Impinger (Waschflasche) gelöst sein (im Bild mit * bezeichnet).

Wenn TOC im Impinger bestimmt wird, muss die Masse von O, H, N, S und anderen Elementen in den organischen kondensierbaren Verbindungen separat bestimmt werden (im Bild mit ** bezeichnet).

DT, Methode C:

Organische Komponenten, die beim Partialdruck im Abgas bei Umgebungstemperatur flüssig oder fest sind, bei der Probenahme aber flüchtig aufgrund des durch die Verdünnung reduzierten Partialdrucks und der ggü. der Umgebung höheren Temperatur, werden hier nicht mit gemessen (im Bild mit *** bezeichnet).

Umrechnung zu massenbezogenen Emissionsfaktoren

Klimont et al. (2017) führen aus, dass die Ableitung von Emissionsfaktoren aus Messungen von BC, EC und OC grundsätzlich schwierig ist, da die verfügbaren Studien zu Emissionsmessungen nicht konsistent sind bezüglich der verwendeten Definitionen für BC und EC und der eingesetzten Messverfahren.

Sie weisen darauf hin, dass bei der Ableitung von massebezogenen Emissionsfaktoren für OC stets eine Umrechnung der gemessenen Kohlenstoffmasse auf Masse organische Substanz erfolgen muss. Der

Umrechnungsfaktor hierfür hängt im Prinzip von der Art der emittierten organischen Kohlenstoffverbindungen ab und unterscheidet sich für verschiedene Emissionsquellen. Auf Basis einer Literaturrecherche wird eine Bandbreite von 1,3 bis 2,1 ausgewiesen.

Ergänzend erläutern Klimont et al. (2017), dass bei der Ableitung der Emissionsfaktoren für OC stets überprüft wird, dass die Gesamtmasse von OC und BC nicht größer ist als die Masse PM_{2.5}, da angenommen wird, dass die kohlenstoffhaltigen Partikel überwiegend in dieser Größenklasse vorliegen. Für bestimmte Prozesse, bei denen auch größere kohlenstoffhaltige Partikel entstehen können (z. B. Reifenabrieb), werden Ausnahmen berücksichtigt.

2.2 Aktueller Stand zu BC in Informative Inventory Reports (IIR)

2.2.1 BC Emissionen Deutschland

Die nationalen BC Emissionen für Deutschland aus der Berichterstattung 2019 für das Berichtsjahr 2017 sind in Tabelle 2 für die NFR-Kategorien aufgeführt, die den Hauptteil der BC Emissionen verursachen. Es sind die NFR-Kategorien aufgeführt, die die folgenden Bedingungen erfüllen:

- ▶ die BC-Emissionen sind größer als Null,
- ▶ der Beitrag zu den gesamten BC-Emissionen oder zu den gesamten PM_{2.5}-Emissionen beträgt mindestens 0,5%.

Für BC tragen die dargestellten NFR-Kategorien in Summe 99% zur nationalen Gesamtsumme bei, für PM_{2.5} liegt der Anteil bei 71%. Grund für den niedrigeren Beitrag ist, dass NFR-Kategorien, die keinen Beitrag zu den BC-Emissionen liefern, auch dann nicht dargestellt sind, wenn ihr Anteil an PM_{2.5} den Wert von 0,5% übersteigt. Dabei handelt es sich z. B. um Abriebsprozesse, bei denen kein BC entsteht, oder auch um den Umgang mit staubenden Gütern (Other production, consumption, storage, transportation or handling of bulk).

In diesem Bericht werden die wichtigsten NFR-Kategorien im Folgenden in Clustern zusammengefasst, deren BC-Emissionen in gesonderten Teilkapiteln ausführlicher beschrieben werden:

1. „Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen“,
2. „Energie und Industrie“,
3. „Straßenverkehr“,
4. „Sonstiger Verkehr“

Diese Cluster tragen insgesamt über 90% zu den BC Emissionen in Deutschland bei.

Hauptverursacher sind der Straßenverkehr, der mit 45% zu den BC Emissionen beiträgt, der sonstige Verkehr einschließlich Offroad mit 31% und die Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen, die ca. 16% beitrugen. Bezogen auf die PM_{2.5} Emissionen liegt der Anteil der BC Emissionen je nach NFR-Kategorie zwischen nahezu 0% und 78%. Aus dem Cluster „Energie und Industrie“ werden keine Industriekategorien mit BC-Emissionen ausgewiesen, erscheinen also nicht in Tabelle 2.

Im Recherchekapitel 2.7 wie auch bei den Empfehlungen in 2.10.2 wird auf die Relevanz der Industriekategorien eingegangen.

Alle Cluster werden auch bei den Vorschlägen zur Verbesserung des deutschen BC Inventars systematisch betrachtet.

Tabelle 2: PM2.5 und BC Emissionen für Deutschland der relevanten NFR-Kategorien, die mindestens 0,5% zu den jeweiligen Emissionen beitragen und deren BC Emissionen >0 sind (Berichtsjahr 2017, Berichterstattung 2019)

NFR-Kategorie	Kategorienbeschreibung	Cluster-Zuordnung	PM2.5 Emissionen (kt/a)	BC Emissionen (kt/a)	BC / PM2.5
1A1a	Public electricity and heat production: District heating plants and electricity and heat production of power plants. Waste incineration is also included.	2	5,13	0,05	0,9%
1A1b	Petroleum refining: Comprises both refinery heating plants and electricity and heat production of refinery power plants.	2	0,60	0,06	9,7%
1A2gvii	Mobile Combustion in manufacturing industries and construction: Emissions from Off-Road Construction Vehicles and Construction Machinery	4	1,03	0,77	75,1%
1A2gviii	Stationary combustion in manufacturing industries and construction: Stationary combustion systems for heat and power production of industrial power plants and industrial boiler systems	2	2,47	0,11	4,4%
1A3bi	Road transport: Emissions from fuel combustion in passenger cars	3	3,49	2,01	57,7%
1A3bii	Road transport: Emissions from fuel combustion in Light Duty Vehicles	3	0,91	0,71	77,8%
1A3biii	Road transport: Emissions from fuel combustion in trucks, lorries, buses etc. (Heavy duty vehicles and buses)	3	2,00	1,30	65,2%
1A3biv	Road transport: Emissions from fuel combustion in motorised two-wheelers (Mopeds & motorcycles)	3	0,50	0,06	13,0%
1A3bvi	Road transport: Automobile tyre and brake wear	3	7,50	1,84	24,6%
1A3c	Railways: Emissions from fuel combustion in German railways and from the related abrasion and wear of contact line, braking systems and tyres on rails	4	4,45	0,13	3,0%
1A3dii	National navigation (shipping): Emissions from national and international inland shipping	4	1,06	0,33	31,0%
1A4ai	Emissions from small stationary combustion systems: Commercial/institutional	1	0,99	0,22	22,6%
1A4aii	Emissions from small mobile combustion systems: Commercial/institutional	4	0,28	0,22	76,0%

NFR-Kategorie	Kategorienbeschreibung	Cluster-Zuordnung	PM2.5 Emissionen (kt/a)	BC Emissionen (kt/a)	BC / PM2.5
1A4bi	Emissions from small stationary combustion systems: Residential	1	18,26	1,72	9,4%
1A4ci	Emissions from small stationary combustion systems: Agriculture/Forestry/Fishing	1	0,99	0,20	19,9%
1A4cii	Emissions from small mobile combustion systems: Agriculture/Forestry/Fishing: Off-road vehicles and other machinery	4	4,38	2,58	58,9%
2G	Other product use: Emissions from the use of fireworks, charcoal and tobacco as well as the unintentional co-incineration of lubricants	-	7,15	0,02	0,2%
5C2	Open burning of waste: Emissions from registered bonfires and other wooden materials burnt outdoors	-	3,05	0,27	9,0%
5E	Other waste: Greenhouse gas emissions from the mechanical biological treatment (MBT) of waste as well as air-pollutant emissions from building and car fires	-	5,67	0,57	10,0%
Summe	Summe über die hier dargestellten Kategorien	-	69,90	13,17	18,8%
Gesamt	National total	-	99,06	13,30	13,4%

2.2.2 IIR Deutschland

Für die in Tabelle 2 ausgewiesenen NFR-Kategorien sind die im deutschen IIR angegebenen Datenquellen für die PM- und BC-Emissionsfaktoren in Tabelle 3 aufgeführt. Als Datenquelle für die BC-Emissionsfaktoren wird meist das EMEP/EEA Guidebook genannt. Für einige NFR-Kategorien (überwiegend Industrie) werden zwar PM-Emissionen ausgewiesen aber keine BC-Emissionen und für den Verkehr kommen die Angaben aus TREMOD (ifeu).

Tabelle 3: Datenquellen für BC-Emissionsfaktoren relevanter NFR Kategorien aus dem deutschen IIR

NFR Kategorie	PM	BC
1A1a	Rentz et al 2002, Fichtner et al 2011, IZT 2009, ATZ 2010,	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A1b	Rentz et al 2002	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A2gvii	TREMOD (ifeu)	TREMOD (ifeu)
1A2gviii	Rentz et al 2002	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A3b	HBEFA 3.3 / TREMOD (ifeu), Abrieb nach Literaturrecherche von 2006	TREMOD (ifeu)

NFR Kategorie	PM	BC
1A3c	TREMOD Modell für Diesel, Kleinverbrennungsanlagen-EF für Kohle/Festbrennstoffe, Abriebe werden direkt von der DBAG geschätzt	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A3dii	EMEP/EEA Guidebook 2016, Tremod /ifeu 2017a	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A4ai	Struschka 2008, Tebert 2016	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A4aaii	TREMOM MM (ifeu)	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A4bi	Struschka 2008, Tebert 2016	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A4ci	Struschka 2008, Tebert 2016	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A4cii	TREMOM MM (ifeu)	EMEP/EEA Guidebook 2016
2G	EMEP/EEA Guidebook 2016, CEPMEIP Datenbank, TREMOD	2.G.4: mittlerer Wert aus Literaturstudie
5C2	GB 2016 Forest fires, table 3-1, according 'wood burned'	GB 2016 Forest fires, table 3-1, according 'wood burned'
5E	EMEP/EEA Guidebook 2016	Annahme: 10% von PM2.5 Tier 2 EF von konventionellem Holz/Holzabfall-Öfen

(Stand März 2019)

2.2.3 IIR weiterer ausgewählter Länder

Für die in Tabelle 2 dargestellten für Deutschland relevanten NFR-Kategorien wurden analog zum IIR Deutschland die IIR für die Niederlande, Dänemark, Schweden und England ausgewertet. Die Übersicht der in diesen IIR beschriebenen Datenquellen für die PM und BC Emissionsfaktoren finden sich in den nachfolgenden Tabellen.

Für die Niederlande werden viele nationale Datenquellen aufgeführt, beim Verkehr wird für den Straßenverkehr das Modell VERSIT+ eingesetzt, für den Offroadverkehr wird teilweise auf TREMOD MM (ifeu) zurückgegriffen. Es werden keine konkreten Angaben zu Datenquellen für die BC-Emissionsfaktoren in dem Report angegeben.

Im IIR Dänemark werden diverse Datenquellen für die PM-Emissionsfaktoren angegeben, während für BC auf das EMEP/EEA Guidebook verwiesen wird. Ähnlich verhält es sich bei dem IIR von Schweden, es werden für die PM Emissionsfaktoren meist auf nationale Datenquellen und weitere Literaturquellen verwiesen und für BC auf das EMEP/EEA Guidebook zurückgegriffen.

Auch für England zeigt sich ein ähnliches Bild, es wird angegeben, dass häufig UK-spezifische Emissionsfaktoren verwendet werden, daneben auch diverse Literaturquellen. Da die Übersicht zu den Quellen der Emissionsfaktoren nicht schadstoffspezifisch aufgeführt ist, kann daraus nicht entnommen werden, ob für BC ähnlich wie bei den anderen Ländern überwiegend auf das EMEP/EEA Guidebook zurückgegriffen wird.

Tabelle 4: Datenquellen für Feinstaub-Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR der Niederlande

NFR-Kategorie	PM
1A1a	E-Faktoren basieren auf Annual Environmental Reports oder Default Emission factors.
1A1b	E-Faktoren basieren auf Annual Environmental Reports
1A2gvii	Tier 3 Ansatz, EF aus TERMOD MM (Lambrecht et al. 2004 und Helms et al. 2010)
1A2gviii	E-Faktoren basieren auf Annual Environmental Reports oder Default Emission factors.
1A3b	Road Transport auf Basis von VERSIT+ / VERSIT+HD-Modell (Ligternik & De Lange 2009, Spreen et al 2016), Abriebe-EF aus Literatur: Ten Broeke et al 2008, Denier van der Gon et al 2008, RWS 2008, Klein et al 2018.
1A3c	PM10-Abgas EF wurden von der PBL Netherlands Environmental Assessment Agency abgeleitet . PM10-Abrieb EF werden aus einer Studie der NS-CTO von 1992 benutzt.
1A3dii	Tier 3 Ansatz entwickelt vom Emissieregistratie en Monitoring Scheepvaart (EMS). EF aus Hulskotte & Bolt 2013
1A4ai	Tier 2 Ansatz, EF tabellarisch aufgeführt, Datenquellen nicht explizit angegeben
1A4aaii	Tier 3 Ansatz, EF aus TERMOD MM (Lambrecht et al. 2004 und Helms et al. 2010)
1A4bi	Tier 2 Ansatz, EF tabellarisch aufgeführt, Datenquellen nicht explizit angegeben
1A4ci	Tier 2 Ansatz, EF tabellarisch aufgeführt, Datenquellen nicht explizit angegeben
1A4cii	Tier 3 Ansatz, EF aus TERMOD MM (Lambrecht et al. 2004 und Helms et al. 2010)
2A1	Summe der Gesamtemissionen entsprechender Betriebe aus Annual Environmental Reports
2A5a	Berichtet als 2.A.3. Summe der Gesamtemissionen entsprechender Betriebe aus Annual Environmental Reports
2A5b	Berichtet als 2.A.6. Summe der Gesamtemissionen entsprechender Betriebe aus Annual Environmental Reports
2C1	Summe der Gesamtemissionen entsprechender Betriebe aus Annual Environmental Reports
2G	Berichtet als 2.D.3.i, für PM10/PM2.5 wichtigste Gruppe mit 76% Rauchen von Zigaretten und Zigarren. Keine Angabe zu EF.
2L	Berichtet als 2.H.3. Keine Angaben zu EF.
3B1a/3B1b	PM Emissionen auf Basis von NEMA berechnet und als 6.A berichtet, PM E-Faktoren wurden aus Messungen eines Projekts von Wageningen UR Livestock Research abgeleitet. (Fijnstofemissie uit Stallen - Dust emissions from animal houses -> www.asg.wur.nl).
3Dc	PM-E-Faktoren: EMEP Default und Länderspezifisch (Vonk Et al 2018, Van der Hoek 2002)
5E	diverse eigene Berechnungen

Stand März 2019, Daten zu BC Emissionsfaktoren werden nicht explizit angegeben

Tabelle 5: Datenquellen für Feinstaub-Emissionsfaktoren relevanter NFR Kategorien aus dem IIR Dänemark

NFR-Kategorie	PM
1A1a	Livbjerg 2001, Nielsen&Illerup 2003, TNO 2001, Nielsen 2010a, DEPA 1990, DEPA 1995
1A1b	TNO 2001
1A2gvii	TNO 2001, Nielsen & Illertrup 2003, DEPA 2001
1A2gviii	TNO 2001, Nielsen & Illertrup 2003, DEPA 2001
1A3b	COPERT IV
1A3c	Länderspezifische Daten (Molgard 2017)
1A3dii	Dänisches Emissionsmodell TEMA2010 (Trafikministeriet 2010), IMO 2015
1A4ai	TNO 2001, DEPA 1990, DEPA 1995, Nielsen & Illerup 2003, DEPA 2001a, Nielsen 2010a
1A4aii	IFEU 2004, IFEU 199, Winther 2006
1A4bi	TNO 2001, DEPA 1990, DEPA 1995, Nielsen & Illerup 2003, DEPA 2001a, Nielsen 2010a, zu Biomasse: DEA 2016a, DEPA 2013, Glasius 2005, EEA 2013, Illerup 2007, Nordic Ecolabelling 2012, Zefeng 2011, EEA 2016
1A4ci	TNO 2001, DEPA 1990, DEPA 1995, Nielsen & Illerup 2003, DEPA 2001a, Nielsen 2010a, Zefeng 2011
1A4cii	IFEU 2004, IFEU 199, Winther 2006
2A1	Keine gesonderte Berichterstattung für Prozessemissionen
2A5a	EMEP/EEA Guidebook 2016
2A5b	EMEP/EEA Guidebook 2016
2C1	EMEP/EEA Guidebook 2016 und eigene Berechnungen
2G	Klimont 2002, EMEP/EEA Guidebook 2016, Martin 1997, Environment Australia 1999
2L	Keine Angabe
3B1a/3B1b	EMEP/EEA Guidebook 2016
3Dc	EMEP/EEA Guidebook 2016, van der Hoek 2007
5E	Aasestad 2008, Lönnemark 2004

Stand März 2019, Datenquelle für BC: EMEP/EEA Guidebook 2016, außer Straßenverkehr, dafür COPERT IV

Tabelle 6: Datenquellen für BC Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR Schweden

NFR-Kategorie	PM
1A1a	ationale EF, eigene Berechnungen, Mawdsley 2017
1A1b	ationale EF, eigene Berechnungen, Mawdsley 2017
1A2gvii	ationale EF, eigene Berechnungen, Mawdsley 2017
1A2gviii	ationale EF, eigene Berechnungen, Mawdsley 2017
1A3b	Abgas: HBEFA 3.3 Abrieb: Eigenes Modell auf Basis von EMEP/EEA Guidebook 2013

NFR-Kategorie	PM
1A3c	EMEP/EEA Guidebook 2016
1A3dii	
1A4ai	ationale EF
1A4aii	Länderspezifische EF, EMEP/EEA Guidebook
1A4bi	Länderspezifische E-Faktoren nach Kraftstoffart Tier 1
1A4ci	Daten auf nationaler Ebene, Tier 2.
1A4cii	EMEP/EEA Guidebook, Länderspezifische EF
2A1	TSP, PM10 und PM2.5 werden von den Betrieben direkt als Umweltbericht berichtet
2A5a	Übernahme der berichteten Werte entsprechender Betriebe
2A5b	Übernahme der berichteten Werte entsprechender Betriebe Berechnungen mit E-Faktoren von Studien (CEPMEIP 2001 TNO)
2C1	Übernahme der berichteten Werte entsprechender Betriebe. TSP von Betrieben berichtet. PM als Anteil an TSP nach Expertenmeinung, CEPMEIP 2001 TNO.
2G	EMEP/EEA Guidebook 2013
2L	keine Angaben
3B1a/3B1b	Länderspezifische Tier 2 Emissionsfaktoren
3Dc	Länderspezifische Tier 2 Emissionsfaktoren
5E	EMEP/EEA Guidebook 2013/2016

Stand März 2019, Datenquelle für BC: EMEP/EEA Guidebook 2016

Tabelle 7: Datenquellen für Emissionsfaktoren relevanter NFR-Kategorien aus dem IIR England

NFR-Kategorie	Datenquellen für Emissionsfaktoren (Angaben im IIR nicht schadstoffspezifisch)
1A1a	Betreiberdaten IED/E-PRTR, USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A1b	Betreiberdaten IED/E-PRTR, USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A2gvii	USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A2gviii	Betreiberdaten IED/E-PRTR, USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, HMIP, UK-spezifische Daten
1A3b	UK Faktoren, UKPIA 2017, COPERT, EMEP/EEA Guidebooks
1A3c	UK Faktoren, UKPIA 2017
1A3dii	UK Faktoren, EMEP/EEA Guidebooks, Scarbrough 2017
1A4ai	USEPA, EMEP-EEA, UK-spezifische Daten
1A4aii	EMEP/EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A4bi	USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A4ci	USEPA, EMEP-EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
1A4cii	EMEP/EEA Guidebooks, UK-spezifische Daten
2A1	EMEP/EEA Guidebook 2016, USEPA AP-42-
2A5a	EMEP/EEA Guidebook 2016, weitere Literaturquellen

NFR-Kategorie	Datenquellen für Emissionsfaktoren (Angaben im IIR nicht schadstoffspezifisch)
2A5b	EMEP/EEA Guidebook 2016
2C1	Betreiberdaten IED/E-PRTR, EMEP-EEA Guidebooks, IPCC, u. a.
2G	EMEP/EEA Guidebook 2016
2L	keine Angaben
3B1a/3B1b	UK-spezifische Daten
3Dc	Nicht weiter spezifizierte Literaturquellen
5E	USEPA, UK-spezifische Daten, Wichman, CEH, Dyke

Stand März 2019

Im IIR für Norwegen wird auf einen Bericht zur Ermittlung der BC Emissionen (Aasestad et al., 2013) hingewiesen. Dieser enthält Informationen zur Methodik zur Ermittlung der BC-Emissionen und Ergebnisse für die Jahre 1990-2011. Es wird erläutert, dass für die Kategorien „wood combustion in the residential sector“ und „Flaring of natural gas onshore and offshore“ spezifische Emissionsfaktoren verwendet werden, die auf Messungen von BC und OC basieren. Für die übrigen Kategorien werden die BC-Emissionsfaktoren über Anteilswerte aus den PM Emissionsfaktoren abgeleitet. Diese basieren im Wesentlichen auf Daten aus dem GAINS Projekt von IIASA.

2.3 Überblick BC im EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook

Die Übersicht zu den Datenquellen, die in den oben aufgeführten Tabellen für die BC Emissionsfaktoren in den IIR verschiedener Länder genannt werden, zeigen, dass die meisten Länder überwiegend auf Emissionsfaktoren des EMEP/EEA Guidebook zurückgreifen.

Für ausgewählte NFR-Kategorien gemäß Tabelle 2 wurden daher die im EMEP/EEA Guidebook verwendeten BC Emissionsfaktoren bzw. BC-Anteilswerte an PM_{2.5} und die zur Ableitung dieser Daten verwendeten Literaturquellen zusammengestellt, sie sind in den Kapiteln zu den jeweiligen Kategorien ausgewiesen.

In der Kategorie 1A1a liegen für alle Brennstoffe außer Gasöl die BC-Anteilswerte an den PM_{2.5} Emissionen im Bereich von 2% bis 6%. Für die Abgasemissionen des Straßenverkehrs liegen die BC-Anteilswerte an PM_{2.5} in Abhängigkeit der Energieart (Benzin, Diesel) und der Technologie zwischen 2% (Pkw Benzin, Pre ECE) und 87% (Pkw Diesel Euro 4). Bei den Kleinf Feuerungsanlagen in der Kategorie 1A4bi variieren die BC-Anteilswerte an PM_{2.5} zwischen 3,9% und 28%.

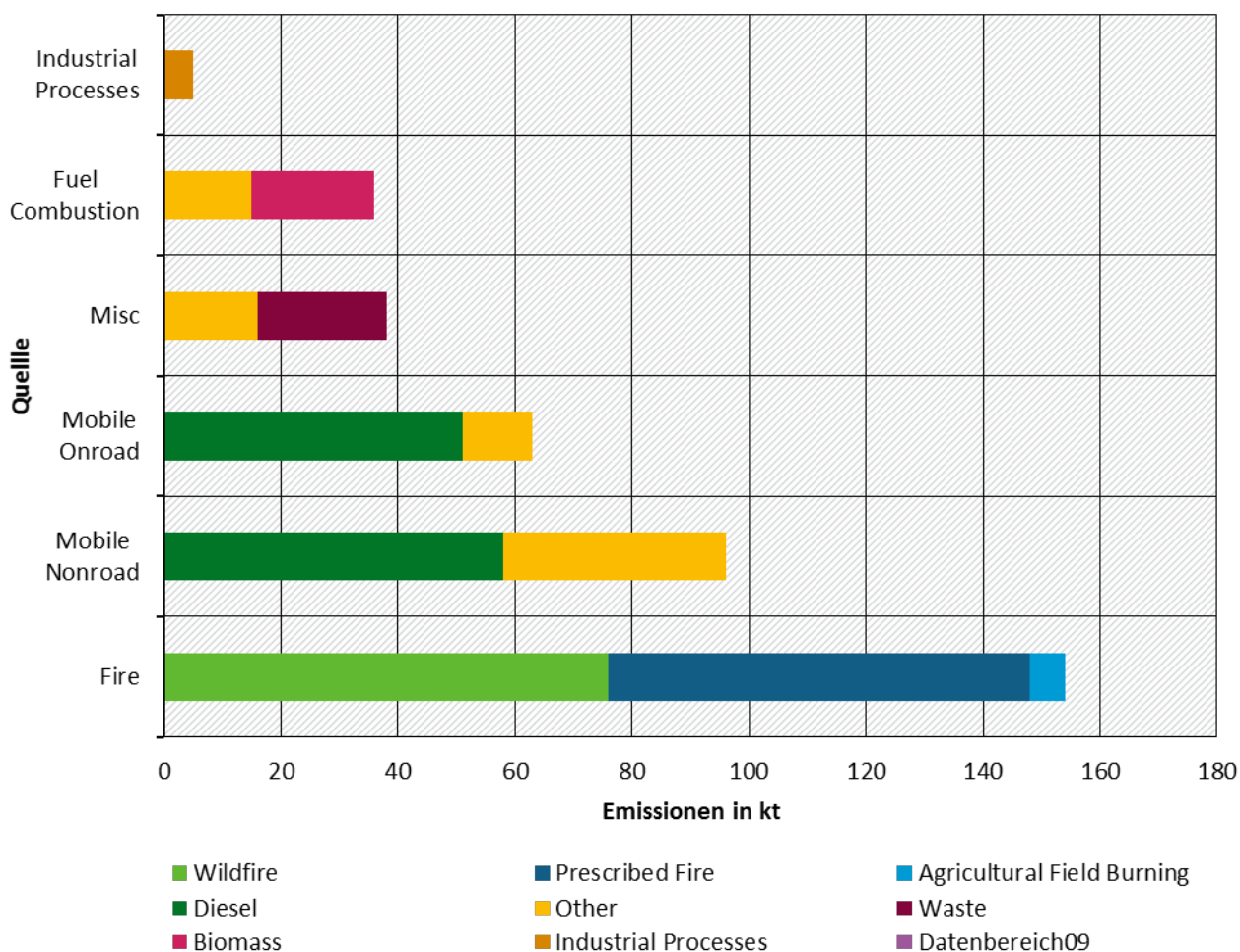
2.4 Überblick BC in der SPECIATE-Database der EPA

Seit 2011 berichtet US EPA Black Carbon Emissionen (Mason et al. 2018; Sasser et al. 2012). Im IIR weist US EPA Black Carbon Emissionen in einem separaten Abschnitt (bzw. Tabellenblatt) aus. Diese werden nicht regelmäßig für das jeweilige Berichtsjahr neu berechnet (die letzten Zahlen beziehen sich auf 2014), jedoch werden regelmäßig methodische Anpassungen vorgenommen und aktuellere Daten einbezogen. Die hier berichteten Daten sind in Abbildung 3 dargestellt.

Abbildung 3: BC Emissionen nach US EPA Berichterstattung

Black Carbon Emission, IIR USA

Bezugsjahr 2014



Quelle: UN-ECE LRTAP Report Year 2018 (RY2018) - U.S. Emissions Inventory Informative Report (IIR)

Berechnet wurden die Black Carbon Emissionen für die USA durch die Anwendung von Emissionsprofilen („speciation profiles“) aus der SPECIATE Datenbank der EPA (US EPA, 2006, 2011). Diese enthält Profile für Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) und Partikelemissionen (PM) von Luftverschmutzungsquellen: Für die Gesamtwerte aus Emissionsinventaren werden Anteilswerte weiterer Inhaltsstoffe angegeben (Emissionsprofile), die aus Messungen vorliegen und/oder für Luftqualitätsmodellierung benötigt werden. Die Differenzierung kann in Abhängigkeit von Quellgruppe und Profiltyp variieren (VOC: besonders schädliche / limitierte Inhaltsstoffe, für Modelle benötigter VOC Split, ...; PM: Größenverteilung, BC-Anteil, OC-Anteil, Anteile anorganische Salze, Wassergehalt, ...).

Zur Berechnung der BC-Emissionen der USA wurde der Anteil von elementarem Kohlenstoff (elemental carbon, EC) an den PM_{2.5} Emissionen verwendet. Es wurde also BC gleich EC angesetzt. Die Ermittlung der Profile (bzw. der EC-Anteile) ist überwiegend über die IMPROVE's Thermal Optical Reflectance (TOR) Methode erfolgt (siehe auch Abschnitt 2.1.3 oder bspw. Karanasiou et al. 2015; Han et al. 2007; bei den in den jeweiligen Teilkapiteln (Abschnitte 2.7.3, 2.8.3) angegebenen Profilen aus der US EPA SPECIATE Database findet sich ausschließlich TOR als angegebene Methode). Das Vorgehen hierbei ist schematisch in Abbildung 4 dargestellt. Die Profile sind über die US EPA SPECIATE Database (vgl. US EPA, 2016, 2018; Simon et al., 2010) verfügbar.

Abbildung 4: Schematische Darstellung: Vorgehen bei US EPA anhand von Emissionsprofilen



In Anlehnung an (Mason et al. 2018).

Prinzipiell entspricht dieses Vorgehen dem nach EMEP/EEA, wo BC-Anteilswerte an PM_{2.5} angegeben werden, s. Abschnitt 2.3.

Von den für BC Emissionen identifizierten für die deutsche Berichterstattung besonders relevanten Kategorien wird an verschiedenen Stellen US EPA bzw. US EPA SPECIATE Database als Quelle angegeben.

Tabellen mit BC Anteilswerten werden in den jeweiligen Teilkapiteln angegeben. Es wurden jeweils nur Datensätze berücksichtigt, die auch Angaben zu Black Carbon-Emissionen beinhalten; zudem wurden nur Datensätze ab Testjahr 1990 berücksichtigt. In einigen Fällen finden sich in der Datenbank neben einzelnen Datensätzen auch zusammengesetzte bzw. aus einzelnen Datensätze kombinierte „composite“ Datensätze.

2.5 Auswertung kategorienübergreifender Literaturquellen

In den folgenden Abschnitten werden aktuelle Veröffentlichungen, die geeignete Daten zu BC Emissionen bzw. BC-Emissionsfaktoren oder Emissionsmessungen enthalten, zusammenfassend beschrieben.

Der Fokus in Abschnitt 2.5 liegt auf kategorienübergreifender Literatur. In weiteren Abschnitten werden die Cluster „Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen“ (Abschnitt 2.6), „Industrie und Energieversorgung“ (Abschnitt 2.7), „Straßenverkehr“ (Abschnitt 2.8) sowie „Sonstiger Verkehr“ (Abschnitt 2.9) detaillierter betrachtet: Veröffentlichungen, die nur sich auf diese Cluster beziehen bzw. spezielle Aspekte der übergreifenden Literatur zu diesen Clustern werden dort beschrieben.

Es werden zunächst die Daten aus Klimont et al. (2017) dargestellt, eine umfangreiche Veröffentlichung zu BC Emissionsfaktoren, die im Rahmen der Weiterentwicklung von GAINS erarbeitet wurde. Die weiteren Ausführungen fokussieren dann auf Veröffentlichungen überwiegend aus den letzten fünf Jahren.

2.5.1 Klimont et al. (2017)

Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon

Klimont et al. (2017) beschreiben den aktuellen Stand der von ihnen berechneten globalen Partikelemissionen, veröffentlicht als ECLIPSE V5a Datensatz auf der GAINS Webseite.¹ Gegenüber früheren Ständen (z. B. Kupiainen et Klimont, 2007, 2004) wurden neuere Daten berücksichtigt und auch einige neue Emissionsquellen aufgenommen, wie gas flaring, Kerosinlampen und Dieselgeneratoren. Neben den Gesamt-Partikelemissionen werden die Fraktionen PM₁, PM_{2.5} und PM₁₀ und die kohlenstoffhaltigen Komponenten black carbon (BC) und organic carbon (OC) betrachtet. Diese werden jeweils aus kategorie- und kraftstoffspezifischen Anteilswerten an den Gesamtemissionen (total suspended particle TSP) berechnet.

Klimont et al. folgen grundsätzlich der Definition von BC nach (Bond et al., 2013), führen aber aus, dass es nicht möglich war, dies systematisch und vollständig beizubehalten, da nicht alle recherchierten Daten in geeigneter Form vorliegen.

Wo vorhanden, werden für BC eigene Emissionsfaktoren verwendet, soweit möglich auf Basis von Messungen nach dem thermisch-optischen Verfahren. OM (inklusive der Massenanteile der außer Kohlenstoff noch enthaltenen Elemente) wird als Anteilswert bestimmt. Über einen Vergleich mit den PM_{2.5}-Emissionsfaktoren findet eine Plausibilitätsprüfung statt (mit Ausnahme von Prozessen, die besonders große Partikel emittieren (z. B. Reifenabrieb), darf die Summe aus BC und OM nicht größer sein als PM_{2.5}). Die Umrechnung zwischen OM und OC erfolgt über einen Faktor (organic molecular weight per carbon weight). In (Klimont et al., 2017) wird als Umrechnungsfaktor von OC auf OM für die Verbrennung von Biomasse, einschließlich Holz, ein Faktor von 1,8 und für den Verkehr (Diesel und Benzin) ein Faktor von 1,3 angegeben.

Es wird im Weiteren die Methodik zur Emissionsberechnung beschrieben. Für die Prozesse, die seit der letzten Veröffentlichung neu in GAINS aufgenommen wurden, werden detaillierte Erläuterungen und Datenquellen zu den Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für PM, BC und OC aufgeführt. Dies betrifft die folgenden Kategorien:

- ▶ Haushalte (Heizung und Kochen)
- ▶ Kerosin-Lampen
- ▶ Dieselgeneratoren

¹ http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global_emissions.html

- ▶ Transport (Straßenverkehr, mit spezieller Betrachtung von sogenannten „high-emitting vehicles“, Schienenverkehr, Flugverkehr, Schiffsverkehr, Offroad-Verkehr)
- ▶ Großfeuerungsanlagen
- ▶ Industrie (Koksproduktion, Ziegelherstellung, Gasabfacklung)
- ▶ Verbrennung landwirtschaftlicher Abfälle
- ▶ Sonstige (offene Abfallverbrennung, Tierhaltung, Lagerung und Umschlag von Produkten, landwirtschaftliche Tätigkeiten, Bautätigkeiten, Zigarettenrauchen, Grillen und Feuerwerk)

Nicht alle Kategorien sind für Europa bzw. Deutschland von Relevanz, in (Klimont et al., 2017) werden globale Emissionen berechnet. Die ermittelten globalen Emissionen für PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁, BC, OC und OM werden differenziert nach Regionen und Kategorien für die Zeitreihe 1990 bis 2010 dargestellt und diskutiert. Die Ergebnisse werden globalen Emissionen aus Veröffentlichungen von Bond et al. (2004, 2013), die als Referenzdatensätze angesehen werden, gegenübergestellt.

Im Anhang der Veröffentlichung sind die verwendeten Emissionsfaktoren für BC und OC (gekennzeichnet mit der Referenz GAINS) neueren veröffentlichten Emissionsfaktoren / Messdaten gegenübergestellt, soweit möglich differenziert nach unterschiedlichen Brennstoffen und Technologien. Bei den Veröffentlichungen lag der Fokus auf solchen, die in früheren Arbeiten von Kupiainen et al. (2007, 2004) noch nicht enthalten waren. Es ist stets die Bandbreite der aktuell in GAINS verwendeten Emissionsfaktoren aufgeführt. Die Tabellen aus diesem Anhang finden sich im Folgenden. Die Emissionsfaktoren sind in der Einheit mg/MJ angegeben, da als Aktivitätsdaten die Endenergieverbrauchsdaten verwendet werden, teilweise zusätzlich auch als Anteilswerte an PM.

2.5.2 Bond et al. (2013)

Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment

Die folgenden Emissionsfaktoren für BC und POA (primary organic aerosol) wurden von Bond et al. zur Berechnung der globalen Emissionen verwendet. Diese stehen in der Veröffentlichung nur in einer relativ hoch aggregierten Form zur Verfügung. Die Emissionsfaktoren sind in der Einheit g/kg Kraft- und Brennstoff für BC und POA (primary organic aerosol) angegeben.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren in g/kg Kraftstoff

Emission Source	BC	POA	SO ₂	CO	CH ₄	NMVOC	NO _x	CO ₂
Euro II heavy-duty vehicle ^a	0,47	0,1	0,9	7	0,2	1,4	35,3	3087
Pre-regulation truck ^a	2,39	1,3	11,9	11	0,4	3,0	11,2	3087
Bull's Trench brick kiln ^b	2,44	0,1	10,5	41	1,5	0,3	0,0	2182
Industrial coal boiler ^c	0,01	0,0	5,2	5	0,4	0,7	2,1	1947
Mud cooking stove ^d	0,80	5,7	0,3	67	5,6	2,7	1,0	1833
Conventional wood stove ^e	0,36	3,9	0,2	130	15,0	23,6	2,8	1833
Wood boiler ^f	1,09	1,5	0,3	105	9,0	14,0	1,2	1833
Coal cooking stove ^g	0,58	0,8	0,2	166	0,9	0,5	2,2	2130
Field burning ^h	0,69	4,6	0,4	92	2,7	7,0	1,2	1833
Forest burning ^h	0,56	11,2	1,0	107	4,7	5,7	1,4	1833

Quelle: Bond et al., 2013

^aGAINS implementation of COPERT4 emission factors [Ntziachristos and Samaras, 2009].

^bGreentech [2011], except CH₄ and NMVOC values which were not measured. For those gases, one half of Zhang et al. [2000] values for coal stoves were used, assumed to scale approximately with CO emissions

^cWang et al. [2009b]

^dRoden et al. [2009] in-field data for BC, POA, and CO; Smith et al. [2000a, 2000b] for other gases.

^eMcDonald et al. [2000], except SO₂, CH₄ and NMVOC from EPA [1996].

^fJohansson et al. [2004]; Rau [1989].

^gZhang et al. [2000]; Zhi et al. [2008].

^hAndreae and Merlet [2001], except CO₂ from carbon balance.

2.5.3 Kuenen et al. (2014)

TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003-2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling

Kuenen et al. (2014) beschreiben die Erstellung des TNO-MACC_II Emissionskatasters für Europa. Dieses zeichnet sich durch eine hohe räumliche Auflösung aus (0,125° x 0,062°). Es wurde ausgehend von den national berichteten Emissionen aufgebaut, wobei Ergänzungen vorgenommen wurden, z. B. für fehlende oder für als nicht plausibel eingeschätzte Daten. Fehlende Daten wurden aus dem GAINS Modell übernommen.

Das Emissionskataster enthält Partikelemissionen für PM₁₀ und PM_{2.5}. Diese wurden jeweils zusätzlich über Splittingfaktoren in die fünf Komponenten EC, OC, SO₄, Na und andere Mineralien aufgeteilt. Die Summe dieser fünf Anteile ergibt jeweils 100%. Dies setzt voraus, dass OC umgerechnet wurde in OM (dort als full molecular mass (FMM) bezeichnet). Dazu wurden die OC-Emissionen mit dem Faktor 1,3 multipliziert. Nach Kuenen et al. liegt dieser Konversionsfaktor im Bereich von 1,1 bis 1,8 und wurde mit dem mittleren Wert 1,3 für alle Prozesse angesetzt.

Für EC und OC basieren die Splittingfaktoren nach Kuenen et al. (2014) auf dem Bottom-up EC und OC Emissionskataster für das Jahr 2005 aus (Visschedijk et al., 2007). In dem von Kuenen et al. zitierten Report finden sich keine Aussagen zu BC Emissionen, aber in (Visschedijk et al., 2009).

Kuenen et al. (2014) führen die verwendeten Splittingfaktoren nicht explizit auf, sondern beschreiben nur die ermittelten Emissionen.

2.5.4 Aasestad et al. (2013)

Emissions of Black Carbon and Organic carbon in Norway 1990-2011

In dem Report wird die Vorgehensweise zur Ermittlung der BC und OC Emissionen für die Berichtserstattung von Norwegen beschrieben. Es werden für alle relevanten Kategorien die verwendeten Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren aufgeführt.

Grundsätzlich bilden die Daten aus IIASA die wesentliche Datenbasis für die Emissionsfaktoren. Es werden entweder direkt Emissionsfaktoren angegeben oder Anteilswerte von BC und OC meist bezogen auf PM_{2.5}.

Im Anhang sind die Emissionsfaktoren tabellarisch aufgeführt.

2.5.5 CEC 2015

North American Black Carbon Emissions Estimation Guidelines: Recommended Methods for Estimating Black Carbon Emissions

Die „Comission for Environmental Cooperation“ hat im Jahr 2013 ein Projekt initiiert, mit dem Ziel, Richtlinien zur Methodik der Ermittlung von BC-Emissionen erarbeiten zu lassen. Das Projekt war in 3 Arbeitsschritten aufgebaut:

- ▶ Durchführung einer umfassenden Literaturrecherche, die Nordamerika, Europa, Asien und Afrika abdeckt. Ableitung erster Empfehlungen für die Berechnung von BC-Emissionen.
- ▶ Befragung von 29 Experten zu dem erarbeiteten Review und den formulierten ersten Empfehlungen.
- ▶ Erarbeitung der Richtlinien zur Ermittlung von BC-Emissionen in Nordamerika.

Im Ergebnis liegt die Veröffentlichung der Richtlinien vor. BC-Emissionen werden danach grundsätzlich aus PM-Emissionsfaktoren und BC-Anteilswerten abgeleitet. Die empfohlenen Anteilswerte werden überwiegend der EPA SPECIATE database entnommen. Für die folgenden Kategorien werden die Berechnungsansätze, die Datenquellen für PM_{2.5}-Emissionsfaktoren und die BC-Spezifikationsfaktoren angegeben, jeweils für die drei Detaillierungslevel Tier 1, 2 und 3:

- ▶ Biomass burning (open burning, agricultural burning)
- ▶ Energy / Industry (general Energy/industry sectors, Brick Kilns in Mexiko)
- ▶ Mobile sources (onroad sources, nonroad sources, locomotives, marine, aviation)
- ▶ Residential combustion
- ▶ Other sources (Charbroiling (Commercial Cooking), human cremation, structure and vehicle fires, open burning of MSW)

Für das Beispiel „residential combustion“ sind die Vorgehensweisen in den folgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle 9: Mögliche Quellen für Emissionsfaktoren, Aktivitätsdaten und Anteilsprofile für die Kategorie „residential combustion“ nach Tier 1 aus (CEC 2015)

Parameter	Canada	United States	Mexico
Quantity of fuel	RESO (Statistics Canada, 2015a)	AEO (EIA 2015a)	GIRA 2012
Emission factor	WebFIRE (EPA 2015b); 2011 NEI (EPA 2013b); CARB 2014	PM _{2.5} : WebFIRE (EPA 2015b); 2011 NEI (EPA 2013b); CARB 2014	BC for cooking fires and cook stoves: Christian et al. 2010
Speciation factor (EC or BC)	SPECIATE (EPA 2011b); use EC factor for BC	SPECIATE (EPA 2011b); use EC factor for BC	Not applicable

Tabelle 10: Mögliche Quellen für Emissionsfaktoren, Aktivitätsdaten und Anteilsprofile für die Kategorie „residential combustion“ nach Tier 2 aus (CEC 2015)

Parameter	Canada	United States	Mexico
Quantity of fuel (by technology or device)	RESO (Statistics Canada 2015a) Information from the fuel suppliers and individual companies; Energy conservation/ climate change mitigation studies for relevant sectors; Residential, commercial/ institutional and agriculture sector surveys; Energy demand modeling	For wood: EPA's RWC Emission Estimation Tool (EPA 2013b) For other fuels: Information from the fuel suppliers and individual companies; Energy conservation/ climate change mitigation studies for relevant sectors; Residential, commercial/ institutional and agriculture sector surveys;	Total number of households; percent of total households burning wood: INEGI Percent of households using wood exclusively, and other fuels (municipality level): GIRA 2012 Average occupancy per household (national average): GIRA 2012 Average occupancy per household: Conapo

Parameter	Canada	United States	Mexico
		Energy demand modeling	Per capita use of wood, by type of wood, according to macroecological region (municipality level): (municipal level): GIRA 2012 Fuel consumption and fuel efficiency, by type of technology
Emission factor (PM _{2,5}) (by fuel, device)	PM _{2,5} : EMEP/EEA 2013 (Chapter 1.A.4)	PM _{2,5} for wood: EPA's RWC Emission Estimation Tool (EPA 2013b)	BC for cooking fires and cook stoves: Christian et al. 2010
Speciation factor (EC or BC) (by fuel, device)	SPECIATE (EPA 2011b); use EC factor for BC	SPECIATE (EPA 2011b); use EC factor for BC	Zhang 2012; SPECIATE (EPA 2011b); in SPECIATE, use EC for BC

2.5.6 Kutzner et al. (2018)

Long-term monitoring of black carbon across Germany

Kutzner et al. (2018) haben für Deutschland die in 12 Bundesländern und beim UBA für Luftqualitätsmessstationen verfügbaren Daten von BC Messungen in einer Datenbank zusammengetragen. Die Messdaten wurden bezüglich der eingesetzten Messmethoden, der abgedeckten Zeiträume und der zeitlichen Auflösung der Daten differenziert. Es werden Ergebnisse von Analysen für das Jahr 2009 und für den Langzeittrend 2005–2014 beschrieben.

Es wurde bezüglich der eingesetzten Messmethoden die folgende Differenzierung vorgenommen:

- ▶ Thermische Verfahren, bei denen die Probe einem Temperaturprotokoll folgend erhitzt wird und das entstandene CO₂ detektiert und daraus der EC-Gehalt bestimmt wird. Diese Detektion kann mit unterschiedlichen Methoden bzw. nach unterschiedlichen Protokollen erfolgen:
 - Detektion von EC nach einem thermisch-optischen Verfahren, der Prozedur gemäß VDI 2465, Blatt 2² folgend
 - Detektion gemäß dem European Supersites for Atmospheric Aerosol Research 2 (EU-SAAR2) Protocol
 - Verwendung des Ambient Carbon Particle Monitor RP 5400 von Rupprecht und Patashnik
 - Detektion von EC gemäß VDI Richtlinie 2465 Blatt 1³; diese Methode basiert auf der Extraktion der Probe mit einem Lösemittel.
- ▶ Optische Verfahren/Lichtabsorptionsmethode
 - Aethalometer

² VDI 2465 Blatt 2: Messen von Ru₀ (Immission) – Thermografische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffs nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffs, November 2016

³ VDI 2465 Blatt 1: Messen von Ru_ß (Immission) – Chemisch-analytische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Extraktion und Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes, Dezember 1996

- Multi Angle Absorption Photometer (MAAP)

Es wurden die Daten von insgesamt 213 Stationen in der Datenbank zusammengetragen. Es gibt für die Messung von BC bzw. EC noch keine Standardmethode, daher sind alle oben aufgeführten unterschiedlichen Methoden im Einsatz. Für das Jahr 2009 wurde die größte Anzahl von Stationen gefunden, für die Daten gemessen nach der gleichen Methode vorliegen. Um einen Langzeittrend zu analysieren, wurden 12 Stationen selektiert, für die Daten für den Zeitraum 2005-2014 vorliegen. Da hier die relative Veränderung der gemessenen Konzentrationen und nicht deren absolute Höhe untersucht wurde, wurden die Daten verschiedener Messmethoden gemeinsam betrachtet.

Die Datenanalysen für das Jahr 2009 wurden für Messstationen in Baden-Württemberg durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Verkehrsmessstationen eine geringere saisonale Schwankung aufzeigen als die anderen Stationstypen (urbaner Hintergrund, ländlicher Hintergrund, Industriestationen). Dies zeigt, dass die Verkehrsmessstationen deutlich vom Straßenverkehr dominiert werden.

Die Analyse für den Zeitraum 2005-2014 wurde für 12 Messstationen durchgeführt, für die entsprechend lange Zeitreihen zur Verfügung standen. Es wurde ein Trend zu Abnahmen an fast allen Stationen festgestellt, wobei die größeren Reduktionen bei den Verkehrsmessstationen mit den höheren BC Konzentrationen zu erkennen waren.

Es wird von Kutzner et al. darauf hingewiesen, dass die Harmonisierung der Methoden zur Messung von BC von großer Bedeutung ist und zu einer verbesserten Vergleichbarkeit der Daten führen wird.

2.5.7 Clemen und Kaupp (2018)

Zwei Jahrzehnte Rußmessungen im Berliner Luftgütemessnetz

Im Zuge der Umstellung der Messverfahren für Ruß im Berliner Luftgütemessnetz wurden umfangreiche Vergleichsmessungen zwischen dem bisher verwendeten thermographischen Verfahren und den neu einzuführenden thermisch-optischen Verfahren durchgeführt. Anders als von CEN/TC 264/WG 35 auf Basis von Untersuchungen im ländlichen Hintergrund empfohlen und in DIN EN 1609:2017 umgesetzt, ergaben sich für das Berliner Luftgütemessnetz konsistentere Ergebnisse mit TOR als mit TOT. Clemen und Kaupp vermuten, dass das am städtischen Charakter der Luftmessstationen in Berlin liegt.

In der Vergangenheit wurden in Berlin zusätzlich zu den thermographischen Verfahren bei einem Teil der PM₁₀ Messungen automatisiert mit Rußmessköpfen Rußzahlen bestimmt. Auch diese Messungen werden umgestellt und durch Multiwellenlängen-Aethalometer ersetzt. Solche automatisierten BC Messungen ermöglichen die Veröffentlichung tagesaktueller „Rußdaten“. Durch Vergleich mit den EC Messungen werden die Aethalometer jahreszeitabhängig kalibriert, sodass die thermisch-optischen EC Messungen und die automatisierten BC Messungen der Aethalometer vergleichbar sind.

2.6 Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen

Im Cluster „Kleinf Feuerungsanlagen“ sind die NFR-Kategorien zur stationären Verbrennung in kleinen Feuerungsanlagen in Wohnhäusern, im Bereich Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, im Bereich Land- und Forstwirtschaft, Fischerei sowie sonstige inklusive Militär zusammengefasst. Mit einem Beitrag von ca. 16% BC Emissionen in Deutschland gehört dieses Cluster zu den Quellkategorien mit hohen Einzelbeiträgen.

Im folgenden Abschnitt liegt der Fokus auf Emissionsfaktoren für PM_{2.5} und BC bzw. EC aus Holzfeuerungsanlagen zur Gebäudeheizung. Festbrennstoffe emittieren mehr Feinstaub und BC als Öl und Gas, und anders als bei kohlestämmigen Brennstoffen nimmt der Holzeinsatz zu, auch aufgrund der Förderung des Einsatzes nachwachsender Rohstoffe aus Klimaschutzgründen.

Es werden im Folgenden Veröffentlichungen vorgestellt, die sich auf BC bzw. EC Emissionen aus Holzfeuerungsanlagen beziehen. Für die bereits oben vorgestellten übergreifenden Studien EMEP/EEA,

GAINS und EPA SPECIATE wird zudem konkreter die Behandlung der Holzfeuerungsanlagen beschrieben.

2.6.1 EMEP/EEA

Im bereits in Abschnitt 2.3 vorgestellten EMEP/EEA „Air pollution emission inventory guidebook“, Aktualisierung 2017, werden Emissionsfaktoren angegeben für folgende Feuerungsanlagen:

- ▶ Open fireplaces (offene Kamine)
- ▶ Heating stoves (Öfen / Einzelraumfeuerstätten), differenziert nach
 - konventionell (conventional stoves)
 - effizient (high-efficiency stoves)
 - öko-zertifiziert (advanced / ecolabelled stoves and boilers)
- ▶ Boiler (Heizkessel/Zentralheizungen), diese werden differenziert nach
 - Einzelhaus-Heizkessel, automatisch beschickt
 - Einzelhaus-Heizkessel, manuell beschickt
 - mittlere Feuerungsanlagen (1 bis 50 MWth), automatisch beschickt
 - mittlere Feuerungsanlagen (1 bis 50 MWth), manuell beschickt

Die Differenzierung entspricht der aus dem GAINS-Modell, es werden länderspezifische Anteile für die Anlagentypen ebenfalls aus dem GAINS-Modell angegeben. Für Deutschland und das Jahr 2010 sind das folgende Werte:

- ▶ Offene Kamine: 8%
- ▶ Öfen: 25%
- ▶ Einzelhaus-Heizkessel, automatisch beschickt: 58%
- ▶ Einzelhaus-Heizkessel, manuell beschickt: 8%

Es wird darauf hingewiesen, dass die Emissionen zum Teil deutlich von den An- und Abfeuerungsphasen, der Art der Anfeuerung (von oben oder von unten), der Betriebstemperatur und dem Wassergehalt des Holzes abhängen. Außerdem können Öfen und Heizkessel „altern“, wenn sie undicht werden und Luft an nicht vorgesehenen Stellen eintritt, erhöhen sich die Schadstoffemissionen. All dies kann im Ansatz nach EMEP/EEA jedoch noch nicht berücksichtigt werden.

Für die betrachteten Kleinfeuerungsanlagen werden Emissionsfaktoren der gängigen Luftschadstoffe angegeben, die Werte für PM2.5 und BC sind in Tabelle 11 bis Tabelle 19 ausgewiesen.

Tabelle 11: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für offene Kamine in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	820	410	1640	Alves et al. (2011)
BC Anteil an gesamt	7%	2%	18%	Alves et al. (2011), Goncalves et al. (2011), Fernandes et al. (2011), Bølling et al. (2009), Fine et al. (2002), Kupiainen & Klimont (2004)
PM2.5 fest [g/GJ]	240	120	480	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Alves et al. (2011)

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
BC Anteil an fest	24%	7%	60%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Alves et al. (2011), Goncalves et al. (2011), Fernandes et al. (2011), Bølling et al. (2009), Fine et al. (2002), Kupiainen & Klimont (2004)

Tabelle 12: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für konventionelle Öfen in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	740	370	1480	Alves et al. (2011) and Glasius et al. (2005)
BC Anteil an gesamt	10%	2%	20%	Alves et al. (2011), Goncalves et al. (2011), Fernandes et al. (2011), Bølling et al. (2009), US EPA SPECIATE (2002), Rau (1989)
PM2.5 fest [g/GJ]	140	70	280	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Alves et al. (2011) and Glasius et al. (2005)
BC Anteil an fest	53%	11%	100%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Alves et al. (2011), Goncalves et al. (2011), Fernandes et al. (2011), Bølling et al. (2009), US EPA SPECIATE (2002), Rau (1989)

Tabelle 13: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für effiziente Öfen in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	370	285	740	Glasius et al. (2005)
BC Anteil an gesamt	16%	5%	30%	Kupiainen & Klimont (2007)
PM2.5 fest [g/GJ]	140	70	280	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Glasius et al. (2005)
BC Anteil an fest	43%	13%	79%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Kupiainen and Klimont

Tabelle 14: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für öko-zertifizierte Öfen nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	93	19	233	Johansson et al.(2003); Goncalves et al. (2010); Schmidl et al. (2011)
BC Anteil an gesamt	28%	11%	39%	Goncalves et al. (2010), Fernandes et al. (2011), Schmidl et al. (2011)
PM2.5 fest [g/GJ]	47	10	110	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Johansson et al.(2003); Goncalves et al. (2010); Schmidl et al. (2011)
BC Anteil an fest	55%	22%	77%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Goncalves et al. (2010), Fernandes et al. (2011), Schmidl et al. (2011)

Tabelle 15: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC konventionelle Heizkessel mit Heizleistung kleiner als 50 kW in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	470	240	960	Winther (2008) 3) and Johansson et al. (2003)
BC Anteil an gesamt	16%	5%	30%	Kupiainen & Klimont (2007)
PM2.5 fest [g/GJ]	140	70	280	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Winther (2008) 3) and Johansson et al. (2003)
BC Anteil an fest	54%	17%	100%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Kupiainen & Klimont (2007)

Tabelle 16: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Pelletöfen und -kessel in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	60	30	120	Denier van der Gon et al. (2015)
BC Anteil an gesamt	15%	6%	39%	Schmidl et al. (2011)
PM2.5 fest [g/GJ]	30	15	60	Denier van der Gon et al. (2015)
BC Anteil an fest	30%	12%	78%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Schmidl et al. (2011)

Tabelle 17: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in Heizkesseln mit mehr als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	37	18	74	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Johansson et al. (2004)
BC Anteil an gesamt	15%	6%	39%	Schmidl et al. (2011)
PM2.5 fest [g/GJ]	33	17	67	Johansson et al. (2004)
BC Anteil an fest	17%	7%	44%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Schmidl et al. (2011)

Tabelle 18: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in manuell beschickten Heizkesseln mit weniger als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	160	80	320	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Naturvårdsverket, Sweden
BC Anteil an gesamt	28%	11%	39%	Goncalves et al. (2010), Fernandes et al. (2011), Schmidl et al. (2011)
PM2.5 fest [g/GJ]	140	70	279	Naturvårdsverket, Sweden
BC Anteil an fest	32%	13%	45%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Goncalves et al. (2010), Fernandes et al. (2011), Schmidl et al. (2011)

Tabelle 19: Emissionsfaktoren PM2.5 und BC für Holzverbrennung in automatisch beschickten Heizkesseln mit weniger als 1MW Heizleistung in Wohngebäuden nach EMEP/EEA 2017

Schadstoff	Wert	95%-Konfidenzintervall, unten	95%-Konfidenzintervall, oben	Referenz
PM2.5 gesamt [g/GJ]	37	18	74	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Johansson et al. (2004)
BC Anteil an gesamt	15%	6%	39%	Schmidl et al. (2011)
PM2.5 fest [g/GJ]	33	17	67	Johansson et al. (2004)
BC Anteil an fest	17%	7%	44%	Denier van der Gon et al. (2015) applied on Schmidl et al. (2011)

Für Feinstaub werden sowohl Werte für feste Partikel wie auch für alle Partikel (einschließlich Kondensaten) ausgewiesen. BC wird als Anteilswert jeweils an den festen Partikeln und den Gesamtpartikeln angegeben. Beides entspricht dem gleichen BC Emissionsfaktor: Die Produkte der angegebenen BC-Anteilswerte für feste und für alle Partikel mit den jeweiligen Emissionsfaktoren für feste und für alle Partikel ergeben die gleichen Werte. So wird z. B. für Kamine der BC Anteil an PM_{2.5} für feste Partikel ($EF_{PM2.5_fest} = 240 \text{ g/GJ}$) mit 24%, für alle Partikel ($EF_{PM2.5_total} = 820 \text{ g/GJ}$) mit 7% angegeben. Beides ergibt einen EF für BC von ca. 57 g/GJ.

Zusätzlich zu den Emissionsfaktoren werden zur Abschätzung der Unsicherheit jeweils die oberen und die unteren Grenzen der 95%-Konfidenzintervalle angegeben (d. h., die angegebenen Intervallgrenzen umschließen mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die wahren Werte). Die Konfidenzintervalle sind nicht symmetrisch, die Unsicherheit in Richtung größerer Werte ist höher als in Richtung kleinerer Werte. Ebenfalls angegeben wird Referenz-Literatur.

2.6.2 GAINS

Das GAINS Projekt von IIASA wurde bereits in Abschnitt 2.5.1 vorgestellt, es ist ein globales Modell, das Emissionsfaktoren für alle Länder enthält. Die konkret für Deutschland verwendeten Werte können nicht direkt aus Klimont et al. (2017) oder den Vorgängerpublikationen (Kupiainen et Klimont, 2007, 2004) entnommen werden. Auf der Webseite des GAINS Modells (<http://gains.iiasa.ac.at/models/>) werden jedoch länder-, schadstoff- und prozessspezifische Details der Emissionsberechnung mit GAINS zur Verfügung gestellt. Für den Zugang ist eine Registrierung erforderlich.

Auf der GAINS Webseite sind verschiedene Szenarien verfügbar, hier wurde das Basis-Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“ für Deutschland und das Jahr 2015 gewählt. Unter der Rubrik „Calculation details for PM PM_BC emissions by measure“ sind für den Schadstoff BC Einträge für 703 Sektoren vorhanden, für die es auch eine Zuordnung zu NFR-Kategorien gibt. Tabelle 20 zeigt die für die Holzfeuerung in privaten Haushalten relevanten Einträge, die Sektoren entsprechen hier den vorhandenen Anlagentypen. Das Attribut „Measure“ beschreibt vorhandene Minderungsmaßnahmen, das Attribut „Sectoral activity“ gibt die jeweilige Aktivitätsrate an, für Kleinfeuerungsanlagen in der Einheit PJ. In der nächsten Spalte (Attribut „unabated emission factor“) sind die in GAINS verwendeten Emissionsfaktoren für die jeweiligen Kleinfeuerungsanlagen ohne Minderungsmaßnahmen ausgewiesen, unter „removal efficiency“ die Minderungen der Emissionsfaktoren durch die unter „Measure“ gelisteten Maßnahmen und in der letzten in Tabelle 20 dargestellten Spalte (Attribut „abated emission factor“) die GAINS verwendeten Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung der Minderungsmaßnahmen.

Je nach Feuerungsanlage und Minderungsmaßnahme liegen die BC Anteile am Feinstaub zwischen 0% (z. B. bei Heizkesseln mit der Minderungsmaßnahme „high efficiency deduster“) und über 50% (z. B. bei Holzöfen der Kategorie „improved“).

Literaturangaben zu den einzelnen Einträgen unter <http://gains.iiasa.ac.at/models/> gibt es nicht. Unter Kupiainen et Klimont (2007) und Klimont et al. (2017) werden allgemein folgende Literaturstellen für Emissionsfaktoren von Kleinfeuerungsanlagen genannt: Butcher and Sorenson (1979), Cooper (1980), Muhlbaier and Dasch (1982), Muhlbaier and Williams (1982), Rau (1989), Hildemann et al. (1991), McDonald et al. (2000), Watson et al. (2001), Fine et al. (2002, 2004), Environment Australia (2002), US EPA (2002), Gaegauf et al. (2005), Jordan and Seen (2005), Sippula et al. (2007), Boman et al. (2008), Tissari et al. (2008), Alves et al. (2011), Gonçalves et al. (2011), Lamberg et al. (2011), Pettersson et al. (2011), Schmidl et al. (2011), Frey et al. (2014).

Tabelle 20: Emissionsfaktoren für BC aus GAINS bei der Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“

Sector	Measure	Sectoral activity (PJ)	Unabated emission factor (kt/PJ)	Removal efficiency (%)	Abated emission factor (kt/PJ)
Fireplaces	Improved fireplace	24,647	0,058	5,00	0,055
Fireplaces	New fireplace	24,647	0,058	25,00	0,043
Fireplaces	No control	24,647	0,058	0,00	0,058
Medium boilers (<50MW) - automatic	Cyclone	2,016	0,008	11,00	0,007
Medium boilers (<50MW) - automatic	High efficiency deduster	2,016	0,008	99,98	0,000
Medium boilers (<50MW) - automatic	Pellet boiler	2,016	0,008	89,00	0,001
Medium boilers (<50MW) - automatic	No control	2,016	0,008	0,00	0,008
Medium boilers (<1MW) - manual	Cyclone	0,000	0,020	11,00	0,018
Medium boilers (<1MW) - manual	High efficiency deduster	0,000	0,020	99,98	0,000
Medium boilers (<1MW) - manual	Pellet boiler	0,000	0,020	89,00	0,002
Medium boilers (<1MW) - manual	No control	0,000	0,020	0,00	0,020
Single house boilers (<50 kW) - automatic	No control	172,527	0,003	0,00	0,003
Single house boilers (<50 kW) - manual	No control	24,647	0,063	0,00	0,063
Single house boilers (<50 kW) - manual	Biomass single house boiler improved	24,647	0,063	50,00	0,032
Single house boilers (<50 kW) - manual	Biomass single house boiler new	24,647	0,063	82,50	0,011
Single house boilers (<50 kW) - manual	Biomass single house boiler - pellets	24,647	0,063	95,00	0,003
Single house boilers (<50 kW) - manual	Biomass single house boiler - pellets and electrostatic precipitator	24,647	0,063	99,98	0,000

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

2.6.3 EPA SPECIATE Database

In der in Abschnitt 2.4 bereits beschriebenen SPECIATE database sind über 100 Profile für Holzfeuerungsanlagen enthalten, angegeben werden Anteilswerte von EC und vieler anderer Inhaltsstoffe an

PM10 oder PM2.5. Profil 4393 zum Beispiel enthält Messungen an einem Kamin in Kalifornien („California hardwood, cedar. Fireplace, ventilated, open fire, with grate, dried wood“). Nicht alle Profile sind unabhängig, viele Einträge sind von bereits vorhandenen Profilen abgeleitet oder aus verschiedenen bereits vorhandenen Profilen aggregiert.

Im BC Emissionsinventar der USA zum Beispiel werden die abgeleiteten Profile 92068 und 92071 verwendet. Eine Suche nach Profil 92086 in der Datenbank ergibt, dass es sich um eine vereinfachte Version des Profils 91031 handelt. Dieses wiederum wurde erstellt aus dem Median der Profile 3931, 421032.5, 422022.5, 422042.5, 4384, 4644, 3770, 3920, 421012.5, 422032.5, 4387 und 4645. Diese Profile beziehen sich auf unterschiedliche Anlagentypen (Kamine, Öfen, Heizkessel) und Jahre.

In der Datenbank sind unter anderem Einträge zur Methode der Probennahme (häufig: diluted gas sampling), zur Messmethode (bei EC: TOR oder TOT), zur Unsicherheit, zum Jahr der Messung (keine neueren Messungen als 2001) und zum Referenz-Dokument möglich. Ein Kommentarfeld kann zusätzliche Informationen enthalten, z. B. werden bei aggregierten Profilen die zugrunde liegenden Einzelprofile genannt. Es sind nicht alle Attribute belegt: Bei aggregierten Profilen z. B. können keine sinnvollen Angaben zur Messmethode oder zum Messjahr gemacht werden, aber auch bei den Ursursungsprofilen sind nicht überall alle Einträge gefüllt.

Als Referenz-Dokumente sind teilweise z. B. Messberichte von Umweltbehörden wie Rinehart et al. (2003) angegeben, teilweise werden Datenbankbeschreibungen älterer SPECIATE Versionen oder die BC Emissionsinventar der USA der entsprechenden Jahre genannt oder es ist keine Literatur angegeben.

Die BC Anteile an PM2.5 liegen für die im BC Emissionsinventar der USA verwendeten Profile bei 6% (92068) bzw. 12% (92071). Über alle Profile streuen die BC Anteile zwischen 0% und über 50%.

2.6.4 Van der Gon et al. (2015)

Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation

In der Studie wurden auf Basis eines aktualisierten Bottom-Up Emissionskatasters für holzbefeuerte Kleinf Feuerungsanlagen (residential wood combustion, RWC), für das die halbflüchtigen (d. h. bei Abkühlung kondensierten) organischen kohlenstoffhaltigen Komponenten (OC) der Partikelemissionen explizit als Emissionen berücksichtigt wurden, Ausbreitungsberechnungen mit zwei verschiedenen CTM-Modellen durchgeführt und die ermittelten Konzentrationen mit Messdaten verglichen.

Es wird auf Nussbaumer et al. (2008) verwiesen (vgl. Abschnitt 2.1.5), der einen Überblick zu verschiedenen Methoden der Probenahme bzw. Messtechnik gibt. Am wichtigsten sind die Messung von ausschließlich festen Partikeln (SP) und die Messung mit einem Verdünnungstunnel (DT), bei der sowohl die festen als auch die kondensierbaren Partikel gemessen werden. Der Unterschied zwischen den aus diesen beiden Messmethoden abgeleiteten Emissionsfaktoren kann sehr groß sein (vgl. Tabelle 21), z. B. für „conventional wood stoves“ bis zu Faktor 5.

Die aktualisierten Partikelemissionen sind um den Faktor 2-3 höher als die bisher ausgewiesenen Emissionen, bei denen die halbflüchtigen Komponenten nicht als Emissionen berücksichtigt wurden.

Es wird ausgeführt, dass die verwendeten CTM-Modelle zwar die Transformation und Modifikation von organischen Aerosolen aufgrund von Verdunstung, Alterungsprozessen und Ausbreitung bereits abbilden, aber die Prozesse der kondensierbaren PM Emissionen direkt an der Quelle (Kamin oder Auspuff) nicht berücksichtigen. Direkt an der Quelle sind zwei Prozesse von Bedeutung, die Abkühlung und die Verdünnung. Diese haben einen gegenläufigen Effekt auf die Konzentration von organischem PM in der Atmosphäre, treten aber immer gemeinsam auf. Abgase, die freigesetzt werden, werden immer gleichzeitig abgekühlt und verdünnt. In den Emissionsfaktoren wird der Netto-Effekt dieser beiden Vorgänge dargestellt.

Emissionsfaktoren für EC und OC werden über Anteilswerte aus den Emissionsfaktoren für PM₁₀, PM_{2.5} und PM₁ abgeleitet. Als Datenquellen für die EC- und OC-Anteilswerte werden zum einen diverse ältere Literaturquellen angegeben, die neueste davon ist (Kupiainen et al., 2007). Ergänzend dazu werden aus (Visschedijk et al., 2009) fehlende Daten und Informationen übernommen, um EC- und OC-Anteilswerte abzuschätzen. Diese Emissionsfaktoren wurden für das EUCAARI EC und OC Emissionskataster verwendet, das die halbflüchtigen organischen Komponenten noch nicht berücksichtigt. Die verwendeten Anteilswerte werden nicht explizit aufgeführt.

Es wird auf die grundsätzliche Problematik hingewiesen, dass die PM Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen selbst für einen Gerätetyp stark streuen, abhängig von:

- ▶ Brennstoffeigenschaften
- ▶ Betriebsbedingungen
- ▶ Feuerungstyp
- ▶ Bedienungsart
- ▶ Probenahme für Messungen
- ▶ Messprotokoll und -technik

Die ausgewiesenen Emissionsfaktoren stellen damit immer einen mittleren Wert dar, wobei teilweise auch Bandbreiten mit angegeben werden.

Für das aktualisierte TNO-newRWC Emissionskataster wurden pro Gerätetyp die mittleren Emissionsfaktoren verwendet, die neben den festen Partikeln auch die kondensierbaren berücksichtigen (DT, vgl. Abschnitt 2.1.5).

Die Ergebnisse der Modellläufe der zwei CTM-Modelle mit dem aktualisierten TNO-newRWC Emissionskataster zeigten für die meisten Messstationen für die organischen Aerosole (OA) eine bessere Übereinstimmung als bei den Ergebnissen ohne Berücksichtigung der kondensierbaren Komponenten der Emissionen.

Tabelle 21: Holzfeuerungen (van der Gon et al., 2015): Vergleich der PM Emissionsfaktoren für feste Partikel (solid particles, SP) und für kondensierbare Partikel gemessen im Verdünnungstunnel (dilution tunnel, DT)

Typ Feuerungsanlage ^a	Holzeinsatz in Europa 2005 (PJ)	Anteil am Holzeinsatz	Emissionsfaktor (g/GJ) SP Mittelwert	Emissionsfaktor (g/GJ) SP Bandbreite	Emissionsfaktor (g/GJ) DT Mittelwert	Emissionsfaktor (g/GJ) DT Bandbreite
Kamin	140	6%	260	23-450	900	d
Traditioneller Ofen	1.167	52%	150	49-650	800	290-1.932
Zentralheizung Einzelhaus, automatisch beschickt	198	9%	30	11-60	60	d
Zentralheizung Einzelhaus, manuell beschickt	348	15%	180	6-650	1.000	100-2.000

Mittl. Feuerungsanlage, automatisch beschickt	267	12%	40	c	45	c
Mittl. Feuerungsanlage, manuell beschickt	141	6%	70	30-350	80	30-350
Europa gesamt	2.262	100%				

^a Typ nach IIASA GAINS stove type definition

^b abgeleitet nach Nussbaumer et al. (2008)

^c Bandbreite bestimmt sich aus end-of-pipe Maßnahme

^d nicht genug Daten vorhanden

2.6.5 ACAP 2014

Reduction of Black Carbon Emissions from residential Wood Combustion in the Arctic

Der Report aus dem Jahr 2014 liefert detaillierte Informationen zu Black Carbon Emissionsinventaren für Holzfeuerungen für den Bereich „residential wood combustion“ der Arctic Council Member Countries (Kanada, Dänemark, Finnland, Norwegen, Schweden und USA).

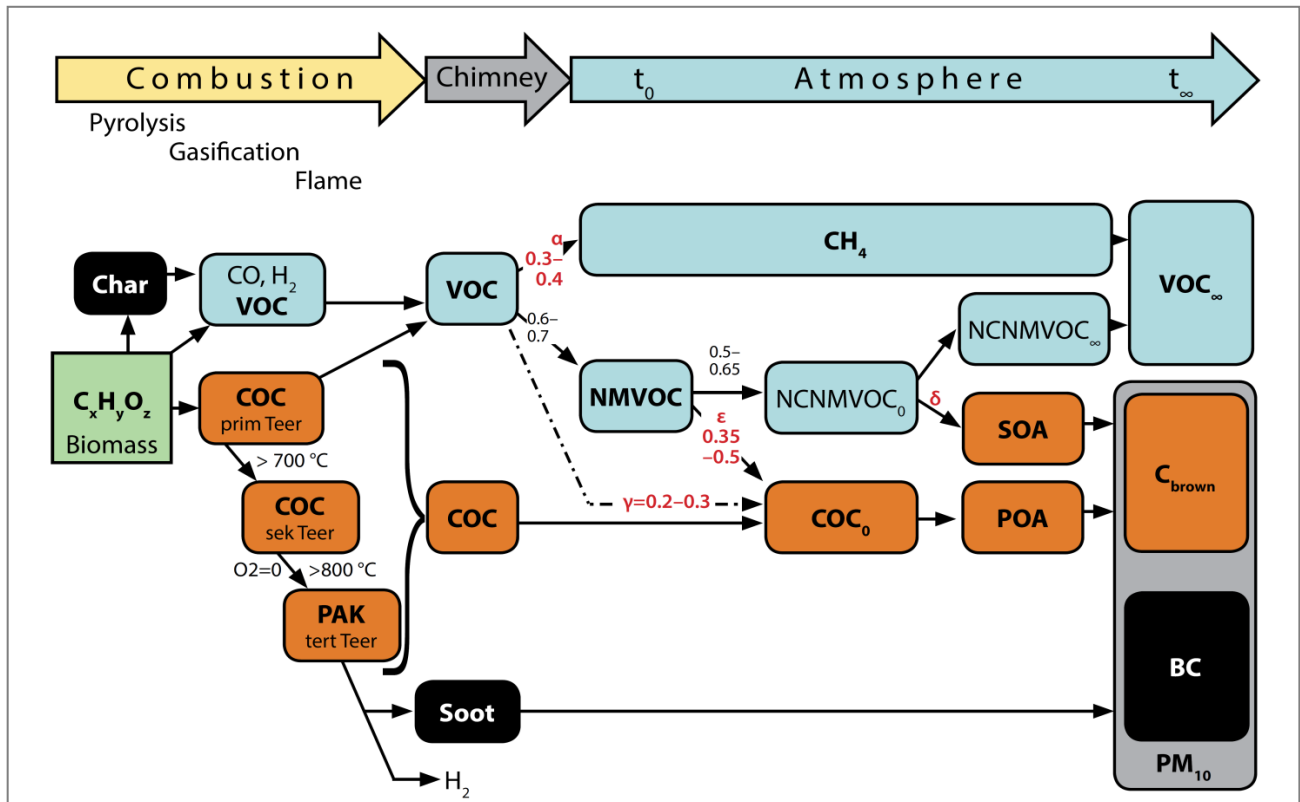
In allen betrachteten Black Carbon Emissionsinventaren wird BC gleich EC gesetzt.

Es wird zunächst auf die Schwierigkeit der Definition von BC eingegangen und unterschiedliche Literaturquellen dazu zitiert. Es wird darauf hingewiesen, dass das Verhältnis OC/BC stark von den Verbrennungsbedingungen abhängt (Cou, 2013) und die verwendete Messtechnik bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen ist.

Relevant ist auch der Aspekt, dass eigentlich „real world“ Emissionsfaktoren zur Emissionsberechnung verwendet werden müssten. Abgasmessungen werden aber meist unter definierten genormten Randbedingungen in einer Laborumgebung durchgeführt und spiegeln daher nicht unbedingt die realen Situationen in den Haushalten wider (schlechte Verbrennungsbedingungen, Verwendung von nicht trockenem Holz, etc.).

Bezüglich der komplexen physikalischen Vorgänge bei der Holzverbrennung werden Nussbaumer et al. (2011) mit der Grafik in Abbildung 5 zitiert. In einem Teilkapitel wird auf die verschiedenen Messmethoden zur Messung von BC und EC und auf die unterschiedlichen Möglichkeiten der Probenahme von Abgasen eingegangen (direkt am Filter, Filter und Impinger, Verdünnungstunnel, vgl. Nussbaumer 2008). Außerdem werden mögliche Fehlerquellen insbesondere bei den thermisch-optischen Verfahren zur Bestimmung von EC und OC angesprochen.

Abbildung 5: Schema der Umwandlungen des Kohlenstoffs (carbon conversion scheme) bei Holzfeuerungen: Reaktionen in der Brennkammer, im Schornstein und nach Verdünnung in der Atmosphäre



(Nussbaumer et al., 2011, zitiert in ACAP, 2014)

An diesen allgemeinen Teil schließt sich eine konkrete Beschreibung der Datengrundlagen zur Erstellung der BC Emissionsinventare für die sechs Länder an. Mittels einer Befragung waren verschiedene Informationen zu den verwendeten Aktivitätsdaten, den PM und BC Emissionsfaktoren und auf welchen Messmethoden diese basieren zusammengetragen worden.

Es wird ausgeführt, dass in den meisten Ländern BC Emissionsfaktoren als Anteil an PM_{2.5} ermittelt werden und nur in wenigen Fälle direkt aus BC Messungen abgeleitete Emissionsfaktoren berücksichtigt werden.

Zusammenfassend werden die folgenden Bandbreiten für BC-Emissionsfaktoren angegeben:

- Conventional/old/non-EPA-certified cast iron wood log stove: 28-128 mg/MJ
- Advanced/new/modern/EPA-certified cast iron wood log stoves: 15 -51 mg/MJ
- Pellets-fired stoves / Boilers: <1-12 mg/MJ

Im Detail werden für die drei Kategorien boilers, fireplaces und stoves explizit die PM und BC Emissionsfaktoren, die in den sechs Ländern verwendet werden, aufgeführt (vgl. Tabelle 22 und folgende). In Kanada und den USA wurde zur Ermittlung des Anteils BC an PM_{2.5} ein mittleres Profil abgeleitet aus Daten in der EPA SPECIATE database verwendet. Dänemark verwendet BC-Anteilswerte aus (Kupiainen et Klimont, 2004), Finnland entsprechende Werte abgeleitet aus eigenen Messungen und ergänzenden Literaturdaten. Ebenso werden für Norwegen Daten aus nationalen BC- Messungen verwendet. Schweden hat überwiegend auf die BC-Anteilswerte aus IIASA und dem EMEP/EEA Guidebook zurückgegriffen.

Tabelle 22: PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte boilers aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook

Land / Art der Feuerung	Emissionsfaktor PM2.5 (mg/MJ)	Emissionsfaktor BC (mg/MJ)	BC / PM2.5
EMEP/EEA: Advanced/ecolabelled stoves and boilers	93	26	28%
EMEP/EEA: Conventional boilers < 50 kW	470	75	16%
EMEP/EEA: Pellet stoves and boilers	29	4	14%
Canada: Central furnaces / boilers	739	102	14%
Denmark: New boilers with acc. tank	135	52	39%
Denmark: New boilers without acc. tank	270	90	33%
Denmark: Old boilers with acc. tank	900	350	39%
Denmark: Old boilers without acc. tank	1800	600	33%
Denmark: Pellet stoves / boilers	32	12	38%
Finland: Automatically fed pellet boilers	20	1	5%
Finland: Manually fed modern boilers	34	15	44%
Finland: Manually fed boilers with accumulator	136	24	18%
Finland: Manually fed boilers without accumulator	700	210	30%
Finland: Automatically fed woodchip boilers	16	0	0%
USA: outdoor hydronic heaters	1592	89	6%

Tabelle 23: PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte fireplaces aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook

Land / Art der Feuerung	Emissionsfaktor PM2.5 (mg/MJ)	Emissionsfaktor BC (mg/MJ)	BC / PM2.5
EMEP/EEA: Open fireplaces	820	57	7%
Canada: Fireplace inserts/Advanced techn.fireplaces	267	15	6%
Canada: Fireplace inserts (conventional)	756	42	6%
Canada: Fireplaces with glass doors	717	40	6%
Canada: Fireplaces without glass doors	1002	57	6%
Finland: Open fireplaces and other stoves	639	35	5%
Norway: Open fireplaces	1000	86	9%
Sweden: Open fireplaces (fuel = wood log)	150	-	-
USA: Fireplaces (general)	587	33	6%

Tabelle 24: PM und BC Emissionsfaktoren für holzbefeuerte stoves aus (ACAP, 2014) für verschiedene Länder und EMEP / EEA Inventory Guidebook

Land / Art der Feuerung	Emissionsfaktor PM2.5 (mg/MJ)	Emissionsfaktor BC (mg/MJ)	BC / PM2.5
EMEP/EEA: Advanced/ecolabelled stoves and boilers	93	26	28%
EMEP/EEA: Conventional stoves	740	74	10%
EMEP/EEA: Energy efficient stoves	370	59	16%
EMEP/EEA: Pellet stoves and boilers	29	4	14%
Canada: Wood stoves (advanced tech.)	267	15	6%
Canada: Wood stoves (conventional – airtight)	756	42	6%
Canada: Wood stoves (conventional – not airtight)	1289	72	6%
Denmark: Modern stoves	608	96	16%
Denmark: New modern stoves	240	38	16%
Denmark: New stoves	810	128	16%
Denmark: Old stoves	810	128	16%
Denmark: Other stoves	850	85	10%
Denmark: Pellet stoves / boilers	32	12	38%
Finland: Iron stoves (conventional)	113	28	25%
Finland: Iron stoves (modern)	49	18	37%
Finland: Masonry heaters (conventional)	137	47	34%
Finland: Masonry heaters (modern)	49	19	39%
Finland: Masonry ovens	48	15	31%
Finland: Open fireplaces and other stoves	639	35	5%
Finland: Sauna stoves	470	182	39%
Norway: Stoves (new technology)	754	51	7%
Norway: Stoves (old technology)	1265	57	5%
Sweden: Stoves (fuel = pellets)	30		0%
Sweden: Stoves (fuel = wood chips)	100		0%
Sweden: Stoves (fuel = wood logs)	100		0%
USA: Wood stoves (fireplace inserts, catalytic, EPA-certified)	507	28	6%
USA: Wood stoves (fireplace inserts, non-catalytic, EPA-certified)	487	27	6%
USA: Wood stoves (fireplace inserts, non-EPA-certified)	761	42	6%
USA: Wood stoves (freestanding, catalytic, EPA-certified)	507	28	6%
USA: Wood stoves (freestanding, non-catalytic, EPA-certified)	487	27	6%
USA: Wood stoves (freestanding, non-EPA-certified)	761	42	6%
USA: Wood stoves (pellet-fired, general)	76	4	5%

Die Ergebnisse aus ACAP (2014) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- ▶ In allen hier betrachteten Emissionsinventaren wurde BC gleich EC angenommen, unabhängig davon, ob die BC Emissionsfaktoren als Anteilswert an PM_{2.5} oder über Messungen abgeleitet wurden.
- ▶ Kanada und die USA setzen EC als Anteilswerte von PM_{2.5} nach SPECIATE an.
- ▶ Schweden und Dänemark setzen EC als Anteilswerte von PM_{2.5} nach Kupiainen et Klimont (2004) (IIASA) an.
- ▶ Finnland und Norwegen haben eigene Messungen durchgeführt, dabei erfolgte die Probenahme aus verdünntem Abgas auf Filtern, EC wurde nach thermisch-optischen Verfahren gemessen.
- ▶ Die BC Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen liegen im Bereich von 1 mg/MJ (pellet-fired boiler, Finland) bis zu 600 mg/MJ (old boiler, Denmark).

2.6.6 Kindbom et al. (2017)

Emissions factors for SLCP emissions from residential wood combustion in the Nordic countries

Es werden in Kindbom et al. (2017) die Ergebnisse eines Projektes des Nordic Council of Ministers zu Emissionen aus Holzfeuerungen beschrieben. Ziel war es, zunächst Emissionsmessungen durchzuführen und aus dieser Basis gut dokumentierte Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen abzuleiten.

Es liegen Emissionsfaktoren für EC, OC, CH₄, NMVOC und CO vor. Zusätzlich wurden Faktoren für erhöhte Emissionen bei schlechten Verbrennungsbedingungen abgeleitet. Diese können bei der Ableitung von nationalen Emissionsfaktoren berücksichtigt werden, abhängig von den jeweiligen Randbedingungen.

Die Emissionsmessungen wurden an holzbefeuerten Geräten, Heizkesseln und Öfen durchgeführt, wie sie typischerweise in den Nordic Ländern eingesetzt werden. Es wurden für die Messungen die EN Standards für Heizkessel und Öfen und zusätzlich in einigen Fällen die norwegischen Standards NS3058 berücksichtigt. Danach sind Messungen bei vier unterschiedlichen Verbrennungsraten, darunter auch niedrigen Verbrennungsraten, die ungünstigen Bedingungen entsprechen, vorgeschrieben, die gemittelt werden.

Emissionen in der Startphase werden bei den Standards nicht berücksichtigt. Um deren Einfluss zu ermitteln, wurden in einigen Fällen Emissionen während der Startphase auf gesonderten Filtern gemessen. Nach der Startphase besteht ein Testzyklus nach EN aus zwei Beladungen, während derer jeweils drei Probennahmen durchgeführt wurden.

Die Probenahme für PM_{2.5}, EC und OC wurde in allen Fällen mit einem Verdünnungstunnel (d. h. Probenahme einschließlich der Kondensate) und nicht im heißen Abgas durchgeführt.

EC und OC wurden thermisch-optisch, BC wurde zusätzlich mittels Aethalometer gemessen. Die BC Messungen waren um ca. 1/3 kleiner als die EC Messungen und mit diesen nur schwach korreliert. Da nach der Erwartung BC größer als EC sein sollte und die Genauigkeit des thermisch-optischen Verfahrens höher eingeschätzt wurde als die des Aethalometers, wurden die BC Messungen nicht weiter ausgewertet.

Detailliertere Angaben zu den Randbedingungen der Messungen finden sich in dem Report.

Es wurden verschiedene Techniken (alt, modern) und verschiedenen Varianten bezüglich des eingesetzten Holzes, der Füllmengen etc. untersucht, um das Spektrum realer Situationen möglichst gut abzudecken.

Es wurden insgesamt 10 verschiedene Heizkessel (P0 bis P10) und 9 verschiedene Öfen (A0 bis A9) untersucht. Die aus den Messungen abgeleiteten spezifischen Emissionsfaktoren in mg/MJ sind in den folgenden zwei Tabellen aufgeführt.

Grundsätzlich zeigte sich bei alten Öfen oder Heizkesseln deutlich höhere Emissionen als bei moderneren. Bei Teillastbetrieb wurden erhöhte Emissionen ermittelt und insbesondere moderne Geräte zeigten stark erhöhte Emissionen bei Verwendung von feuchtem Holz.

Es zeigte sich, dass die EC Emissionsfaktoren nicht mit dem PM_{2.5}-Emissionsfaktoren korrelieren und dass die EC Emissionen weniger stark von feuchtem Holz oder Teillastbetrieb beeinflusst wurden als andere Schadstoffe.

Emissionsfaktoren nach dem norwegischen Standard NS3058 sind höher als nach EN. Hauptgrund dafür sind die vom Test auch geforderten niedrigen Verbrennungsraten, für die Kessel bzw. Öfen nicht optimiert sind, und die daher zu deutlich ungünstigeren Verbrennungsbedingungen führen.

Tabelle 25: Emissionsfaktoren für PM_{2.5}, EC, OC, CO, CH₄ und NMVOC in mg/MJ für holzbefeuerte Heizkessel (Kindbom et al., 2017)

Test Benennung*	PM _{2.5} mg/MJ	EC mg/MJ	OC mg/MJ	CO mg/MJ	CH ₄ mg/MJ ⁶	NMVOC mg/MJ ⁷
P1NomSLW	24	2	12	233	4	32
P1NomMLW	46	2	8	178	2	13
P2NomSLW ¹	29	3	10	1054	10	64
P2NomMLW	50	4	13	1335	18	145
P2NomDLW	32	3	12	754	8	56
P3NomSLW	45	8	19	2036	32	141
P4NomSLW	36	15	14	1516	23	>135 ⁵
P4NomMLW	32	5	14	1894	35	212
P4NomDLW	89	9	36	3160	62	279
P5NomSLW	320	19	>96 ²	3578	103	477
P5NomMLW	524	>31 ²	>143 ²	4748	>28 ²	>272 ²
P5PartSLW	1138	15	>426 ²	8978	>35 ²	>551 ²
P5PartMLW ³	n.a.					
P6NomSLW	317	27	138	2963	47	>462 ⁵
P6PartSLW	1975	35	776	6408	259	>1332 ⁵
P6PartSLW small batches	373	21	181	3437	74	932
P7NomWP	57	14	11	631	4	22
P7PartWP	182	17	54	1225	6	57
P8NomWP	38	2	12	134	1	9
P8PartWP	>14 ⁵	7	16	250	1	10
P9NomWP	15	1	6	120	1	15
P9PartWP	88	6	49	2273	26	218
P10NomSWC	48	1	20	366	4	47

Test Benennung*	PM2,5 mg/MJ	EC mg/MJ	OC mg/MJ	CO mg/MJ	CH ₄ mg/MJ ⁶	NMVOC mg/MJ ⁷
P10NomMWC ⁴	61	6	25	1894	11	94
P10PartSWC	227	7	98	4479	64	627
P10PartMWC ⁴	718	14	>367 ⁵	5839	81	950

*Nom=Nominal load, Part=Part load, SLW=Standard log wood, MLW=Moist log wood, DLW=Dry log wood, WP=Wood pellets, SWC=Standard wood chips, MWC=Moist wood chips.

¹ Mittelwert aller Proben aus drei Tests.

² Nicht die komplette Zeit gemessen, tatsächlicher Wert höher

³ Test nicht durchgeführt, da bereits schlechte Verbrennung bei P5PartSLW; n.a.= not available

⁴ Nicht möglich mit feuchten Hackschnitzeln anzufeuern. Werte für Anfeuerungsphase aus P10PartSWC.

⁵ Einige Proben oberhalb der Messgrenze, tatsächlicher Wert höher.

⁶ Gemessene Werte (mgC/MJ) umgewandelt in mg CH₄ mit Umrechnungsfaktor 16/12=1,33.

⁷ Gemessene Werte (mgC/MJ) umgewandelt in mg NMVOC mit Umrechnungsfaktor 1,13.

Tabelle 26: Emissionsfaktoren für PM2.5, EC, OC, CO, CH₄ und NMVOC in mg/MJ für holzbefeuerte Öfen

Test Benennung*	PM2,5 mg/MJ	EC mg/MJ	OC mg/MJ	CO mg/MJ	CH ₄ mg/MJ ³	NMVOC mg/MJ ⁴
A0NomSLW ¹	78	9	39	2287	153	144
A0PartSLW ¹	81	19	46	2730	193	120
A1NomSLW ²	93	42	11	1107	52	19
A1NomMLW	821	18	441	3839	368	772
A1PartSLW	94	6	14	1777	67	7
A1NomDLW	150	19	8	931	59	14
A1HighDLW	287	104	44	2223	91	98
A1HighSLW	208	n.a.	n.a.	785	35	5
A1NS3058	347	31	167	n.a.	n.a.	n.a.
A2NomSLW ²	53	18	21	1077	35	40
A2NomSLW+TD**	62	14	23	1043	45	47
A2NomMLW	348	9	91	3078	160	267
A2PartSLW+BU**	137	27	43	1838	120	105
A2PartSLW+SB ***	458	12	191	3084	245	495
A2NomDLW	72	10	23	656	37	21
A2HighSLW	131	44	49	1628	72	127
A2NS3058	430	120	149	n.a.	n.a.	n.a.
A3NomSLW	106	3	6	919	31	28
A3NomMLW	100	4	25	1490	80	71
A3PartSLW	74	4	7	1386	11	1
A4NomSLW	147	13	48	1165	65	132

A4PartSLW	330	15	127	2194	187	322
A5NomSLW	198	122	70	3145	167	229
A5PartSLW	285	110	75	2751	272	154
A6NomSLW	82	22	31	1585	61	133
A6NomMLW	78	7	22	1175	65	76
A8NomWP	100	10	11	189	1	3
A8PartWP	153	7	24	447	4	14
A9NomSLW	104	18	52	1405	56	85
A9NomMLW	120	28	51	2030	107	180

(Kindbom et al., 2017)

¹ Mittelwert aus 3 Tests.

² Mittelwert aus 2 Tests.

³ Gemessene Werte (mgC/MJ) umgewandelt in mg CH₄ mit Umrechnungsfaktor 16/12=1,33.

⁴ Gemessene Werte (mgC/MJ) umgewandelt in mg NMVOC mit Umrechnungsfaktor 1,13.

*Nom=Nominal load, Part=Part load, High=High load, SLW=Standard log wood, MLW=Moist log wood, DLW=Dry log wood, WP=Wood pellets, NS3058=Test according to Norwegian standard 3058 (PM2.5, EC, OC).

** TD= Top-Down ignition, BU= Bottom-Up ignition. Ignition data are included in average values in table, but not in figures below.

*** SB= Small Batches.

n.a= not available.

Kindbom et al. (2017) fassen die Emissionsfaktoren nach Technologiegruppen und nach Verbrennungsbedingungen zusammen. Als Technologiegruppen werden unterschieden:

- ▶ Heizkessel/Zentralheizungen:
 - modern,
 - traditionell,
 - Pellets und
 - Hackschnitzel
- ▶ Öfen/Einzelraumfeuerstätten:
 - modern
 - älter
 - Kachel- und Grundofen
- ▶ Pelletofen
 - Saunaofen

Für diese Technologiegruppen werden gemittelte Emissionsfaktoren für die Verbrennungsbedingungen

- ▶ Standardbeladung, Standardbrennstoff (hinsichtlich Feuchte)
- ▶ feuchter Brennstoff
- ▶ trockener Brennstoff
- ▶ geringe Beladung
- ▶ hohe Beladung
- ▶ Anfeuerungsphase

Kindbom et al. (2017) leiteten daraus Emissionsfaktoren nach Technologiegruppe für unterschiedliche Verbrennungsbedingungen her. Für ein Emissionskataster können daraus gewichtete Emissionsfaktoren berechnet werden. Anteile der Technologiegruppen und der schlechten Verbrennungsbedingungen sollten nach Möglichkeit landesspezifisch ermittelt werden.

Limitierung durch die begrenzte Anzahl an Messungen

Kindbom et al. (2017) führten zahlreiche Messungen an unterschiedlichen Kleinf Feuerungsanlagen durch, es wurde im Rahmen der Literaturrecherche keine Arbeit mit aktuellen Messungen an so vielen Anlagentypen gefunden. Trotzdem ergeben sich bei der differenzierten Betrachtung nach Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen pro Fall zum Teil nur geringe Anzahlen an Messungen. Die jeweiligen Anzahlen der gemittelten Werte werden von Kindbom et al. (2017) in den Tabellen jeweils angegeben, in den darstellenden Grafiken jedoch nicht.

Es wurden nicht für alle Kombinationen aus Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen Emissionsfaktoren bestimmt. Die angegebenen gemittelten Emissionsfaktoren sind daher mit Vorsicht zu interpretieren: In Table 14 in Kindbom et al. (2017) wird z. B. für die Gruppe „Kachel- und Grundöfen“ für EC ein Wert von 0,1 für das Verhältnis der Emissionsfaktoren bei feuchtem Brennstoff zu Standardbrennstoff angegeben. Danach wären die EC Emissionen bei feuchtem Holz um einen Faktor 10 geringer als bei normal trockenem Holz. Die Gruppe „Kachel- und Grundöfen“ besteht aus einem Kachelofen (A5 in Tabelle 26) und einem Grundofen (A6 in Tabelle 26). Standardbeladung mit Standardbrennstoff wurde für beide Öfen gemessen, geringe Beladung mit Standardbrennstoff nur für den Kachelofen, Standardbeladung mit feuchtem Brennstoff nur für den Grundofen. In Table 14 in Kindbom et al. (2017) wird dies als Fußnote angegeben.

Der Emissionsfaktor für feuchten Brennstoff für diese Technologiegruppe basiert also nur auf Messungen am Grundofen, der unter Standardbedingungen nur halb so viel EC emittiert wie der Kachelofen. Wird bei dem Vergleich der EC Emissionsfaktoren bei Standardbrennstoff und bei feuchtem Brennstoff nur der Grundofen betrachtet, so ergibt sich bei feuchtem Holz eine Minderung auf 1/3 statt auf 1/10. Auch dieser Wert kann noch durch Messunsicherheiten beeinflusst sein. Kindbom et al. (2017) fanden bei den modernen Öfen (A0 und A1) bei drei identischen Tests Abweichungen der EC Messungen von 4% bzw. 5%. Es ist anzunehmen, dass die Reproduzierbarkeit der Tests bei älteren Öfen, die möglicherweise Undichtigkeiten aufweisen, schlechter ist.

Trotz der hier erläuterten Einschränkung ist es im Hinblick auf ein praktikables Verfahren zur Emissionsermittlung sinnvoll, die in Tabelle 25 (Heizkessel/Zentralheizungen) und Tabelle 26 (Öfen/Einzelraumfeuerstätten) ausgewiesenen Werte zu mittleren Emissionsfaktoren zusammenzufassen. In Abbildung 6 (Heizkessel/Zentralheizungen) und in Abbildung 7 (Öfen/Einzelraumfeuerstätten) sind die mittleren Emissionsfaktoren nach Technologiegruppe und Verbrennungsbedingungen grafisch dargestellt, Kachelofen (tiled stove) und Grundofen (masonry stove) sind in Abbildung 7 einzeln dargestellt.

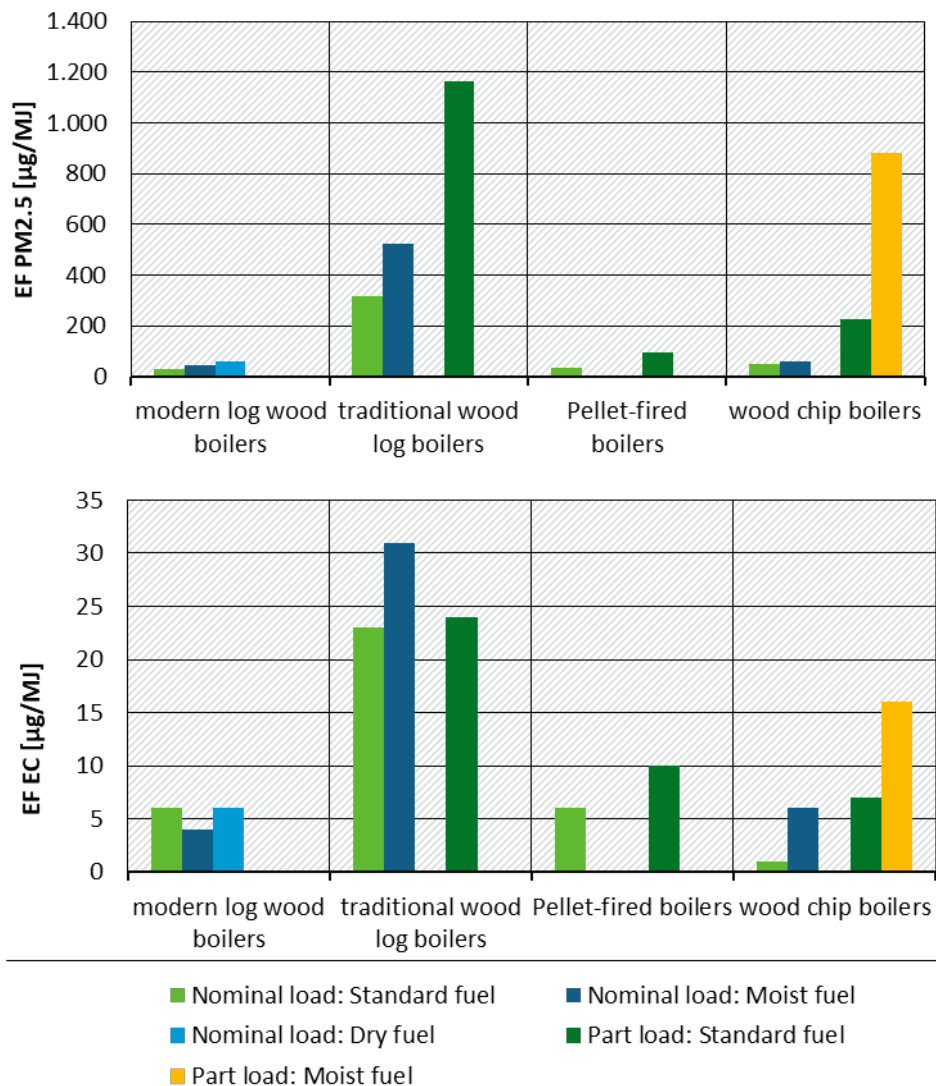
Es ist zu erkennen, dass die PM_{2.5} Emissionsfaktoren für Heizkessel und Öfen mit schlechteren Verbrennungsbedingungen zunehmen. Für EC ist dies nicht der Fall.

Für die Anfeuerungsphase finden Kindbom et al. (2017) für die meisten, aber nicht für alle untersuchten Öfen und Heizkessel höhere Emissionen. Die Art des Anfeuerns (von oben oder von unten) hatte ebenfalls nicht für alle Öfen und Heizkessel den gleichen Effekt: In den meisten, aber nicht bei allen, Fällen führt ein Anfeuern von oben im Vergleich mit dem traditionellen Anfeuern von unten zu verminderten Emissionen.

Abbildung 6: Heizkessel/Zentralheizungen: Emissionsfaktoren für PM_{2.5} (oben) und EC (unten) nach Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen

Emissionsfaktoren Heizkessel (boilers)

für PM_{2.5} (oben) und EC (unten)

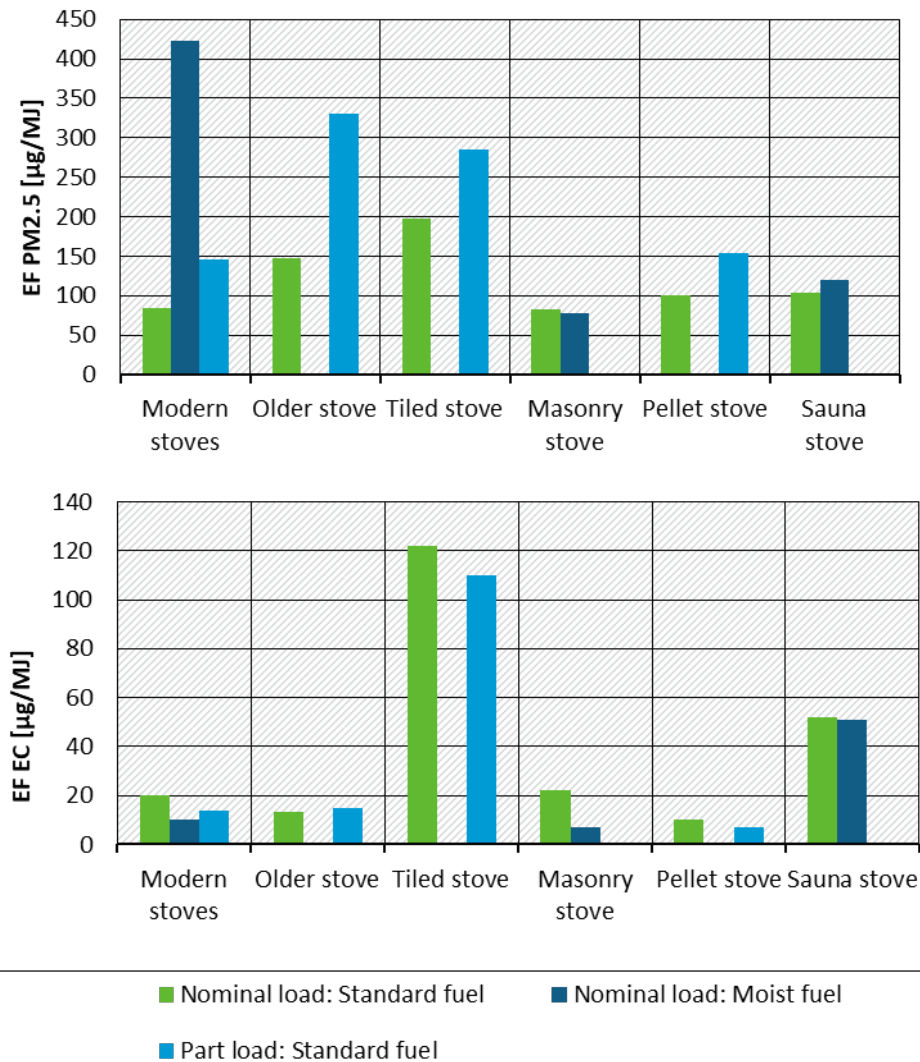


Datenquelle: Kindbom et al. (2017)

Abbildung 7: Öfen/Einzelraumfeuerstätten: Emissionsfaktoren für PM_{2.5} (oben) und EC (unten) nach Technologiegruppen und Verbrennungsbedingungen

Emissionsfaktoren Öfen (stoves)

für PM_{2.5} (oben) und EC (unten)



Datenquelle: Kindbom et al. (2017)

Kindbom et al. (2017) schreiben, dass EC schlecht mit PM_{2.5} korreliert, die Angabe von Anteilswerten für EC als Emissionsfaktor also nicht sinnvoll sei. OC hingegen korreliert gut mit PM_{2.5}.

Mittels der Daten aus Tabelle 25 und Tabelle 26 können die Korrelationskoeffizienten von OC und EC mit PM_{2.5} bestimmt werden, für OC sind sie sehr hoch ($R^2 = 1$ für Zentralheizungen und $R^2 = 0,9$ für Einzelraumfeuerstätten), für EC deutlich niedriger ($R^2 = 0,5$ für Zentralheizungen und $R^2 = 0,1$ für Einzelraumfeuerstätten). Die höhere Korrelation zwischen OC und PM_{2.5} kommt auch dadurch zustande, dass OC bei schlechten Verbrennungsbedingungen stärker zunimmt als EC und PM_{2.5} von OC dominiert wird. Bei ausschließlicher Betrachtung von optimalen Bedingungen (normaltrockenes Holz, Standardbeladung) erhöht sich die Korrelation zwischen EC und PM_{2.5} für Zentralheizungen von $R^2 = 0,5$ auf $R^2 = 0,7$ und für Einzelraumfeuerstätten von $R^2 = 0,1$ auf $R^2 = 0,5$.

2.6.7 Fachinger et al. (2017)

How the user can influence particulate emissions from residential wood and pellet stoves: Emission factors for different fuels and burning conditions

Fachinger et al. (2017) haben an einem Holzofen und einem Pelletofen Messungen von Partikel und deren Zusammensetzung für unterschiedliche Holzarten und unter verschiedenen Verbrennungsbedingungen durchgeführt.

Es wurde zur Messung der Partikel ein mobiles Messlabor eingesetzt. Die BC Messungen erfolgten mit einem MAAP^m Gerät, Modell 5012 Thermo Scientific.

Die Experimente wurden jeweils nach einer fest vorgegebenen Prozedur durchgeführt. Bei dem Holzofen wurde nach einem Kaltstart dreimal ein Warmstart durchgeführt und jeweils 1,9 kg Holz (zum Starten mit 0,2 kg Kleinholz + Brennstarter waren jeweils beide Luftöffnungen offen) verbrannt. Der Pelletofen wurde nach einem Kaltstart dreimal für 2 h betrieben mit jeweils einer halben Stunde Pause dazwischen. Der Pelletofen wurde mit den werksseitigen Voreinstellungen betrieben. Der gesamte Ablauf der Messungen und die Messergebnisse werden in (Fachinger 2017) im Detail beschrieben.

Im Ergebnis wurden mittlere Emissionsfaktoren für die folgenden Stoffe berechnet: CO, NO_x (als NO₂) PM1.0, Organics in PM1, PAHs in PM1.0, BC in PM1.0. Für die Ergebnisse wird eine Messungenauigkeit von ca. 30% angegeben. Die mittleren Emissionsfaktoren werden Daten aus anderen Studien gegenübergestellt, wobei zu beachten ist, dass die verwendete Messtechnik nicht immer gleich ist und dies bei dem direkten Vergleich der Daten zu berücksichtigen ist.

Bei den aus den Messungen abgeleiteten mittleren Emissionsfaktoren wird zwischen verschiedenen Verbrennungsbedingungen unterschieden: WS = warm start, WSF = flaming, WSS = smoldering. Die Ergebnistabellen aus (Fachinger 2018) sind in Tabelle 27 für den Holzofen und Tabelle 28 für den Pelletofen im Vergleich mit anderen Literaturwerten dargestellt. Beim Vergleich der Werte ist zu berücksichtigen, dass die Art der Probennahme für PM bei den verschiedenen Messungen nicht identisch war: Fachinger et al. (2017) verwendeten aufeinander folgende Verdünner, Bäfver et al. (2011) beheizte Filter, Eriksson et al. (2014) ebenfalls aufeinander folgende Verdünner, Petterson et al. (2011) und Bomann et al. (2011) einen Verdünnungstunnel sowie Johansson et al. (2004) beheizte Filter mit Impinger. Fachinger et al. (2017) weisen darauf hin, dass es sein kann, dass Maßnahmen zur Emissionsminderung nicht unbedingt bei allen Öfen den gleichen Effekt haben. Höhere Brenntemperaturen können z. B. zu niedrigeren, aber auch zu höheren Emissionen führen: Einerseits führen sie zu besseren Verbrennungsbedingungen in der Brennkammer, andererseits zu kürzeren Verweilzeiten des Abgases in der Brennkammer.

Die für den Holzofen ermittelten BC Emissionsfaktoren liegen im Bereich von 2,9 bis 4 mg/MJ, die für den Pelletofen zwischen 1,2 und 1,7 mg/MJ. Der Anteil BC an PM10 liegt für den Holzofen im Bereich von 13% bis 15% und für den Pelletofen bei 10%-11%.

Tabelle 27: Von Fachinger et al. (2017) aus Messungen abgeleitete mittlere Emissionsfaktoren für einen Holzofen im Vergleich mit anderen Literaturwerten

Holzofen	Fachinger et al. (2017) ^a	Fachinger et al. (2017) ^a	Fachinger et al. (2017) ^a	Bäfver et al. (2011)	Eriksson et al. (2014)	Petterson et al. (2011)
Verbrennungsbedingungen	WSF	WS+WSF	WS, WSF+WSS	WS, WSF+WSS	WSF	WS, WSF+WSS
CO in mg/MJ Brennstoff	2100 ± 600	2000 ± 600	3000 ± 1000	1200 - 1900	n/a	2400

NO _x (as NO ₂) in mg/MJ Brennstoff	40 ± 10	40 ± 10	40 ± 10	74 - 110	n/a	49
PM1.0 in mg/MJ Brennstoff	20 ± 6 ^b	30 ± 10 ^b	27 ± 8 ^b	30 - 55 ^c	n/a	110 ^d
Organics in PM1.0 in mg/MJ Brennstoff	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,2	n/a	1,5	n/a
PAHs in PM1.0 in µg/MJ Brennstoff	160 ± 50 ^e	250 ± 70 ^e	200 ± 60 ^e	n/a	40 ^f	3600 ^g
BC in PM1.0 in mg/MJ Brennstoff	2,9 ± 0,9	4 ± 1	4 ± 1	n/a	n/a	n/a
PM1.0 Koh- lenstoffge- halt	~10-20% ^b	~10-20% ^b	~10-20% ^b	n/a	n/a	~80-90%

WS (warm start), WSF (flaming), WSS (smoldering)

^a Mittelwert verschiedener Hölzer.

^b PM1.0 (Größenverteilung)

^c PM2.5.

^d Total PM.

^e Particulate surface sPAHs.

^f Total particulate PAHs.

^g In total PM; großer Anteil (~80%) der PAHs semi-flüchtig.

Tabelle 28: Von Fachinger et al. (2017) aus Messungen abgeleitete mittlere Emissionsfaktoren für einen Pelletofen im Vergleich mit anderen Literaturwerten

Pelletofen	Fachinger et al. (2017) ^a Pellets Typ 1	Fachinger et al. (2017) ^a Pellets Typ 2	Bäfver et al. (2011)	Johansson et al. (2004)	Boman et al. (2011)
CO in mg/MJ Brenn- stoff	400 ± 60	430 ± 60	92 - 200	36 - 120	100 - 130
PM1.0 in mg/MJ Brenn- stoff	11 ± 3 ^a	17 ± 5 ^a	29 - 53 ^b	16 - 22 ^c	16 - 23 ^c
Organics in PM1.0 in mg/MJ Brenn- stoff	0,24 ± 0,08	0,4 ± 0,1	n/a	n/a	n/a

Pelletofen	Fachinger et al. (2017) ^a Pellets Typ 1	Fachinger et al. (2017) ^a Pellets Typ 2	Bäfver et al. (2011)	Johansson et al. (2004)	Boman et al. (2011)
PAHs in PM1.0 in µg/MJ Brennstoff	140 ± 30 ^d	190 ± 40 ^d	n/a	60 - 320 ^{c,e}	7 - 13 ^{c,e}
BC in PM1.0 in mg/MJ Brennstoff	1,2 ± 0,1	1,7 ± 0,2	n/a	n/a	n/a
PM1.0 Kohlenstoffgehalt	~10 - 15% ^a	~10 - 15% ^a	17% ^c	n/a	n/a

^a PM1.0 (Größenverteilung)^b PM2.5.^c Total PM.^d Particulate surface sPAHs.^e Total particulate PAHs.

2.6.8 Zusammenfassung Holzverbrennung in Kleinf Feuerungsanlagen

Aus den verschiedenen Untersuchungen zu den BC Emissionsfaktoren aus Kleinf Feuerungsanlagen für Holz lassen sich folgende Punkte festhalten:

- ▶ Kleinf Feuerungsanlagen lassen sich grundsätzlich in
 - Zentralheizungen/Heizkessel verschiedener Nennwärmeleistungsklassen,
 - Öfen/Einzelraumfeuerstätten und
 - offene Kamine
 unterteilen. Holzbetriebene Herde können in Deutschland vernachlässigt werden.
- ▶ Gängige Brennstoffe sind Holzscheite, Pellets und Hackschnitzel.
- ▶ Messungen von EC und Messungen von BC sind nicht direkt vergleichbar (Petzold et al., 2017), korrelieren auch untereinander nicht immer gut (Kindbom et al., 2017). Teilweise liegen jedoch nur entweder EC oder nur BC Messungen vor.
- ▶ Modernere Heizkessel oder Öfen emittieren deutlich weniger Feinstaub und BC bzw. EC als ältere Anlagen.
- ▶ Feinstaubemissionen sind bei schlechter Verbrennung (feuchtes Holz, sehr niedrige bzw. sehr hohe Beladung, Anfeuerungsphase etc.) höher als bei optimalen Bedingungen. Für BC bzw. EC ist dieser Effekt deutlich schwächer ausgeprägt (Kindbom et al., 2017, Fachinger et al., 2017).
- ▶ Nach dem norwegischen Standard NS3058 bestimmte PM2.5 Emissionsfaktoren sind höher als nach EN. Hauptgrund dafür ist, dass nach NS3058 vier unterschiedliche Verbrennungsraten vorgeschrieben sind, die nicht alle in dem Bereich liegen, für die die jeweiligen Öfen optimiert sind.
- ▶ Werden Feinstaubemissionen in verdünntem, abgekühltem Abgas gemessen, also einschließlich der Kondensate, ergeben sich deutlich höhere Emissionsfaktoren als bei Messungen ausschließlich der festen Partikel auf beheizten Filtern. Die Kondensate tragen zu OC bei, nicht zu EC. Bei „conventional wood stoves“ beträgt der Unterschied bis zu einem Faktor 5 (Nussbaumer et al, 2008, van der Gon et al., 2015).
- ▶ Die absoluten BC-bzw. EC-Emissionsfaktoren sind davon nicht betroffen. Die BC-Anteilswerte bezogen auf festes PM2.5 sind entsprechend höher als bezogen auf PM2.5 inklusive der Kondensate (EMEP/EEA, 2017 und darin zitierte Literatur).

- Die Korrelation zwischen BC und PM_{2.5} ist niedrig (Kindbom et al., 2017), erhöht sich jedoch, wenn ausschließlich optimale Verbrennungsbedingungen betrachtet werden.
- Änderungen der Verbrennungsparameter wie Brenntemperatur, Art des Anfeuerns, Beladung etc. können bei unterschiedlichen Anlagentypen unterschiedliche Effekte auf die Emissionen haben (Fachinger et al., 2017).

In Abbildung 8 sind Emissionsfaktoren für Feinstaub (PM_{2.5}, Fachinger et al. (2017): PM_{1.0}) und für BC (Kindbom et al. (2017): EC) folgender Veröffentlichungen vergleichend dargestellt:

- EMEP/EEA (2017),
- Kindbom et al. (2017) (Standardbeladung mit normaltrockenem Holz),
- GAINS (Scenario: ECLIPSE_V5a_CLE_base, 2015 für Deutschland)
- Fachinger et al. (2017).

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden die Emissionsfaktoren aus van der Gon et al. (2015), EPA/SPECIATE und ACAP (2014) in der Abbildung nicht dargestellt. SPECIATE enthält Anteilswerte an PM_{2.5} (teilweise auch an PM₁₀ oder PM_{1.0}), aber keine absoluten Emissionsfaktoren. Van der Gon et al. (2015) und ACAP (2014) beziehen sich vielfach auf die gleiche Literatur wie GAINS und EMEP/EEA, Kindbom et al. (2017) und Fachinger et al. (2017) enthalten dagegen neue Messungen.

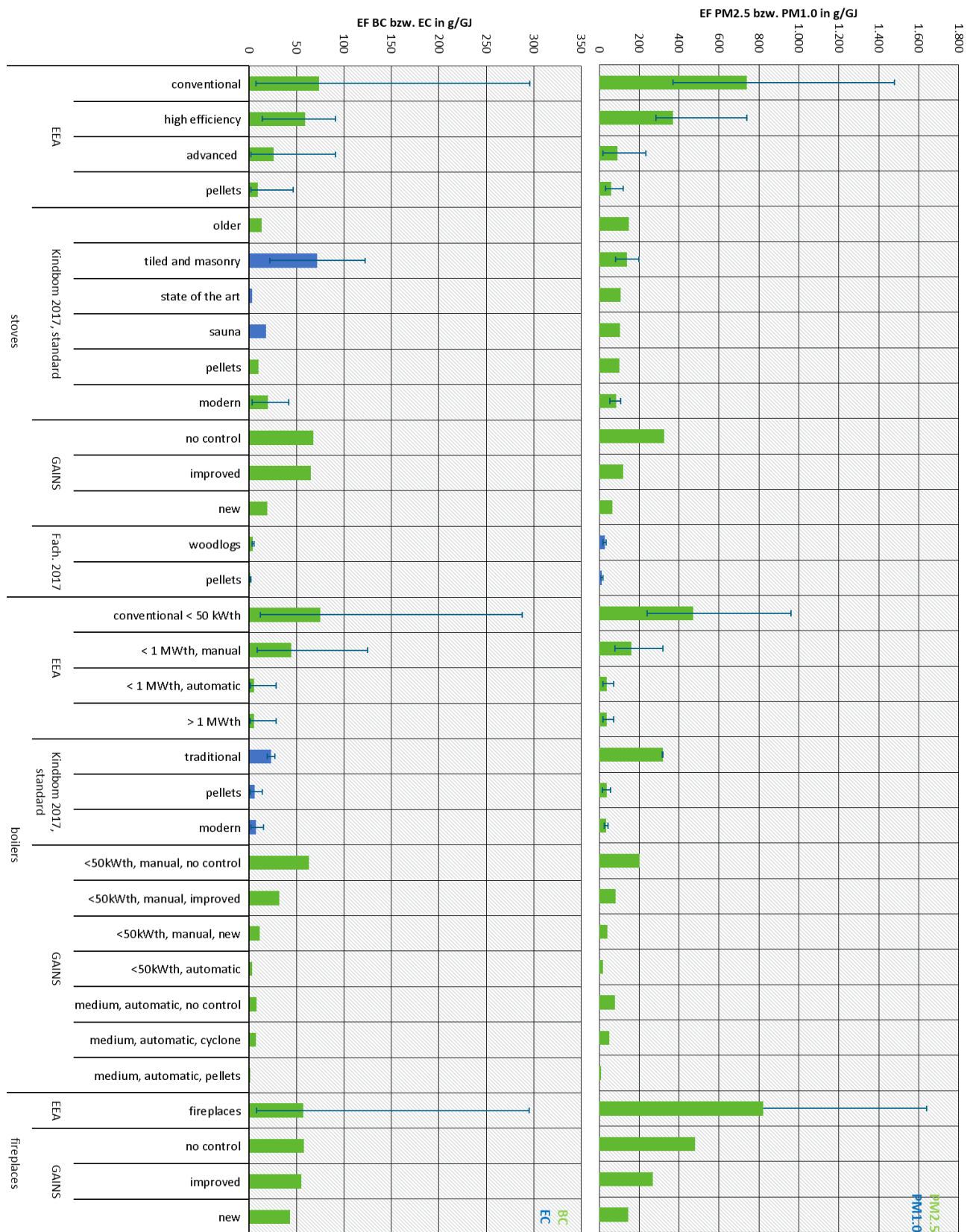
Wo Angaben zur Unsicherheit vorhanden sind, werden diese in Abbildung 8 als Fehlerbalken dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Fehlerbalken unterschiedliche Bedeutungen haben:

- Die bei EMEP/EEA angegebene Unsicherheit deckt die Bandbreite der Vielzahl von vorhandenen Feuerungsanlagen ab.
- Kindbom et al. (2017) geben als Unsicherheit jeweils die höchste und die niedrigste der für die Technologiegruppe durchgeführten Messungen an. Besteht eine Technologiegruppe nur aus einer Feuerungsanlage, werden keine Unsicherheiten angegeben. Die Fehlerbalken für die Gruppe „tiled and masonry stoves“ sind besonders hoch, weil diese Gruppe aus einem Kachel- und einem Grundofen besteht, von denen der Grundofen, wie oben beschrieben, deutlich geringere Emissionen aufwies als der Kachelofen.
- Fachinger et al. (2017) betrachten nur einen Holz- und einen Pelletofen, beide modernerer Bauart. Die Varianz zwischen unterschiedlichen Öfen entfällt damit, die von Fachinger et al. angegebene Unsicherheit von ca. 30% entspricht der Reproduzierbarkeit gleicher Verbrennungsbedingungen und der Messgenauigkeit der Geräte.

Wie Abbildung 8 zeigt, liegen für PM_{2.5} die Emissionsfaktoren nach Kindbom, GAINS und Fachinger im Vergleich mit denen nach EMEP/EEA tendenziell im unteren Bereich des dort angegebenen Unsicherheitsbereichs, teilweise sogar darunter. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Fachinger et al. (2017) PM_{1.0} gemessen haben und die dargestellten Werte nach Kindbom et al. (2017) den optimalen Verbrennungsbedingungen (normaltrockenes Holz, Standard-Beladung) entsprechen. Wenn, wie von Fachinger et al. (2017) vorgeschlagen, landesspezifischen Anteile schlechter Verbrennungsbedingungen berücksichtigt werden, ergeben sich deutlich höhere Werte (s. Abbildung 6 und Abbildung 7). Im Norwegischen Standard sind ungünstigere Verbrennungsbedingungen bereits enthalten.

Für BC bzw. EC, das weniger stark von den Verbrennungsbedingungen abhängt, liegen die Emissionsfaktoren nach Kindbom, GAINS und Fachinger im Vergleich mit denen nach EMEP/EEA fast überall innerhalb des dort angegebenen Unsicherheitsbereichs.

Abbildung 8: Überblick Emissionsfaktoren Kleinfeuerungsanlagen PM2.5 und BC



2.7 Energie und Industrie

Die folgenden Unterkapitel dokumentieren BC-Anteilswerte an PM2.5, die den folgenden Veröffentlichungen entnommen wurden: EMEP/EEA-Guidebook (2016), GAINS, Klimont et al. (2017) und der US EPA „SPECIATE database“.

2.7.1 EMEP/EEA

Im EMEP/EEA-Guidebook (2018) werden für die NFR-Kategorie der öffentlichen Strom- und Wärmeerzeugung zum einen allgemeine brennstoffspezifische BC-Anteile an PM2.5 genannt („Tier 1 Default“-Werte), zum anderen prozessspezifische BC-Anteile an PM2.5 („Tier 2 Default“-Werte), sie sind in Tabelle 29 ausgewiesen. Für Steinkohle („Hard coal“), Braunkohle („Brown Coal“), andere Kohlearten („Sub-bituminous coal steam coal, coking coal“) sowie Biomasse („Biomass“, „Wood and Wood Waste“), Erdgas („Natural Gas“) und andere gasförmige Brennstoffe („Gaseous Fuel“) werden geringe BC-Anteile zwischen 1,0 und 3,3 % genannt. Die brennstoff- und prozessspezifischen Informationen stimmen überein.

Für Schweröl („Heavy Fuel Oil“, „Residual Oil“) wird mit 5,6 % ein etwas höherer BC-Anteil genannt.

Höchste BC-Anteile werden für Diesel („Gas Oil“) berichtet, zum einen mit einem allgemeinen und einem Gasturbinen-spezifischen Wert von 33,5 %, zum anderen mit einem Wert in etwa doppelter Höhe (78 %) für Kolbenmotoren („Reciprocating engines“).

Tabelle 29: BC-Anteilswerte an PM2.5 NFR-Kategorie 1A1a (Public electricity and heat production) Tier 1 default-Werte aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM2.5	Datenquellen
Hard Coal	2,2 %	Mittelwert von Daten aus Henry & Knapp, 1980, Olmez et al., 1988, Watson et al., 2001, Fischer et al., 1979, Gries & Tomkina, 1984, Engelbrecht et al., 2002, Chow et al., 2004, SPECIATE (US EPA, 2011)
Brown Coal	1,0 %	Kupiainen and Klimont, 2007
Gaseous Fuels	2,5 %	Mittelwert von Daten verfügbar in England et al. 2004, Wien et al., 2004, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
Heavy Fuel Oil	5,6 %	Mittelwert von Daten aus Olmez et al., 1988, England et al., 2007, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
Gas Oil	33,5 %	Hildemann et al., 1981, Bond et al., 2006
Biomass	3,3 %	Mittelwert von Daten aus Dayton & Bursey 2001, SPECIATE Database (US EPA, 2011)

(EMEP/EEA 2018)

Tabelle 30: BC-Anteilswerte an PM2.5 NFR-Kategorie 1A1a (Public electricity and heat production) Tier 2 default-Werte aus dem EMEP/EEA Guidebook

Anlagenart	Teilkategorie	BC / PM2.5	Datenquellen
Dry Bottom Boilers	Coaking Coal, Steam Coal, Sub-Bituminous Coal	2,2 %	Mittelwert von Daten aus Henry & Knapp, 1980, Olmez et al., 1988, Watson et al., 2001, Fischer et al., 1979, Gries & Tomkina, 1984, Engelbrecht et al., 2002, Chow et al., 2004, SPECIATE (US EPA, 2011)

Anlagenart	Teilkategorie	BC / PM2.5	Datenquellen
	Brown Coal / Lignite	-	not estimated
	Residual Oil	5,6 %	Mittelwert von Daten aus Olmez et al., 1988, England et al., 2007, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
	Natural Gas	2,5 %	Mittelwert von Daten verfügbar in England et al., 2004, Wien et al., 2004, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
	Wood and Wood waste (clean wood waste)	3,3 %	Mittelwert von Daten aus Dayton & Bursey, 2001, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
Wet Bottom Boilers	Coaking Coal, Steam Coal, Sub-Bituminous Coal	2,2 %	Mittelwert von Daten aus Henry & Knapp, 1980, Olmez et al., 1988, Watson et al., 2001, Fischer et al., 1979, Gries & Tomkina, 1984, Engelbrecht et al., 2002, Chow et al. 2004, SPECIATE (US EPA, 2011)
	Hard Coal	2,2 %	
	Brown Coal		not estimated
Gas Turbines	Gaseous Fuels	2,5 %	Mittelwert von Daten verfügbar in England et al., 2004, Wien et al., 2004, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
	Gas Oil	33,5 %	Hildemann et al., 1981, Bond et al., 2006
reciprocating engines	Natural Gas	2,5 %	Mittelwert von Daten verfügbar in England et al., 2004, Wien et al., 2004, SPECIATE Database (US EPA, 2011)
	Gas Oil	78,0 %	Hernandez et al., 2004

(EMEP/EEA, 2018)

2.7.2 GAINS

In der GAINS-Datenbank werden die Emissionsfaktoren der Energieversorgung in allgemeine Kessel ohne Leistungsangabe ("Boiler") sowie in Strom und Wärme erzeugende Feuerungsanlagen mit mehr als 50 MW thermischer Leistung und weniger als 50 MW unterschieden. Für die meisten Verbrennungstechniken gibt es Einträge zu den Brennstoffen Braunkohle („Brown coal/lignite“), Steinkohle („Hard coal“), Schweröl („Heavy fuel oil“), Diesel („Diesel“), Benzin („Gasoline“) sowie Biomasse („Biomass“, „Other biomass and waste fuels“).

Die BC-Faktoren nach Abgasreinigung werden für fast alle Brennstoffe mit 0% angegeben; einzig für Schweröl („Heavy fuel oil“) liegt der Wert mit 14 % deutlich über null. Die genannten Abgasreinigungstechniken sind zum Teil sehr verkürzt bzw. unklar benannt („high efficiency deduster“) und können daher nicht mit dem in Deutschland verwendeten Stand der Technik abgeglichen werden.

Tabelle 31 nennt sowohl den Emissionsfaktor für PM2.5 als auch den BC-Faktor in [kt/PJ] und Prozentanteilen von PM2.5.

Tabelle 31: Emissionsfaktoren für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Energieversorgung“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Transformation sector (boilers)	Brown coal / lignite grade 1	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Transformation sector (boilers)	Heavy fuel oil	Good housekeeping: industrial oil boilers	0,007	0,001	kt/PJ	14%
Transformation sector (boilers)	Diesel	Good housekeeping: industrial oil boilers	0	0,000	kt/PJ	
Transformation sector (boilers)	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,001	kt/PJ	14%
Power & district heat plants - existing coal (>50 MWth)	Brown coal / lignite grade 2 (also peat)	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - existing coal (>50 MWth)	Hard coal, grade 2	High efficiency deduster	0,001	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - existing (excl. coal)	Gasoline	No control	0,001	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - existing (excl. coal)	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - existing (excl. coal)	Other biomass and waste fuels	High efficiency deduster	0	0,000	kt/PJ	
Power & district heat plants - existing coal (<50 MWth)	Brown coal / lignite grade 2 (also peat)	High efficiency deduster	0,003	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - IGCC	Biomass fuels	No control	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - IGCC	Other biomass and waste fuels	No control	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - new (excl. coal)	Diesel	Good housekeeping: industrial oil boilers	0	0,000	kt/PJ	

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Power & district heat plants - new (excl. coal)	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - new (excl. coal)	Other biomass and waste fuels	High efficiency deduster	0	0,000	kt/PJ	
Power & district heat plants - new coal (>50 MWth)	Brown coal / lignite grade 1	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - new coal (>50 MWth)	Brown coal / lignite grade 2 (also peat)	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0%
Power & district heat plants - new coal (>50 MWth)	Hard coal, grade 2	High efficiency deduster	0,001	0,000	kt/PJ	0%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Neben BC-Faktoren für die (öffentliche) Energieerzeugung werden bei GAINS zusätzlich BC-Faktoren für industrielle Verbrennungsanlagen aufgeführt, hier angegeben in Tabelle 32. Auch hier werden für die Abgasreinigungstechniken verkürzte oder unklare Begriffe genannt, was einen Abgleich mit dem Stand der Technik nicht erlaubt. In der Regel werden die BC-Emissionsfaktoren mit null angegeben, mit Ausnahme der Schweröl- und Biomasseverbrennung mit Elektrofiltern als Abgasreinigung, die mit 14,3 % genannt sind.

Inkonsistent erscheint, dass für Biomasseverbrennung in industriellen Verbrennungsanlagen mit 2-Feld-Elektrofiltern („Electrostatic precipitator: 2 fields“) anders als bei der öffentlichen Energieerzeugung ein BC-Faktor von 14,3 % aufgeführt wird, obwohl die gleiche Abgasreinigungstechnik wie bei der öffentlichen Energieerzeugung angegeben ist. Hingegen sind die BC-Werte für die Biomasseverbrennung mit „hocheffizienter Entstaubung“ („high efficiency dedusting“) wie bei der öffentlichen Energieerzeugung mit null angegeben.

Tabelle 32: Emissionsfaktoren (Brennstoff-bezogen) für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Industrie“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Chemical industry (boilers)	Derived coal (coke, briquettes)	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,003	0,000	kt/PJ	0,0%
Chemical industry (boilers)	Hard coal, grade 1	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Chemical industry (boilers)	Heavy fuel oil	Good housekeeping: industrial oil boilers	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%
Chemical industry (boilers)	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%
Chemical industry (boilers)	Biomass fuels	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%
Other industry (boilers; liquid and gaseous fuels)	Derived coal (coke, briquettes)	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,003	0,000	kt/PJ	0,0%
Other industry (boilers; liquid and gaseous fuels)	Heavy fuel oil	Good housekeeping: industrial oil boilers	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%
Other industry (boilers; liquid and gaseous fuels)	Diesel	Good housekeeping: industrial oil boilers	0	0,000	kt/PJ	
Other industry (boilers; liquid and gaseous fuels)	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%
Other industry (boilers; liquid and gaseous fuels)	Biomass fuels	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%
Other industry (large coal boilers; > 50 MWth)	Brown coal/lignite grade 1	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0,0%
Other industry (large coal boilers; > 50 MWth)	Hard coal, grade 2	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%
Industrial furnaces	Derived coal (coke, briquettes)	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,001	0,000	kt/PJ	0,0%
Industrial furnaces	Derived coal (coke, briquettes)	High efficiency deduster	0	0,000	kt/PJ	
Industrial furnaces	Heavy fuel oil	Good housekeeping: industrial oil boilers	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%
Industrial furnaces	Diesel	Good housekeeping: industrial oil boilers	0	0,000	kt/PJ	
Industrial furnaces	Biomass fuels	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,007	0,001	kt/PJ	14,3%

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Industrial furnaces	Biomass fuels	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%
Industry: Other combustion, pulverized	Brown coal/lignite grade 1	High efficiency deduster	0,004	0,000	kt/PJ	0,0%
Industry: Other combustion, pulverized	Hard coal, grade 1	High efficiency deduster	0,002	0,000	kt/PJ	0,0%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

In GAINS werden auch Emissionsfaktoren aufgeführt, die produktionsbezogen sind. In der Regel wird der BC-Faktor mit null angegeben. Werte über null sind nur für die Black Carbon-Herstellung, Kokereien, Hochöfen und Raffinerie-Fackeln genannt. Dabei wird nach Abgasreinigungstechnik unterschieden: Nach „hocheffizienter Entstaubung“ („high efficiency dedusting“) wird auch für Black Carbon-Herstellung, Kokereien und Hochöfen null angegeben. Ohne Abgasreinigung oder mit Zyklonen wird für die Black Carbon-Herstellung ein Wert von 76-95 % genannt, für Kokereien 14-21%, für Hochöfen 12-15 %.

Für Raffinerie-Fackeln wird ein BC-Faktor von 100 % genannt. Dabei ist unklar, ob hier der Sicherheitsfackelbetrieb gemeint ist (Dauerbrand einer Fackel auf geringem Niveau zur schnellen Zündung im Notfall) oder der Fackelbetrieb zum Abbrand von überschüssigem Raffineriegas. In Deutschland wird überschüssiges Raffineriegas gespeichert und genutzt, sodass lediglich ein Sicherheitsfackelbetrieb erfolgt. Es ist anzunehmen, dass der BC-Faktor den Fackelbetrieb zum Abbrand überschüssigen Raffineriegases meint, da der Sicherheitsfackelbetrieb keine hohe BC-Bildung verursacht. Die Unterscheidung zwischen einem Faktor von 100 % bei staubarmen Fackeln gemäß „Good Practice in oil and gas industry - flaring“ und einem Faktor von 76 % für fehlende Abgasreinigung („No control“) meint möglicherweise den Unterschied zwischen Fackeln nach Stand der Technik (mit Dampfeindüsung), die einen höheren Ausbrand ermöglichen, und älteren Fackelanlagen.

Unplausibel erscheint es, bei Elektrolichtbogenöfen (Sekundärstahlerzeugung) einen BC-Faktor von null anzunehmen, der sowohl für „no control“ als auch für „high efficiency deduster“ angegeben wird.

Tabelle 33: Emissionsfaktoren (produktionsbezogen) für PM2.5 und BC aus GAINS für den Sektor „Industrie“, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“

Sector	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Aluminum production - primary	No control	18,5	0,000	kt/Mt	0,0%
Aluminum production - primary	Electrostatic precipitator: 1 field	1,295	0,000	kt/Mt	0,0%
Aluminum production - primary	High efficiency deduster	0,185	0,000	kt/Mt	0,0%
Aluminum production - secondary	Cyclone	3,637	0,001	kt/Mt	0,0%

Sector	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Aluminum production - secondary	High efficiency deduster	0,052	0,000	kt/Mt	0,0%
Basic oxygen furnace	High efficiency deduster	0,104	0,000	kt/Mt	0,0%
Briquettes production	High efficiency deduster	0	0,000	kt/Mt	
Cast iron (grey iron foundries)	High efficiency deduster	0,107	0,000	kt/Mt	0,0%
Cast iron (grey iron foundries) (fugitive)	No control	1,38	0,000	kt/Mt	0,0%
Cast iron (grey iron foundries) (fugitive)	Good practice: ind.process - stage 2 (fugitive)	0,276	0,000	kt/Mt	0,0%
Carbon black production	No control	1,44	1,100	kt/Mt	76,4%
Carbon black production	Cyclone	1,008	0,979	kt/Mt	97,1%
Carbon black production	High efficiency deduster	0,014	0,000	kt/Mt	0,0%
Cement and lime	High efficiency deduster	0,006	0,000	kt/Mt	0,0%
Coke oven	No control	1,997	0,280	kt/Mt	14,0%
Coke oven	Electrostatic precipitator: 1 field	0,14	0,025	kt/Mt	17,9%
Coke oven	Electrostatic precipitator: 2 fields	0,08	0,017	kt/Mt	21,3%
Coke oven	High efficiency deduster	0,02	0,000	kt/Mt	0,0%
Electric arc furnace	No control	7,546	0,000	kt/Mt	0,0%
Electric arc furnace	High efficiency deduster	0,075	0,000	kt/Mt	0,0%
Fertilizer production	No control	18	0,000	kt/Mt	0,0%
Fertilizer production	High efficiency deduster	0,18	0,000	kt/Mt	0,0%
Glass production (flat, blown, container glass)	High efficiency deduster	0,03	0,000	kt/Mt	0,0%
Lime production	High efficiency deduster	0,014	0,000	kt/Mt	0,0%
Production of glass fiber, gypsum, PVC, other	No control	2,81	0,000	kt/Mt	0,0%
Production of glass fiber, gypsum, PVC, other	Cyclone	1,967	0,000	kt/Mt	0,0%
Production of glass fiber, gypsum, PVC, other	High efficiency deduster	0,028	0,000	kt/Mt	0,0%
Non-ferrous metals	No control	12,3	0,000	kt/Mt	0,0%
Non-ferrous metals	High efficiency deduster	0,123	0,000	kt/Mt	0,0%
Pig iron, blast furnace	No control	0,148	0,018	kt/Mt	12,2%

Sector	Measure	Abated emission factor PM2.5	Abated emission factor BC	Unit emission factor	BC fraction
Pig iron, blast furnace	Cyclone	0,104	0,016	kt/Mt	15,4%
Pig iron, blast furnace	High efficiency deduster	0,001	0,000	kt/Mt	0,0%
Pig iron, blast furnace (fugitive)	No control	0,15	0,000	kt/Mt	0,0%
Pig iron, blast furnace (fugitive)	Good practice: ind. process - stage 2 (fugitive)	0,03	0,000	kt/Mt	0,0%
Agglomeration plant - sinter	High efficiency deduster	0,006	0,000	kt/Mt	0,0%
Agglomeration plant - sinter (fugitive)	No control	0,104	0,000	kt/Mt	0,0%
Agglomeration plant - sinter (fugitive)	Good practice: ind. process - stage 2 (fugitive)	0,021	0,000	kt/Mt	0,0%
Flaring in refineries	Good practice in oil and gas industry - flaring	0,003	0,003	kt/PJ	100%
Flaring in refineries	No control	0,017	0,013	kt/PJ	76%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

2.7.3 EPA SPECIATE database

Kohleverbrennung

Im Bereich der Kohleverbrennung finden sich in der US EPA SPECIATE Database 44 Datensätze mit Angaben zu Black Carbon Emissionen (siehe Tabelle 34), wobei Datensätze von vor 1990 wiederum nicht berücksichtigt wurden. Die Angaben zum Anteil von Black Carbon an PM bewegen sich zwischen 0 und 53%, bei einem Mittelwert von 8%. 36 der gelisteten 44 Datensätze geben einen Emissionsfaktor von maximal 10 Prozent an, sieben Datensätze nennen einen Emissionsfaktor zwischen 11 und 24 %, ein Datensatz gibt 53 % als Emissionsfaktor an.

Zwei Datensätze haben das Eintragsjahr 2010, wobei Angaben zum Testjahr fehlen. Ansonsten weisen die aktuellsten Datensätze das Testjahr 2004 auf.

Grundsätzlich lassen sich Daten aus US-amerikanischer Kohleverbrennung auf Deutschland übertragen, wobei sich die Aschegehalte der Kohle und damit die Rohstaubgehalte im Abgas unterscheiden können. Da Braunkohle in den USA nur selten Verwendung findet, kann bei den Angaben davon ausgegangen werden, dass es sich um Steinkohle handelt (bituminous coal), soweit keine weiteren Details angegeben werden. Braunkohle aus Deutschland entspricht in etwa der US-Kohlensorte „subbituminous coal“, für die lediglich ein Eintrag einer Flugaschenanalyse spezifiziert wird (Nr. 8940).

Angaben zur Kohlesorte und zu Details der Abgasreinigung fehlen offensichtlich in einem Teil der Datensätze. Insbesondere bei „composite“-Werten ist die Anlagenkonfiguration nicht nachvollziehbar.

In den USA sind bzw. waren zur Zeit der Testreihen wesentlich weniger Rauchgaswäscher zur Entschwefelung installiert als in Deutschland. Daher lässt sich die Abgaszusammensetzung bei Staub- und OC/BC-Emission aus Anlagen ohne Nasswäscher lediglich auf kleinere Feuerungsanlagen in Deutschland übertragen (< 50 MW). Diese sind ebenfalls allein mit Elektroabscheidern (electrostatic precipitators) oder Gewebefiltern (bag house) ausgerüstet und weisen gelegentlich eine Trockensorption auf (dry lime scrubber).

Testreihen mit der Angabe „bag filter“ sind nicht typisch für Großfeuerungsanlagen in Deutschland. Testreihen mit der Angabe „wet scrubber, electrostatic precipitator“ kommen als Emissionsfaktoren für Steinkohle-Großfeuerungsanlagen in Deutschland in Frage. Die EC-Emissionsfaktoren liegen zwischen 2,2 % und 12,6 % (ohne Angabe der Kohlensorte; Steinkohleverbrennung ist anzunehmen).

Testreihen zu „Residential Coal Combustion“ sind als Emissionsfaktoren für die häusliche Verbrennung von Kohle geeignet, allerdings nur für den Anteil der Öfen, die mit Steinkohle befeuert werden. Die EC-Emissionsfaktoren liegen zwischen 9,8 % und 20,9 %.

Tabelle 34: US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Kohleverbrennung

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
8940	Coal Combustion - Fly Ash - Subbi-tuminous Coal - Coarse	Montana subbituminous coal	53% (Total Carbon)	2004 / 4.4
8941	Coal Combustion - Fly Ash - Bitumi-nous Coal - Fine	W. Kentucky bituminous coal	11,25% (Total Carbon)	2004 / 4.4
8942	Coal Combustion - Fly Ash - Bitumi-nous Coal - Coarse	W. Kentucky bituminous coal	8,83% (Total Carbon)	2004 / 4.4
4009	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample of brazier fire smoke burning regular D-grade domestic coal presently being used in stoves and braziers by township residents; collected by hood connected to a dilution stack sampler.	9,8%	1997 / 4.0
4004	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample from a coal stove chimney burning low-smoke fuel, de-volatilized D-grade coal. This product produces less smoke than D-grade coal on being ignited. Similar to CHAR-TECH.	7,6%	1997 / 4.0
4005	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample from a coal stove chimney burning low-smoke fuel, de-volatilized D-grade coal. This product produces less smoke than D-grade coal on being ignited. Similar to CHAR-TECH.	6,8%	1997 / 4.0
4006	Residential Coal Combustion	Uncontrolled.	20,9%	1997 / 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
		Sample from a coal stove chimney burning low-smoke fuel, de-volati-lized D-grade coal. This product pro-duces less smoke than D-grade coal on being ignited.		
4007	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample from a coal stove chimney burning low-smoke fuel, de-volati-lized D-grade coal. This product pro-duces less smoke than D-grade coal on being ignited.	19%	1997 / 4.0
4008	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample of brazier fire smoke burning regular D-grade domestic coal pres-ently being used in stoves and bрази-ers by township residents; collected by hood connected to a dilution stack sampler.	11%	1997 / 4.0
4010	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample from a coal stove chimney burning regular D-grade domestic coal presently being used in stoves and braziers by Qalabotjha residents. The product is a low-cost bituminous coal generally with a high ash, sulfur and volatiles contents. This product p.	10%	1997 / 4.0
4011	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Sample from a coal stove chimney burning regular D-grade domestic coal presently being used in stoves and braziers by Qalabotjha residents. The product is a low-cost bituminous coal generally with a high ash, sulfur and volatiles contents. This product p.	9,5%	1997 / 4.0
3757	Residential Coal Combustion	Uncontrolled. Stove burning coal from Trapper Mine.	6,8%	1995 / 4.0
4367	Coal Combustion	Composite of five profiles of stack emissions from coal-fired boiler #1 (BVCOAL01, BVCOAL02, BVCOAL03, BVCOAL04, and BVCOAL05).	2,7%	2002/ 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
4368	Coal Combustion	Composite of four profiles of stack emissions from coal-fired boiler #2 (BVCOAL06, BVCOAL07, BVCOAL24, and BVCOAL25).	2,4%	2002/ 4.0
4369	Coal Combustion	Composite of four profiles of stack emissions from coal-fired boiler #2 (BVCOAL08, BVCOAL09, BVCOAL10, and BVCOAL26).	0,07%	2002/ 4.0
4370	Coal Combustion	Composite of six profiles of stack emissions from coal-fired boiler #4 (BVCOAL11, BVCOAL12, BVCOAL13, BVCOAL14, BVCOAL15, and BVCOAL16).	1,6%	2002/ 4.0
4371	Coal Combustion	Composite of five profiles of stack emissions from coal-fired boiler #3 (BVCOAL17, BVCOAL18, BVCOAL19, BVCOAL20, and BVCOAL21).	0,13%	2002/ 4.0
4373	Coal Combustion	Composite of 26 profiles of stack emissions from coal-fired boilers in Texas (BVCOAL01, BVCOAL02, BVCOAL03, BVCOAL04, BVCOAL05, BVCOAL06, BVCOAL07, BVCOAL08, BVCOAL09, BVCOAL10, BVCOAL11, BVCOAL12, BVCOAL13, BVCOAL14, BVCOAL15, BVCOAL16, BVCOAL17, BVCOAL18, BVCOAL19, BVCOAL20, BVCOAL21, BVCOAL22, BVCOAL23, BVCOAL24, BVCOAL25, and BVCOAL26).	1,4%	2002/ 4.0
91028	Draft Residential Coal Combustion – Composite	Replaced by Profile 91155. Median of Profiles 3761 and 432012.5.	24%	2006 (Ein-tragsjahr)
91048	Draft Bituminous Coal Combustion – Composite	Mixture of Baghouse, Electrostatic Precipitator, Wet/Dry Scrubbers, and Ammonia Injection. Replaced by Profile 91104. Median of Profiles 3690, 3694, and 3700.	1,7%	1995/ 4.0
92104	Bituminous Coal Combustion - Simplified	Mixture of Baghouse, Electrostatic Precipitator, Wet/Dry Scrubbers, and Ammonia Injection. Simplified based on Profile # 91104	1,7%	2010 (Ein-tragsjahr) / 4.3
92155	Residential Coal Combustion – Simplified	Uncontrolled. Simplified based on Profile # 91155	24%	2010 (Ein-tragsjahr) / 4.3

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
3686	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator. Craig Unit 2 sam-ples. System is fueled with coal from Trapper Mine and is equipped with limestone wet scrubber and electro-static precipitator.	8,2%	1995
3687	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator. Craig Unit 2 sam-ples. System is fueled with coal from Trapper Mine and is equipped with limestone wet scrubber and electro-static precipitator.	2,2%	1995
3688	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator. Craig Unit 2 sam-ples. System is fueled with coal from Trapper Mine and is equipped with limestone wet scrubber and electro-static precipitator.	9,2%	1995
3689	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator. Craig Unit 2 sam-ples. System is fueled with coal from Trapper Mine and is equipped with limestone wet scrubber and electro-static precipitator.	12,6%	1995
3690	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator. Composite of four Craig Unit 2 samples (MZCG2PP1, MZCG2PP2, MZCG2PP3, and MZCG2PP4).	8,1%	1995 / 4.0
3691	Coal Combustion	Dry Lime Scrubber; Fabric Baghouse. Craig Unit 3 samples. System is fueled with coal from Colowyo Mine and is equipped with dry lime scrub-ber and fabric baghouse.	2,5%	1995 / 4.0
3691	Coal Combustion	Dry Lime Scrubber; Fabric Baghouse. Craig Unit 3 samples. System is fueled with coal from Colowyo Mine and is equipped with dry lime scrub-ber and fabric baghouse.	0,7%	1995 / 4.0
3693	Coal Combustion	Dry Lime Scrubber; Fabric Baghouse. Craig Unit 3 samples. System is fueled with coal from Colowyo Mine and is equipped with dry lime scrub-ber and fabric baghouse.	0,3%	1995 / 4.0
3694	Coal Combustion	Dry Lime Scrubber; Fabric Baghouse.	1,2%	1995 / 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
		Composite of three Craig Unit 3 sam-ples (MZCG3PP1, MZCG3PP2, and MZCG3PP3).		
3695	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator; Dry Lime Scrub-ber; Fabric Baghouse. Composite of four Craig Unit 2 and three Craig Unit 3 samples (MZCG2PP1, MZCG2PP2, MZCG2PP3, MZCG2PP4, MZCG3PP1, MZCG3PP2, and MZCG3PP3).	2,6%	1995 / 4.0
3696	Coal Combustion	Ammonia Injection; Electrostatic Precipitator. Hayden Unit 1 sample. System is fueled by coal from Seneca Mine and is equipped with ammonia injection and electrostatic precipita-tor.	4,3%	1995 / 4.0
3697	Coal Combustion	Ammonia Injection; Electrostatic Precipitator. Hayden Unit 2 samples. System is fueled with coal from Sen-eca Mine and is equipped with am-moniam injection and electrostatic precipitator.	0,2%	1995 / 4.0
3698	Coal Combustion	Ammonia Injection; Electrostatic Precipitator. Hayden Unit 2 samples. System is fueled with coal from Sen-eca Mine and is equipped with am-moniam injection and electrostatic precipitator.	0,6%	1995 / 4.0
3699	Coal Combustion	Ammonia Injection; Electrostatic Precipitator. Composite of two Hay-den Unit 2 samples (MZHD2PP1 and MZHD2PP2).	0,4%	1995 / 4.0
3700	Coal Combustion	Ammonia Injection; Electrostatic Precipitator. Composite of one Hay-den Unit 1 and two Hayden Unit 2 samples (MZHD1PP1, MZHD2PP1, and MZHD2PP2).	1,7%	1995 / 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
3701	Coal Combustion	Limestone Wet Scrubber; Electro-static Precipitator; Dry Lime Scrub-ber; Fabric Baghouse. Composite of ten coal-fired boiler emission sam-ples (four from Craig Unit 2, three from Craig Unit 3, one from Hayden Unit 1, and two from Hayden Unit 2) (MZCG2PP1, MZCG2PP2, MZCG2PP3, MZCG2PP4, MZCG3PP1, MZCG3PP2, MZCG3PP3, MZHD1PP1, MZHD2PP1, and MZHD2P.	4,1%	1995 / 4.0
4289	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrubber. Stack emissions from plant #1 (a Texas electric utility's 550-megawatt power plant Unit 1 equipped with baghouse and wet limestone scrub-ber and fueled by coal) sampled from 1000 to 1400 MST on 09/23/99.	6,3%	1999/ 4.0
4290	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrub-ber. Stack emissions from plant #1 (a Texas electric utility's 550-megawatt power plant Unit 1 equipped with baghouse and wet limestone scrub-ber and fueled by coal) sampled from 1400 to 1800 MST on 09/23/99.	5,7%	1999/ 4.0
4291	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrubber. Stack emissions from plant #1 (a Texas electric utility's 550-megawatt power plant Unit 1 equipped with baghouse and wet limestone scrub-ber and fueled by coal) sampled from 0700 to 1200 MST on 09/24/99.	6,3%	1999/ 4.0
4292	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrubber. Stack emissions from plant #1 (a Texas electric utility's 550-megawatt power plant Unit 1 equipped with baghouse and wet limestone scrub-ber and fueled by coal) sampled from 1200 to 1700 MST on 09/24/99.	4,0%	1999/ 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz- Be-zeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
4293	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrubber. Stack emissions from plant #1 (a Texas electric utility's 550-megawatt power plant Unit 1 equipped with baghouse and wet limestone scrubber and fueled by coal) sampled from 0650 to 1200 MST on 09/25/99.	7,5%	1999/ 4.0
4294	Coal Combustion	Baghouse; Wet Limestone Scrubber. Stack emissions from plant #2 (a Texas electric utility's 600-megawatt power plant Unit 7 equipped with baghouse and wet limestone scrubber and fueled by Powder River Basin lignite coal [40% ash content] from Wyoming mixed with pet coke) sampled on the morning of 09/28/99.	8,5%	1999/ 4.0

Zementklinker- und Ziegelherstellung

Für die Klinkerherstellung in der Zementindustrie finden sich in der US EPA SPECIATE Database 18 Datensätze mit Angaben zu Black Carbon (vor 1990 wiederum nicht berücksichtigt); drei Einträge stammen aus der Keramikindustrie (siehe Tabelle 35). Die Angaben für den Anteil an den PM-Emissionen bewegen sich zwischen einem und neun Prozent, mit einem Mittel von drei Prozent. Die aktuellsten Datensätze haben das Testjahr 2007.

Aufgrund des Einsatzes von Abfallbrennstoffen wurden in Deutschland in den letzten zwanzig Jahren in der Mehrzahl der Anlagen Gewebefilter (bag filter) anstelle von Elektrofiltern (electrostatic precipitators) eingebaut, sodass Messergebnisse aus den USA nur bedingt übertragbar sind. Messungen von Anlagen ohne Abgasreinigung („uncontrolled“) sind auf Anlagen in Deutschland nicht übertragbar.

Die einzigen Datensätze, die aus Anlagen mit Gewebefiltern stammen (Nr. 91004, 92127, 91127, 92014, 92010) erscheinen ebenfalls nicht übertragbar, da es sich um „composite“-Datensätze handelt, in die auch Daten aus Anlagen ohne Abgasreinigung eingeflossen sind („uncontrolled“).

Auch aufgrund der angegebenen Brennstoffe („pet coke“, „tires“, „Wyoming coal“, einer „subbituminous coal“-Sorte, deren Brennwert der Braunkohle in Deutschland entspricht) ist eine Übertragbarkeit nur bedingt möglich, da in Deutschland hohe Anteile an Abfallbrennstoffen eingesetzt werden (im Mittel > 60 %), deren Zusammensetzung sich von den Brennstoffen der US-Zementwerke unterscheidet.

Die Einträge zur Keramikindustrie beziehen sich einmal auf das Mahlen von Ziegeln sowie zweimal auf das Brennen (Daten aus Mexiko). EC-Werte aus dem Brennprozess liegen zwischen 48 % und 76 %. Da Angaben zum Brennstoff fehlen, sollten die Daten nicht auf Deutschland übertragen werden. In

Deutschland kommt als Brennstoff überwiegend Erdgas zum Einsatz; in Mexiko könnten die Messungen auf den Brennstoffen Kohle, Leichtöl oder Schweröl basieren⁴.

Tabelle 35: US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Zementherstellung

Daten-satz-Nr.	Datensatz-bezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Jahr / DB Version
4323	Cement kiln	Electrostatic Precipitator. Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 1400 to 1715 MST on 11/30/99.	2,52%	1999 / 4.0
4324	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 1715 MST 11/30/99 to 0800 MST 12/01/99.	1,5%	1999 / 4.0
4325	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 0800 to 1300 MST on 12/01/99.	5%	1999 / 4.0
4326	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 1300 to 1700 MST on 12/01/99.	3,2%	1999 / 4.0
4327	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 1700 MST 12/01/99 to 0800 MST 12/02/99.	0,9%	1999 / 4.0

⁴ Auch Klimont et al. (2017) nennen BC-Emissionsfaktoren für Öfen der Ziegelindustrie mit Schwerpunkt auf den Regionen Asien und Südamerika. Es werden Tunnelöfen genannt und BC-Emissionsfaktoren für die Kohleverbrennung angegeben. In Deutschland werden Herdöfen und Tunnelöfen („tunnel kiln“) betrieben. Nach Angaben des Bundesverbandes der Ziegelindustrie gibt es in Deutschland nur einen mit Kohle gefeuerten Ziegelofen, alle anderen Öfen nutzen Erdgas. Die BC-Faktoren der Kohlefeuerung von Tunnelöfen liegen im Bereich von 0,4-1,9 %; Daten für den Betrieb mit Erdgas werden nicht genannt.

Daten-satz-Nr.	Datensatz-bezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Jahr / DB Version
4328	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#1, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 70% low-sulfur Wyoming coal, 10% pet coke, and 20% scrap tires) sampled from 0800 to 1500 MST on 12/02/99.	1,5%	1999 / 4.0
4329	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#2, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 75% low-sulfur New Mexico coal, 25% wood chips, and used oil filter fluff) sampled from 1205 to 1650 MST on 12/03/99.	8,8%	1999 / 4.0
4330	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#2, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 75% low-sulfur New Mexico coal, 25% wood chips, and used oil filter fluff) sampled from 1650 MST 12/03/99 to 0800 MST 12/04/99.	5,3%	1999 / 4.0
4331	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#2, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 75% low-sulfur New Mexico coal, 25% wood chips, and used oil filter fluff) sampled from 0800 to 1200 MST on 12/04/99.	1,8%	1999 / 4.0
4332	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#2, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 75% low-sulfur New Mexico coal, 25% wood chips, and used oil filter fluff) sampled from 1200 to 1700 MST on 12/04/99.	0,9%	1999 / 4.0
4333	Cement kiln	Electrostatic Precipitator Notes Stack emissions from a Texas cement kiln (#2, equipped with an electrostatic precipitator and fueled by a mixture of 75% low-sulfur New Mexico coal, 25% wood chips, and used oil filter fluff) sampled from 1700 MST 12/04/99 to 0800 MST 12/05/99.	1%	1999 / 4.0
4376	Cement kiln	Uncontrolled	1,1%	2002 / 4.0

Daten-satz-Nr.	Datensatz-bezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Jahr / DB Version
		Notes Composite of six profiles of stack emis-sions from a Texas cement kiln (BVCEMTO1, BVCEMTO2, BVCEMTO3, BVCEMTO4, BVCEMTO5, and BVCEMTO6).		
4377	Cement kiln	Uncontrolled Notes Composite of four profiles of stack emissions from a Texas cement kiln (BVCEMTO7, BVCEMTO8, BVCEMTO9, and BVCEMTO10).	4,2%	2002 / 4.0
4378	Cement kiln	Uncontrolled Notes Composite of 11 profiles of cement kiln emissions (BVCEMTO1, BVCEMTO2, BVCEMTO3, BVCEMTO4, BVCEMTO5, BVCEMTO6, BVCEMTO7, BVCEMTO8, BVCEMTO9, BVCEMTO10, and BVCEMTO11).	3%	2002 / 4.0
91004	Draft Ce-ment Pro-duction – Composite	Mixture of Baghouse and Uncontrolled Notes Replaced by Profile 91127. Median of Profiles 272012.5 and 4378.	3%	2006 (Ein-tragsjahr) / 4.0
92127	Cement Pro-duction Sim-plified	Mixture of Baghouse and Uncontrolled Notes Simplified based on Profile # 91127	2,9%	2010 (Ein-tragsjahr) / 4.3
91127	Cement Pro-duction – Composite	Mixture of Baghouse and Uncontrolled Notes Median of Profiles 272012.5, 4378	2,9%	2009 (Ein-tragsjahr) / 4.3
92014	Draft Ce-ment Pro-duction - Simplified	Mixture of Baghouse and Uncontrolled Notes Replaced by 92127. Simplified based on Composite Profile #91004	3%	2006 (Ein-tragsjahr) / 4.0
92010	Draft Brick Grinding and Screening - Simplified	Uncontrolled Notes Replaced by 92171. Simplified based on Individual Profile #4079	0,06%	2006 (Ein-tragsjahr)
95008	Brick Making Kiln	Mexico	48,1%	2007 / 4.5
95009	Brick Making Kiln	Bez. Auf Mexico / NN	76%	2007 / 4.5

Stahlherstellung

Zur Stahlherstellung finden sich 13 Datensätze mit Testjahr ab 1990. Die Angaben zum Black Carbon Anteil an den PM Emissionen bewegen sich zwischen 0,23% und 0,4%, wobei hierbei die Angaben, die

sich auf Total Carbon beziehen, unberücksichtigt sind. Letztere liegen höher bei 0,9% bis 3,8%. Die aktuellsten Datensätze (abgesehen von den Kompositdatensätzen) stammen aus 2002 (Testjahr) und haben entsprechend ein Mindestalter von 17 Jahren.

Sowohl bei Elektrolichtbogenöfen der Sekundärstahlindustrie (Electric Arc Furnace) als auch bei Sinteranlagen der Primärstahlindustrie (Sintering Furnace) sind in Deutschland Gewebefilter eingebaut, die zu einer Veränderung der Staubzusammensetzung führen. Bei den Angaben der SPECIATE-Datenbank zu diesen Anlagen fehlen Informationen zur Art der Abgasreinigung; daher ist eine Übertragbarkeit auf Anlagen in Deutschland nicht zu empfehlen.

Daten Nr. 4720, 4721, 4722 von Oxygenstahlwerken („basic oxygen furnace“) und aus Hochöfen („blast furnace“), bei denen ein Gewebefilter genannt wird („baghouse“), erscheinen übertragbar. Die Messwerte liegen zwischen 0,928 % und 1,21%, beziehen sich jedoch auf Gesamt-C („Total Carbon“).

Tabelle 36: US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Stahlherstellung

Datensatz Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfaktor EC (bezogen auf PM)	Testjahr / DB Version
91153	Electric Arc Furnace – Composite	Median of Profiles 283052.5, 3989, 3997	0,363%	2009 / 4.3
91139	Sintering Furnace – Composite	Median of Profiles 283012.5, 3991	0,172%	2009 / 4.3
3988	Industrial Soil	Uncontrolled. Iron electric arc furnace dust collected from Iscor, Vanderbijlpark iron and steel plant; Iso-kinetically sampled from duct leading to bag filter plant.	0%	1997 / 4.0
3989	Industrial Soil	Uncontrolled. Iron electric arc furnace dust collected from Iscor, Vanderbijlpark iron and steel plant; Iso-kinetically sampled from duct leading to bag filter plant.	0,326%	1997 / 4.0
3990	Industrial Soil	Uncontrolled. Sinter plant dust collected from Iscor, Vanderbijlpark iron and steel. Re-suspended bag filter dust.	0,39%	1997 / 4.0
3991	Industrial Soil	Sinter plant dust collected from Iscor, Vanderbijlpark iron and steel. Re-suspended bag filter dust.	0,172%	1997 / 4.0
3996	Industrial Soil	Uncontrolled. Iron electric arc furnace dust collected from USCO, Vereeniging iron and steel plant. Re-suspended bag filter dust.	0%	1997 / 4.0
3997	Industrial Soil	Uncontrolled. Iron electric arc furnace dust collected from USCO, Vereeniging iron and steel plant. Re-suspended bag filter dust.	0,4%	1997 / 4.0

Datensatz Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfaktor EC (bezogen auf PM)	Testjahr / DB Version
4718	Iron and Steel Manufacturing	A fume suppression system designed to prevent the formation of iron oxide emissions through the excl Kish graphite by basic oxygen furnace process	3,82% (Total Carbon)	2002 / 4.0
4719	Iron and Steel Manufacturing	A fume suppression system designed to prevent the formation of iron oxide emissions through the excl Kish graphite by basic oxygen furnace process	3,82% (Total Carbon)	2002 / 4.0
4720	Iron and Steel Manufacturing	An active system of emission-capturing hoods connected to a baghouse by ductwork. Kish graphite from blast furnace process	0,95% (Total Carbon)	2002 / 4.0
4721	Iron and Steel Manufacturing	An active system of emission-capturing hoods connected to a baghouse by ductwork. Kish graphite from blast furnace process	1,21% (Total Carbon)	2002 / 4.0
4722	Iron and Steel Manufacturing	An active system of emission-capturing hoods connected to a baghouse by ductwork. Kish graphite from blast furnace process	0,928% (Total Carbon)	2002 / 4.0

Harnstoffherstellung

Zur Harnstoffherstellung findet sich ein Datensatz aus dem Jahr 1989. Als Abgasreinigung wird eine Kombination von Zyklon und Gewebefilter angegeben. Die Faktoren nennen zum einen den Anteil an Volatile Carbon (31 %), zum anderen den Anteil an Elemental Carbon (2 %) an den PM_{2.5}-Emissionen (s. Tabelle 37).

Die Nachfrage bei der US EPA zur Hintergrundliteratur hat ergeben, dass im Prozess ein direkt mit einem Gasbrenner beheiztes Drehrohr zur Trocknung verwendet wird und anschließend ein Drehrohr zur Kühlung. Die organischen Emissionen stammen somit aus der Erdgasfeuerung und sind für diese Art der Prozessführung plausibel.

Tabelle 37: US SPECIATE DB Datensätze zu Elemental Carbon-Emissionen aus Harnstoffherstellung

Datensatz Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfaktor (bezogen auf PM _{2.5})	Testjahr / DB Version
254042.5	Urea Fertilizer Production	Cyclon and baghouse	2 % Elemental Carbon	1989/3.2
254042.5	Urea Fertilizer Production	Cyclon and baghouse	31 % Volatile Carbon	1989/3.2

2.7.4 Zusammenfassung Energie und Industrie

In Abbildung 9 werden die BC-Anteile an PM_{2.5} der oben beschriebenen Datenquellen für das Cluster „Energie und Industrie“ im Vergleich dargestellt. Die Datensätze des EMEP/EEA-Guidebook geben für Feuerungsanlagen der öffentlichen Strom- und Wärmeerzeugung geringe BC-Anteile im einstelligen Prozentbereich unter 4 % bezogen auf PM_{2.5} an. Auch die Werte für Biomasse werden in dieser Größenordnung angegeben. Plausibel ist, dass für die Schwerölverbrennung etwas höhere und für Dieselmotoren hohe Anteile genannt werden. Dagegen erscheint die GAINS-Datenbank bei Biomasse mit Werten von null und 14 % widersprüchlich, bei den übrigen Brennstoffen wird für Feuerungsanlagen mit Ausnahme von Schweröl null angegeben.

Aufgrund des guten Ausbrandes von heutigen Feuerungsanlagen erscheinen sowohl ein niedriger BC-Anteil unter 4 % als auch Werte von null für alle Brennstoffe außer Schweröl bei Anlagen nach dem Stand der Technik plausibel. Verstärkte Lastwechsel der öffentlichen Energieerzeuger könnten zu schlechterem Ausbrand führen, sodass eher empfohlen wird, die EMEP-/EEA-Werte zu nutzen.

Die erhöhten Werte des EMEP/EEA-Guidebooks für Gasöl (Diesel) erscheinen für die üblichen kleineren Feuerungen ohne Abgasreinigung plausibel, der Wert für mit Gasöl betriebene stationäre Hubkolbenmaschinen entspricht dem für Dieselmotoren in mobilen Maschinen.

Bei Biomasse-Feuerungen ist neben der Feuerungs- und Abgasreinigungstechnik die Zusammensetzung und Feuchtigkeit des Brennstoffs von großer Bedeutung, was eine Erklärung für die Unterschiede der BC-Faktoren sein kann. Wenn feuchte Hackschnitzel und Grünschnitt zum Einsatz kommen, erscheint eher der höhere Wert plausibel; wenn Pellets und Altholz verwendet werden eher der niedrigere Wert. Allerdings können (Kunststoff- u. a.) Verunreinigungen bei Altholz zu schlechterem Ausbrand und damit höheren BC-Werten führen, sodass der Wert von 14 % möglicherweise der Realität besser entspricht. Dafür spricht auch, dass die Literaturangabe der EMEP/EEA-Daten zu „wood and wood waste“ sich mit dem Wert von 3,3 % explizit auf Biomasse ohne Verunreinigung („clean wood waste“) bezieht.

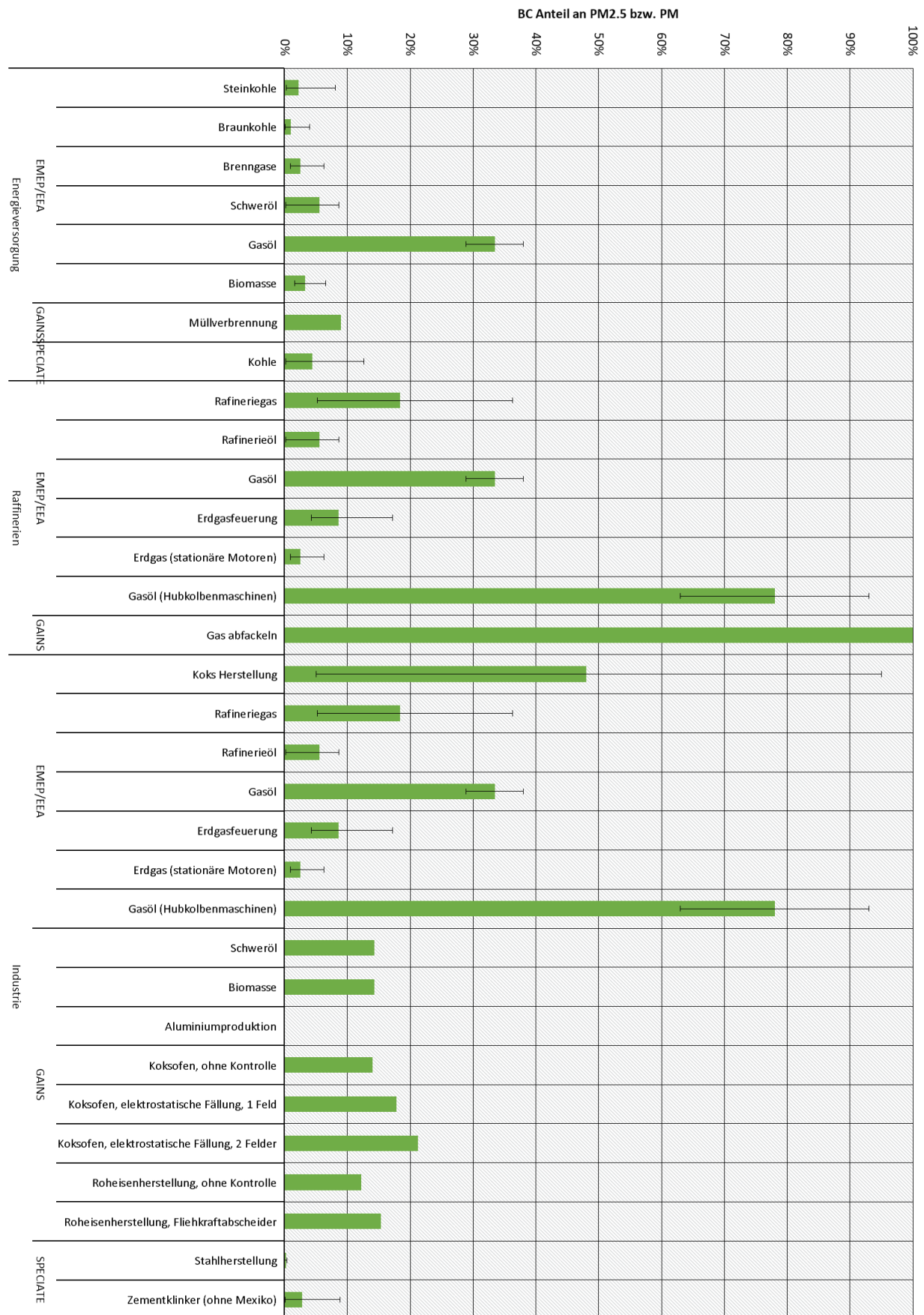
Die bei GAINS für industrielle Feuerungen und Industrieprozesse genannten Werte erscheinen plausibel. Allerdings sollte für die industriellen Feuerungsanlagen der gleiche Wert angesetzt werden, wie für die öffentliche Strom- und Wärmeerzeugung, d. h. null (wie bei GAINS) oder Werte im Bereich von 2-4 % wie im EMEP/EEA-Guidebook. Ob die in Deutschland angewendeten Abgasreinigungstechniken von Carbon Black, Kokereien und Hochöfen eher den mit null angesetzten „hocheffizienten Entstaubungen“ („high efficiency dedusting“) entsprechen oder den Anlagen mit höheren BC-Anteilen, kann nicht beurteilt werden.

Die Datensätze der US EPA SPECIATE Datenbank weisen über alle betrachteten Bereiche eine eher geringe Aktualität auf (in den meisten Fällen mindestens älter als zehn Jahre). Zudem ist in einigen Fällen die Herkunft der Daten unklar bzw. nicht ausreichend nachvollziehbar und ergänzende Informationen zu den sehr komprimierten Angaben in der Datenbank liegen nicht vor. Informationen zur Abgasreinigung und zu den verwendeten Brennstoffen fehlen häufig.

Daher besteht nur eine sehr eingeschränkte Eignung der US EPA SPECIATE Datensätze zur „Lückenschließung“ im deutschen Inventar. Dennoch kann – unter Berücksichtigung der Ausführungen zur technischen Übertragbarkeit in den jeweiligen Abschnitten – in einigen Fällen ein Abgleich der Informationen aus anderen Quellen mit US EPA SPECIATE Angaben zu Zwecken der Validierung oder Absicherung zielführend sein. Dies kann insbesondere für Bereiche mit relativer Übereinstimmung zwischen den Datensätzen bestehen, d. h. bspw. für den Bereich der Stahlherstellung, wo die US EPA SPECIATE Datensätze eine relativ geringe Spannbreite von 0,23% und 0,4% aufweisen; hier erscheinen – wie oben ausgeführt – insbesondere die Daten zu Oxygenstahlwerken („basic oxygen furnace“) und aus Hochöfen („blast furnace“), bei denen ein Gewebefilter genannt wird („baghouse“), auch für das

deutsche Inventar grundsätzlich geeignet. Deutlich hiervon abweichende Angaben anderer Quelle sollten vor diesem Hintergrund kritisch geprüft werden.

Abbildung 9: Überblick Energie und Industrie: Anteilswerte BC



2.8 Straßenverkehr

Im folgenden Abschnitt liegt der Fokus auf Emissionsfaktoren für PM_{2.5} und BC bzw. EC aus dem Straßenverkehr. Sein Beitrag zu den BC Emissionen in Deutschland liegt bei ca. 45%, das ist höher als bei allen anderen Quellkategorien.

Es werden im Folgenden Veröffentlichungen vorgestellt, die sich auf BC bzw. EC Emissionen aus dem Straßenverkehr beziehen. Für die bereits oben vorgestellten übergreifenden Studien EMEP/EEA, GAINS und EPA SPECIATE und GAINS wird zudem konkreter die Behandlung des Straßenverkehrs beschrieben.

2.8.1 EMEP/EEA

Im bereits in Abschnitt 2.3 vorgestellten EMEP/EEA „Air pollution emission inventory guidebook“, Aktualisierung 2018, werden BC-Anteilswerte angegeben für motorbedingten sowie für die nicht motorbedingten PM-Emissionen. EC und BC werden in den entsprechenden Berichten als äquivalent betrachtet. Die Anteilswerte sind in Tabelle 38 bis Tabelle 41 (motorbedingt) bzw. Tabelle 42 (Abriebe) ausgewiesen.

Tabelle 38: BC-Anteilswerte an PM_{2.5} für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, Pkw und leichte Nutzfahrzeuge, Ottokraftstoff) aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM _{2.5}	Datenquellen
Pre-ECE	2%	Ntziachristos et al. 2007
ECE 15 00/01/02/03	5%	Ntziachristos et al. 2007
ECE 15 04	20%	Ntziachristos et al. 2007
Open loop	30%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 1 / 2	25%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 3 / 4	15%	Ntziachristos et al. 2007

(EMEP/EEA 2018)

Tabelle 39: BC-Anteilswerte an PM_{2.5} für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, Pkw und leichte Nutzfahrzeuge, Dieselmotorkraftstoff) aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM _{2.5}	Datenquellen
Conventional	55%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 1	70%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 2	80%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 3	85%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 4	87%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 3,4,5 with DPF and fuel additive	10%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 3,4,5 with catalysed DPF	20%	Ntziachristos et al. 2007

(EMEP/EEA 2018)

Tabelle 40: BC-Anteilswerte an PM_{2.5} für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, schwere Nutzfahrzeuge) aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM _{2.5}	Datenquellen
Conventional	50%	Ntziachristos et al. 2007
Euro I / II	65%	Ntziachristos et al. 2007
Euro III	70%	Ntziachristos et al. 2007
Euro IV / V	75%	Ntziachristos et al. 2007
Euro VI	15%	Ntziachristos et al. 2007

(EMEP/EEA 2018)

Tabelle 41: BC-Anteilswerte an PM_{2.5} für die NFR-Kategorie 1A3b (Straßenverkehr, motorbedingt, motorisierte Zweiräder) aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM _{2.5}	Datenquellen
Conventional 2 stroke	10%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 1/2 2 stroke	20%	Ntziachristos et al. 2007
Conventional 4 stroke	15%	Ntziachristos et al. 2007
Euro 1/2/3 4 stroke	25%	Ntziachristos et al. 2007

(EMEP/EEA 2018)

Die in Tabelle 38 bis Tabelle 41 angegebenen BC-Anteile der motorbedingten Emissionen beziehen sich auf PM_{2.5}, wobei hier angenommen wird, dass alle motorbedingten Partikelemissionen in die Größenklasse PM_{2.5} fallen. Sie stammen alle aus einer Literaturrecherche von Ntziachristos et al. (2007).

Die BC Anteile variieren stark in Abhängigkeit von Kraftstoff und Nachbehandlungssystem. Für Otto-Kraftstoff liegt der BC zwischen 2% (Pre-ECE, ohne Regulierung) und 30% (open loop, 3-Wege-Katalysator, aber ohne Lambda-Sonde). Für Diesel-Pkw und leichte Nutzfahrzeuge liegen die Werte bei Motoren ohne Partikelfilter zwischen 55% (konventionell) und 87% (Euro), für schwere Nutzfahrzeuge etwas darunter. Partikelfilter („Rußfilter“) wirken stärker auf BC als auf sonstige PM-Emissionen, mit Partikelfilter und Kraftstoffzusätzen kann der BC-Anteil auf 10% abgesenkt werden.

Diese Anteile werden auch in TREMOD und im HBEFA 3.3 (expert version) verwendet.

Tabelle 42: BC-Anteilswerte an PM für die NFR-Kategorien 1.A.3.b.vi und 1.A.3.b.vii (Straßenverkehr, Reifen-, Brems- und Straßenabrieb) aus dem EMEP/EEA Guidebook

Teilkategorie	BC / PM	Datenquellen
Straßenabrieb	1,1%	Kupiainen and Klimont (2004)
Reifenabrieb	15,3%	Brewer (1997), Hewitt and Rashed (1990), Hildemann et al. (1991), Hiltenbrand et al. (2004), Hjortenkrans et al. (2007), Legret and Pagotto (1999), Malmqvist (1983), von Uexküll et al. (2005), VROM (1997), Westerlund (2001)
Bremsabrieb	2,6%	

(EMEP/EEA 2018)

In Tabelle 42 sind die BC-Anteile an den PM-Emissionen des Straßenabriebs, des Reifenabriebs und des Bremsabriebs ausgewiesen. Sie liegen für den Reifenabrieb bei ca. 15%, für Straßen- und Bremsabrieb im kleinen einstelligen Prozentbereich.

2.8.2 GAINS

Das GAINS Projekt von IIASA wurde bereits in Abschnitt 2.5.1 vorgestellt, es ist ein globales Modell, das Emissionsfaktoren für alle Länder enthält. Klimont et al. (2017) oder die Vorgängerpublikationen (Kupiainen et al. 2007, 2004) beschreiben global die verwendeten Emissionsfaktoren und die zugrunde liegende Literatur.

Auf der Webseite des GAINS Modells (<http://gains.iiasa.ac.at/models/>) werden jedoch auch länder-, schadstoff- und prozessspezifische Details der Emissionsberechnung mit GAINS zur Verfügung gestellt. Für den Zugang ist eine Registrierung erforderlich.

Auf der GAINS Webseite sind verschiedene Szenarien verfügbar, hier wurde, wie auch in den Teilkapiteln zu den Kleinfeuerungsanlagen und zur Energie und Industrie, das Basis-Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“ für Deutschland und das Jahr 2015 gewählt. Unter der Rubrik „Calculation details for PM PM_BC emissions by measure“ sind für den Schadstoff BC Einträge für 703 Sektoren vorhanden, für die es auch eine Zuordnung zu NFR-Kategorien gibt.

Für diese konkret für Deutschland verwendeten Werte ist jedoch nicht mehr die zugehörige Literatur angegeben. Auf Nachfrage wurde bestätigt, dass die BC in GAINS als Anteilswert nach Ntziachristos et al. (2007) bestimmt wird.

In Tabelle 43 bzw. Tabelle 44 sind die jeweils die motorbedingten bzw. abriebsbedingten Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs für PM_{2.5} und BC und die daraus berechneten BC-Anteile ausgewiesen. Die motorbedingten Abgas-Emissionsfaktoren werden auf die Aktivitätsrate Kraftstoffverbrauch bezogen, sie sind in Kilotonnen pro Petajoule (kt/PJ) angegeben. Den Abrieben liegt als Aktivitätsrate nicht der Kraftstoffverbrauch, sondern die Fahrleistung zugrunde, die Einheit für die Abriebs-Emissionsfaktoren lautet Kilotonnen pro Giga-Fahrzeug-Kilometer (kt/Gvkm).

Tabelle 43: Emissionsfaktoren Straßenverkehr (Abgas) für PM_{2.5} und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC bei Rundung auf drei Nachkommastellen größer Null

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM _{2.5} (kt/PJ)	Abated emission factor BC (kt/PJ)	BC fraction
Buses	Diesel	EURO I	0,032	0,021	65,6%
Buses	Diesel	EURO II	0,016	0,010	62,5%
Buses	Diesel	EURO III	0,015	0,010	66,7%
Buses	Diesel	EURO IV	0,003	0,003	100,0%
Buses	Diesel	EURO V	0,003	0,003	100,0%
Buses	Diesel	No control	0,047	0,024	51,1%
Heavy duty vehicles	Diesel	EURO I	0,031	0,020	64,5%
Heavy duty vehicles	Diesel	EURO II	0,018	0,012	66,7%
Heavy duty vehicles	Diesel	EURO III	0,014	0,009	64,3%
Heavy duty vehicles	Diesel	EURO IV	0,003	0,002	66,7%
Heavy duty vehicles	Diesel	EURO V	0,003	0,002	66,7%

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 (kt/PJ)	Abated emission factor BC (kt/PJ)	BC fraction
Heavy duty vehicles	Diesel	No control	0,038	0,019	50,0%
Mopeds	Gasoline	Stage 1 (2-stroke)	0,081	0,016	19,8%
Mopeds	Gasoline	Stage 2 (2-stroke)	0,054	0,011	20,4%
Mopeds	Gasoline	Stage 3 (2-stroke)	0,015	0,003	20,0%
Mopeds	Gasoline	No control	0,162	0,016	9,9%
Cars	Diesel	EURO 2	0,022	0,018	81,8%
Cars	Diesel	EURO 3	0,018	0,016	88,9%
Cars	Diesel	EURO 4	0,017	0,015	88,2%
Light duty vehicles	Diesel	EURO 1	0,034	0,024	70,6%
Light duty vehicles	Diesel	EURO 2	0,034	0,027	79,4%
Light duty vehicles	Diesel	EURO 3	0,025	0,021	84,0%
Light duty vehicles	Diesel	EURO 4	0,014	0,012	85,7%
Light duty vehicles	Diesel	No control	0,089	0,049	55,1%
Motorcycles	Gasoline	Stage 1 (4-stroke)	0,023	0,005	21,7%
Motorcycles	Gasoline	Stage 2 (4-stroke)	0,006	0,001	16,7%
Motorcycles	Gasoline	Stage 3 (4-stroke)	0,003	0,001	33,3%
Motorcycles	Gasoline	No control	0,044	0,005	11,4%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Wie bei der Verwendung der gleichen Anteilswerte zu erwarten, ist die aus den Emissionen hier berechnete Größenordnung der BC-Anteile der motorbedingten PM2.5-Emissionen bei Motoren ohne Partikelfilter vergleichbar mit den Werten nach EMEP/EEA (Tabelle 38), eine gewisse Unschärfe ergibt sich dadurch, dass beim Standardformat der bei GAINS heruntergeladenen Tabellen die Zahlen auf drei Nachkommastellen gerundet sind. Bei Bussen der Euronormstufen IV und V treten Werte von 100% auf, dies ist möglicherweise eine Folge der Plausibilitätsprüfung der Summe aus BC und OM in GAINS, s. Abschnitt 2.5.1. In GAINS sind die Motoren nach Kraftstoff und Euronormstufe differenziert. Eine Nachfrage bei IIASA ergab, dass die pro Euronormstufe angesetzten Ausrüstungsgrade mit Partikelfiltern von EMISIA stammen.

Tabelle 44: Emissionsfaktoren Straßenverkehr (Abrieb) für PM10 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“

Activity	Emission factor PM10 (kt/Gvkm)	Emission factor BC (kt/Gvkm)	BC fraction
Road abrasion	0,042	0,001	2,4%
Brake wear	0,053	0,001	1,9%
Tyre wear	0,007	0,001	14,3%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Weil bei Abriebsprozessen auch Partikel mit dynamischen Durchmessern $> 10 \mu\text{m}$ entstehen, können hier nicht PM, PM₁₀ und PM_{2.5} gleichgesetzt werden. Die in Tabelle 44 dargestellten BC-Anteile für die Abriebsemissionen beziehen sich auf PM₁₀. Sie sind ebenfalls mit den Werten nach EMEP/EEA (Tabelle 42) vergleichbar.

Klimont et al. (2017) und die Vorgängerpublikationen beschreiben das GAINS Modell einschließlich der verwendeten Emissionsfaktoren und der zugrunde liegenden Literatur. Tabelle 45 bis Tabelle 52 enthalten die von Klimont et al. (2017) durchgeführten Vergleiche der Emissionsfaktoren für PM, BC und OC aus GAINS mit verschiedenen Literaturquellen. Angegeben sind für GAINS jeweils Bandbreiten, die sich aus den unterschiedlichen Regionen ergeben. Die in Tabelle 43 und Tabelle 44 angegebenen Werte aus GAINS für Deutschland sind in diesen Bandbreiten enthalten.

Tabelle 45: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „diesel cars and light duty vehicles“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM _{2.5}	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	Reference
Pre-/early regulation	44-67	9-17	13-34	(Subramanian et al., 2009)
Euro 1	67	17	13	(Subramanian et al., 2009)
Euro 2	30-33	7-16	8-12	(Cheung et al., 2009; Subramanian et al., 2009)
Euro 3	10-29			(Graham, 2005)
Euro 4	6-11	3-8	1-2	(Cheung et al., 2009; Geller et al., 2006)
Euro 4 with DPF	0,2-0,3	0,02-0,1	0,02-0,06	(Dwyer et al., 2010; Louis et al., 2016)
Pre-/early regulation	56-133	38-76	21-51	GAINS ^a
Euro 1	22-50	16-35	5-11	GAINS ^a ; for developing countries the values only marginally lower than pre/early regulation
Euro 2	15-40	12-32	3-6	GAINS ^a ; for developing countries the values only marginally lower than pre/early regulation
Euro 3	11-29	10-22	1-2	GAINS ^a
Euro 4	5-20	4-17	0,5-1,6	GAINS ^a
Euro 4 with DPF	0,5-1	0,1-0,3	0,1-0,6	GAINS ^a

Tabelle 46: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „gasoline cars and light duty vehicles“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM _{2.5}	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	Reference
Pre-/ early regulation	4-10	0,5-2	2-10	See studies in Kupiainen and Klimont (2004, 2007)

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM2.5	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	Reference
Euro 1, 2	1-4	0,6-1,5	0,3-1,6	See studies in Kupiainen and Klimont (2004, 2007)
Euro 3	0,2-2	0,01-0,2	0,2-0,6	(Cheung et al., 2009; Geller et al., 2006; Graham, 2005)
Euro 4		0,001-0,4		(Louis et al., 2016)
Pre-/ early regulation	6	1	3-4	GAINS ^a
Euro 1, 2	1-4	0,2-1	0,3-1,7	GAINS ^a
Euro 3, 4	0,3-1,1	0,05-0,5	0,1-0,4	GAINS ^a

Tabelle 47: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „diesel heavy duty vehicles“ : In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM2.5	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	Reference
Pre-/early regulation	28-33			(Herner et al., 2009; Yanowitz et al., 2000)
	44-244	4-50	15-122	(Subramanian et al., 2009), Bangkok, Thailand
	30-50			(Liu et al., 2009), on-road measurements in China
Euro I	11			(Yanowitz et al. 2000)
	22	4	9	(Subramanian et al., 2009), Bangkok, Thailand
	10-20			(Liu et al., 2009), on-road measurements in China
Euro II	22-44	2-9	7-22	(Subramanian et al., 2009), Bangkok, Thailand
	7-17	16		(Liu et al., 2009; Wang et al., 2011), on-road measurements in China
Euro III	3-7	9		(Liu et al., 2009; Wang et al., 2011), on-road measurements in China
Euro IV		4		(Wang et al., 2011), on-road measurements in China
Pre-/early regulation	34-107	17-53	10-37	GAINS ^a
Euro I	21-71	17-53	6-19	GAINS ^a
Euro II	11-44	7-30	2-10	GAINS ^a
Euro II	10-27	8-25	2-7	GAINS ^a

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM2.5	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	Reference
Euro IV, V	2-7	2-5	0,3-1	GAINS ^a
Euro VI	0,1-0,4	0,01-0,06	0,06-0,15	GAINS ^a

Tabelle 48: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „2-stroke 2-wheelers“: In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM2.5	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	References
Euro 0 mopeds	250 (198-295)			(Spezzano et al., 2008), hot start
	160 (121-878)			(Spezzano et al., 2008), cold start
Euro 1 mopeds	169 (102-235)			(Spezzano et al., 2008), hot start
	42 (26-71)			(Spezzano et al., 2008), cold start
Euro 2 mopeds	147-217			(Spezzano et al., 2008), hot start
	13-215			(Spezzano et al., 2008), cold start
CNG rickshaw, Delhi, India	124-160			(Grieshop et al., 2012)
Euro 0 mopeds	132-1400	10-75	90-1015	GAINS ^a
Euro 1 mopeds	12-450	7-49	40-300	GAINS ^a
Euro 2 mopeds	37-280	6-45	23-172	GAINS ^a
Euro 3 mopeds	14-112	3-30	8-61	GAINS ^a

Tabelle 49: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für „4-stroke 2-wheelers“ : In GAINS verwendete Werte im Vergleich mit weiteren Literaturwerten

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM2.5	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	References
Motorcycles	2,6-3,7	-	-	(Yang et al., 2005), cold start
Euro 0 motorcycles	4	-	-	(Spezzano et al., 2007)

Engine category	Emission factor (mg/MJ) PM _{2.5}	Emission factor (mg/MJ) BC	Emission factor (mg/MJ) OC	References
Euro 1 motorcycles	2	-	-	(Spezzano et al., 2007)
Rickshaw, Delhi, India	30-45	-	-	(Grieshop et al., 2012)
CNG rickshaw, Delhi, India	12-13	-	-	(Grieshop et al., 2012)
Euro 0 motorcycles	6-14	1-2	3-9	GAINS ^a
Euro 1 motorcycles	5-12	1-2	2-7	GAINS ^a
Euro 2 motorcycles	3-5	0,5-0,8	0,4-1,7	GAINS ^a
Euro 3 motorcycles	2-3	0,5-0,75	0,3-1,4	GAINS ^a

Tabelle 50: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Bremsabrieb

Vehicle category	Emission factor (mg/km) PM ₁₀	Emission factor (mg/km) PM _{2.5}	Emission factor (mg/km) BC	Emission factor (mg/km) OC
Cars	3,5-12	2,5-5	0,05-0,12	0,8-2,2
Light duty vehicles	3,5-19	2,5-8	0,05-0,2	0,8-3,5
Heavy duty vehicles	21-53	13-21	0,25-0,5	5-17

Tabelle 51: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Reifenabrieb

Vehicle category	Emission factor (mg/km) PM ₁₀	Emission factor (mg/km) PM _{2.5}	Emission factor (mg/km) BC	Emission factor (mg/km) OC
Cars	1,5-9	0,15-0,7	0,2-1	0,5-2,4
Light duty vehicles	2,5-7	0,2-0,7	0,35-1	0,85-2,4
Heavy duty vehicles	40-47	4,2-4,7	6-7	15-17

Tabelle 52: Emissionsfaktoren aus (Klimont et al., 2017) für Straßenabrieb

Vehicle category	Emission factor (mg/km) PM ₁₀	Emission factor (mg/km) PM _{2.5}	Emission factor (mg/km) BC	Emission factor (mg/km) OC
Cars & Light duty vehicles	7-10	3-5	0,15-0,6	0,7-1
vehicles with studded tires; variation between estimates for Scandinavian and alpine countries	30-140	20-80	0,2-1,5	4-14
Heavy duty vehicles	38-50	18-27	0,7-1	3-5

2.8.3 EPA SPECIATE database

In der in Abschnitt 2.4 bereits beschriebenen SPECIATE database sind auch Profile für abgas- bzw. abriebsbedingte PM Emissionen des Straßenverkehrs enthalten. Beispielhaft sind in diesem Abschnitt BC Anteile an PM für den Bremsabrieb und für die Dieselerverbrennung im Straßenverkehr aufgelistet.

Nicht alle Profile sind unabhängig, viele Einträge sind von bereits vorhandenen Profilen abgeleitet oder aus verschiedenen bereits vorhandenen Profilen aggregiert.

Bremsabrieb

Bremsabrieb findet sich in der SPECIATE DB unter den Bezeichnungen „brake lining dust“ und „brake wear“. Einschließlich des composite Datensatzes finden sich 28 Datensätze mit Angaben zu Black Carbon (bzw. Elemental Carbon) Anteilen an den PM Emissionen aus Bremsabrieb (siehe Tabelle 53). Die Angaben zum Anteil der BC Emissionen (bzw. Elemental Carbon Emissionen) an den PM Emissionen reichen von 0% bis 8,18%. Der aktuellste Datensatz (Datensatz 5013) hat das Testjahr 2003, das heißt, alle Daten sind mindestens 15 Jahre alt. Die Erläuterungen zu den einzelnen Datensätzen fallen überwiegend sehr knapp aus. Vor diesem Hintergrund erscheinen die Datensätze zu Bremsabrieb nur sehr eingeschränkt für die deutsche Berichterstattung geeignet zu sein.

Tabelle 53: US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Bremsabrieb

Daten-satz- Nr.	Datensatz-bezeichnung	Erläuterung	Emissions-faktor (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
91134	Brake Lining Dust - Composite	Uncontrolled. Median of Profiles 340042.5, 340062.5, 340072.5	2,61 %	(Composite) / 4.3
340042.5	Organometallic Brake Dust	Composition of asbestos brake pads analyzed using neutron activation.	2,61 %	1999 / 3.2
3400710	Organometallic Brake Dust	A bulk sample of organometallic brake dust from the rear brake drums of a late-model light-duty truck was obtained by brushing the dust from the inside of the drums after the wheels were removed. The sample was resuspended, and analyzed.	0	1999 (Ein-tragsjahr) / 3.2
5008	Brake Wear - semi-metallic (steel fiber)	Uncontrolled.	0,62%	2000 / 4.2
5009	Brake Wear - potassium titanate, aramid, and copper fiber	Uncontrolled.	0,60%	2000 / 4.2
5010	Brake Wear - aramid, mineral, and copper fiber	Uncontrolled.	1,45%	2000 / 4.2
5011	Brake Wear - semi-metallic, (steel fiber)	Uncontrolled.	0,3%	2000 / 4.2

Daten-satz- Nr.	Datensatz-bezeichnung	Erläuterung	Emissions-faktor (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Version
5012	Brake Wear - semi-metallic, (steel fiber)	Uncontrolled.	1,81%	2000 / 4.2
5013	Brake Wear - potas-sium titanate, ara-mid, and copper fi-ber	Uncontrolled.	0,21%	2003 / 4.2
3157	Brake Wear	Uncontrolled.	2,61%	1991 / 4.0
95439	Brake Wear	Uncontrolled.	2,86 %	2001 / 4.5
95440		Calculated Species: Particulate	7,24 %	
95441		Non-Carbon Organic Matter	4,39 %	
95442		(40% of OC) and Metal-Bound	5,33%	
95443		Oxygen are calculated based on	4,48%	
95444		Reff at al., 2009, Supporting in-	3,29%	
95445		formation for: Emissions Inven-	3,01%	
95446		tory of PM2.5 Trace Elements	5,87%	
95447		across the United States, Envi-	2,83%	
95448		ronmental Science and Technol-	3,66%	
95449		ogy 43(15):5790-5796.	0,36%	
95450			8,18%	
95451			2,88%	
95452			3,99%	
95453			0%	
95454			0%	
95455			1,99%	
95456			4,77%	
95457			0,43 %	

Dieselerbrennung (Verkehr)

Im Bereich der Dieselerbrennung findet sich eine große Anzahl (>100) von Datensätzen in der US EPA SPECIATE Database. In der Zusammenstellung in Tabelle 54 wurden wie Eingangs angegeben nur Datensätze mit Testjahr ab 1990 berücksichtigt. Die Angaben für den Black Carbon Anteil an den gesamt PM Emissionen bewegen sich zwischen 3% und 83% und betragen 28% im Mittel. Es gibt fünf Datensätze mit Testjahr 2007/2008; die übrigen Datensätze sind (teilweise deutlich) älter.

Grundsätzlich sind bezüglich der US EPA SPECIATE Datensätze zu den Emissionen aus Dieselerbrennung folgende Typen zu unterscheiden:

- ▶ Komposit-Datensätze (composites), d. h. aus einzelnen anderen Datensätzen zusammengesetzte Datensätze
- ▶ Beprobungen am Straßenrand (roadside samples) u.ä. (trailer exits, parking lots etc.)

► Gezielte Untersuchungen der Emissionen aus einzelnen Modellen/Motoren/Generatoren

Eine gezielte Betrachtung der „neueren“ Datensätze (Testjahr 2007/2008) ergibt für Emissionen aus Kraftfahrzeugen (hier: heavy duty trucks mit Modelljahr 2007) BC-Anteile zwischen 6,7 % und 9,9 %, sofern Katalysatoren bzw. Partikelfilter zum Einsatz kommen (Diesel oxidation catalyst & catalyzed diesel particulate filter). Ohne entsprechende Vorkehrungen fällt der Anteil der BC Emissionen deutlich höher aus (46 % - 79 %). Bei den älteren Datensätzen fehlen in vielen Fällen entsprechende Angaben zur Verwendung von Partikelfiltern oder (eingesetzten) Katalysatoren.

Aufgrund des Alters der Datensätze bzw. getesteten Modelle sowie der (teilweise unklaren oder fehlenden) Abgasreinigung (Katalysatoren, Partikelfilter) ergibt sich eine sehr eingeschränkte Verwendbarkeit der Datensätze für die deutsche Berichterstattung.

Tabelle 54: US SPECIATE DB Datensätze zu Black Carbon Emissionen aus Dieselerverbrennung

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Ver-sion
3519	Motor Vehicle Exhaust	Composite of 25% diesel (PHDIES) and 75% gasoline (PHAUTO).	18,4%	1990/ 4.0
3520	Motor Vehicle Exhaust	Composite of 50% diesel (PHDIES) and 50% gasoline (PHAUTO).	23,2%	1990 / 4.0
3521	Motor Vehicle Exhaust	Composite of 75% diesel (PHDIES) and 25% gasoline (PHAUTO).	28,1%	1990 / 4.0
3522	Motor Vehicle Exhaust	Composite of 90% diesel (PHDIES) and 10% gasoline (PHAUTO).	31,0%	1990 / 4.0
3583	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with high Pb lev-els from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave., Calexico (12/92).	27,3%	1992/ 4.0
3583	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with high Pb lev-els from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave., Calexico (12/92).	17,2%	1992/ 4.0
3585	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with high Pb lev-els from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave., Calexico (12/92).	18,2%	1992/ 4.0
3586	Motor Vehicle Exhaust	Composite of three Imperial County roadside profiles with high Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave. (ICRSI1, ICRSI2, and ICRSI3).	20,9%	1992/ 4.0
3587	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with normal Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave, Calexico (12/92).	11,2%	1992/ 4.0
3588	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with normal Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave, Calexico (12/92).	9,2%	1992/ 4.0
3589	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with normal Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave, Calexico (12/92).	26,6%	1992/ 4.0

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak- tor EC (bezo- gen auf PM)	Testjahr / DB Ver- sion
3590	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with normal Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave, Calexico (12/92).	10,9 %	1992/ 4.0
3591	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples with normal Pb levels from NE corner of Imperial Ave./Adams Ave, Calexico (12/92).	15,2 %	1992/ 4.0
3592	Motor Vehicle Exhaust	Composite of five Imperial County roadside profiles with normal Pb lev-els from NE corner of Imperial Ave./Adams (ICRSI3, ICRSI4, ICRSI5, ICRSI6, and ICRSI7).	14,6 %	1992/ 4.0
3593	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples from SE corner of I-8/Hwy. 111, Calexico (12/92).	20,3 %	1992/ 4.0
3594	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples from SE corner of I-8/Hwy. 111, Calexico (12/92).	20,9 %	1992/ 4.0
3596	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples from SE corner of I-8/Hwy. 111, Calexico (12/92).	11,2 %	1992/ 4.0
3597	Motor Vehicle Exhaust	Composite of four Imperial County roadside profiles from SE corner of I-8/Hwy. 111 (ICRSH1, ICRSH2, ICRSH3, and ICRSH4).	17,4 %	1992/ 4.0
3598	Motor Vehicle Exhaust	Roadside samples from 2nd St./Im-perial Ave., Calexico (12/92).	23,7 %	1992/ 4.0
3220710	Heavy Duty Vehicles - Diesel	Represents composite of several sampling runs, tests limited to PM 10 measurements, vehicles operated over the Federal Test Cycle	52,1%	1990 / 3.0
322072.5	Heavy Duty Vehicles - Diesel	Represents composite of several sampling runs, tests limited to PM 10 measurements, vehicles operated over the Federal Test Cycle	52,1%	1990 / 3.2
3220730	Heavy Duty Vehicles - Diesel	Represents composite of several sampling runs, tests limited to PM 10 measurements, vehicles operated over the Federal Test Cycle	52,1%	1990 / 3.2
322082.5	Heavy Duty Diesel Trucks	Trucks for this test were provided by the City of Pasadena, and were both late-model, low-mileage vehicles, and were tested while burning diesel fuel normally purchased by that city.	40,5%	1999 / 3.2

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Ver-sion
3858	Diesel Exhaust	Composite of 3 diesel exhaust sam-ples from Nodwell Tracker/Forklift, a loader/Caterpillar D4 Tractor, and Jeep 2.5 ton/Ford F-350, respec-tively at idling condition. The sam-ples were collected at the Vehicle Maintenance Facility and allowed to cool to room temperature before collection.	28,4%	1995 / 4.0
3859	Diesel Exhaust	Composite of 2 diesel exhaust sam-ples from Delta Personal Transport and Grader, respectively at idling condition. The samples were col-lected at the Vehicle Maintenance Facility and allowed to cool to room temperature before collection.	60,4%	1995 / 4.0
3864	Oil Combustion	Composite of 4 samples from indi-vidual stacks of the McMurdo power plant equipped with 6 Caterpillar diesel generators.	43,0%	1995 / 4.0
4014	Diesel Exhaust	Diesel emissions at Trailers exit at Vallejo Freight Station. Diesel pow-ered. Sample collection time 1830-2015 (3/17/98).	37,2%	1998 / 4.0
4015	Diesel Exhaust	Diesel emissions at Trailers exit at Vallejo Freight Station. Diesel pow-ered. Sample collection time 2025-2225 (3/17/98).	37,6%	1998 / 4.0
4016	Diesel Exhaust	Composite of CCL1-2.	37,4%	1998 / 4.0
4029	Motor Vehicle Exhaust	Vehicular emissions at Parking lot at Northern Bus Station (diesel). Collec-tion time 1540-1706 (3/14/98).	27,4%	1998 / 4.0
4030	Motor Vehicle Exhaust	Vehicular emissions at Parking lot at Northern Bus Station (diesel). Collec-tion time 1745-1915 (3/14/98).	26,0%	1998 / 4.0
4031	Motor Vehicle Exhaust	Vehicular emissions at Parking lot at Northern Bus Station (diesel). Collec-tion time 1330-1500 (3/17/98).	21,7%	1998 / 4.0
4032	Motor Vehicle Exhaust	Vehicular emissions at Parking lot at Northern Bus Station (diesel) Collec-tion time 1515-1645 (3/17/98).	21,5%	1998 / 4.0
4033	Motor Vehicle Exhaust	Composite of CNN1-4.	23,9%	1998 / 4.0

Daten- satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak- tor EC (bezo- gen auf PM)	Testjahr / DB Ver- sion
4053	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Trailer in a poorly ventilated location Diesel powered Sample collection time 0730-0830 (3/18/98).	22,6%	1998 / 4.0
4054	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Trailer in a poorly ventilated location Diesel powered Sample collection time 0845-0950 (3/18/98).	35,7%	1998 / 4.0
4055	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Trailer in a poorly ventilated location Diesel powered Sample collection time 1008-1108 (3/18/98).	17,4%	1998 / 4.0
4056	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Trailer in a poorly ventilated location Diesel powered Sample collection time 1122-1222 (3/18/98).	47,2%	1998 / 4.0
4057	Diesel Exhaust	Composite of TOL1-4.	30,7%	1998 / 4.0
4058	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Group of 4 trailers at Transportes Ochoa, La Presa, State of Mexico Diesel powered. Sample collection time 0742-0842 (3/18/98).	21,7%	1998 / 4.0
4059	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Group of 4 trailers at Transportes Ochoa, La Presa, State of Mexico Diesel powered. Sample collection time 0742-0842 (3/18/98).	48,5%	1998 / 4.0
4060	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Group of 4 trailers at Transportes Ochoa, La Presa, State of Mexico Diesel powered. Sample collection time 0742-0842 (3/18/98).	29,5%	1998 / 4.0
4061	Diesel Exhaust	Diesel emissions. Group of 4 trailers at Transportes Ochoa, La Presa, State of Mexico Diesel powered. Sample collection time 0742-0842 (3/18/98).	11,6%	1998 / 4.0
4062	Diesel Exhaust	Composite of TOS1-4.	27,8%	1998 / 4.0
4203	Diesel Exhaust	Heavy duty gasoline vehicle exhaust profile calculated from RUN1-20.	60,8 %	1999 / 4.0

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak- tor EC (bezo- gen auf PM)	Testjahr / DB Ver- sion
4969	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - CARB TRANSIENT	SVOC species were measured for both PM and gaseous phases. For consistency, PM portion of SVOC emissions were estimated based on splitting factors as described in the memorandum 'Semi-volatile Organic Compound Partitioning Factors and Methodology Applied to Prepare Mobile Source Exhaust Profiles in the SPECIATE Database' prepared by Hsu and Divita for EPA SPECIATE database, September 7, 2007.	47,3%	2003 / 4.2
4970	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - CARB CRUISE	The total speciated mass is over 100% which is due to the adsorption of organic compounds and analyzed as Organic Carbon. SVOC species were measured for both PM and gaseous phases. For consistency, PM portion of SVOC emissions were estimated based on splitting factors as described in the memorandum 'Semi-volatile Organic Compound Partitioning Factors and Methodology Applied to Prepare Mobile Source Exhaust Profiles in the SPECIATE Database' prepared by Hsu and Divita for EPA SPECIATE database, September 7, 2007.	62,2%	2003 / 4.2
4971	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - CARB EXTENDED CREEP	SVOC species were measured for both PM and gaseous phases. For consistency, PM portion of SVOC emissions were estimated based on splitting factors as described in the memorandum 'Semi-volatile Organic Compound Partitioning Factors and Methodology Applied to Prepare Mobile Source Exhaust Profiles in the SPECIATE Database' prepared by Hsu and Divita for EPA SPECIATE database, September 7, 2007.	48,7%	2003 / 4.2
5292	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sul-fur Diesel	-	55,9%	2002 / 4.2

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Ver-sion
5293	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - California Reformulated Diesel 2	-	57,4%	2002 / 4.2
5294	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sul-fur Diesel - Diesel PM Filter	-	82,2%	2002/ 4.2
5298	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali-fornia Reformulated Diesel 2/ 20% WorldEn-ergy Biodiesel	Due to organic gas adsorption arti-facts, organic carbon fraction is larger than 100% of total PM.	8,7%	2002/ 4.2
5299	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali-fornia Reformulated Diesel 2 / 20% SoyGold Biodiesel	Due to organic gas adsorption arti-facts, organic carbon fraction is larger than 100% of total PM.	10,5%	2002/ 4.2
5300	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali-fornia Reformulated Diesel 2 / 20% OxyG Bi-odiesel	Due to organic gas adsorption arti-facts, organic carbon fraction is larger than 100% of total PM.	12,9%	2002/ 4.2
5301	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sul-fur Diesel (EC-D)	Due to organic gas adsorption arti-facts, organic carbon fraction is larger than 100% of total PM.	12,1%	2002/ 4.2
5302	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - California Reformulated Diesel 2	Due to organic gas adsorption arti-facts, organic carbon fraction is larger than 100% of total PM.	13,6%	2002/ 4.2
5303	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Van - 80% California Reformu-lated Diesel 2/ 20% WorldEnergy Biodiesel	-	20,6%	2002/ 4.2
5304	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Van - 80% California Reformu-lated Diesel 2 / 20% SoyGold Biodiesel	-	19,4%	2002/ 4.2

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak- tor EC (bezo- gen auf PM)	Testjahr / DB Ver- sion
5305	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Van - 80% California Reformulated Diesel 2 / 20% OxyG Biodiesel	-	16,5%	2002/ 4.2
5306	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Van - Low Sulfur Diesel (EC-D)	-	22,1%	2002/ 4.2
5307	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Van - California Reformulated Diesel 2	-	14,4%	2002/ 4.2
5308	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% California Reformulated Diesel 2/ 20% WorldEnergy Biodiesel	-	13,3%	2002/ 4.2
5309	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% California Reformulated Diesel 2 / 20% SoyGold Biodiesel	-	10,7%	2002/ 4.2
5310	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% California Reformulated Diesel 2 / 20% OxyG Biodiesel	-	14,6%	2002/ 4.2
5311	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sulfur Diesel (EC-D)	-	33,8 %	2002/ 4.2
5312	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - California Reformulated Diesel 2	-	11,6%	2002/ 4.2
5313	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% California Reformulated Diesel 2/ 20% WorldEnergy Biodiesel	-	38,2%	2002/ 4.2

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak- tor EC (bezo- gen auf PM)	Testjahr / DB Ver- sion
5314	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali- fornia Reformulated Diesel 2 / 20% SoyGold Biodiesel	-	40,0%	2002/ 4.2
5315	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali- fornia Reformulated Diesel 2 / 20% OxyG Bi- odiesel	-	53,3%	2002/ 4.2
5316	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sul- fur Diesel (EC-D)	-	43,0%	2002/ 4.2
5317	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - California Reformulated Diesel 2	-	43,8%	2002/ 4.2
5318	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali- fornia Reformulated Diesel 2/ 20% WorldEn- ergy Biodiesel	-	3,3%	2002/ 4.2
5319	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali- fornia Reformulated Diesel 2 / 20% SoyGold Biodiesel	-	3,9%	2002/ 4.2
5320	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - 80% Cali- fornia Reformulated Diesel 2 / 20% OxyG Bi- odiesel	-	6,5%	2002/ 4.2
5321	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - Low Sul- fur Diesel (EC-D)	-	6,1%	2002/ 4.2
5322	Diesel Exhaust - Light-heavy-duty Diesel Pickup Truck - California Reformulated Diesel 2	-	6,5%	2002/ 4.2

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Ver-sion
5679	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - 2007 model year	Diesel oxidation catalyst & catalyzed diesel particulate filter. Test cycle - 16-Hour Cycle which includes four 4-hour segments consisting of FTPs and CARB 5-Modes. The CARB 5-Modes were developed earlier by CARB and include curb idle, creep, transient, cruise, and high speed cruise modes.	6,7%	2008 / 4.3
5680	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - 2007 model year	Diesel oxidation catalyst & catalyzed diesel particulate filter. Test cycle - 16-Hour Cycle which includes four 4-hour segments consisting of FTPs and CARB 5-Modes. The CARB 5-Modes were developed earlier by CARB and include curb idle, creep, transient, cruise, and high speed cruise modes. Average of all 4 diesel engines. Due to low PM emission rates, the profile is not corrected for background.	9,9%	2008
8994	Conventional Diesel Exhaust - Idle Cycle	Uncontrolled. Based on CRC Project No. E-55/E-59 "Heavy-duty Vehicle Chassis Dynamometer Testing for Emissions Inventory, Air Quality Modeling, Source Appointment and Air Toxics Emissions Inventory"	46,4%	2007 / 4.4
8995	Conventional Diesel Exhaust - Transient Cycle	Uncontrolled. Based on CRC Project No. E-55/E-59 "Heavy-duty Vehicle Chassis Dynamometer Testing for Emissions Inventory, Air Quality Modeling, Source Appointment and Air Toxics Emissions Inventory"	78,9%	2007 / 4.4
8996	Diesel Exhaust - Heavy-heavy duty truck - 2007 model year with NCOM	Diesel oxidation catalyst & catalyzed diesel particulate filter.	9,9%	2008 / 4.4

Daten-satz- Nr.	Datensatzbezeichnung	Erläuterung	Emissionsfak-tor EC (bezo-gen auf PM)	Testjahr / DB Ver-sion
		This profile renormalizes profile 5680 to include NCOM species for use with AE6 modeling. Test cycle - 16-Hour Cycle which includes four 4-hour segments consisting of FTPs and CARB 5-Modes. The CARB 5-Modes were developed earlier by CARB and include curb idle, creep, transient, cruise, and high speed cruise modes. Average of all 4 diesel engines. Due to low PM emission rates, the profile is not corrected for background.		

2.8.4 Louis et al. (2016)

PAH, BTEX, carbonyl compound, black-carbon, NO₂ and ultrafine particle dynamometer bench emissions for Euro 4 and Euro 5 Diesel and gasoline passenger cars

Louis et al. (2016) haben auf dem Motorprüfstand für zwei Euro 4 Pkw (Otto und Diesel mit DPF) und vier Euro 5 Pkw (Otto mit Direkteinspritzung, drei Diesel mit verschiedenen DPF) für verschiedene Fahrzyklen (Artemis urban mit Warm- und Kaltstart sowie Artemis road und motorway nur mit Warmstart, NEDC mit Kaltstart) Emissionsfaktoren für PAH, BTEX, Carbonyle, BC, NO₂ und Partikelanzahl gemessen. Für NO₂, BC und Partikelanzahl sind diese in Tabelle 55 ausgewiesen.

BC wurde mit einem Aethalometer (AE 33-7, Magge Scientific) gemessen, zur Quantifizierung wurde die Lichtabschwächung im Wellenlängenbereich um 880 nm verwendet. PM oder PM_{2.5} wurden nicht gemessen.

Tabelle 55: NO₂, BC und Partikelanzahl Emissionsfaktoren

Vehicle and engine type	Driving cycle	Artemis urban hot start	Artemis urban cold start	Artemis road hot start	Artemis motorway hot start	NEDC cold start
Vehicle 1, Euro 5 Diesel additive DPF	NO ₂ (mg/km)	185 ± 28	81 ± 20	127 ± 6	109 ± 17	23 ± 5
	BC (µg/km)	1,5 ± 0,7	48-165	1,2 ± 0,4	0,7 ± 0,6	13 ± 3
	PN (#/km)	~ BG	(5-20) 10 ⁸	~BG	(2,4 ± 1,2) 10 ¹¹	(20 ± 4) 10 ⁹
Vehicle 2, Euro 5 Diesel additive DPF	NO ₂ (mg/km)	166 ± 61	49 ± 6	99 ± 21	270 ± 46	19 ± 4
	BC (µg/km)	< LQ	18-69	1,2 ± 0,2	2,4 ± 2	24 ± 5
	PN (#/km)	~ BG	(1,2-10) 10 ¹⁰	~BG	(3,5 ± 6) 10 ¹¹	(45 ± 9) 10 ⁹
Vehicle 3, Euro 4 Diesel cataly-sed DPF	NO ₂ (mg/km)	98 ± 19	51 ± 21	74 ± 12	48 ± 6	22 ± 4
	BC (µg/km)	53 ± 27	277 ± 70	38 ± 15	108 ± 20	93 ± 19
	PN (#/km)	(4 ± 1) 10 ¹¹	(10 ± 1) 10 ¹¹	(1,4 ± 0,1) 10 ¹¹	(2,9 ± 0,4) 10 ¹¹	(4,5 ± 0,9) 10 ¹¹
	NO ₂ (mg/km)	80 ± 15	74 ± 20	121 ± 35	359 ± 11	53 ± 11

Vehicle and engine type	Driving cycle	Artemis urban hot start	Artemis urban cold start	Artemis road hot start	Artemis motorway hot start	NEDC cold start
Vehicle 4, Euro 5 Diesel catalysed DPF	BC ($\mu\text{g}/\text{km}$)	8 ± 4	13-926	$2 \pm 0,6$	$\sim\text{BG}$	5 ± 1
	PN ($\#/\text{km}$)	$\sim\text{BG}$	$(0,2-31) 10^{11}$	$\sim\text{BG}$	$(3 \pm 1,7) 10^{11}$	$(6 \pm 1) 10^9$
Vehicle 5, Euro 4 gasoline	NO ₂ (mg/km)	5 ± 2	$4 \pm 2,5$	$1 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,1$
	BC ($\mu\text{g}/\text{km}$)	628 ± 314	965 ± 283	51 ± 90	100 ± 52	$2 \pm 0,5$
	PN ($\#/\text{km}$)	$(24 \pm 6) 10^{11}$	$(35 \pm 11) 10^{11}$	$(6 \pm 3) 10^{11}$	$(25 \pm 6) 10^{13}$	$(13 \pm 3) 10^{11}$
Vehicle 6, Euro 5 gasoline DI	NO ₂ (mg/km)	$5 \pm 2,7$	5 ± 1	$1 \pm 0,4$	$0,2 \pm 0,05$	15 ± 3
	BC ($\mu\text{g}/\text{km}$)	498 ± 249	1531 ± 207	139 ± 23	218 ± 19	---
	PN ($\#/\text{km}$)	$(20 \pm 6) 10^{11}$	$(56 \pm 3) 10^{11}$	$(65 \pm 8) 10^{10}$	$(10 \pm 3) 10^{11}$	$(33 \pm 7) 10^{11}$

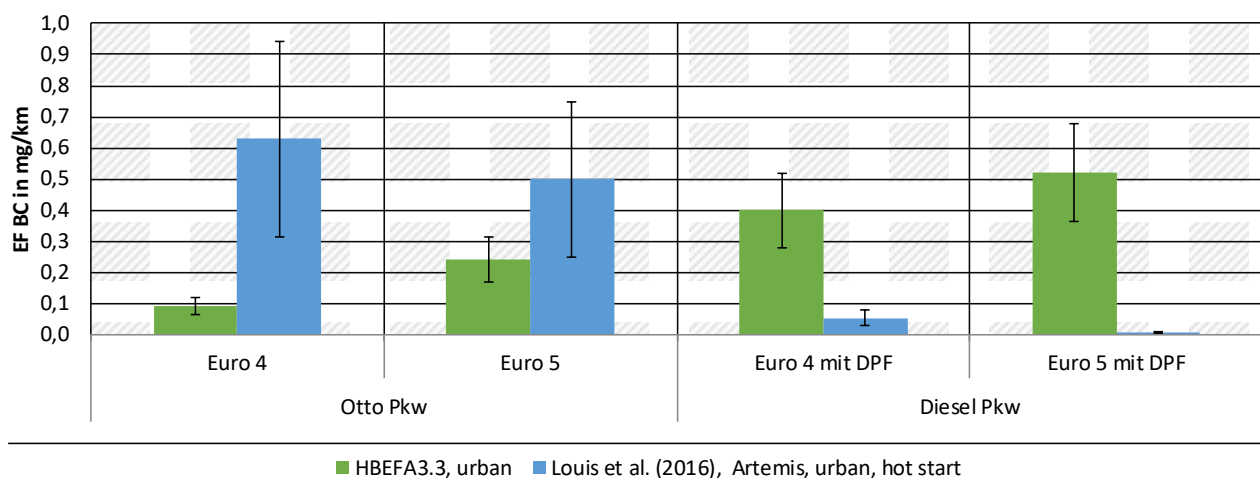
Quelle: Louis et al. (2016)

$\sim\text{BG}$ Near background levels; <LQ Below limit of quantification; --- Not measured

Die BC Messungen zeigen für Otto-Fahrzeuge deutlich höhere Emissionsfaktoren als für Diesel Fahrzeuge.

In Abbildung 10 werden die von Louis et al. (2016) gemessenen BC Emissionsfaktoren für Artemis, urban, hot start, gemittelt jeweils für Euro 4 und Euro 5 Otto- und Diesel-Pkw mit entsprechenden mittleren Werten aus dem HBEFA verglichen. Für diesen Vergleich wurden mittlere PM_{2.5} Emissionsfaktoren für „urban“ nach HBEFA3.3 mit den jeweiligen BC-Anteilswerten nach Ntziachristos (2007) aus Tabelle 38 multipliziert. Die eingetragenen Fehlerbalken entsprechen für die Werte nach Louis et al. (2016) den dort angegebenen Messunsicherheiten, für die Emissionsfaktoren aus dem HBEFA wurde ein Wert von 30% dargestellt.

Abbildung 10: Vergleich der BC-Emissionsfaktoren von Louis et al. (2016), für Artemis, urban, hot start mit mittleren Emissionsfaktoren nach HBEFA3.3 (PM_{2.5}, BC-Anteil nach Ntziachristos 2017 aus Tabelle 38) für Otto- und Diesel-Pkw Euro 4 und 5 urban



Datenquellen: Louis et al. (2016), HBEFA 3.3, Ntziachristos et al. (2007)

In der Abbildung fällt das gegenläufige Verhalten der BC-Emissionsfaktoren nach Louis et al. (2016) und nach HBEFA3.3 in Kombination mit den BC-Anteilswerten auf:

Nach HBEFA mit BC-Anteilswerten sind die BC-Emissionsfaktoren

- ▶ für Euro 5 Diesel- und Otto-Pkw höher als für die entsprechenden Euro 4-Pkw (Grund dafür ist bei Otto-Pkw die Direkteinspritzung ab Euro 5),
- ▶ für Diesel-Pkw höher als für Otto-Pkw.

Nach Louis et al. (2016) sind die BC-Emissionsfaktoren

- ▶ für Euro 5 Diesel- und Otto-Pkw etwas geringer als für die entsprechenden Euro 4-Pkw (oder im Rahmen der Messunsicherheit vergleichbar),
- ▶ für Otto-Pkw deutlich höher als für Diesel-Pkw.

Diesel-Pkw ohne DPF wurden von Louis et al. (2016) nicht vermessen. Alle in Abbildung 10 dargestellten Emissionsfaktoren sind deutlich geringer als bei Diesel-Pkw ohne DPF.

2.8.5 Jezek et al. (2018)

The traffic emission-dispersion model for a Central-European city agrees with measured black carbon apportioned to traffic

Jezek et al. (2018) nutzen BC Emissionsfaktoren, die in einer früheren Studie über On-Road-Messungen ermittelt wurden (Jezek et al., 2015), um BC-Emissionen des Straßenverkehrs in Maribor in Slowenien (2011 bis 2013) zu berechnen. Die verwendeten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 56 aufgeführt und liegen nur für die aggregierten Kategorien Diesel- und Benzin-Pkw, leichtes Nutzfahrzeug (Diesel) und schweres Nutzfahrzeug (Diesel) vor.

Tabelle 56: Mittlere BC und NO_x-Emissionsfaktoren für aggregierte Fahrzeug-Kategorien und die zu deren Berechnung verwendeten Verbrauchsfaktoren aus EMEP/EEA (Jezek et al., 2018)

Kategorie	Unterkategorie I	Unterkategorie II	Kraftstoffverbrauch (g/km)	Emissionsfaktor BC (g/km)	Emissionsfaktor NO _x (g/km)
Light vehicle (<3,5 t)	Pkw	Benziner	70	0,022	0,560
		Diesel	60	0,072	1,036
	Light truck	Diesel	80	0,066	2,222
Heavy vehicle (>3,5t)	-	Diesel	240	0,237	7,917

Zur Evaluierung dieser Emissionsfaktoren wurden BC in situ Messungen verwendet, wobei der Anteil des Verkehrs an der gemessenen Gesamtbelastung zunächst über ein Source Apportionment Modell ermittelt wurde. Dabei wurde berücksichtigt, dass Aerosole, die aus den zwei Hauptquellen für BC - Straßenverkehr und Holzfeuerungen - stammen, unterschiedliche optische Charakteristiken aufweisen.

Der Vergleich zwischen den modellierten BC Werten mit den gemessenen für drei verschiedene Winterperioden in den Jahren 2011 bis 2013 zeigte Überschätzungen der Modellwerte gegenüber den Messungen von 19%, 32% und 6%. Dies wurde als eine sehr gute Übereinstimmung bewertet.

2.8.6 Krecl et al. (2018)

Determination of black carbon, PM_{2.5}, particle number and NO_x emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development

Es werden von Krecl et al. (2018) Ergebnisse von Messungen verschiedener verkehrsbezogener Luftschadstoffe beschrieben, die sowohl straßennah als auch über Dach in der Stadt Londrina in Brasilien durchgeführt wurden. Aus diesen Messdaten wurden mit Hilfe inverser Modellierung Emissionsfaktoren für NO_x , BC, $\text{PM}_{2.5}$ und Partikelanzahl (PN) abgeleitet.

Die BC Messungen wurden mit einem Aethalometer AE42 für die Wellenlängen 370, 470, 525, 590, 660, 880 und 950 nm und mit einem Aethalometer AE51 für die Wellenlänge 890 nm durchgeführt. Der AE42 war mit einem $2.5\mu\text{m}$ Zyklon im Einlass ausgestattet und der AE51 wurde ohne einen größe selektiven Einsatz betrieben. Vergleichsmessungen beider Geräte zeigten eine hohe Korrelation. Weitere technische Details für alle eingesetzten Messgeräte werden in der Veröffentlichung beschrieben.

Für die inverse Modellierung wurde das Modell OSPM (Operational Street Pollution Model) eingesetzt. Das Modell war ursprünglich zur Ermittlung der Luftschadstoffkonzentrationen verursacht durch Straßenverkehr in Straßenschluchten entwickelt worden. Es kann aber auch zur inversen Modellierung unter Verwendung von Messdaten von Luftschadstoffen und meteorologischen Daten als Eingangsdaten eingesetzt werden.

Es wurden Emissionsfaktoren für die gesamte Flotte differenziert nach unterschiedlichen Tageszeiten ermittelt, die in Tabelle 57 aufgeführt sind. Die BC Emissionsfaktoren liegen je nach Tageszeit im Bereich von 88,7 mg/Fzg-km (Zeitbereich 09-17) und 296,8 mg/Fzg-km (Zeitbereich 05-08). Gemittelt über den gesamten Tagesbereich (Zeitbereich 05-23) ergibt sich ein mittlerer Emissionsfaktor der gesamten Fahrzeugflotte von 181,7/Fzg-km.

Da auch $\text{PM}_{2.5}$ Emissionsfaktoren ermittelt wurden, kann der Anteil von BC an $\text{PM}_{2.5}$ ermittelt werden. Dieser liegt zwischen 51% (Zeitbereich 09-17) und 77% (Zeitbereich 18-23). Dies stimmt überein mit der nach Ntziachristos et al. (2007) zu erwartenden Größenordnung für die mittlere Flotte.

Tabelle 57: Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für unterschiedliche Tageszeiten und Verkehrsbelastungen (TR = total traffic rate, HDV = Anteil Schwerverkehr in %) an Werktagen, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien (Krecl et al., 2018)

Variable	Einheit	Tageszeit 05-08	Tageszeit 09-17	Tageszeit 18-23	Tageszeit 05-23
EF BC	[mg veh-1 km-1]	296,8	88,7	244,4	181,7
EF $\text{PM}_{2.5}$	[mg veh-1 km-1]	379,5	175,4	317,8	263,3
EF PN	[1014 veh-1 km-1]	19,5	9,7	18,6	14,6
EF NO_x	[g veh-1 km-1]	7,2	2,7	7,0	5,0
HDV	[%]	34	12	23	19
TR	[veh h-1]	383	758	290	531

Ergänzend wurden für den Zeitbereich 05-08 Emissionsfaktoren differenziert nach Schwerverkehr (HDV) und Leichtverkehr (LDV) abgeleitet und auch Ergebnissen aus anderen Studien zu Emissionsfaktoren für reales Fahrverhalten in Brasilien gegenübergestellt. Für BC ist dies schwierig, wie in (Krecl et al., 2018) ausgeführt wird, da unterschiedliche Methoden zur Messung verwendet wurden. In Tabelle 58 sind die ermittelten BC Emissionsfaktoren für HDV und LDV ausgewiesen. Diese liegen für LDV (25,7 mg/Fzg-km) deutlich niedriger als für HDV (690,7 mg/Fzg-km). Letztere sind auf der Straße, an der die Messungen durchgeführt werden, stark von Bussen dominiert.

Tabelle 58: Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für Leichtverkehr (LDV) und Schwerverkehr (>HDV) für den Zeitbereich 05-08 an Werktage, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien, im Vergleich mit Literaturwerten (Krecl et al., 2018)- Informationen zu Messort und Methode

ID	Reference	City	Road type	Year	RS (km h ⁻¹)	HDV (% of fleet)	Method of EF determination
1	This work (Krecl 2018)	Londrina	Canyon	Summer 2016	40	34	Street increment + modelling
2	Sanchez-Ccoyllo et al. (2009)	Sao Paulo	Tunnels	Fall 2004	70	4 (TJQ) 14 (TMM)	Carbon balance
3	Perez-Martinez et al. (2014)	Sao Paulo	Tunnels	Fall 2011	70 (HDV) 90 (LDV)	0 (TJQ) 30 (TRA)	Carbon balance
4	Miranda et al. (2017)	Sao Paulo	Highway	2005	90 (HDV) 120 (LDV)	20	Street incr. + NOx tracer

Tabelle 59: Mittlere Emissionsfaktoren (EF) für Leichtverkehr (LDV) und Schwerverkehr (>HDV) für den Zeitbereich 05-08 an Werktage, abgeleitet aus Messungen und inverser Modellierung für die Stadt Londrina in Brasilien, im Vergleich mit Literaturwerten (Krecl et al., 2018) - Werte

ID	EF _{BC} (mg veh ⁻¹ km ⁻¹) LDV	EF _{BC} (mg veh ⁻¹ km ⁻¹) HDV	EF _{PM_{2,5}} (mg veh ⁻¹ km ⁻¹) LDV	EF _{PM_{2,5}} (mg veh ⁻¹ km ⁻¹) HDV	EF _{NOx} (g veh ⁻¹ km ⁻¹) LDV	EF _{NOx} (g veh ⁻¹ km ⁻¹) HDV
1	25,7 (± 12,4)	690,7 (± 66,7)	74,4 (± 19,6)	714,5 (± 103)	1,1 (± 0,3)	12,9 (± 1,6)
2	a,b16 (± 5)	a,c462 (± 112)	b92 (± 20)	c588 (± 364)	b1,6 (± 0,3)	c22,3 (± 9,8)
3	-	-	b20 (± 8)	d277 (± 108)	b0,3 (± 0,2)	d9,2 (± 2,7)
4	41 (± 63)	170 (± 259)	-	-	-	-

^aReflectance method for BC determination

^bTunnel Janio Quadros (TJQ)

^cTunnel Maria Maluf (TMM)

^dTunnel Rodoanel (TRA)

2.8.7 Zavala et al. (2017)

Emission factors of black carbon and co-pollutants from diesel vehicles in Mexico City

Zavala et al. (2017) haben Emissionsfaktoren für Feinstaub, BC und andere Luftschadstoffe für verschiedene dieselbetriebene Busse und Nutzfahrzeuge in Mexico City gemessen. Ausgehend von einem Betriebshof des am Projekt beteiligten städtischen Busunternehmens wurden Verfolgungsfahrten mit dem „Aerodyne mobile laboratory“ (AML) durchgeführt. Je nach Typ (Servicefahrzeug, Stadtbuss (urban bus), Schnellbus (Metrobus), Touristenbus) unterschieden sich dabei Fahrmuster und Kraftstoff (Touristenbusse z. B. fahren langsam, halten häufig, werden mit Bio-Diesel betrieben und sind vergleichsweise gut gewartet, Schnellbusse haben eigene Fahrspuren, auf denen sie an Staus vorbeifahren können und fahren auch Strecken mit höheren zulässigen Höchstgeschwindigkeiten). Zusätzlich wurden für einige Luftschadstoffe an einem Straßenquerschnitt kurz nach Beginn der Routen remote sensing Messungen zum Vergleich mit den AML Messungen durchgeführt.

In Tabelle 60 sind die untersuchten Fahrzeuge (Service Fahrzeuge, Stadtbusse, Schnellbusse, Touristenbusse) mit Informationen zu Marke, Baujahr und Abgasnorm sowie die Anzahl der AMS und der RS Messungen aufgelistet.

Tabelle 60: Art und Anzahl der Fahrzeuge, für die Zavala et al. (2017) Emissionsfaktoren gemessen haben

Fahrzeugtyp	Fahrzeug ID	Marke	Baujahr	Norm	Anzahl AMS	Anzahl RS
Service truck	ST1	Freightliner	1998	EPA98	22	3
	ST2	Freightliner	1998	EPA98	21	7
	ST3	International	2011	EPA04	14	6
	ST4	Freightliner	2006	EURO III	15	4
	ST5	HINO	2011	EURO IV	14	4
	ST6	Kenworth	2010	EPA04	15	4
	ST7	Mercedes-Benz	1995	EPA94	4	4
	ST8	Freightliner	1999	EPA98	9	3
	ST9	Freightliner	1999	EPA98	8	3
Urban bus	UB1	International	2002	EPA98	38	8
	UB2	International	2009	EPA04	21	6
	UB3	Mercedes-Benz	2002	EPA98	29	6
	UB4	Mercedes-Benz	2009	EPA04	9	6
	UB5	Dina	2013	EURO V	15	15
Metrobus	MT1	Scania	2005	EURO III	9	5
	MT2	Volvo	2009	EURO IV	9	8
	MT3	Mercedes-Benz	2011	EURO V	10	13
	MT4	Volvo	2012	EURO V	6	8
Turibus	TU1	Scania	2006	EURO III	6	5
	TU2	Scania	2002	EURO III	8	5

In Tabelle 61 sind die von Zavala et al. (2017) für die in Tabelle 60 aufgelisteten Fahrzeuge im realen Verkehr gemessenen Emissionsfaktoren für BC, OC und anorganisches PM (gemessen mit AML) sowie PM gesamt (remote sensing Messung) ausgewiesen. Die RS Messungen an einem festen Straßenquerschnitt sind nicht direkt mit den AML Messungen vergleichbar, die sich auf Strecken beziehen, die sich nach Fahrzeugtyp unterscheiden (entsprechend der Routen für Schnellbusse, Stadtbusse, Touristenbusse). In der letzten Spalte ist der BC-Anteil angegeben, berechnet aus den AML-Messungen als Verhältnis aus BC zur Summe aus BC, OC und anorganischem PM.

Tabelle 61: Emissionsfaktoren für BC, OC und anorganisches PM (gemessen mit AML) sowie PM gesamt (gemessen mit remote sensing), von Zavala et al. (2017) für die in Tabelle 60 aufgelisteten Fahrzeuge im realen Verkehr gemessen; BC-Anteil: berechnet als Verhältnis aus BC zur Summe aus BC, OC und anorganischem PM

ID	BC, AML Wert	BC, AML StdAbw	OC, AML Wert	OC, AML StdAbw	Anorg. PM, AML Wert	Anorg. PM, AML StdAbw	PM gesamt, RS Wert	PM gesamt, RS StdAbw	BC-Anteil, AML
ST1	0,59	0,5	0,88	0,8	0,14	0,1	2,45	0,6	37%
ST2	2,01	1,4	1,49	0,7	0,04	0,01	3,17	1,1	57%
ST3	0,71	0,6	1,05	1,3	0,09	0,05	1,3	0,2	38%
ST4	0,96	0,5	1,11	0,6	0,11	0,03	2,06	0,6	44%
ST5	0,72	0,6	0,85	0,4	0,06	0,01	3,04	0,4	44%
ST6	0,74	0,7	0,92	0,6	0,06	0,01	2,11	0,6	43%
ST7	0,14	0,1	2,07	0,2	0,03	0,01	4,15	0,8	6%
ST8	0,4	0,2	0,8	0,2	0,03	0,01	2,28	0,4	33%
ST9	2,19	1,6	1,5	0,8	0,08	0,01	2,3	0,4	58%
UB1	10,37	11,6	4,5	2,8	0,1	0,03	11,45	2,6	69%
UB2	0,3	0,9	0,55	0,7	0,04	0,01	2,32	1,8	34%
UB3	1,01	1,4	0,85	0,6	0,05	0,02	1,77	0,7	53%
UB4	0,58	0,2	0,88	0,3	0,04	0,01	2,44	1,1	39%
UB5	0,12	0,1	0,57	0,4	0,06	0,02	1,17	0,7	16%
MT1	3,64	1,7	4,15	1,8	0,03	0,01	4,08	1,2	47%
MT2	0,82	0,4	0,91	0,3	0,06	0,01	0,73	0,5	46%
MT3	0,27	0,2	0,44	0,1	0,03	0,01	1,75	0,9	36%
MT4	0,23	0,1	0,4	0,1	0,03	0,01	2,21	1,6	35%
TU1	0,07	0,02	0,5	0,05	0,04	0,01	3,6	1,5	11%
TU2	0,76	0,8	0,78	0,3	0,04	0,01	5,03	1,8	48%

Der hier bestimmte BC-Anteil ist überall geringer als der nach Ntziachristos et al. (2007) für schwere Diesel-Fahrzeuge:

- Die niedrigsten BC-Anteilswerte wurden gemessen für den Service Truck 7 (Baujahr 1995 und EPA94) mit 6% und für den Touristenbus 1 (Baujahr 2006 und EURO III).
- Die höchsten BC-Anteilswerte wurden gemessen für den Service Truck 9 (Baujahr 1999 und EPA98) mit 58% und für den Stadtbuss 1 (Baujahr 2002 und EPA 98).
- Die Mittelwerte der BC-Anteile für die nach Euronorm zugelassenen Fahrzeuge liegen bei ca. 45% (Servicefahrzeuge und Busse EURO III und IV) bzw. bei ca. 30% (Busse EURO V). Nach Ntziachristos wären Anteilswerte zwischen 70% und 75% zu erwarten.

2.8.8 Reifenaufbau

Für den Reifenabrieb wurden im Rahmen der Literaturrecherche keine aktuellen Messungen von BC Emissionsfaktoren gefunden, stellvertretend werden hier verschiedene Internetseiten zum Reifenaufbau vorgestellt.

<http://www.materialmagazin.com/index.php/gute-frage/warum-sind-reifen-schwarz> beantwortet die Frage nach der Schwärze der Reifen mit ihrem Rußgehalt und erklärt dann, warum Reifen Ruß enthalten. „Ruß“ steht hier für eine Gruppe von ca. 100 unterschiedlichen technischen Rohstoffen, die zu 95% bis 98% aus Kohlenstoff bestehen sich hinsichtlich Größe (5 bis 500 nm) und Gestalt ihrer Primärteilchen unterscheiden. Durch die hohe Oberfläche der Rußteilchen (fraktaler Aufbau aus Kohlenstoffkügelchen) gibt es starke Bindungskräfte zwischen den Rußteilchen und den kettenförmigen Kautschukmolekülen. Die jeweils verwendeten Kombinationen aus Ruß- und Kautschuksorten bestimmen Reifeneigenschaften wie Steifigkeit, Härte, Haftfestigkeit auf der Straße und Abriebswiderstand. Es wird angegeben, dass Reifen zu ca. einem Drittel ihres Gewichts aus Ruß bestehen.

Nach <https://www.goodyear.eu/corporate/de/about-tires/produktion/reifenmischung.jsp> wird Ruß als Füllstoff zur Verbesserung der Materialeigenschaften in modernen Hochleistungsreifen vermehrt durch Silica (Salze der Kieselsäure) ersetzt. Dadurch kann der Zielkonflikt (gleichzeitige Verbesserung von Rollwiderstand, Nassrutschfestigkeit und Abrieb) besser gelöst werden, der Herstellungsprozess wird jedoch aufwändiger.

Unter <https://www.kfztech.de/kfztechnik/fahrwerk/reifen/reifenaufbau.htm> werden beispielhaft für den Reifen 195/65 R 15 ContiEcoContact CP die Anteile verschiedener Materialien zur Reifenmasse aufgeführt:

- | | |
|---|-----|
| ▶ Festigkeitsträger (Stahl, Rayon, Nylon): | 16% |
| ▶ bis zu 11 verschiedene Kautschukmischungen: | 38% |
| ▶ Füllstoffe (Ruß, Silica, Kohlenstoff, Kreide, ...): | 30% |
| ▶ Weichmacher (Öle und Harze): | 10% |
| ▶ Chemikalien für die Vulkanisation: | 4% |
| ▶ Sonstiges: | 2%. |

Danach beträgt der BC-Anteil an der Reifenmasse je nach Verwendung als Füllstoff bis zu 30%.

Der EMEP/EEA-Anteil von 15% BC am Reifenabrieb (Tabelle 42) ist konsistent mit den Annahmen,

- ▶ dass die Reifen-Füllstoffe im Mittel zur Hälfte aus Ruß bestehen und
- ▶ dass die Zusammensetzung des Reifen-Abriebs dem der Reifen entspricht.

2.8.9 Zusammenfassung Straßenverkehr

Aus den verschiedenen Untersuchungen zu den BC Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr lassen sich folgende Punkte festhalten:

- ▶ Zu den BC-Emissionen des Straßenverkehrs tragen bei
 - Abgas-Emissionen der Diesel-Fahrzeuge, insbesondere von Fahrzeugen ohne Partikelfilter
 - Abgas-Emissionen der Otto-Fahrzeuge
 - Abriebsemissionen, hier trägt insbesondere der Reifenabrieb bei, der entsprechend dem Rußanteil am Reifenmaterial bis zu 30% betragen kann.
- ▶ Diesel-Partikelfilter vermindern die BC-Emissionen stärker als die PM_{2.5}-Emissionen
- ▶ Die aktuellsten Einträge in der US-EPA SPECIATE-Database beziehen sich auf das Testjahr 2007/2008, die meisten sind deutlich älter.

- ▶ Standard in Europa ist die Verwendung einer Zusammenstellung von BC-Anteilswerten an PM_{2.5} von Ntziachristos et al. (2007). Es gibt nur vereinzelte aktuelle Messungen von BC-Emissionsfaktoren:
 - Louis et al. (2016) messen bei Otto-Fahrzeugen mit Partikelfilter im Vergleich mit Ntziachristos et al. (2007) höhere und bei Diesel-Fahrzeugen mit Partikelfilter niedrigere BC-Emissionen. Das Niveau ist deutlich geringer als bei Diesel-Fahrzeugen ohne Filter.
 - Zavala et al. (2017) messen für Diesel Busse und Servicetrucks niedrigere Anteilswerte als Ntziachristos et al. (2007).
 - Krecl et al. (2018) finden für die mittlere Flotte Übereinstimmung der Größenordnung mit Modellrechnungen auf Basis von Ntziachristos et al. (2007).
- ▶ EMEP/EEA, TREMOD, GAINS und das HBEFA 3.3 (expert version) greifen auf BC-Anteilswerte an PM nach Ntziachristos et al. (2007) zurück.

In Abbildung 11 sind Emissionsfaktoren für Feinstaub und für BC vergleichend dargestellt für die Datenquellen, für die sie in energiebezogenen Einheiten vorliegen:

- ▶ TREMOD (Version 5.72), Emissionsfaktoren zurückgerechnet aus dem Kraftstoffverbrauch und den BC Emissionen für Deutschland 2015 nach Konzepten (Datenquelle: UBA). Basis sind die PM_{2.5}-Emissionsfaktoren nach HBEFA3.3 und die BC-Anteilswerte nach Ntziachristos et al. (2007).
- ▶ GAINS (Scenario: ECLIPSE_V5a_CLE_base, 2015 für Deutschland)
- ▶ Zavala et al. (2017), Mittelung über die vermessenen Fahrzeuge, die nach Euronormstufen zugelassen sind
- ▶ Jezek et al. (2015, 2018)

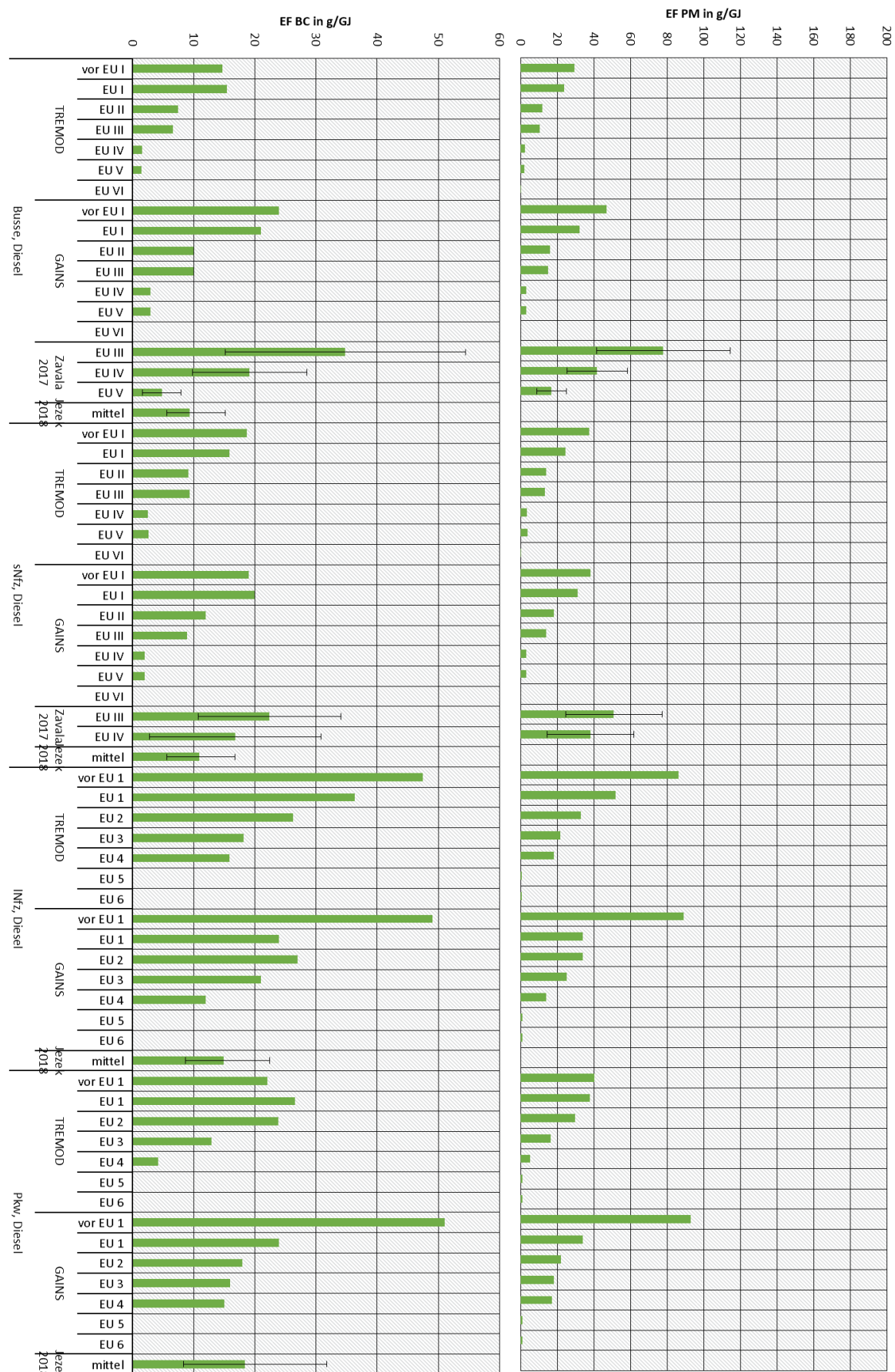
Aus Gründen der Übersicht wurde die Darstellung auf Emissionsfaktoren aus Dieselmotoren beschränkt, da diese im Vergleich zu Otto-Motoren den höheren Beitrag zu PM und BC liefern.

Wo Angaben zur Unsicherheit vorhanden sind, werden diese in Abbildung 11 als Fehlerbalken dargestellt.

Es ergeben sich folgende Punkte:

- ▶ Obwohl für TREMOD und GAINS die gleichen BC-Anteilswerte verwendet wurden, liegen die BC Emissionsfaktoren nach GAINS für die meisten Fahrzeugarten etwas über denen nach TREMOD. Dies ist auf unterschiedliche Ausrüstungsgrade mit Partikelfiltern pro Euronormstufe zurückzuführen.
- ▶ Die von Zavala et al. (2017) auf Strecken in Mexico City gemessenen Emissionsfaktoren für Diesel Busse und Servicefahrzeuge liegen sowohl für PM wie auch für BC über den Werten nach TREMOD und GAINS. Die BC-Anteilswerte sind jedoch geringer.
- ▶ Die von Jezek et al. (2015, 2018) für Flottenmittel 2011 bis 2013 in Maribor (Slowenien) bestimmten BC Emissionsfaktoren stimmen im Rahmen der Unsicherheiten gut mit TREMOD und GAINS überein und bestätigen damit die BC-Anteilswerte nach Ntziachristos et al. (2007) für das Flottenmittel.
- ▶ Mit zunehmenden Euronormstufen nehmen PM- und BC-Emissionsfaktoren ab. Ausnahmen ergeben sich für BC (GAINS: Infz: Anstieg zwischen EU1 und EU 2; TREMOD, Pkw: Anstieg zwischen vor EU 1 und EU 1), wenn die BC-Anteile stärker ansteigen als die PM Emissionen sinken.
- ▶ Für Euronormstufe VI bzw. 6 sind die BC-Emissionsfaktoren in der dargestellten Skala nicht mehr erkennbar. Die BC-Emissionsfaktoren der nicht dargestellten Otto-Pkw sind ab Euro 6 ebenfalls gering, weil sie dieselben Grenzwerte für Partikel erfüllen müssen und die Direkteinspritzer daher auch mit Partikelfiltern ausgerüstet sind.

Abbildung 11: Überblick Emissionsfaktoren Straßenverkehr PM2.5 und BC



2.9 Sonstiger Verkehr

Im folgenden Abschnitt liegt der Fokus auf Emissionsfaktoren für PM_{2.5} und BC bzw. EC aus dem sonstigen Verkehr. In diesem Cluster werden der Schienenverkehr (Dieselloks), der Binnenschiffsverkehr und weitere mobile kraftstoffbetriebene Maschinen im Offroad-Bereich (Baumaschinen, mobile Maschinen in Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei, Gartenbau, Militär, ...) zusammengefasst. Die Bandbreite von benzinbetriebenen Rasenmähern im Privatbereich bis zu dieselelektrisch betriebenen Schaufelradbaggern in Tagebauen wird emissionsseitig von einer EU-Richtlinie abgedeckt, der Non-Road Mobile Machinery Regulation 2016/1628.

Der Beitrag des sonstigen zu den BC-Emissionen liegt bei 31%, nach dem Straßenverkehr der zweithöchste Einzelbeitrag. Der Beitrag der Flugzeuge zu den deutschen BC-Emissionen ist sehr gering, der Beitrag des Schienenverkehrs liegt bei ca. 1%, der der Binnenschifffahrt zwischen 2% und 3%. Die weiteren mobilen Maschinen tragen zusammen 27% zu den deutschen BC-Emissionen bei, den größten Anteil daran haben mobile Maschinen aus dem Bereich Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei.

Angesichts der Inhomogenität dieser Gruppe ist der Aufwand, Emissionsfaktoren für alle relevanten Verursacher zu messen, immens. Für Emissionsabschätzungen wird daher meistens darauf zurückgegriffen, dass die in mobilen Maschinen alle der gleichen EU-Richtlinie entsprechen müssen, und dass die eingesetzten Dieselmotoren häufig dieselben sind, die auch in schweren Nutzfahrzeugen des Straßenverkehrs eingesetzt werden (Abschnitte 2.9.1 und 2.9.2).

Veröffentlichungen zu aktuellen BC-Messungen gibt es für Schiffsmotoren, insbesondere im Bereich Hochseeschifffahrt, hier stehen die Klimawirkungen im Fokus (Abschnitte 2.9.3 und 2.9.4), weiterhin wurden Publikationen zu Messungen an großen Steinbruchmuldenkippern (Abschnitt 2.9.5) und an Dieselloks im Schienennahverkehr in Kalifornien (Abschnitt 2.9.7) ausgewertet.

2.9.1 EMEP/EEA

Im bereits in Abschnitt 2.3 vorgestellten EMEP/EEA „Air pollution emission inventory guidebook“, Aktualisierung 2017, werden auch für die mobilen Maschinen BC-Anteilswerte angegeben. EC und BC werden in den entsprechenden Berichten als äquivalent betrachtet. In Tabelle 62 sind diese Werte ausgewiesen. Basis dafür sind die entsprechenden Anteile für schwere Nutzfahrzeuge des Straßenverkehrs (Ntziachristos et al., 2007), die je nach eingesetzten Motor- und Kraftstofftypen auf die mobilen Maschinen übertragen wurden. Als Annex sind im Guidebook für die Jahre bis 2019 Anteilswerte der eingesetzten Technologien angegeben, die analog zu einer Flottenzusammensetzung beim Straßenverkehr verwendet werden können. Für Deutschland sind entsprechende Verteilungen aus TREMOD-MM genauer.

Tabelle 62: Anteilswerte von BC (f-BC) an PM_{2.5} für mobile Maschinen nach EMEP/EEA

Technologie	Diesel < 130 kW f-BC	Diesel < 130 kW +/-	Diesel >= 130 kW f-BC	Diesel >= 130 kW +/-	Benzin (2/4 Takter) f-BC	Benzin (2/4 Takter) +/-
<1981	55%	10%	50%	20%	5%	50%
1981-1990	55%	10%	50%	20%	5%	50%
1991-Stage I	55%	10%	50%	20%	5%	50%
Stage I	80%	10%	70%	20%	5%	50%
Stage II	80%	10%	70%	20%	5%	50%
Stage IIIA	80%	10%	70%	20%	-	-
Stage IIIB, no DPF	80%	50%	70%	20%	-	-

Technologie	Diesel < 130 kW f-BC	Diesel < 130 kW +/-	Diesel >= 130 kW f-BC	Diesel >= 130 kW +/-	Benzin (2/4 Takt) f-BC	Benzin (2/4 Takt) +/-
Stage IIIB, DPF	15%	50%	15%	20%	-	-
Stage IV, no DPF	80%	50%	70%	30%	-	-
Stage IV, DPF	15%	50%	15%	30%	-	-
Stage V	15%	50%	15%	30%	-	-

Für die BC-Anteile bei Schiffsemissionen enthält das EMEP/EEA Emission inventory guidebook ebenfalls Werte. Zur Hochseeschifffahrt sind verschiedene Literaturstellen angegeben, aus denen BC-Anteilswerte in Abhängigkeit vom Kraftstoff (Schweröl, Schiffsdiesel) oder Motortyp (schnell oder langsam drehend) abgeleitet wurden. Zur Binnenschifffahrt wird empfohlen, für dieselbetriebene Boote einen BC-Anteilswert von 55% und für benzinbetriebene Boote einen Anteilswert von 5% anzusetzen. Diese entsprechen wiederum den Werten für schwere Nutzfahrzeuge im Straßenverkehr (Ntziachristos et al., 2007).

Für Dieselloks schlägt das guidebook einen BC-Anteilswert von 65% vor, für Loks mit Partikelfilter von 15%. Auch diese Werte ergaben sich über Zuordnungen zu Anteilswerten bei schweren Nutzfahrzeugen im Straßenverkehr.

2.9.2 GAINS

Wie schon für die Kleinf Feuerungsanlagen und den Straßenverkehr wurden auch für den sonstigen Verkehr die BC- und PM-Emissionsfaktoren aus dem GAINS Basis-Szenario „ECLIP-SE_V5a_CLE_base“ für Deutschland und das Jahr 2015 heruntergeladen. In GAINS sind diese, wie auch bei EMEP/EEA, aus entsprechenden Anteilen beim Straßenverkehr nach Ntziachristos et al. (2007) abgeleitet. Sie sind für die Baumaschinen in Tabelle 63, für die Binnenschifffahrt in Tabelle 64, für den Schienenverkehr in Tabelle 65 und für die sonstigen mobilen Maschinen in Tabelle 66 ausgewiesen.

Von EMEP/EEA abweichende Anteilswerte können sich ergeben durch die standardmäßige Rundung auf drei Nachkommastellen (z. B. sind für stage 5 in Tabelle 64 und Tabelle 65 keine Werte angegeben, weil die BC-Emissionsfaktoren bei Rundung auf drei Nachkommastellen in der Einheit kt/PJ gleich Null sind), durch Korrekturen aufgrund der Massenbilanz BC + OM <= PM2.5 sowie durch unterschiedlich angesetzte Ausrüstungsgrade mit Partikelfiltern.

Tabelle 63: Emissionsfaktoren Baumaschinen (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Construction machinery	Gasoline	EURO 1	0,015	0,005	33,3%
Construction machinery	Gasoline	EURO 2	0,015	0,005	33,3%
Construction machinery	Gasoline	EURO 3	0,005	0,003	60,0%
Construction machinery	Gasoline	EURO 4	0,005	0,003	60,0%
Construction machinery	Gasoline	EURO 5	0,005	0,003	60,0%
Construction machinery	Gasoline	EURO 6	0,004	0,002	50,0%
Construction machinery	Gasoline	No control	0,028	0,005	17,9%

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Construction machinery	Diesel	Stage 1	0,071	0,035	49,3%
Construction machinery	Diesel	Stage 2	0,032	0,016	50,0%
Construction machinery	Diesel	Stage 3A	0,032	0,016	50,0%
Construction machinery	Diesel	Stage 3A with DPF	0,003	0,002	66,7%
Construction machinery	Diesel	Stage 3B	0,008	0,001	12,5%
Construction machinery	Diesel	Stage 4	0,008	0,001	12,5%
Construction machinery	Diesel	Stage 5	0,003	0,001	33,3%
Construction machinery	Diesel	No control	0,126	0,062	49,2%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Tabelle 64: Emissionsfaktoren Binnenschifffahrt (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Inland waterways	Diesel	No control	0,052	0,021	40,4%
Inland waterways	Diesel	Stage 1	0,035	0,014	40,0%
Inland waterways	Diesel	Stage 2	0,026	0,011	42,3%
Inland waterways	Diesel	Stage 3A	0,008	0,003	37,5%
Inland waterways	Diesel	Stage 3B	0,002	0,001	50,0%
Inland waterways	Diesel	Stage 4	0,002	0,001	50,0%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Tabelle 65: Emissionsfaktoren Schienenverkehr (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Railways	Diesel	No control	0,049	0,022	44,9%
Railways	Diesel	Stage 1	0,032	0,015	46,9%
Railways	Diesel	Stage 2	0,024	0,011	45,8%
Railways	Diesel	Stage 3A	0,007	0,003	42,9%
Railways	Diesel	Stage 3B	0,001	0,001	100,0%
Railways	Diesel	Stage 4	0,001	0,001	100,0%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

Tabelle 66: Emissionsfaktoren sonstige mobile Maschinen (Abgas) für PM2.5 und BC aus GAINS, Deutschland 2015, Szenario „ECLIPSE_V5a_CLE_base“, Auswahl: Emissionsfaktor BC > 0

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 1	0,015	0,005	33,3%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 2	0,015	0,005	33,3%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 3	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 4	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 5	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	EURO 6	0,004	0,002	50,0%
Other non-road machinery	Natural gas (incl. other gases)	No control	0,028	0,005	17,9%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 1	0,015	0,005	33,3%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 2	0,015	0,005	33,3%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 3	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 4	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 5	0,005	0,003	60,0%
Other non-road machinery	Gasoline	EURO 6	0,004	0,002	50,0%
Other non-road machinery	Gasoline	No control	0,028	0,005	17,9%
Other non-road machinery	Diesel	EURO I	0,069	0,037	53,6%
Other non-road machinery	Diesel	EURO II	0,037	0,021	56,8%
Other non-road machinery	Diesel	EURO III	0,030	0,018	60,0%
Other non-road machinery	Diesel	EURO IV	0,006	0,004	66,7%
Other non-road machinery	Diesel	EURO V	0,006	0,004	66,7%

Sector	Fuel activity	Measure	Abated emission factor PM2.5 [kt/PJ]	Abated emission factor BC [kt/PJ]	BC fraction
Other non-road machinery	Diesel	No control	0,090	0,037	41,1%

Datenquelle: <http://gains.iiasa.ac.at/models/>

2.9.3 Mueller et al. (2015)

Characteristics and temporal evolution of particulate emissions from a ship diesel engine

Mueller et al. (2015) untersuchten Emissionsfaktoren eines 4-Takt Schiffsmotors im Labor an der Uni Rostock. Während die langsameren 2-Takt-Motoren auf großen Containerschiffen in der Hochseeschifffahrt eingesetzt werden, kommen die schnelleren 4-Takt-Motoren auch in der Binnenschifffahrt zum Einsatz. Der untersuchte Motor kann wahlweise mit Schweröl und Schiffsdiesel betrieben werden, Schweröl, das bei der Raffination als Rückstand anfällt und hohe Anteile von Schwefel und Metallen aufweist, wird aus Kostengründen in der Hochseeschifffahrt verwendet, darf jedoch nicht in küstennahen SECAs (sulfur emission constrained areas) oder der Binnenschifffahrt eingesetzt werden.

Es wurden Emissionsfaktoren für verschiedene Luftschadstoffe gemessen, unter anderem für PM2.5 und EC (thermisch-optisch). Die Messungen wurden im Labor durchgeführt, es wurden jeweils stationär verschiedene Motorlasten (25%, 50%, 75%, 100%) vermessen. Nach Mueller et al. (2015) liegen typische Motorlasten beim Fahren (Cruisen) zwischen 50% und 75%, im idle-Zustand (z. B. im Hafen) zwischen 10% und 30%.

Die Autoren geben als mittlere Emissionsfaktoren beim Betrieb mit Schweröl für PM2.5 einen Wert von 520 mg/kWh und für BC einen Wert von 57 mg/kWh an, das entspricht einem BC-Anteil von 11%. Die Feinstaubemissionen beim Verbrennen von Schweröl bestehen also nur zu einem geringen Teil aus BC, deutlich größer ist der Anteil an OC. Auch Beiträge anorganischer Stoffe wie Schwefel, Vanadium und Eisen sind nicht zu vernachlässigen.

Beim Betrieb mit Schiffsdiesel geben die Autoren für PM2.5 einen Wert von 120 mg/kWh und für BC von 43 mg/kWh an, was einen BC-Anteil von 35% ergibt. Die Feinstaub-Emissionen sind beim Dieseltrieb also deutlich kleiner als beim Betrieb mit Schweröl, die BC-Emissionen jedoch nur noch geringfügig kleiner.

Corbin et al. (2018) haben denselben Schiffsmotor wie Mueller et al. (2015) vermessen und fanden für Feinstaub und BC vergleichbare Emissionsfaktoren. Sie betrachteten jedoch zusätzlich Lichtabsorption in Bereichen, die bei der Messung von BC nicht betrachtet werden („brown carbon“). Sie fanden, dass durch die zusätzliche Berücksichtigung von brown carbon der direkte Strahlungsantrieb von Schiffsemissionen durch die Verbrennung von Schweröl über Schnee gegenüber der ausschließlichen Berücksichtigung von BC um ca. 18% erhöht wird.

2.9.4 Johnson et al. (2016)

Black Carbon Measurement Methods and Emission Factors from Ships

Im Auftrag des ICCT führte ein Konsortium aus Arbeitsgruppen der University of California-Riverside, des National Research Council Canada, des Environment and Climate Change Canada, der Sun Set Laboratories, der Minnesota State University sowie der Easter Research Group BC-Emissionsmessungen verschiedener Schiffsmotoren im Labor am Motorprüfstand durch. Dabei wurden bei konstanter Drehzahl die Motorlasten variiert. Zusätzlich wurden Messungen auf zwei Containerschiffen auf See durchgeführt. Bei einem handelt es sich um ein modernes Schiff (Baujahr 2012), dessen Motor die IMO Tier

II Abgas Standards erfüllt, bei dem anderen (Baujahr 1987) wurden die Auswirkungen eines Abgaswäschers zur Reduktion der Schwefel-Emissionen auch auf BC untersucht.

Im Labor wurden zur BC Messung unterschiedliche Verfahren eingesetzt. Nach einer Kalibration lieferten Messungen mit photo-akustischer Spektroskopie, thermisch-optische Messungen, laserinduzierte Inkandeszenz und Methoden zur Messung der Schwärzung von Filtern gut übereinstimmende Werte. Schlechtere Übereinstimmung lieferten optische Methoden, die eine hohe Verdünnung erfordern, wie MAAP (Multi angle absorption photometry) und Aethalometer.

Zur Erstellung von BC-Emissionsinventaren wurden folgende Schlussfolgerungen gezogen:

- ▶ Johnson et al. (2016) verglichen ihre Messungen mit Werten aus einer Literaturrecherche, diese lieferte für BC-Emissionsfaktoren eine Bandbreite von 0,1 bis 1,0 g/kg Kraftstoff. Die Messungen liegen im unteren Bereich dieser Spanne, für das moderne Schiff, dessen Motor den Tier 2 Standard erfüllt, noch deutlich darunter.
- ▶ BC-Emissionsfaktoren hängen ab von:
 - Motordrehzahl (langsame 2-Takt-Motoren für die Hochseeschifffahrt weisen niedrigere spezifische BC-Emissionen auf als schnellere 4-Takt-Motoren).
 - Motorlast: Bei größeren Motoren führen höhere Motorlasten zu geringeren spezifischen BC-Emissionen, bei kleinen Motoren ist der Zusammenhang nicht eindeutig.
 - Hubraum: Für Diesel-Motoren führen größere Hubräume zu geringeren spezifischen BC-Emissionen.
 - Abgasnorm: Die spezifischen BC-Emissionen des modernen Tier 2 Motors sind deutlich geringer als die der älteren Motoren.
 - Nachbehandlungssystem: Abgaswäscher zur Reduktion der Schwefel-Emissionen verringern die BC-Emissionen um ca. 30%.
 - Kraftstoff: Beim Vergleich von Destillatöl, Schweröl mit hohem Schwefelgehalt und entschwefeltem Schweröl wies Destillatöl die höchsten, entschwefeltes Schweröl die niedrigsten spezifischen BC-Emissionen auf. Das bloße Entschwefeln reduziert also durch weniger Schwefel die SO₂- und die PM_{2.5}-Emissionen, hat jedoch negative Auswirkungen auf die BC-Emissionen.

Es konnte keine geschlossene Formel zur Berechnung der BC-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit dieser Parameter gefunden werden, Johnson et al. (2016) vermuten daher weitere Einflüsse.

- ▶ Johnson et al. (2016) vermuten, dass Emissionsinventare in den USA und Europa auch zukünftig eher über BC-Anteilswerte an PM_{2.5} als über unabhängige BC-Emissionsfaktoren berechnet werden, weil dies zu robusteren Ergebnissen führt. PM_{2.5}-Messungen sind klar definiert und gut reproduzierbar, während BC-Messungen auf unterschiedliche physikalische Eigenschaften zurückgehen und nur schwer vergleichbar sind.

In Tabelle 67 sind die am Prüfstand gemessenen spezifischen EC-, OC-, PM gesamt- und BC-Emissionen für verschiedene Kombinationen aus Motor- und Kraftstofftyp von Johnson et al. (2016) und älteren Messungen derselben Arbeitsgruppe vergleichend zusammengefasst.

Tabelle 67: Schiffsemissionen: Zusammenfassender Vergleich der am Prüfstand gemessenen spezifischen EC-, OC-, PM gesamt- und BC-Emissionen für verschiedene Kombinationen aus Motor- und Kraftstofftyp von Johnson et al. (2016) und älteren Messungen derselben Arbeitsgruppe

Kraftstoff	Motor	Motorlast	EC [g/kWh]	OC [g/kWh]	PM ges. [g/kWh]	eBC [g/kWh]	f-EC
Schweröl Scheffelarm ($< 0,1\%$ S)	Four-MAN B&W 6L48/60, 6,3 MW 2-Takter	100%	0,009	0,39	0,34	0,010	2,6%
		75%	0,009	0,60	0,64	0,010	1,4%
		50%	0,009	0,79	0,79	0,010	1,1%
		25%	0,047	1,40	1,70	0,050	2,8%
		10%	0,154	2,98	3,50	0,160	4,4%
Schiffs- diesel ($< 0,1\%$ S)	Four-MAN B&W 6L48/60, 6,3 MW 2-Takter	100%	0,004	0,19	0,16	0,005	2,5%
		75%	0,009	0,18	0,17	0,010	5,3%
		50%	0,009	0,19	0,17	0,010	5,3%
		25%	0,048	0,43	0,52	0,050	9,2%
		10%	0,147	1,05	1,20	0,150	12,3%
Schweröl ($< 0,9\%$ S)	2000 MAN B&W ML-0241, 74,6 MW 2-Takter"	60%	0,008	0,36	0,39	0,003	2,1%
		40%	0,014	0,19	0,39	0,006	3,6%
		20%	0,033	0,17	0,32	0,024	10,3%
		10%	0,068	0,24	0,50	0,065	13,6%
Schiffs- diesel ($< 0,3\%$ S)	2000 MAN B&W ML-0241, 74,6 MW 2-Takter	60%	0,003	0,18	0,25	0,001	1,2%
		40%	0,006	0,13	0,28	0,005	2,1%
		20%	0,040	0,25	0,42	0,033	9,5%
		10%	0,062	0,33	0,21	0,053	29,5%
Schweröl, hoher Schwefel- anteil ($< 2,4\%$ S)	2010 Hyundai B&W 11K98ME7 68,5 MW 2-Takter	25%	0,0087	0,22	1,19		0,7%
Schiffs- diesel ($< 0,17\%$ S)	2010 Hyundai B&W 11K98ME7 68,5 MW 2-Takter	25%	0,0034	0,17	0,34		1,0%

2.9.5 Wang et al. (2016)

Real-world emission factors for Caterpillar 797B heavy haulers during mining operations

Es wurden kraftstoffbezogene Emissionsfaktoren verschiedener Luftschadstoffe inklusive BC für große Muldenkipper (Caterpillar CAT 797B heavy hauler) beim Abbau von Ölsanden in Kanada gemessen. Der CAT 797B ist einer der weltgrößten Transporter, angetrieben von einem 24-Zylinder-Dieselmotor mit zwei Turboladern (117,1 l Hubraum) mit einer Brutto- bzw. Nettoleistung von 2.647 bzw. 2.513 kW, die mögliche Nutzlast liegt bei 345 Mt.

Gemessen wurden Emissionsfaktoren im Realeinsatz mit PEMS-Geräten für VOCs, CO, CO₂, NO, NO₂, SO₂, Partikelanzahl, PM inklusive Größenverteilung und BC (gemessen als EC thermisch optisch). Für die Messungen wurden vier Fahrzeuge an drei Tagebauen ausgewählt, gemessen wurde in zwei Testphasen zwischen dem 28.09.2009 und dem 01.10.2009 sowie zwischen dem 19.10.2010 und dem 21.10.2010. Alle vermessenen Fahrzeuge entsprechen dem Tier 1 Emissionsstandard. Die Arbeitszyklen bestanden jeweils aus Beladung (im Leerlauf), Fahrt in beladenem Zustand zur Brecherdeponie, Entladen, Fahrt in unbeladenem Zustand zurück zum Aushubbereich.

Für die kraftstoffbezogenen Emissionsfaktoren liegen die Maxima je nach Schadstoff in unterschiedlichen Phasen: Während die Emissionen pro kWh Kraftstoff für Stickoxide im Leerlauf am höchsten sind, ergeben sich für EC und PM_{2.5} die höchsten Werte bei unbeladener Fahrt.

In Tabelle 68 sind die von Wang et al. (2016) gemessenen mittleren kraftstoffbezogenen Emissionsfaktoren für PM_{2.5}, OC und EC inklusive der sich aus den verschiedenen Messzyklen ergebenden Standardabweichungen sowie die sich für die vier Fahrzeuge ergebenden Mittelwerte ausgewiesen.

Tabelle 68: Vergleich der mittleren kraftstoffbezogenen Emissionsfaktoren für PM_{2.5}, OC und EC ($\pm$ Standardabweichung der verschiedenen Messzyklen) in der Einheit: g/kg Kraftstoff für die vier vermessenen Muldenkipper, Quelle: Wang et al. (2016)

Schadstoff	CAT 797B-1 Wert	CAT 797B-1 StdAbw	CAT 797B-2 Wert	CAT 797B-2 StdAbw	CAT 797B-3 Wert	CAT 797B-3 StdAbw	CAT 797B-4 Wert	CAT 797B-4 StdAbw	Mittelwert Wert	Mittelwert StdAbw
PM _{2.5}	0,51	0,14	0,80	0,35	0,59	0,04	0,88	0,25	0,70	0,17
OC	0,09	0,02	0,33	0,29	0,07	0,03	0,17	0,08	0,17	0,11
BC	0,31	0,07	0,36	0,08	0,29	0,06	0,41	0,05	0,34	0,05
f-EC	61%		45%		49%		47%		49%	

Die unterste Zeile enthält die daraus berechneten EC-Anteile an PM_{2.5}. Sie liegen zwischen 45% und 61% und für den Mittelwert aus den vier Fahrzeugen bei 49%.

2.9.6 Messungen an Binnenschiffen

Das BMVBS ließ in einem Forschungsvorhaben zwischen 2006 und 2010 die Wirksamkeit von Partikelfiltern bei Binnenschiffen untersuchen (BMVBS, 2011). Bei drei Schiffen wurden nachträglich Partikelfilter eingebaut (in einem Fall konnte das DPF-System letztlich nicht in einem dauerhaft funktionsfähigen Zustand betrieben werden, der Versuch wurde als gescheitert abgebrochen), ein viertes Schiff erhielt im Rahmen einer Neumotorisierung gemeinsam mit dem Motor ein DPF-System „aus einer Hand“. Gemessen wurden Abscheidegrade für PM und auch EC sowie Ruß (mittels Schwärzung). Die Messung von Emissionsfaktoren war nicht Ziel des Projekts.

Bei den erfolgreichen Nachrüstungen lagen die PM₁₀-Abscheidungsraten zwischen 80% und 90%, bei dem neu motorisierten Schiff bei ca. 90%. Die Abscheidungsraten für EC lagen überall zwischen 95% und 98%, also deutlich darüber.

Das LANUV ließ 2012 das Fahrgastschiff „Jan von Werth“ mit einer zweistufigen Abgasreinigungsanlage ausstatten (passiv regenerierender Partikelfilter und SCR-System zur Stickoxidminderung). Die Wirksamkeit wurde vom TÜV Nord untersucht (LANUV, 2012), gefunden wurden Minderungen im Abgas für NO_x um ca. 70%, für PM₁₀ um ca. 90% und für Ruß um ca. 99%.

Wie schon bei DPF im Straßenverkehr zeigt sich in beiden Untersuchungen, dass EC durch Partikelfilter stärker reduziert wird als PM₁₀.

2.9.7 Tang et al. (2015)

Measurement of black carbon emissions from in-use diesel-electric passenger locomotives in California

Tang et al. (2015) haben kraftstoffbezogene BC-Emissionsfaktoren von Dieselloks im Kalifornischen Nahverkehr gemessen. Vermessen wurden insgesamt 29 Lokomotiven, die Messungen wurden von Fußgängerbrücken aus durchgeführt, die über die Schienen führen. Jede Lokomotive wurde zwischen 4 und 29 Mal an unterschiedlichen Orten gemessen, um verschiedene Fahrsituationen (Beschleunigung nach Bahnhof bei niedrigen Geschwindigkeiten, Beschleunigung bei höheren Geschwindigkeiten, Konstantfahrt, Bremsen) abzudecken. Die Lokomotiven unterscheiden sich hinsichtlich:

- ▶ Baujahr (1985 bis 2003),
- ▶ Abgasnorm für den Motor abhängig von Baujahr und Nachrüstung,
- ▶ Motorleistung (2.300 bis 2.600 PS),
- ▶ Einsatz des Dieselmotors: Bei älteren Zügen dient der Dieselmotor zur Fortbewegung und zusätzlich zur Bereitstellung der Stromversorgung der Züge, bei moderneren Zügen erfolgt die Stromversorgung durch zusätzliche Hilfsmotoren.

Mit sekundlicher Auflösung wurden CO₂ (mittels Infrarotanalysator zur Bestimmung des Verdünnungsgrads der Abgasfahne) und BC (mittels Mikroaethalometer) gemessen.

Als Mittelwert aus insgesamt 362 Messungen wurde ein massenbezogener BC-Emissionsfaktor von $(0,87 \pm 0,66)$ g/kg (Masse BC pro Masse Kraftstoff) bestimmt. Mit einer mittleren Energiedichte für Dieselkraftstoff von 11,9 kWh/kg ergibt sich damit ein energiebezogener BC-Emissionsfaktor von (73 ± 55) mg/kWh.

Tang et al. (2015) fanden folgende Abhängigkeiten:

- ▶ Die kraftstoffbezogenen BC-Emissionsfaktoren sind besonders hoch beim Beschleunigen bei hohen Geschwindigkeiten (hohe Drehzahlen).
- ▶ Beim Beschleunigen bei niedrigen Geschwindigkeiten (Fahrt aus dem Bahnhof) sind die BC-Emissionsfaktoren sogar niedriger als bei Konstantfahrt.
- ▶ Einsatz des Dieselmotors:
Die kraftstoffbezogenen BC-Emissionsfaktoren sind am niedrigsten bei den Motoren, die neben dem Antrieb zusätzlich zur Stromversorgung der Züge dienen. Die Antriebsmotoren laufen in diesen Zügen relativ gleichmäßig.
In Zügen, deren Stromversorgung durch zusätzliche Hilfsmotoren erfolgt, sind die kraftstoffbezogenen BC-Emissionsfaktoren der Antriebsmotoren höher, weil diese in Abhängigkeit von der Fahrsituation und damit ungleichmäßiger laufen als in Zügen ohne Hilfsmotoren. Bezogen auf die Zeit sind in diesen Zügen die BC-Emissionen jedoch niedriger, weil der Dauerbetrieb durch kleinere Motoren erfolgt.

PM₁₀ wurde nicht gemessen. Unter der Annahme eines mittleren BC-Anteils an PM₁₀ von 60% fanden Tang et al. (2015) im Rahmen der Messgenauigkeit eine Übereinstimmung der tatsächlichen PM₁₀-Emissionsfaktoren der untersuchten Lokomotiven mit ihren Abgasnormen.

2.9.8 Zusammenfassung Sonstiger Verkehr

Zu den BC-Emissionen dieser sehr inhomogenen Gruppe tragen insbesondere mobile Maschinen aus den Bereichen Land-, Forstwirtschaft und Fischerei sowie Baumaschinen bei. Hier ist der Dieselanteil hoch, außerdem ist die mittlere Lebensdauer länger als im Straßenverkehr, sodass der Anteil älterer

Maschinen mit niedrigeren Emissionsstandards höher ist. Weitere Beiträge liefern die Binnenschifffahrt und der Schienenverkehr (Dieselloks), der Beitrag der Flugzeuge zu den deutschen BC-Emissionen ist gering.

Es lassen sich folgende Punkte festhalten:

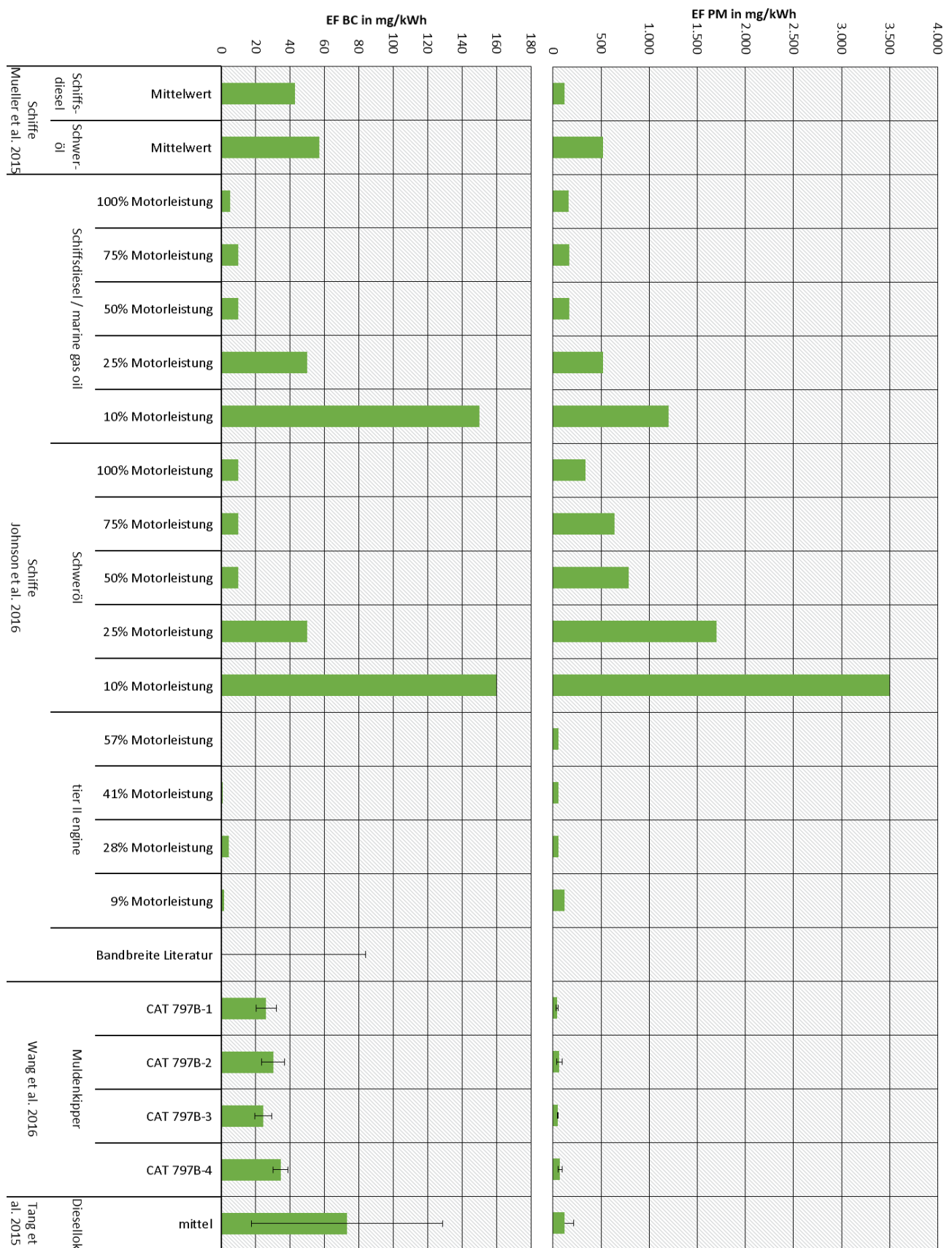
- ▶ Da die in mobilen Maschinen eingesetzten Dieselmotoren häufig dieselben sind, die auch in schweren Nutzfahrzeugen im Straßenverkehr eingesetzt werden, werden z. B. nach EMEP/EEA die entsprechenden BC-Anteile nach Ntziachristos et al. (2007) auch für mobile Maschinen angesetzt.
- ▶ Aktuelle Messungen zu BC-Emissionsfaktoren gibt es nur vereinzelt.
 - Am meisten Daten liegen für die Hochseeschifffahrt vor. Die für Schiffsmotoren beim Betrieb mit Diesel gefundenen BC-Anteile an Feinstaub liegen unter dem von EMEP/EEA für die Binnenschifffahrt (Dieselbetrieb) vorgeschlagenen Wert von 55%. (z. B. 35% nach Mueller et al., 2015). Grund für die Abweichung können die bei Hochseeschiffen im Vergleich zu Binnenschiffen größeren und langsamer drehenden Motoren sein.
 - Messungen zur Wirksamkeit von Partikelfiltern bei Binnenschiffen zeigen, dass diese für BC/EC höhere Abscheidegrade aufweisen als für PM₁₀.
 - Die von Wang et al. (2016) für Muldenkipper gefundenen BA-Anteile an Feinstaub (zwischen 45% und 61%) liegen in der Größenordnung wie die Anteile für schwere Nutzfahrzeuge im Straßenverkehr nach Ntziachristos et al. (2007). Gleiches gilt für den von Tang et al. (2015) pauschal für die USA angesetzten Wert von 60%.
- ▶ Johnson et al. (2016) gehen davon aus, dass Emissionskataster auch zukünftig eher auf Basis von PM_{2.5} mit Anteilswerten für BC erstellt werden. Auch wenn PM_{2.5} und BC sich nicht unbedingt proportional zu einander verhalten, führt dies zu robusteren Ergebnissen, weil sich PM_{2.5} eindeutiger messen lässt.

In Abbildung 12 sind die gefundenen Messwerte aktueller Emissionsfaktoren für Feinstaub und für BC in der Einheit mg/kWh vergleichend dargestellt. Massebezogene Emissionsfaktoren wurden unter Verwendung einer mittleren Energiedichte für Dieseldieselkraftstoff von 11,9 kWh/kg umgerechnet.

Wo in Abbildung 12 Fehlerbalken dargestellt sind, haben sie zum Teil unterschiedliche Bedeutung, die im Folgenden definiert wird:

- ▶ Johnson et al. (2016) geben in ihren zusammenfassenden Tabellen keine Messfehler an. Die Bandbreite der BC-Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Motorleistungen ist ohne Fehlerbalken durch jeweils einzelne Säulen dargestellt, die BC-Emissionsfaktoren für Schiffsdiesel bei 10% Motorleistung liegen um ca. einen Faktor 30 über denen bei 100% Motorleistung. Die von Johnson et al. (2016) in der Literatur gefundene Spanne ist als Fehlerbalken ohne Säule zum Vergleich rechts daneben angegeben.
- ▶ Wang et al. (2016): Die vergleichsweise kleinen Fehlerbalken stellen die in der Veröffentlichung angegebene Streuung der Messungen jeweils für einen Muldenkipper dar, entsprechen also der Präzision der Messgeräte. Die Streuung der vier unterschiedlichen untersuchten Fahrzeuge ist durch jeweils einzelne Säulen dargestellt. Sie liegt in einer vergleichbaren Größenordnung.
- ▶ Die von Tang et al. (2015) für Dieselloks angegebene Streuung ergibt sich aus allen 362 Messungen. Diese Bandbreite enthält also:
 - die Präzision der Messungen
 - die Bandbreite der Fahrsituationen
 - die Bandbreite der Loktypen

Abbildung 12: Überblick Emissionsfaktoren „Sonstiger Verkehr“ PM2.5 und BC



Aus Abbildung 12 lässt sich Folgendes ablesen:

- ▶ Die energiebezogenen BC-Emissionsfaktoren liegen für die untersuchten Motoren (Schiffsmotoren, Muldenkipper, Dieselloks) bei mittleren Motorauslastungsgraden ca. zwischen 20 und 70 mg/kWh. Diese Bandbreite ist geringer als die Bandbreite, die sich für Schiffsmotoren zwischen niedrigen und hohen Auslastungsgraden ergibt. Die energiebezogenen BC-Emissionsfaktoren dieselbetriebener mobiler Maschinen unterschiedlichster Einsatzzwecke liegen durchaus in vergleichbarer Größenordnung.
- ▶ Hochseeschifffahrt:
 - Bei Betrieb mit Schweröl sind die PM-Emissionsfaktoren deutlich höher als bei Betrieb mit Schiffsdiesel. Dies liegt an höheren anorganischen Anteilen am Feinstaub (Schwefel, Metalle), aber auch an höheren organischen Anteilen (OC). Die BC-Emissionsfaktoren sind für Schweröl und Schiffsdiesel jedoch vergleichbar.
 - Die BC-Emissionsfaktoren hängen stark vom Auslastungsgrad der Motoren ab. Weitere Abhängigkeiten bestehen von der Motordrehzahl, von Hubraum, Kraftstoffart, Abgasnorm, Nachbehandlungssystem. Moderne Motoren emittieren deutlich weniger BC als ältere Motoren.

2.10 Vorschlag zur Verbesserung des deutschen BC Inventars

In diesem Unterkapitel werden für die oben besonders betrachteten Cluster, die sich aus der Recherche ergebenden, Vorschläge zur Verbesserung des deutschen BC Inventars zusammengefasst.

2.10.1 Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen

Als Fazit lässt sich festhalten:

- ▶ Aufgrund der Inhomogenität der Feuerungsanlagen und der möglichen Verbrennungsbedingungen ist eine große Anzahl an Messungen erforderlich, um repräsentative Emissionsfaktoren zu bestimmen.
 - Übergreifende Datenbanken für Emissionsfaktoren wie EMEP/EEA, SPECIATE (nur Anteilswerte) oder GAINS basieren auf vielen Messungen, eine konsequente Zuordnung aller Emissionsfaktoren zu den jeweiligen Literaturquellen ist nicht überall möglich.
 - Aktuelle Messungen liefern meist Ausschnitte aus dem vorhandenen Spektrum an Feuerungsanlagen. Fachinger et al. (2017) z. B. haben je einen Ofen für Holzscheite und für Pellets neueren Baujahrs für unterschiedliche Verbrennungsbedingungen und Hölzer untersucht. Eine vergleichsweise große Auswahl an Feuerungsanlagen und Verbrennungsbedingungen wird von Kindbom et al. (2017) vermessen.
- ▶ Insbesondere die VOC-Emissionen sind stark von den Verbrennungsbedingungen abhängig. Im verdünnten und abgekühlten Abgas kondensieren sie zum Teil und tragen zu PM_{2.5} bei. EC bzw. BC ist davon weniger beeinflusst.
- ▶ Wünschenswert für künftige Messungen von Emissionsfaktoren ist Folgendes:
 - Festlegung Deutschland-typischer Testzyklen, die ungünstige Verbrennungsbedingungen entsprechend dem typischen Nutzerverhalten enthalten. Diese sollten sich nach Feuerungsanlage unterscheiden (Zentralheizung, Einzelraumfeuerstätte, Komfortkamin) und könnten ggf. im Rahmen von repräsentativen Umfragen ermittelt werden. Im EN-Zyklus werden ungünstige Verbrennungsbedingungen tendenziell wenig, im norwegischen Zyklus tendenziell stark berücksichtigt.
 - Feinstaub: Festlegung einheitlicher dynamischer Durchmesser bei den Messungen (PM_{2.5} oder PM_{1.0}), Messung sowohl der bei Emission festen Partikel auf beheizten Filtern wie auch der Kondensate z. B. im Verdünnungstunnel.
 - BC/EC: Festlegung auf Messmethode und Protokoll sowie durchzuführende Korrekturmaßnahmen (z. B. TOR oder TOT).

- ▶ Durch Datenabfragen in Zusammenarbeit mit der Schornsteinfegerinnung bei Schornsteinfeuern lassen sich folgende Daten ermitteln:
 - Anzahl Anlagen nach Baujahr (Altersgruppe)
 - Anzahl Anlagen nach Leistungsklasse
 - Anzahl Einzelraumfeuerstätten und Zentralheizungen
 - bei Einzelraumfeuerstätten: Anteil offene Kamine, Kachel- oder Grundöfen, Anteil „Komfortkamine“ (zusätzlich Zentralheizung vorhanden)
 - bei Zentralheizungen: Unterscheidung handbeschickt, mechanisch beschickt

Für das Jahr 2005 wurde der bundesweite Bestand an Feuerungsanlagen von Struschka et al. (2008) im Auftrag des UBA erhoben, er wurde von Tebert et al. (2016) aktualisiert. Teilweise wurden solche Daten auch im Rahmen der Emissionskataster einzelner Bundesländer erhoben (z. B. AVISO, 2013). Dies ist genauer als die Default-Werte für Deutschland nach GAINS.

2.10.2 Energie und Industrie

Die Untersuchung von BC-Emissionsfaktoren des EMEP/EEA-Guidebooks, GAINS, einer Veröffentlichung von Klimont et al. (2017) und der EPA SPECIATE Database lassen folgende Schlüsse zu:

- ▶ Für die meisten Brennstoffe werden BC-Faktoren von null oder unter 4 % angegeben. Dies ist aufgrund des guten Ausbrandes in Feuerungsanlagen plausibel. Es wird empfohlen, aufgrund der zunehmenden Lastwechsel in Großfeuerungsanlagen die Werte ungleich null aus dem EMEP/EEA-Guidebook zu verwenden.
- ▶ Unterschiedliche BC-Werte werden für die Biomasseverbrennung angegeben, was aufgrund unterschiedlicher Biomasseeigenschaften ebenfalls plausibel ist (v.a. Pellets versus feuchtere Hackschnitzel und Grünschnitt bzw. Holz mit Verunreinigungen wie Kunststoffen). Allerdings gibt es keine Hinweise auf die Holzarten, die den BC-Faktoren zugrunde liegen. Hier ist Forschungsbedarf notwendig, um zu prüfen, ob die Annahme richtig ist, dass die BC-Faktoren mit den Holzarten korrelieren. Bis dahin wird empfohlen, den Faktor 14 % zu verwenden.
- ▶ Höhere BC-Faktoren werden nur für den Brennstoff Schweröl genannt sowie für Carbon Black, Kokereien, Hochöfen und Fackelbetrieb. Die Faktoren für Schweröl-Verbrennung sind plausibel. Für Elektrolichtbogenöfen ist ein Faktor von null angegeben, was nicht plausibel erscheint.
- ▶ Für BC-Faktoren bei Carbon Black, Kokereien und Hochöfen wird bezweifelt, dass der Wert null angesetzt werden kann, wie er für „hocheffiziente Entstaubung“ („high efficiency dedusting“) genannt wird. Die beiden alternativ angegebenen Werte sind allerdings mit Zyklonen oder keiner Abgasreinigung verbunden, können also für Deutschland auch nicht zutreffend sein. Hier sollten Untersuchungen erfolgen. Da die höheren Werte vermutlich zu einer Überschätzung führen, können unter Vorbehalt bis zur Konsolidierung die Nullwerte angesetzt werden.
- ▶ Beim Fackelbetrieb erfolgt in Deutschland ausschließlich ein Sicherheits-Fackelbetrieb, der durch die Zugabe von Dampf und die Kameraüberwachung rußarm gehalten wird. Der Faktor von 100 % wird für die „gute Praxis“ (staubarmer Betrieb) angegeben. Da die Fackel auch andere Stäube enthält, erscheint dieser Wert nicht plausibel. Aufgrund der geringen Staubmenge führt der BC-Faktor jedoch nur zu einer sehr geringen Fracht. Es wird empfohlen, mit den Überwachungsbehörden der Raffinerien den Faktor zu erörtern.
- ▶ Für Elektrolichtbogenöfen wird angenommen, dass der BC-Faktor nicht null beträgt. Andere Faktoren wurden nicht recherchiert. Hier sollten aufgrund der hohen Frachten Messungen erfolgen, um einen eigenen Faktor zu ermitteln.
- ▶ Die US EPA SPECIATE Datenbank nennt zwar zahlreiche Abgasreinigungstechniken, dennoch ist eine Zuordnung zu den in Deutschland üblichen Konstellationen der Abgasreinigungstechniken nur in wenigen Fällen möglich. Zudem sind die Daten relativ alt. Vor diesem Hintergrund

können die BC-Faktoren zur Orientierung verwendet werden. Verwendbar erscheinen die Daten im Bereich der Stahlherstellung, insbesondere die Daten zu Oxygenstahlwerken und Hochöfen, da als Abgasreinigung ein Gewebefilter genannt wird.

2.10.3 Straßenverkehr

Es lässt sich festhalten:

- ▶ Der Straßenverkehr liefert derzeit von allen Quellkategorien den größten Einzelbeitrag zu den BC-Emissionen in Deutschland.
- ▶ Aufgrund der zunehmenden Flottendurchdringung mit Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen, aber auch bei Ottofahrzeugen mit Direkteinspritzung, ist zu erwarten, dass der Beitrag des Straßenverkehrs im Vergleich zum Beitrag der Kleinf Feuerungsanlagen zukünftig abnehmen wird.
- ▶ Aktuelle BC-Messungen liegen nur vereinzelt vor, unabhängige BC-Emissionsfaktoren nach Fahrzeugkonzepten und Verkehrssituationen sind wünschenswert aber noch nicht vorhanden.
- ▶ Die BC-Anteilswerte nach Ntziachristos et al. (2007) wurden von Louis et al. (2016) oder Zavala et al. (2017) im Detail nicht bestätigt, in der Größenordnung für die Gesamtflotte von von Krecl et al. (2018) dagegen schon.
- ▶ Neue aktuelle BC-Messungen für den Straßenverkehr sind wünschenswert. Bis systematische Messungen vorliegen, spricht nichts dagegen, weiterhin auf BC-Anteilswerte nach Ntziachristos et al. (2007) zurückzugreifen.

2.10.4 Sonstiger Verkehr

Es lässt sich festhalten:

- ▶ Nach dem Straßenverkehr liefert der sonstige Verkehr derzeit von allen Quellkategorien den zweitgrößten Einzelbeitrag zu den BC-Emissionen in Deutschland. Gründe dafür sind im Vergleich mit dem Straßenverkehr hohe Dieselanteile am Kraftstoffeinsatz und ein hohes mittleres Flottenalter.
- ▶ Diese Gruppe ist sehr inhomogen und beinhaltet so unterschiedliche Geräte wie private benzinbetriebene Rasenmäher, Muldenkipper oder Schiffsmotoren. Da die Emissionsstandards für alle diese Motoren durch die EU-Richtlinie „Non-Road Mobile Machinery Regulation“ 2016/1628 vorgegeben werden, wird vergleichbares Emissionsverhalten angenommen.
- ▶ Da die in mobilen Maschinen eingesetzten Dieselmotoren häufig dieselben sind, die auch in schweren Nutzfahrzeugen im Straßenverkehr eingesetzt werden, werden häufig Anteilswerte für BC an PM aus dem Straßenverkehr angesetzt.
- ▶ Aktuelle BC-Messungen liegen nur vereinzelt vor:
 - Die gemessenen kraftstoffbezogenen BC-Emissionsfaktoren an Schiffsmotoren (Hochseeschifffahrt), Muldenkippern und Dieselloks im kalifornischen Nahverkehr liegen alle in vergleichbarer Größenordnung. Dies bestätigt die Annahme vergleichbaren Emissionsverhaltens.
 - Die für die Muldenkipper gemessenen BC-Anteile an PM (45% bis 61%) und der für die Dieselloks pauschal angesetzte Anteil (60%) sind kompatibel mit den entsprechenden Anteilen für schwere Nutzfahrzeuge des Straßenverkehrs. Für dieselbetriebene Hochseeschiffe wurden tendenziell kleinere Anteile gemessen. Ein möglicher Grund dafür ist, dass bei Hochseeschiffen langsamer drehende Motoren (2-Takt) eingesetzt werden.
- ▶ Neue aktuelle BC-Messungen für möglichst viele verschiedene mobile Maschinen in Abhängigkeit von Emissionsstandard und Auslastungsgrad sind wünschenswert. Bis systematische Messungen vorliegen, muss weiterhin auf BC-Anteilswerte zurückgegriffen werden.

- Der Abscheidegrad von Diesel-Partikelfiltern ist für BC höher als für PM. Das führt zu niedrigeren BC-Anteilen an PM bei mit Filtern ausgerüsteten Motoren. Durch die Zuordnung mobiler Maschinen zu den entsprechenden Motoren bei schweren Nutzfahrzeugen des Straßenverkehrs und deren Ausrüstungsgrad mit Filtern ist dies berücksichtigt. Für die Binnenschifffahrt wird eine Differenzierung nach Filterausrüstungsgraden angeregt.

3 Quellenverzeichnis

- Aasestad, K., Emissions of black carbon and organic carbon in Norway 1990-2011, Statistics Norway, Documents 13/2013
- ACAP, 2014: Reduction of Black Carbon Emissions from Residential Wood Combustion in the Arctic, Black Carbon Inventory, Abatement Instruments and Measures, Arctic Contaminants Action Program (ACAP), 2014
- AVISO, 2013: Toenges-Schuller, N.; Schneider, C., Nacken, M., Niederau, A.: Emissionskataster Hausbrand in Rheinland-Pfalz für das Jahr 2012, Abschlussbericht, November 2013, Herausgeber: LUWG
- Bergström, 2015: Carbonaceous aerosol in Europe – out of the woods and into the blue?, University of Gothenburg, faculty of science, department of chemistry and molecular biology, Schweden 2015, ISBN 978-91-628-9505-1
- BMVBS, 2011: Erprobung von Partikelfiltern für den Einsatz in der Binnenschifffahrt, Abschlussbericht, Bericht Nr.: RD-ER 2011.048 Version: 004, Abteilung: RD-ER
- Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Schultz, M.G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Kaiser, J.W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G., Zender, C.S., Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment, Journal of geophysical research: atmospheres, Vol. 118, 5380-5552, doi:10.1002/jgrd.50171, 2013
- CEC, 2015: North America black carbon emissions, estimation guidelines: Recommended methods for estimating black carbon emissions, Commission for environmental cooperation, November 2015
- Corbin, J. C., Pieber, S.M., Czech, H., Zanatta, M., Jakobi, G., Massabò, D., Orasche, J., El Haddad, I., Mensah, A., A., Stengel, B., Drinovc, L., Mocnik, G., Zimmermann, R., Prévôt, A. S. H., Gysel, M.: Brown and Black Carbon Emitted by a Marine Engine Operated on Heavy Fuel Oil and Distillate Fuels: Optical Properties, Size Distributions, and Emission Factors, Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 123, 6175–6195, <https://doi.org/10.1029/2017JD027818>, 2018
- Chou C., Kanji Z.A., Stetzer O., Tritscher T., Chirico R., Herings M.F., Weingartner E., Prévôt A.S.H., Baltensperger U., Lohmann U., Effect of photochemical ageing on the ice nucleation properties of diesel and wood burning particles, Atmos. Chem. Phys., 13 761-772, 2013
- EMEP/EEA, 2009: European Environmental Agency Atmospheric Emission Inventory Guidebook 2009. Chapter 5. Uncertainties, <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-a-general-guidance-chapters/5-uncertainties-tfeip-endorsed-draft.pdf/view>
- EMEP/EEA, 2016: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook - Technical guidance to prepare national emission inventories, EEA Report No 21/2016, ISSN 1977-844, European Environment Agency, Copenhagen. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook>, zuletzt geprüft am 15.4.2019.
- EMEP/EEA 2017: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Last update July 2017, 1.A.4 Small combustion, <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-4-small-combustion/view>
- EMEP/EEA 2018: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 – Last update July 2018, 1.A.3.b.i-iv Road transport, <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/view>
- EPA, 2012: Report to congress on black carbon, Department of the interior, Environment and related agencies, Appropriations Act 2010, United environmental protection agency, March 2012
- Fachinger F., Drewnick F., Gieré R., Borrmann S., How the user influence particulate emissions from residential wood and pellets stoves: Emission factors for different fuels and burning conditions, Atmos. Environment 158 (2017), 216-226
- IIR D 2018: <https://iir-de.wikidot.com/>
- IIR NL 2018: Wever D. et al., Informative inventory report 2018, Emissions of transboundary air pollutants in the Netherlands 1990-2016, RIVM Report 2018-0013
- IIR Dänemark 2018: Annual Danish informative inventory report to UNECE, emission inventories from the base year of the protocols to year 2016, Scientific report from DCE – Danish centre for environment and energy No. 267, 2016

- IIR Sweden 2018: Informative inventory report Sweden 2018, submitted under the convention on long-range transboundary air pollution, Sweden environmental protection agency
- IIR UK 2018: UK informative inventory report (1990-2016), final version, March 2018
- IIR D 2018: <https://iir-de.wikidot.com/welcome:welcome>
- IIR DK 2018: Annual Danish informative inventory report, emission inventories from base year of the protocols to year 2016, scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, No. 267, Aarhus University, 2018
- IIR UK 2018: D. Wakeling, NR. Passant, TP. Murrells, A. Misra, Y. Pang, G. Thistlethwaite, C. Walker, P. Brown, S. Del Vento, R. Hunter, J. Wiltshire, M. Broomfield, J. Watterson, B. Pearson, K. Rushton, M. Hobson, C. Dore und T. Misselbrook: "UK Informative Inventory Report (1990 to 2016)". Final Version (v1.2). March
- Jezek I., Blond N., Skupinski G., Mocnik G., The traffic emission-dispersion model for a Central-European city agrees with measured black carbon apportioned to traffic, *Atmos. Environment* 184 (2018), 177-190, 2018
- Jezek I., Katrasnik T., Westerdahl D., Mocnik G., Black carbon, particle number concentration and nitrogen oxide emission factors of random in-use vehicles measured with the on-road chasing method, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 11011-11026, 2015
- Johnson, K., Miller, W., Durbin, T., Jiang, Y., Yang, J., Karavalakis, G., Cocker, D., Black Carbon Measurement Methods and Emission Factors from Ships, Report prepared for International Council on Clean Transportation, Dezember 2016
- Krecl P., Targino A.C., Landi T.P., Ketzel M., Determination of black carbon, PM_{2.5}, particle number and NO_x emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development, *Atmos. Environment* 186 (2018), 229-240
- Kindbom, K., Mawdsley, I., Nielsen, O.-K., Saarinen, K., Jónsson, K., Aasestad, K., EMISSION FACTORS FOR SLCP EMISSIONS FROM RESIDENTIAL WOOD COMBUSTION IN THE NORDIC COUNTRIES, Improved emission inventories of Short Lived Climate Pollutants (SLCP), ISBN 978-92-893-5283-3 (PRINT), ISBN 978-92-893-5284-0 (PDF), ISBN 978-92-893-5285-7 (EPUB), <http://dx.doi.org/10.6027/TN2017-570>
- Klimont, Z., Kupiainen, K., Heyes, C., Purohit, P., Cofala, J., Rafaji, P., Borken-Kleefeld, J., Schöpp, W., Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon, *Atmos. Chem. Phys.* 17, 8681-8723, 2017
- Kuenen, J.J.P., Visschdijk, A.J.H., Jozwicka, M., Denier van der Gon, H.A.C., TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003–2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling, *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 10963–10976, 2014, www.atmos-chem-phys.net/14/10963/2014/, doi:10.5194/acp-14-10963-2014
- Kupiainen, K., Klimont, Z., Primary emissions of fine carbonaceous particles in Europe, *Atmospheric Environment*, 41 (2007), 2156-2170
- Kupiainen K., Klimont Z., Primary emissions of submicron and carbonaceous particles in Europe and the potential for their control, Interim Report IR-04-079, IIASA, 2004
- Kutzner R., von Schneidmesser E., Kuik F., Quedenau J., Long-term monitoring of black carbon across Germany, *Atmos. Environment* 185 (2018) 41-52
- LANUV, 2012: <https://www.bonapart.de/nachrichten/beitrag/fahrgastschiff-jan-von-werth-faehrt-zur-haelfte-schadstoffarm>
- Louis C., Liu Y., Tassel P., Perret P., Chaumond A., André M. (2016), PAH, BTEX, carbonyl compound, black-carbon, NO₂ and ultrafine particle dynamometer bench emissions for Euro 4 and Euro 5 diesel and gasoline passenger cars, *Atmospheric Environment*, Volume 141, September 2016, Pages 80-95, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.055>
- Mueller, L., Jakobi, G., Czech, H., Stengel, B., Orasche, J., Arteaga-Salas, J. M., Karg, E., Elsasser, M., Sippula, O., Streibel, T., Slowik, J.-G., Prevot, A., S., A., Jokiniemi, J., Rabe, R., Harndorf, H., Michalke, B., Schnelle-Kreis, J., Zimmermann, R., Characteristics and temporal evolution of particulate emissions from a ship diesel engine, *Applied Energy* 155 (2015) 204–217, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.05.115>
- Ntziachristos, L., Mellios, G., Fontaras, G., Gkeivanidis, S., Kousoulidou, M., Gkatzoflias, D., Papageorgiou, Th., and Kouridis, C. (2007), Updates of the Guidebook Chapter on Road Transport. LAT Report No 0706, p. 63.

Nussbaumer T., Klippel N., Johansson L., Survey on measurements and emission factors on particulate matter from biomass combustion in IEA countries, 16th European Biomass Conference and Exhibition, 2-6 June 2008, Valencia, Spain, oral presentation OA 9.2

Nussbaumer T., Characterisation of particles from wood combustion with respect to health relevance and electrostatic precipitation, Central European biomass conference, 26.-29.01.2011, Graz, http://task32.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2017/03/07_Nussbaumer.pdf

Petzold, A., Ogren, J.A., Fiebig, M., Laj, P., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrli, C., Wiedensohler, A., Zhang, X.-Y., Recommendations for reporting „black carbon“ measurements, Atmos. Chem. Phys. 13, 8365-8379, 2013

Rinehart, L.R.; Cunningham, A.; Chow, J.C.; Zielinska, B. (2003). Characterization of PM_{2.5} associated organic compounds of emission sources collected during the California Regional PM₁₀/PM_{2.5} Air Quality Study. 96th Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, San Diego, CA.

Schweiz, 2013: Feinstaub in der Schweiz 2013, Statusbericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene, Basel 2013

Simon, H., Beck, L., Bhavé, P. V., Divita, F., Hsu, Y., Luecken, D., Mobley, J. D., Pouliot, G. A., Reff, A., Sarwar, G., Strum, M., The development and uses of EPA's SPECIATE database, Atmospheric Pollution Research, 196 - 206 (2010). <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/atmospheric.pdf>, zuletzt geprüft am 15.4.2019.

Struschka, M., Kilgus, D., Springmann, M., Baumbach, G.: Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Forschungsbericht 205 42 322 UBA-FB 001217, UBA-Texte 44-08, November 2008.

Tebert, C.; Volz, S.; Töfge, K.: Ermittlung und Aktualisierung von Emissionsfaktoren für das nationale Emissionsinventar bezüglich kleiner und mittlerer Feuerungsanlagen der Haushalte und Kleinverbrauche. Forschungskennzahl 3712 42 313-2, i.A. des UBA, Mai 2016.

Tang, N. W., Apte, J. S., Martien, P. T., Kirchstetter, T. W., Measurement of black carbon emissions from in-use diesel-electric passenger locomotives in California, Atmospheric Environment, Volume 115, August 2015, Pages 295-303, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.001>, 2015

US EPA, 2006: SPECIATE 4.0, Speciation Database Development Documentation, Final Report. United States Environment Protection Agency. Online verfügbar unter: http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/speciatedoc_1206.pdf, zuletzt geprüft am 30.10.2018

US EPA, 2011: SPECIATE database (Version 4.3), United States Environmental Protection Agency, 2011. Online verfügbar unter: <https://cfpub.epa.gov/speciate/>, zuletzt geprüft am 15.4.2019

van der Gon, D. H. A. C., Bergström, R., Fountoukis, C., Johansson, C., Pandis, S. N., Simpson, D., Visschedijk, A. J. H., Particulate emissions from residential wood combustion in Europe – revised estimates and an evaluation, Atmos. Chem. Phys., 15, 6503–6519, 2015, <https://doi.org/10.5194/acp-15-6503-2015>

Visschedijk, A. J.H., Zandveld, P., Denier van der Gon, H.A.C.: A high resolution gridded European emission database for the EU integrated project GEMS, TNO report, 2007-A-R0233/B, 2007

Visschedijk, A.J.H., Denier van der Gon, H.A.C., Dröge, R., van der Brugh, H.: A European high resolution and size-differentiated emission inventory for elemental and organic carbon for the year 2005, TNO report, TNO-034-UT-2009-00688_RPT-ML, 2009

Wang, X, Chow, J. C., Kohl, S. D., Percy, K. E., Legge, A. H., Watson, J. G., Real-world emission factors for Caterpillar 797B heavy haulers during mining operations, Particuology Volume 28, October 2016, Pages 22-30, <https://doi.org/10.1016/j.partic.2015.07.001>

WMO/GAW, 2016: WMO/GAW Aerosol measurement procedures, guidelines and recommendations, 2nd edition, GAW report No. 227, 2016

Zavala, M., Molina, L., T., Yacovitch, T. I., Fortner, E. C., Roscioli, J. R., Floerchinger, C., Herndon, S. C., Kolb, C. E., Knighton, W. E., Paramo, V. H., Zirath, S., Mejía, J. A., azcilevich, A., Emission factors of black carbon and co-pollutants from diesel vehicles in Mexico City, Atmos. Chem. Phys., 17, 15293–15305, 2017, <https://doi.org/10.5194/acp-17-15293-2017>